



Universidade Federal de Uberlândia

Instituto de Ciências Exatas e Naturais do Pontal

Curso de Ciências Biológicas

***Cerrado stricto sensu* em afloramentos calcário e arenítico no Sudeste brasileiro:
considerações sobre padrões vegetacionais e fatores de influência**

MARCELO HENRIQUE ONGARO PINHEIRO

TESE
PROFESSOR TITULAR

Ituiutaba, 2023

Universidade Federal de Uberlândia
Instituto de Ciências Exatas e Naturais do Pontal
Curso de Ciências Biológicas

**Cerrado *sensu stricto* em afloramentos calcário e arenítico no Sudeste brasileiro:
considerações sobre padrões vegetacionais e fatores de influência**

MARCELO HENRIQUE ONGARO PINHEIRO

Tese elaborada como parte dos requisitos necessários para a promoção da classe de Professor Associado IV (classe D), para Professor Titular (classe E), da carreira de magistério superior na Universidade Federal de Uberlândia, segundo a Resolução N° 03/2017, do Conselho Diretor.

Ituiutaba, 2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

P654c
2023 Pinheiro, Marcelo Henrique Ongaro, 1963-
Cerrado *stricto sensu* em afloramentos calcário e arenítico no Sudeste brasileiro [recurso eletrônico] : considerações sobre padrões vegetacionais e fatores de influência / Marcelo Henrique Ongaro Pinheiro. - 2023.

Tese (Promoção para classe E - Professor Titular) - Universidade Federal de Uberlândia, Instituto de Ciências Exatas e Naturais do Pontal.

Modo de acesso: Internet.

Disponível em: <http://doi.org/10.14393/ufu.te.2023.7029>

Inclui bibliografia.

Inclui ilustrações.

1. Biologia - Estudo e ensino (Superior). 2. Educação - Estudo e ensino (Superior). I. Universidade Federal de Uberlândia. Instituto de Ciências Exatas e Naturais do Pontal. II. Curso de Ciências Biológicas. III. Título.

CDU: 573:378

Glória Aparecida
Bibliotecária Documentalista - CRB-6/2047

ATA DA SESSÃO DE AVALIAÇÃO DA PROGRESSÃO FUNCIONAL DA CLASSE (D) –ASSOCIADO PARA A CLASSE (E) TITULAR DO(A) DOCENTE MARCELO HENRIQUE ONGARO PINHEIRO DO INSTITUTO DE CIÊNCIAS EXATAS E NATURAIS DO PONTAL DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA, CONFORME DISPOSTO NA RESOLUÇÃO 03/2017 CONDIR/UFU.


Às 08h05min do dia 12 de abril de 2023, no ambiente virtual Teams, realizou-se a Sessão de Avaliação da Progressão Funcional da Classe (D) – Associado, nível IV, para a Classe (E) Titular do(a) docente **MARCELO HENRIQUE ONGARO PINHEIRO**. Compunham a Comissão de Avaliação os professores titulares Prof. Dr. Jimi Naoki Nakajima (Presidente - Universidade Federal de Uberlândia), Prof. Dr. Frederico Augusto Guimarães Guilherme (Universidade Federal de Jataí), Profa. Dra. Luciana Dias Thomaz (Universidade Federal do Espírito Santo) e Prof. Dr. Geraldo Alves Damasceno Junior (Universidade Federal de Mato Grosso do Sul).

A sessão foi aberta pelo(a) Presidente, que esclareceu as normas que regem a progressão e passou a palavra ao professor Marcelo Henrique Ongaro Pinheiro, para a apresentação da tese intitulada "Cerrado stricto sensu em afloramentos calcário e arenítico no Sudeste brasileiro: considerações sobre padrões vegetacionais e fatores de influência". Concluída a defesa, a palavra foi facultada aos membros da Comissão de Avaliação, que realizaram seus questionamentos. Após o encerramento da defesa da tese, arguição a Comissão de Avaliação reuniu-se em reservado para análise e julgamento da tese que em face do desempenho do docente, deliberou, por unanimidade, pela sua **APROVAÇÃO**.


A sessão foi encerrada às 13h13min.

Nada mais havendo a relatar, eu, Prof. Jimi Naoki Nakajima, presidente da Comissão de Avaliação, lavrei a presente ata, que depois de lida e aprovada, será assinada por mim e pelos demais membros da Comissão de Avaliação.


Ituiutaba-MG, 12 de abril de 2023.

Documento assinado digitalmente
 **JIMI NAOKI NAKAJIMA**
Data: 18/04/2023 05:58:14-0300
Verifique em <https://validar.jti.gov.br>


Prof. Dr. Jimi Naoki Nakajima
Presidente - Universidade Federal de Uberlândia

Documento assinado digitalmente
 **FREDERICO AUGUSTO GUIMARAES GUILHEI**
Data: 18/04/2023 08:15:47-0300
Verifique em <https://validar.jti.gov.br>

Prof. Dr. Frederico Augusto Guimarães Guilherme
Universidade Federal de Jataí

Documento assinado digitalmente
 **LUCIANA DIAS THOMAZ**
Data: 18/04/2023 12:56:35-0300
Verifique em <https://validar.jti.gov.br>

Profa. Dra. Luciana Dias Thomaz
Universidade Federal do Espírito Santo

Documento assinado digitalmente
 **GERALDO ALVES DAMASCENO JUNIOR**
Data: 18/04/2023 15:49:26-0300
Verifique em <https://validar.jti.gov.br>

Prof. Dr. Geraldo Alves Damasceno Junior
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Dedico à Sandra, minha querida esposa, Rafael, nosso filho amado, e à minha saudosa mãe, dona Nadir (*in memoriam*), as pessoas que me ensinaram o significado da palavra amor.

Agradecimentos

Faz-se necessário, por respeito e gratidão, os agradecimentos iniciais aos senhores S. V. Ribeiro, Claudinei, Vicente, Antônio e dona Fabíola, proprietários das áreas em que se localizam os cerrados rupestres estudados neste trabalho, por permitirem acesso às áreas de estudo. E faço votos que possam proteger esses cerrados rupestres magníficos, que tanto nos ensinam.

Expresso minha gratidão, agradecendo aos colegas e mestres Prof. Dr. Leopoldo Magno Coutinho (*in memoriam*), Profa. Dra. Vânia Regina Pivello, Prof. Dr. Ivan Schiavini, Prof. Dr. Mundayatan Haridasan, Prof. Dr. Willian Hoffmann, Prof. Dr. Davi Rodrigo Rossato e Prof. Dr. Lucas Silva, pelos comentários, incentivo e preciosas informações que auxiliaram sobremaneira nossos trabalhos. E, igualmente, manifesto meus respeitos e agradecimentos, através dos colegas e amigos, os doutores Thiago Salomão de Azevedo, Marcelo Claro de Souza, Regina Maria Q. Lana, Renata G. Udulutsch, José Luiz R. Torres, Rafael S. de Arruda, Denis C. de Oliveira, Vitor C. Martini e Gustavo Habermann, aos profissionais que, não medindo esforços, desenvolveram estudos relacionados aos cerrados calcários, contribuindo de forma inestimável para o conhecimento e divulgação dos cerrados carbonáticos tijucanos.

Igualmente importante foi o apoio e ajuda oferecidos pelos colegas de labutas diárias no *campus* Pontal. Como a contribuição oferecida gentilmente pela Profa. Dra. Alice Bosco Santos, pela identificação das rochas que afloram nos cerrados rupestres. E pela primeira divulgação dos cerrados calcários, realizada através de palestra ministrada na IV Semana BioCientífica, evento organizado pela Profa. Dra. Gabriela Lícia Ferreira, Profa. Dra. Luciana Calábria e Prof. Dr. Alexandre Azenha de Rezende. Igualmente agradeço aos colegas do *campus* Pontal, através dos companheiros de trabalho Dr. Lucas Matheus da Rocha, Sra. Elda Moreira da Costa, Dra. Sabrina Coelho Rodrigues e Dra. Kátia Facure Giaretta, pelos momentos de conversa e discussões, que resultaram em *insights* interessantes sobre as áreas que apresentamos na presente tese.

Não menos importante, e que expresso com profundo sentimento de gratidão, é o justo agradecimento aos caros alunos e alunas, de graduação e pós-graduação, que, com entusiasmo, se esforçaram muito nos trabalhos laboratoriais e de campo. Agradeço a todos e todas vocês, através de seus colegas e amigos Felipe Naves, Elina E. Langa João, Danila G. Bertin, Vinícius Alves, Beatriz Riul, Bruna Castellan, Lucas Rodrigues, Ana Victoria Barbosa, Wagner L. Santos, Henrique A. de Oliveira e Calebe Dutra.

SUMÁRIO

| | |
|--|-----------|
| Introdução Geral | 1 |
| Referências Bibliográficas | 5 |
| Capítulo 1 | 9 |
| Padrões florísticos de cerrados rupestres calcário e arenítico no Sudeste brasileiro | 10 |
| Introdução | 12 |
| Material e Métodos | 14 |
| Descrições das áreas de estudo | 16 |
| Delineamentos amostrais e análises empregadas | 16 |
| Resultados | 19 |
| Composição e espectro adaptativo das espécies | 19 |
| Riquezas e similaridades | 26 |
| Discussão | 29 |
| Composição florística e grupos ecológicos | 29 |
| Similaridades florísticas | 32 |
| Considerações Finais | 34 |
| Referências Bibliográficas | 34 |
| Material Suplementar | 45 |
| Capítulo 2 | 47 |
| Influência edáfica e estrutura vegetacional em comunidades arbustivo-arbóreas de cerrados rupestres calcário e arenítico no Sudeste brasileiro | 48 |
| Introdução | 50 |
| Material e Métodos | 52 |
| Descrições das áreas de estudo | 52 |
| Delineamento amostral | 54 |
| Análises fitossociológicas e estatísticas | 55 |
| Resultados | 57 |
| Discussão | 68 |
| Padrões vegetacionais | 68 |
| Influência edáfica | 71 |
| Considerações Finais | 75 |

| | |
|--|------------|
| Referências Bibliográficas | 75 |
| Material Suplementar | 88 |
| Capítulo 3 | 93 |
| Déficit hídrico edáfico e a ocorrência de cerrados rupestres calcários | 94 |
| Introdução | 96 |
| Savanas calcárias tropicais | 97 |
| Cerrado lato sensu e cerrado calcário | 98 |
| Florestas decíduas | 100 |
| Perguntas e hipótese | 102 |
| Material e Métodos | 102 |
| Descrição das áreas de estudo | 104 |
| Coletas de solo | 105 |
| Análises espaço-temporais | 109 |
| Resultados | 109 |
| Caracterização química dos solos | 109 |
| Análises espaço-temporais | 110 |
| Capacidade de retenção hídrica edáfica – análises HAND | 112 |
| Discussão | 113 |
| Influência dos afloramentos para as lenhosas | 114 |
| Filtros ambientais em cerrados calcários | 116 |
| Considerações Finais | 118 |
| Referências Bibliográficas | 119 |
| Material Suplementar | 137 |
| Considerações Gerais | 143 |

Introdução Geral

Introdução Geral

O presente trabalho traz informações sobre padrões ecossistêmicos e vegetacionais a respeito de ecossistema savânico brasileiro, segundo nosso levantamento bibliográfico, ainda não descrito através de estudos científicos. Portanto, ecossistema savânico ainda não comunicado formalmente à comunidade científica. Trata-se de um tipo savânico definido como cerrado rupestre calcário, ou seja, um subtipo de cerrado *stricto sensu* vegetando em solo sob influência direta de afloramentos de rochas calcárias (calcita), *i.e.* Neossolo Litólico eutrófico (calcário) (ALVES et al., 2018, 2021). Os remanescentes de cerrados rupestres calcários foram localizados em morros testemunhos no município de Ituiutaba, estado de Minas Gerais, sobreviventes de atividade extrativista pretérita.

Apesar do que acabamos de relatar, não podemos afirmar, em definitivo, que se trata de um ambiente savânico herbáceo-lenhoso desconhecido por completo dos colegas ecólogos e ambientalistas. Alguns dos colegas consultados comentaram que tinham conhecimento da ocorrência de Cerrados que apresentavam alguma influência de solos rupícolas calcários. Contudo, nenhum deles pôde precisar se as savanas, às quais se referiam, sofriam, de fato, influência direta de rochas calcárias, ou, ao menos, de teores elevados de calcário edáfico, como os observados por nós nos cerrados rupestres calcários. Dessa forma, não puderam confirmar se esses Cerrados teriam alguma semelhança com o remanescente estudado por Alves et al. (2018; 2021), descrito nesses trabalhos como cerrado *sensu stricto* ocupando Neossolo Litólico calcário, rochas provenientes da Bacia Sedimentar do Paraná, Formação Marília, Grupo Bauru (PEREIRA; MOREIRA; ARAÚJO, 2017). Apesar do vasto conhecimento dos colegas que consultamos, e, obviamente, respeitando a vasta experiência de campo que obtiveram no decorrer de muitos anos, não podemos ignorar o fato de que em nenhum dos trabalhos publicados, que descreveram os diferentes tipos vegetacionais savânicos brasileiros, não há menção alguma sobre a existência de cerrados rupestres calcários (EITEN, 1972; RIBEIRO; WALTER, 2008; WALTER; CARVALHO; RIBEIRO, 2008; FELFILI et al., 2006; PENNINGTON; LEWIS; RATTER, 2006; SCARANO, 2007; INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA-IBGE, 2012; OVERBECK et al., 2022). Ao contrário, os autores citados acima em nenhum momento mencionaram a ocorrência de cerrados *stricto sensu* em locais onde o solo apresentava forte influência calcária, ou, onde rochas calcárias afloravam. As formações vegetais relacionadas por Eiten (1972), por exemplo, em áreas com solos meso-eutróficos, por influência de altos teores de calcário edáfico, foram, segundo nomenclatura usada por esse autor, caatinga, florestas mesofíticas ou decíduas. Eiten, ainda no mesmo

trabalho, ao descrever cerrados rupestres presentes no Triângulo Mineiro, relacionou apenas tipos vegetacionais savânicos rupícolas associados a rochas areníticas ou basálticas.

Trabalhos publicados, posteriormente ao de Eiten (1972), não mencionaram a existência de cerrados rupestres calcários (RIBEIRO; WALTER, 2008; FELFILI et al., 2004; PENNINGTON; LEWIS; RATTER, 2006; RATTER; BRIDGEWATER; RIBEIRO, 2006; IBGE, 2012; COELHO et al., 2016; SCHAEFER et al., 2016), como os encontrados em Ituiutaba, doravante tratados apenas como cerrados calcários, fato que poderia indicar o ineditismo do conteúdo que incluímos na presente tese. Vale a pena destacar uma questão no mínimo irônica. No início da década de 1970, a região de Ituiutaba foi palco de estudos seminiais, que discutiram a importância da influência de solos distróficos para a distribuição de diferentes fitofisionomias do Cerrado (GOODLAND, 1971; GOODLAND, POLLARD, 1973). Todavia, com o tempo, e a realização de mais estudos, detalhando a influência de outros fatores abióticos para a ocorrência do Cerrado, como o fogo e disponibilidade hídrica, foi possível entendermos quão complexo e fascinante é o domínio do Cerrado (RIZZINI, 1997; AB'SÁBER, 2003; FERNANDES, 2006; PINHEIRO; MONTEIRO, 2010; SIMON; PENNINGTON, 2012; DANTAS et al., 2013).

A despeito de eventuais dificuldades logísticas e de fomento no decorrer de nossos trabalhos, como falta de grupo de trabalho treinado e cancelamento de bolsas, além das limitações impostas pelo COVID-19, devemos ressaltar como o principal motivo para que prosseguíssemos, além da própria importância científica dos cerrados calcários tijuquanos, foi o número de estudos até então realizados nesses mesmos remanescentes savânicos. Foram desenvolvidos pouco mais de uma dezena de estudos, desde trabalhos de iniciação científica, de conclusão de cursos de graduação e de pós-graduação – dois mestrados concluídos e um doutorado em andamento, além de trabalhos de pós-doutorado. Dados coletados nessas savanas calcárias puderam contribuir, por sua vez, para a produção de trabalhos científicos que abordaram diferentes questões ecossistêmicas e ecofisiológicas, publicados em periódicos científicos nacionais e internacionais (SOUZA et al., 2017, 2020; ALVES et al., 2018, 2021; NOGUEIRA et al., 2019). Além disso, os resultados publicados desses estudos contribuíram, por sua vez, para o embasamento teórico de outros estudos igualmente importantes (LAMBERS et al., 2020; CROSS; LAMBERS, 2021; CASTRO et al., 2022). Contudo, ainda faltava a publicação de estudos, que fornecessem descrições e análises sincológicas básicas, desses cerrados calcários através de análises florísticas e fitossociológicas.

A presente tese pretendeu responder duas questões fundamentais relacionadas aos cerrados calcários encontrados por nós: i) se os padrões vegetacionais observados nos cerrados

calcários poderiam ser definidos como próprios dessas comunidades calcárias; ii) e se conseguiríamos determinar os fatores físicos que poderiam ser responsáveis pela ocorrência desses cerrados calcários, e não de florestas estacionais decíduais em Neossolos Litólicos eutróficos (KILCA et al., 2011). Como é possível depreender, esses questionamentos resultaram do inusitado encontro de fitofisionomias savânicas, compatíveis com a definição de cerrado rupestre (RIBEIRO; WALTER, 2008), mas vegetando em um afloramento rochoso, normalmente ocupado por matas secas (EITEN, 1972; RIBEIRO; WALTER, 2008; COELHO et al., 2016; SCHAEFER et al., 2016). Ou seja, encontramos comunidades vegetais com indivíduos arbustivo-arbóreos tortuosos esparsamente distribuídos, onde puderam ser observadas espécies como *Davilla elliptica* A. St. Hil., *Curatella americana* L., *Qualea grandiflora* Mart., *Q. parviflora* Mart., *Tabebuia aurea* (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore, espécies típicas de formações savânicas em solos distróficos (MENDONÇA et al., 1998; RATTER; BRIDGEWATER; RIBEIRO, 2006), ocupando Neossolos Litólicos eutróficos por afloramento calcários, condição apropriada a formações florestais estacionais decíduais (RIBEIRO; WALTER, 2008). Outro aspecto florístico significativo, certamente consequência dos elevados teores de macronutrientes edáficos dos cerrados calcários, foi a presença de algumas espécies savânicas que possuem maior afinidade com solos que apresentam elevados teores para macronutrientes e pH, como *Callisthene fasciculata* Mart., *Guettarda viburnoides* Cham. & Schltldl., *Luehea paniculata* Mart. e *Terminalia argentea* Mart. (RATTER; BRIDGEWATER; RIBEIRO, 2006).

Chamou nossa atenção igualmente, em nossas incursões iniciais, o alto grau de deciduidade foliar nesses cerrados calcários, provocada, provavelmente, não apenas por interferência das secas sazonais, mas devido também à baixa capacidade de retenção hídrica observada em áreas com solos rasos devido a afloramentos das percoláveis rochas calcárias (LUGO et al., 2006). Dessa forma, as espécies lenhosas, especialmente as arbóreas, perdem praticamente todas as folhas nos meses mais secos, comportamento similar ao observado em florestas estacionais decíduais (IBGE, 2012), ou, especificamente, em matas secas calcárias (RIBEIRO; WALTER, 2008).

As informações relacionadas acima nos estimularam considerar a possibilidade dos cerrados calcários pudessem apresentar padrões florístico-estruturais próprios, devido à ocorrência de espécies savânicas frequentes em solos mesotróficos, além daquelas comuns a solos distróficos. E que agentes químicos edáficos, além da baixa capacidade de retenção hídrica em Neossolos Litólicos calcários (LUGO et al., 2006), possam exercer notável influência, tanto para a ocorrência desses cerrados calcários, assim como para a caracterização

florístico-estrutural de suas comunidades arbustivo-arbóreas. Consideramos também a possibilidade da ocorrência de queimadas como fator de supressão de florestas estacionais decíduais, que poderiam ter ocupado essas áreas no passado, cedendo espaço para a ocupação posterior dos cerrados calcários. Todavia, resultados obtidos refutaram essa possibilidade.

Nossos estudos, relacionados, especialmente, a cerrados calcários, analisados na presente tese, foram organizados em três capítulos. O primeiro capítulo tratou das características florísticas de duas comunidades savânicas calcárias e uma arenítica próximas; o segundo comparou padrões estruturais de um cerrado calcário e um arenítico e da possível influência físico-química do solo na definição de padrões vegetacionais; e o terceiro e último capítulo explorou a capacidade de retenção hídrica edáfica, para a ocorrência de três cerrados calcários.

Nossa intenção, com a realização desta tese, foi apresentar os primeiros resultados sobre análises florístico-estruturais de remanescentes de cerrados rupestres, especialmente calcários, cujas comunidades arbustivo-arbóreas compõem um tipo ecossistêmico ainda não estudado cientificamente. Além de pretendermos considerar fatores abióticos que possam determinar a ocorrência desses cerrados calcários, como a influência de disponibilidade hídrica, em detrimento de outros tipos vegetacionais, como florestas estacionais decíduais, frequentes nesse tipo edáfico e presentes no município de Ituiutaba.

Almejamos, igualmente, ao salientar a importância científica desses cerrados calcários, contribuir para que remanescentes savânicos rupícolas, na região do Triângulo Mineiro, possam ser protegidos pelas autoridades, que devem considerar também esses locais como imprescindíveis para a preservação da biota regional. Infelizmente, o cenário que se apresenta, para a preservação ambiental nessa região, inspira grande preocupação. Embora o Triângulo Mineiro seja considerado como prioritário para a preservação no bioma Cerrado (CAVALCANTI; JOLY, 2002), em Minas Gerais é a região que mais sofreu perdas de remanescentes savânicos pelo aumento de práticas agropecuárias (INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS-IEF, 2012).

Infelizmente, apesar de “no universo geocológico do Brasil intertropical, não existir comunidade biológica mais flexível e dotada de poder de sobrevivência” que o Cerrado (AB’SÁBER, 2003, pg. 39), o hediondo e vulgar desejo de rápido acúmulo de capital, estimulando a devastação dos remanescentes savânicos que ainda se mantêm, não nos oferece alento sobre o futuro que os aguarda.

Referências Bibliográficas

AB'SÁBER, A. N. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003. 159 p.

ALVES, V. N.; BERTIN, D. G.; SANTOS, D. S.; WENDLING, B.; LANA, R. M. Q.; TORRES, J. L. R.; PINHEIRO, M. H. O. Decomposition of leaf litter in the Brazilian savanna on limestone and sandstone Neosols. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 93, n. 3, e20200372, 2021. <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765202120200372>

ALVES, V. N.; TORRES, J. L. R.; LANA, R. M. Q.; PINHEIRO, M. H. O. Nutrient cycling between soil and leaf litter in the cerrado (Brazilian savanna) on eutrophic and dystrophic Neosols. **Acta Botanica Brasilica**, v. 32, n. 2, p. 169-179, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/0102-33062017abb0369>

CASTRO, L. M. R.; VINSON, C. C.; DA GORDO, S. M. C.; WILLIAMS, T. C. R.; CURY, N. F.; DE SOUZA, M. C.; PEREIRA, L. A. R. Molecular and physiological aspects of plant responses to aluminum: what do we know about cerrado plants? **Brazilian Journal of Botany**, v. 45, n. 2, p. 545-562, 2022. <http://dx.doi.org/10.1007/s40415-021-00781-1>

CAVALCANTI, R. B.; JOLY, C. A. Biodiversity and conservation priorities in the cerrado region. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Eds.). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna**. Nova Iorque: Columbia University Press, 2002. p. 352-359. <https://doi.org/10.7312/oliv12042>

COELHO, M. S.; FERNANDES, G. W.; PACHECO, P.; DINIZ, V.; MEIRELES, A.; SANTOS, R. M. D.; CARVALHO, F. A.; NEGREIROS, D. Archipelago of montane forests surrounded by rupestrian grasslands: new insights and perspectives. In: FERNANDES, G. W. (Ed.). **Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil**. Cham: Springer, 2016. p. 129-156. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5_7

CROSS, A. T.; LAMBERS, H. Calcicole–calcifuge plant strategies limit restoration potential in a regional semi-arid flora. **Ecology and Evolution**, v. 11, n. 11, p. 6941-6961, 2021. <https://doi.org/10.1002/ece3.7544>

DANTAS, V. D. L.; PAUSAS, J. G.; BATALHA, M. A.; PAULA LOIOLA, P. D.; CIANCIARUSO, M. V. The role of fire in structuring trait variability in Neotropical savannas. **Oecologia**, v. 171, n. 2, p. 487-494, 2013. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2431-8>

EITEN, G. The cerrado vegetation of Brazil. **The Botanical Review**, v. 38, n. 2, p. 201-341, 1972. <http://dx.doi.org/10.1007/BF02859158>

FELFILI, J. M.; FELFILI, M. C.; FAGG, C. W.; REZENDE, A. V.; NOGUEIRA, P. E.; DA SILVA JÚNIOR, M. C. Phytogeography of cerrado sensu stricto and land system zoning in central Brazil. In: PENNINGTON, R. T.; LEWIS, G. P.; RATTER, J.A. (Eds.). **Neotropical savannas and seasonally dry forests: diversity, biogeography, and conservation**. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis, 2006. p. 79-94. <http://dx.doi.org/10.1201/9781420004496-4>

FELFILI, J. M.; SILVA JÚNIOR, M. C.; SEVILHA, A. C.; FAGG, C. W.; WALTER, B. M. T., NOGUEIRA, P. E.; REZENDE, A. V. Diversity, floristic and structural patterns of cerrado vegetation in Central Brazil. **Plant Ecology**, v. 175, n. 1, p. 37-46, 2004. <http://dx.doi.org/10.1023/B:VEGE.0000048090.07022.02>

FERNANDES, A. **Fitogeografia brasileira: províncias florísticas**. 3. ed. Fortaleza: Realce Editora, 2006. 199 p.

GOODLAND, R. A physiognomic analysis of the 'cerrado' vegetation of Central Brazil. **The Journal of Ecology**. v. 59, n. 2, p. 411-419. 1971. <https://doi.org/10.2307/2258321>

GOODLAND, R.; POLLARD, R. The Brazilian cerrado vegetation: a fertility gradient. **The Journal of Ecology**. v. 61, n. 1, p. 219-224. 1973. <http://dx.doi.org/10.2307/2258929>

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA-IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 274p.

INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS-IEF. 2012. **Panorama da biodiversidade em Minas Gerais**. Belo Horizonte: Instituto Estadual de Florestas. 286p.

KILCA, R. V.; SCHIAVINI, I.; MONTEIRO, G. A.; MORAES, A. B. Aspectos edáficos e estruturais de uma floresta estacional decidual antes do enchimento de uma barragem em Araguari, Minas Gerais. **Iheringia, Série Botânica**, v. 66, n. 1, p. 17-30, 2011.

LAMBERS, H.; COSTA, P. B.; OLIVEIRA, R. S.; SILVEIRA, F. A. Towards more sustainable cropping systems: lessons from native Cerrado species. **Theoretical and Experimental Plant Physiology**, v. 32, n. 3, p. 175-194, 2020. <https://doi.org/10.1007/s40626-020-00180-z>

LUGO, A. E.; MEDINA, E.; TREJO-TORRES, J. C.; HELMER, E. Botanical and ecological basis for the resilience of Antillean dry forests. In: PENNINGTON, R. T., LEWIS, G. P., RATTER, J. A. (Eds.). **Neotropical savannas and seasonally dry forests: diversity, biogeography, and conservation**. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis, 2006. p. 359-381. <http://dx.doi.org/10.1201/9781420004496-15>

MENDONÇA, R. C.; FELFILI, J. M.; WALTER, B. M. T.; SILVA JR, M. C.; REZENDE, A. V.; FILGUEIRAS, T. S.; NOGUEIRA, P. E. Flora vascular do cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (Eds.). **Cerrado—ambiente e flora**. Planaltina: Embrapa, 1998. p. 289-556.

NOGUEIRA, M. A.; BRESSAN, A. C.; PINHEIRO, M. H. O.; HABERMANN, G. Aluminum-accumulating Vochysiaceae species growing on a calcareous soil in Brazil. **Plant and Soil**, v. 437, n. 1/2, p. 313-326. 2019. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-019-03978-2>

OVERBECK, G. E.; VÉLEZ-MARTIN, E.; SILVA MENEZES, L.; ANAND, M.; BAEZA, S.; CARLUCCI, M. B.; DECHOUM, M. S.; DURIGAN, G.; FIDELIS, A.; GUIDO, A. C.; MORO, M. F.; MUNHOZ, C. B. R.; REGINATO, M.; RODRIGUES, R. S.; ROSENFELD, M. F.; SAMPAIO, A. B.; SILVA, F. H. B.; SILVEIRA, F. A. O.; SOSINSKI, E. E.; STAUDE, I. R.; TEMPERTON, V. M.; TURCHETTO, C.; VELDMAN, J. W.; VIANA, P. L.; ZAPPI, D. C.; MÜLLER, S. C. Placing Brazil's grasslands and savannas on the map of science and conservation. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, p. 125687, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2022.125687>

PENNINGTON, R. T.; LEWIS, G. P.; RATTER, J. A. An overview of the plant diversity, biogeography and conservation of Neotropical savannas and seasonally dry forests. In: PENNINGTON, R. T., LEWIS, G. P., RATTER, J. A. (Eds.). **Neotropical savannas and seasonally dry forests: diversity, biogeography, and conservation**. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis, 2006. p. 1-29. <http://dx.doi.org/10.1201/9781420004496-1>

PEREIRA, K. G. O.; MOREIRA, A. L.; ARAÚJO, L. F. S. Revisão teórica sobre o paleoclima na porção Norte e Nordeste da bacia do Paraná: o caso do Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba. In: ENCONTRO DE GEOGRAFIA DO PONTAL - GEOPONTAL, IX., 2017, Ituiutaba. **Anais...** Ituiutaba: FACIP/UFU-Geografia, 2017. p. 248-263. 2017.

PINHEIRO, M. H. O.; MONTEIRO, R. Contribution to the discussions on the origin of the cerrado biome: Brazilian savanna. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 1, p. 95-102, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842010000100013>

RATTER, J. A.; BRIDGEWATER, S.; RIBEIRO, J. F. Biodiversity patterns of the woody vegetation of the Brazilian cerrado. In: PENNINGTON, R. T., LEWIS, G. P., RATTER, J. A. (Eds.). **Neotropical savannas and seasonally dry forests: diversity, biogeography, and conservation**. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis, 2006. p. 31-66. <http://dx.doi.org/10.1201/9781420004496-2>

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. Planaltina: Embrapa-CPAC, 2008. p. 152-212.

RIZZINI, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural Edições, 1997. 747 p.

SCARANO, F. R. Rock outcrop vegetation in Brazil: a brief overview. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 4, p. 561-568, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042007000400002>

SCHAEFER, C. E.; CORRÊA, G. R.; CANDIDO, H. G.; ARRUDA, D. M.; NUNES, J. A.; ARAUJO, R. W.; RODRIGUES, P. M. S.; FERNANDES FILHO, E. I.; PEREIRA, A. F. S.; BRANDÃO, P. C.; NERI, A. V. The physical environment of rupestrian grasslands (Campos Rupestres) in Brazil: geological, geomorphological and pedological characteristics, and interplays. In: FERNANDES, G. W. (Ed.). **Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil**. Cham: Springer, 2016. p. 15-53. https://doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5_2

SIMON, M. F.; PENNINGTON, T. Evidence for adaptation to fire regimes in the tropical savannas of the Brazilian Cerrado. **International Journal of Plant Sciences**, v. 173, n. 6, p. 711-723, 2012. <https://doi.org/10.1086/665973>

SOUZA, M. C.; HABERMANN, G.; DO AMARAL, C. L.; ROSA, A. L.; PINHEIRO, M. H. O.; COSTA, F. B. *Vochysia tucanorum* Mart.: an aluminum-accumulating species evidencing calcifuge behavior. **Plant and Soil**, v. 419, n. 1/2, p. 377-389, 2017. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-017-3355-1>

SOUZA, M. C.; WILLIAMS, T. C. R.; POSCHENRIEDER, C.; JANSEN, S.; PINHEIRO, M. H. O.; SOARES, I. P.; FRANCO, A. C. Calcicole behaviour of *Callisthene fasciculata* Mart., an Al accumulating species from Brazilian cerrado. **Plant Biology**, v. 22, n. 1, p. 30-37, 2020. <https://doi.org/10.1111/plb.13036>

WALTER, B. M. T.; CARVALHO, A. M.; RIBEIRO, J. F. O conceito de savana e de seu componente cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. Planaltina: Embrapa-CPAC, 2008. p. 19-45.

Capítulo 1

Padrões florísticos de cerrados rupestres calcário e arenítico no Sudeste brasileiro

Resumo

Realizamos estudos florísticos em três cerrados rupestres, dois calcários (designados A1 e B) e um arenítico (A2), na região do Pontal do Triângulo Mineiro. Procuramos identificar padrões florísticos de seus componentes arbustivo-arbóreos que pudessem contribuir na caracterização desses cerrados rupestres, especialmente os calcários. Os levantamentos ocorreram em 20 parcelas (10 m x 10 m), nas áreas A1 e A2, e em 85 pontos-quadrantes na B. Para entendermos a contribuição das espécies, quanto aos habitats de ocorrência, elas foram definidas como generalistas (G), savânicas (S) ou florestais (F), e identificadas as que ocorrem em ambientes rupestres. Estudamos as riquezas de espécies através de curvas de rarefação, e realizamos análises de similaridades florísticas através dos métodos UPGMA (índice de Jaccard – entre A1 e A2), e NMDS (índice de Horn – entre os três cerrados rupestres, 15 áreas savânicas e oito florestais decíduais). Observamos que houve menor ocorrência de espécies estritamente savânicas ou florestais, e de ambientes rupestres, nas três áreas estudadas, confirmando estudos de outros autores. Apesar da maior similaridade com formações savânicas, diferenças florísticas registradas, local (UPGMA) e regionalmente (NMDS), corroboraram a hipótese de que os cerrados calcários podem apresentar padrões florísticos que os distingam de outros cerrados rupestres.

Palavras-chave: ambientes extremos, compostos insolúveis, estresse ambiental, rochosidade.

Abstract

A floristic study was conducted in three *cerrados rupestres* (outcrop savannas) sites, two limestones (named as A1 and B), and one sandstone (A2) in the region of *Pontal do Triângulo Mineiro*. For these three sites, the floristic pattern was described based on their tree-shrub composition in order to contribute to the characterization of these *cerrados rupestres* sites, especially the limestone ones. The surveys were done along 20 plots (10 m x 10 m), at sites A1 and A2, and 85 quadrant points at site B. In order to understand the contribution of the species, based on the habitats of occurrence, they were classified as generalist (G), savanna (S), or forest (F) species and those occurring on rupestrian environments were identified. The species richness was analyzed through rarefaction curves, and floristic similarities through unweighted arithmetic mean methods (UPGMA) and Jaccard index (analysis made between sites A1 and A2). Finally, a non-metric multidimensional scaling (NMDS) through Horn index was performed, encompassing all three *cerrados rupestres* sites, 15 savanna areas, and 8 deciduous forests. The results of this study showed that there was a lower occurrence of savanna or forest specialist species, and of rupestrian environments along the three sites studied, corroborating previous studies. Despite the greater similarity with savanna formations, the floristic differences observed, local (UPGMA) and regionally (NMDS), reinforce the hypothesis that *limestone cerrados* can present floristic patterns that distinguish from other *cerrados rupestres* sites.

Keywords: extreme environments, environmental stress, insoluble compounds, rockiness.

Introdução

Estudos sobre padrões florísticos de comunidades savânicas brasileiras, embora sejam abundantes (OLIVEIRA; MARQUIS, 2002), ainda são pouco numerosos aqueles que fazem referência a cerrados rupestres (MEIRELLES; PIVELLO; JOLY, 1999; SILVA, 2016; PEREIRA; FERNANDES, 2022). Quanto a essa questão, são ainda mais escassos estudos sobre cerrados rupestres sob influência de afloramentos rochosos calcários, ambientes predominantemente ocupados, como indica a literatura científica vigente, por campos rupestres ou florestas decíduas, vegetação florestal também conhecida como ‘matas calcárias’ (RIBEIRO; WALTER, 2008; OLIVEIRA-FILHO; RATTER, 2002; FELFILI et al., 2007; SCARANO, 2007; REATTO et al., 2008; COELHO et al., 2016; OVERBECK et al., 2022). No Brasil, em áreas onde ocorrem afloramentos calcários, poderão ser encontradas ainda vegetação do tipo escrube, com notável presença de cactáceas e bromeliáceas, como foi observado no vale do Paranã (PÉREZ-GARCÍA et al., 2009), e na Serra do Cipó (COELHO et al., 2016; SCHAEFER et al., 2016).

Em seus habitats as espécies vegetais savânicas são influenciadas principalmente pela disponibilidade de água e de nutrientes no solo (WALKER, 2001). Portanto, variações desses fatores ambientais, em conjunto com outros, como variações topográficas e ocorrência de fogo, podem contribuir significativamente para a definição de padrões florísticos distintos entre comunidades vegetais do Cerrado (SOLBRIG, 1996; PINHEIRO; MONTEIRO, 2010; CORDEIRO et al., 2021), como as encontradas em cerrados rupestres (FELFILI; FAGG, 2007; OLIVEIRA; GODOY, 2007; NEVES et al., 2018). Por essa razão, cerrados *stricto sensu* podem apresentar variações notáveis quanto a padrões florísticos e estruturais (DURIGAN et al., 2003; DURIGAN, 2006; FELFILI et al., 2006; RATTER; BRIDGEWATER; RIBEIRO, 2006; LEMOS et al., 2013), mesmo em escala geográfica local, devido a diferenças de teores de nutrientes do solo (CONCEIÇÃO; PIRANI; MEIRELLES, 2007; SCARANO, 2007).

Nesse contexto, em ambientes savânicos rupícolas, caracterizados pela presença de solos rasos, definidos por diferentes tipos rochosos (MOTTA; CURI; FRANZMEIER, 2002; OLIVEIRA-FILHO; RATTER, 2002), torna-se compreensível a possibilidade de cerrados rupestres possuírem composição florística peculiar, podendo ser distinta dos demais subtipos do cerrado *stricto sensu* (RIBEIRO; WALTER, 2008). Por conseguinte, depreende-se que a influência de fatores ambientais, presentes em cerrados rupestres calcários, *e.g.* baixa capacidade de retenção de umidade nos solos rasos, presença de elevados teores de cálcio edáfico interferindo na absorção radicular de ferro, fósforo e potássio devido à produção de

compostos insolúveis (LAVELLE; SPAIN, 2001; LUGO et al., 2006), deve contribuir para a definição de padrões florísticos nesses cerrados rupestres calcários, que seriam distintos dos encontrados em cerrados rupestres ocupando em outros tipos rochosos, como os quartzíticos e basálticos (MOURA et al., 2010; MARACAHIPES et al., 2011; ABREU et al., 2012). Além disso, reforça essas considerações o fato de ambientes rupícolas frequentemente imporem condições ambientais extremas para suas comunidades vegetais (SCHAEFER et al., 2016), definidas, além das mencionadas acima, por amplas variações de temperatura e ocorrência de enxurradas e baixa retenção hídrica em seus solos pouco profundos. Essas características ambientais dificultariam excessivamente a sobrevivência das espécies incapazes de sobreviver a elas (LE; MCQUEEN-MASON, 2006; BECHTOLD, 2018), atuando, provavelmente, como eficientes filtros ambientais nesses cerrados rupestres (MOURA; RIBEIRO; TAKAHASI, 2011; ELIAS et al., 2019; ARIANO et al., 2022).

Em nossa abordagem inicial sobre estudo florístico envolvendo os inusitados cerrados rupestres calcários, encontrados na região do Pontal do Triângulo Mineiro, questões relevantes foram levantadas. A pergunta inicial foi se cerrados rupestres, vegetando em Neossolos Litólicos com afloramentos calcários (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2007; ALVES et al., 2018), teriam composições florísticas com notável contribuição de espécies com ocorrência em formações savânicas rupestres (RATTER; BRIDGEWATER; RIBEIRO, 2003, 2006)? Ou, se muitas das espécies presentes nesses cerrados rupestres, especialmente nos calcários, poderiam ser frequentes em florestas estacionais decíduais (SILVA; BATES, 2002; PENNINGTON; LAVIN; OLIVEIRA-FILHO, 2009), vegetação onde afloramentos calcários são mais comuns (RIBEIRO; WALTER, 2008; SCARIOT; SEVILHA, 2005)? E qual o nível de similaridade dos cerrados rupestres estudados por nós, especialmente os calcários, com outras formações savânicas, inclusive cerrados rupestres, e com florestas estacionais decíduais? Esses questionamentos decorreram do entendimento, como comentado acima, de que características edáficas são filtros ecológicos preponderantes para a definição de características florísticas (DAUBENMIRE, 1974; BARNES et al., 2008; FITTER, 2007; CRAWLEY, 2007), interferindo na definição de padrões vegetacionais de populações em suas comunidades (HUTCHINGS, 2007). Dessa forma, destacamos como objetivo principal, de nossa abordagem inicial, realizar estudo florístico dos cerrados *stricto sensu* rupestres, enfatizando os cerrados calcários encontrados, na tentativa de identificar padrões que contribuam para que possam ser definidos como tipos vegetacionais savânicos distintos dos demais. Para tanto, testamos a hipótese alternativa de que as composições florísticas dos cerrados rupestres, especialmente as dos cerrados calcários,

indicarão composições que possam ser consideradas distintas das de outras formações rupestres, arbustivo-arbóreas, savânicas e florestais, incluídas em nosso estudo.

Material e Métodos

Os trabalhos foram realizados em três cerrados rupestres, tipo de vegetação descrito por Ribeiro e Walter (2008), em perfil edáfico definido como Neossolos Litólicos (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2007). Dois deles Neossolos Litólicos eutrófico (calcário), pela presença de calcita: áreas A1 (19° 03' 438''S / 49° 26' 422''O) e B (19° 06' 10,10' S / 49° 25' 02,75" O), e um terceiro como Neossolo Litólico distrófico (arenito): área A2 (19° 03' 633''S / 49° 26' 075''O) (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA-EMBRAPA, 2006). Esses tipos edáficos correspondem à classificação norte-americana definida como *Entisols*, e à da *World Reference Base for Soil Resources* como *Fluvisols* (ARNOLD; ESWARAN, 2002).

Os cerrados rupestres localizam-se no município de Ituiutaba, na região do estado de Minas Gerais denominada Pontal do Triângulo Mineiro. As áreas A1 e B mantêm a maior distância entre três os remanescentes estudados, cerca de 5,5 km em linha reta (Figura 1). O clima da região foi definido como de savana tropical, com verões chuvosos e invernos secos (Aw), segundo sistema de Köppen (ALVARES et al., 2013). Os três remanescentes ocupam topos tabulares de morros testemunhos, que apresentam relevos escarpados, podendo ser definidos como frentes de *cuestas* (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA-IBGE, 2009). Quanto ao relevo, as altitudes das áreas A1, A2 e B são, respectivamente, 684 m, 705 m e 680 m.

Apesar do solo predominante na região ser Latossolo Vermelho-Escuro com padrões edáficos distrófico e álico (GOMES et al., 1982; INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA-IBGE, 2007), os solos dos cerrados calcários foram definidos como eutróficos (≥ 50 para saturação por bases – V%: A1 com valor médio e desvio padrão iguais a $78 \pm 5,9$, e B com $69,5 \pm 22$), com teores muito baixos de alumínio. O cerrado arenítico, por sua vez, apresentou solo com características químicas similares a de outros cerrados *stricto sensu* (ALVES et al., 2018, 2021), sendo definido como distrófico (< 50 para V%: A2 com valor médio e desvio padrão iguais a $29,4 \pm 13,3$ – ver critérios em EMBRAPA, 2006)

No Triângulo Mineiro é possível encontrarmos vegetação de savana ocupando as mesas ou os topos aplainados de relevos residuais, também designados como chapadões, como descrito por Magalhães (1966). Segundo esse mesmo autor, nas formações savânicas com

presença de lenhosas, o componente arbóreo atingiria altura máxima de quatro metros, enquanto a arbustiva três. Os estratos herbáceo e subarbustivo, nas mesas desses relevos residuais, por sua vez, atingiriam entre 0,3 a 1 m de altura, respectivamente. Incluídas nessas formações de savana, em manchas de extensões variadas, podem ser encontrados campos limpos, mencionados especialmente para Ituiutaba pelo mesmo autor acima, que relacionou ainda algumas espécies de gramíneas como as mais frequentes: *Aristida adscensionis* L., *A. pallens* Cav., *A. torta* (Nees) Kunth, *Axonopus aureus* P. Beauv., *Ctenium cirrosum* (Nees) Kunth, *Mesosetum ferrugineum* (Trin.) Chase, *Panicum campestre* Nees ex Trin., *Paspalum eucomum* Nees ex Trin., *P. stellatum* Humb. & Bonpl. ex Flüggé, *Setaria parviflora* (Poir.) Kerguélen, *Trichantheicum pseudisachne* (Mez) Zuloaga & Morrone.



Figura 1 – Localização dos três cerrados rupestres estudados (calcários A1 e B, arenítico A2), no município de Ituiutaba (MG).

A vegetação nativa, presente nos vales entre os relevos residuais, e, algumas vezes, ocupando suas encostas, é composta por florestas estacionais e cerradões, como mencionou Magalhães (1966), que destacou ainda a ocorrência de florestas estacionais decíduas em municípios próximos das áreas de estudo. Não obstante, observações de campo não confirmaram a presença de florestas decíduas nas proximidades das savanas estudadas por nós.

Descrições das áreas de estudo

Nos três cerrados rupestres, que não apresentavam sinais de queimadas e retirada de madeira, as arbustivo-arbóreas tiveram alturas médias iguais a 3,5 m (A1), 1,8 m (A2) e 2,7 m (B), as alturas máximas registradas foram 8,5 m (A1), 6,0 m (A2) e 8 m (B). As profundidades do solo variaram de alguns centímetros a pouco mais de um metro em locais mais profundos. As raízes das lenhosas crescem no solo raso horizontalmente, contudo, conseguiram, provavelmente, aproveitar a presença de fissuras no calcário e arenito para atingirem mais profundamente o substrato. O transporte superficial do solo, por ação do vento e de enxurradas, principalmente, ocorre em intensidade maior com o aumento da declividade do terreno, especialmente na área B, onde foi encontrado material edáfico de origem coluvial (EMMERICH, 1990; LAVELLE; SPAIN, 2001; IBGE, 2009). O coluviamento na área B determinou profundidades do solo menores que as encontradas nas áreas A1 e A2. Não obstante, o solo raso nos três cerrados rupestres contribui, de forma determinante, para perdas de folhas nos meses de seca (Figura 2). Nos três cerrados rupestres podemos encontrar, compondo o estrato herbáceo-subarbustivo, espécies como as Poaceae *Aristida adscensionis* L. e *A. torta* (Nees) Kunth, e a Fabaceae *Mimosa pudica* L. Podem ser encontradas também espécies dos gêneros *Lippia* L. *Stachytarpheta* Vahl.

Quanto à ocorrência de queimadas nos três cerrados rupestres, foi possível confirmar, através de dados disponíveis no site MapBiomas (mapbiomas.org), referentes aos anos de 1985 a 2020, que na área A1 não houve registros de queimadas. Contudo, na área A2, houve um único evento em setembro de 1990, enquanto no cerrado da área B houve uma única queimada em outubro de 1988. E até 2022, ano final de redação do presente trabalho, não houve queimadas nas três áreas, que foram analisadas em campo entre os anos de 2015 e 2019.

Delineamentos amostrais e análises empregadas

As listagens florísticas nas três áreas de estudo resultaram de amostragens realizadas em parcelas (áreas A1 e A2) e pontos-quadrantes (área B) (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 2002), método este que se mostrou adequado para essa área, que apresentou, em boa parte de sua extensão, solo muito raso, o que dificultava a fixação de estacas para a implantação de parcelas.

As parcelas foram organizadas a partir de três transecções com 100 m de extensão cada uma, totalizando 60 parcelas de 100 m², em cada uma das duas áreas. Para as amostragens, em

cada uma dessas duas áreas, foram sorteadas 20 parcelas, sendo considerados todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com diâmetro ≥ 3 cm, medido a 30 cm do solo. Na área B, por sua vez, foi usado o método de pontos-quadrantes, e a amostragem se baseou em 85 pontos, utilizando o mesmo critério de inclusão. O método de distância empregado procedeu segundo recomendações de Martins (1991), que se referiu também ao valor crítico de distância entre os pontos de amostragem, definido em 15 m na área B. Nesse levantamento foram considerados todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com altura mínima de 1,5 m. As espécies coletadas passaram a compor coleção de exsicatas do Laboratório de Botânica e Ecologia no Domínio Cerrado (LABEC), da Universidade Federal de Uberlândia (UFU).

As corretas grafias dos nomes científicos e das abreviações dos autores das descrições taxonômicas, além de possíveis sinonímias, foram conferidas no sítio eletrônico do Programa REFLORA (floradobrasil.jbrj.gov.br). As espécies amostradas nos três cerrados rupestres compuseram listagem florística apresentada em tabela própria.

Por entendermos que ecossistemas rupícolas podem representar ambientes extremos, por conta da interferência de fatores abióticos decorrentes de afloramentos rochosos (FERRARI et al., 2016), é possível que filtros ambientais decorrentes dos afloramentos rochosos, especialmente nos cerrados calcários, atuem decisivamente na definição da composição florística das comunidades rupícolas estudadas. Por essa razão, para compreendermos o nível de importância da presença de espécies adaptadas a habitats rupícolas, aquelas amostradas por nós foram incluídas em grupos ecológicos, definidos quanto aos habitats de ocorrência. Para tanto, utilizamos informações incluídas no Programa REFLORA, que nos fornece informações sobre tipos vegetacionais de ocorrência das espécies relacionadas nessa base de dados. Dessa forma, incluímos as espécies em três grupos ecológicos básicos: como savânicas (S) ou florestais (F), quando ocorrem estritamente em um desses tipos vegetacionais, e, aquelas encontradas em diferentes ambientes, incluindo formações savânicas e florestais, foram definidas como generalistas (G) (FUTUYMA, 2001). Na classificação adotada, destacamos as espécies que podem ocupar ambientes rupestres ou florestas estacionais decíduais, e que devem ser, provavelmente, mais bem adaptadas a ambientes rochosos (*) (FUTUYMA; MORENO, 1988; DEÁK et al., 2018).

E na caracterização das espécies amostradas nos três cerrados rupestres, quanto à ocorrência em formações savânicas e florestas estacionais decíduais, especificamente, utilizamos como referências informações contidas nos trabalhos de Ratter; Bridgewater; Ribeiro (2003, 2006), que se basearam na análise florística de espécies lenhosas em 376 remanescentes savânicos em todos o país, além dos estudos de Ribeiro e Walter (2008), Scariot

e Sevilha (2005) e Oliveira-Filho; Jarenkow; Rodal (2006). As informações foram inseridas em tabela com a relação florística das áreas rupícolas.



Figura 2 – Vista parcial dos três cerrados ruprestres estudados, os calcários localizados nas áreas A1 (A) e B (E), e o arenítico na área A2 (C), sem influência da seca sazonal, e as mesmas áreas em períodos de seca (A1 – B, B – F, A2 – D).

Realizamos também análises comparativas não apenas entre as três áreas estudadas, mas também com quatro outros cerrados ruprestres e quatro florestas estacionais decíduais, especialmente remanescentes florestais em afloramentos rochosos calcários. Os remanescentes de cerrado ruprestre (AMARAL; PEREIRA; MUNHOZ, 2006; PINTO; LENZA; PINTO, 2009; MARACAHIPES et al., 2011; MOTA et al., 2014) e de floresta estacional decidual

(WERNECK; FRANCESCHINELLI; TAMEIRÃO-NETO, 2000; SILVA; SCARIOT; SEVILHA, 2003, 2004; LIMA; DAMASCENO-JÚNIOR; TANAKA, 2010; CARVALHO; FELFILI, 2011; MENINO et al., 2015) procederam de diferentes regiões do país em que o domínio morfoclimático do Cerrado alcança (AB'SÁBER, 2003).

Analisamos as riquezas de espécies, dos três cerrados rupestres estudados, através de curvas de rarefação (KREBS, 1999; MAGURRAN, 2013), como parte de nosso esforço inicial para descrição desses três ambientes rupícolas. Nessa análise foram construídas curvas de extrapolação de espécies, em função do número total de unidades amostrais das comunidades vegetais incluídas, baseadas em séries de Hill, através do pacote iNEXT, com 95% de intervalo de confiança, (CHAO et al., 2014; HSIEH; MA; CHAO, 2020; R CORE TEAM, 2020). A rarefação é a técnica mais atual para indicativo de riquezas, em função do esforço amostral empregado, substituindo as que faziam inferências através de métricas não-paramétricas.

Realizamos também análise de similaridade florística entre os cerrados rupestres das áreas A1 (calcário) e A2 (arenito), as duas áreas estudadas a partir do mesmo esforço amostral, através do método da ‘média de pares de grupos não ponderados’ (*unweighted pair-group average* - UPGMA), juntamente com o índice de similaridade de Jaccard (MAGURRAN, 1996; QUINN; KEOUGH, 2002). Nessa análise usamos o programa PAST (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001). Nossa intenção foi definir quão similares podem ser as composições florísticas de dois cerrados rupestres contíguos, ocupando, contudo, dois substratos com características edáficas e litológicas muito distintas.

Para representação gráfica das variações médias significativas das composições florísticas dos três cerrados rupestres estudados, e outros 23 remanescentes vegetacionais (15 savânicos, entre cerrados *stricto sensu* típicos, rupestres não calcários e cerradões; e oito florestais estacionais decíduais, localizados em estados do Sudeste, Centro-Oeste e Nordeste do país – ver Tabela 1S – material suplementar) incluídos na análise, foi realizada ‘ordenação por escalonamento multidimensional não-métrico’ (NMDS), utilizando o índice de Horn, a partir de matriz binária (presença/ausência) das espécies amostradas nas 26 áreas (DIXON, 2003; R CORE TEAM, 2020). Para confirmarmos o nível de ajuste da análise realizada pelo NMDS, foi calculada também a soma residual padronizada de quadrados (*standardized residual sum of squares – stress*), considerando valores para níveis de ajuste definidos por Kruskal (QUINN; KEOUGH, 2002; SOLARO, 2011).

Embora os remanescentes incluídos nas análises acima apresentem diferentes metodologias e esforços amostrais, o que pode gerar viés estatístico, ainda assim optamos pela

realização das análises para auxiliar-nos no entendimento de padrões florísticos das áreas incluídas, especialmente dos dois cerrados calcários.

Resultados

Composição e espectro adaptativo das espécies

Em nossos levantamentos as comunidades arbustivo-arbóreas dos cerrados rupestres calcários, designados como áreas A1 e B, e arenítico, denominado como área A2, apresentaram 70, 38 e 55 espécies, respectivamente. A família mais rica em espécies, em cada uma das três áreas, foram Fabaceae, com 11 (A1) e sete (A2), e Rubiaceae com quatro espécies na área B.

Do total de espécies provenientes dos três cerrados rupestres estudados, 16 não foram amostradas em levantamentos realizados em 376 remanescentes savânicos brasileiros, realizados pelos autores mencionados na metodologia empregada, como *Erythroxylum microphyllum* e *Vernonanthura rubriramea*. Dessas espécies, 10 ocorreram na área A1, três na A2 e quatro na B. Além dessas espécies, outras 23 foram mencionadas como presentes em até 10 remanescentes daqueles incluídos nos estudos desses mesmos autores, e.g., *Diospyros lasiocalyx*, *Handroanthus albus* e *Kielmeyera grandiflora*. Dessas espécies, 13 foram registradas na área A1, seis na A2 e cinco na B. Por outro lado, tendo como fundamento os levantamentos realizados nesses mesmos 376 remanescentes savânicos, foi possível observar espécies arbustivo-arbóreas muito frequentes nas savanas brasileiras. Das espécies amostradas, 57 foram registradas também em pelo menos 50 remanescentes incluídos no estudo baseado em 376 remanescentes savânicos brasileiros mencionados acima. Sendo que 31 espécies foram amostradas na área A1, 36 na A2 e 24 na área B (Tabela 1).

Tabela 1 – Relações florísticas das três áreas de estudo. Notações: AO – ambientes de ocorrência: C - cerrado; F - floresta; G - generalista; *áreas rupícolas, #florestas decíduais, s – savanas. Negrito indica espécies frequentes em solos mesotróficos e os números indicam frequências de ocorrência das espécies em remanescentes savânicos incluídos nos estudos de Ratter; Bridgewater; Ribeiro (2003, 2006). * Espécies que também podem ocorrer em florestas decíduas segundo Ribeiro; Walter (2008), Scariot; Sevilha (2005) e Oliveira-Filho; Jarenkow; Rodal (2006).

| Famílias/espécies | áreas de estudo | | | |
|---|-----------------|---|----|------|
| | A1 | B | A2 | AO |
| Anacardiaceae | | | | |
| <i>Astronium fraxinifolium</i> Schott * ¹⁷⁸ | | x | x | Gs |
| <i>A. graveolens</i> Jacq. * | x | | | Gs |
| <i>A. urundeuva</i> (M.Allemão) Engl. * ⁷⁷ | x | | | Gs*# |

Tabela 1 – cont.

| Famílias/espécies | áreas de estudo | | | |
|---|-----------------|---|----|------|
| | A1 | B | A2 | AO |
| Annonaceae | | | | |
| <i>Annona coriacea</i> Mart. ¹⁷³ | | x | | C* |
| <i>A. crassiflora</i> Mart. ¹⁴⁸ | | x | | C |
| <i>A. nutans</i> (R.E.Fr.) R.E.Fr. | x | | | Gs |
| <i>A. tomentosa</i> R.E.Fr. ²⁵ | | | x | C |
| Apocynaceae | | | | |
| <i>Aspidosperma cuspa</i> (Kunth) S.F.Blake | x | x | | Gs# |
| <i>A. macrocarpon</i> Mart. & Zucc. ¹²³ | | | x | C |
| <i>A. multiflorum</i> A.DC. ¹⁴ | x | | | C |
| <i>A. tomentosum</i> Mart. & Zucc. ¹⁶⁵ | x | | x | C |
| <i>Himatanthus obovatus</i> (Müll. Arg.) Woodson ¹⁹³ | x | | x | Gs* |
| Araliaceae | | | | |
| <i>Didymopanax macrocarpus</i> (Cham. & Schltdl.) Seem. ⁶⁶ | x | | | C* |
| Arecaceae | | | | |
| <i>Syagrus flexuosa</i> (Mart.) Becc. ⁶⁸ | x | | | Gs*# |
| Asteraceae | | | | |
| <i>Moquiniastrum densicephalum</i> (Cabrera) G. Sancho | x | | | C |
| <i>Vernonanthura ferruginea</i> (Less.) H.Rob. ⁹⁰ | | x | | C |
| <i>V. rubriramea</i> (Mart. ex DC.) Loewille & P.N. Soares ² | | | x | Gs |
| Bignoniaceae | | | | |
| <i>Cybistax antisyphilitica</i> (Mart.) Mart. ⁹⁶ | x | | | F |
| <i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos ² | x | | | G* |
| <i>H. impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos ^{*19} | x | | | Gs*# |
| <i>H. ochraceus</i> (Cham.) Mattos ²¹⁴ | | x | x | Gs* |
| <i>Jacaranda brasiliana</i> (Lam.) Pers. ^{*46} | x | x | | Gs |
| <i>J. cuspidifolia</i> Mart. ^{*35} | | | x | C |
| <i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth.&Hook.f.exS.Moore ^{*218} | x | x | x | Gs# |
| <i>T. roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith ^{*30} | x | | | Gs# |
| Calophyllaceae | | | | |
| <i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc. ²²⁷ | | | x | Gs* |
| <i>K. grandiflora</i> (Wawra) Saddi ³ | | | x | C |
| <i>K. rubriflora</i> Cambess. ⁵⁶ | x | | | C* |
| <i>K. speciosa</i> A.St.-Hil. ³⁴ | x | | | C |
| Celastraceae | | | | |
| <i>Monteverdia evonymoides</i> (Reissek) Biral ¹ | x | | | G |
| <i>M. floribunda</i> (Reissek) Biral | | x | | Gs*# |
| <i>M. gonoclada</i> (Mart.) Biral ² | | x | | Gs*# |
| <i>Plenckia populnea</i> Reissek ⁸⁰ | | | | C* |

Tabela 1 – cont.

| Famílias/espécies | áreas de estudo | | | |
|---|-----------------|---|----|------|
| | A1 | B | A2 | AO |
| Combretaceae | | | | |
| <i>Terminalia argentea</i> Mart. & Zucc. ^{**136} | x | x | x | Gs |
| <i>T. glabrescens</i> Mart. ^{**33} | x | | x | Gs# |
| Connaraceae | | | | |
| <i>Connarus suberosus</i> Planch. ^{**237} | | | x | C |
| Chrysobalanaceae | | | | |
| <i>Leptobalanus humilis</i> (Cham. & Schltdl.) Sothers&Prance ⁵⁰ | | | x | C |
| Dilleniaceae | | | | |
| <i>Curatella americana</i> L. ^{**247} | | x | x | Gs |
| <i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil. ^{**186} | x | x | | C* |
| <i>D. rugosa</i> Poir. | | | x | G |
| Ebenaceae | | | | |
| <i>Diospyros lasiocalyx</i> (Mart.) B.Walln. ¹⁸⁴ | x | | x | Gs# |
| Erythrocyllaceae | | | | |
| <i>Erythroxyllum cuneifolium</i> (Mart.) O.E.Schulz ¹⁰ | x | | | Gs* |
| <i>E. daphnites</i> Mart. ³¹ | x | x | | Gs* |
| <i>E. deciduum</i> A.St.-Hil. ⁸⁵ | x | | x | Gs# |
| <i>E. microphyllum</i> A.St.-Hil. | | x | | Gs* |
| <i>E. suberosum</i> A.St.-Hil. ²¹⁵ | | | x | C |
| <i>E. tortuosum</i> Mart ⁹⁹ | | | x | C* |
| Euphorbiaceae | | | | |
| <i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng. ^{**3} | x | | | Gs# |
| Fabaceae | | | | |
| <i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr. ^{**9} | x | | | Gs# |
| <i>Bauhinia brevipes</i> Vogel ^{**14} | x | x | x | C |
| <i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth ^{**248} | | | x | Gs |
| <i>Centrolobium tomentosum</i> Guillem. ex Benth. ^{**1} | | | x | F |
| <i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. ^{**147} | x | | | Gs* |
| <i>Dimorphandra mollis</i> Benth. ²³⁸ | x | | | Gs* |
| <i>Leptolobium dasycarpum</i> Vogel ²⁰⁰ | x | x | x | C* |
| <i>Machaerium acutifolium</i> Vogel ^{**189} | | | x | Gs*# |
| <i>M. villosum</i> Vogel ^{**10} | x | | | Gs# |
| <i>Platymiscium cordatum</i> Taub. | x | | | F |
| <i>Plathymenia reticulata</i> Benth. ^{**173} | x | | | Gs |
| Fabaceae | | | | |
| <i>Riedeliella graciliflora</i> Harms | x | | | C |
| <i>Senna spectabilis</i> (DC.) H.S.Irwin & Barneby ^{**} | x | | | Gs |
| <i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville ⁹⁶ | | | x | C* |

Tabela 1 – cont.

| Famílias/espécies | áreas de estudo | | | |
|---|-----------------|---|----|------|
| | A1 | B | A2 | AO |
| <i>S. polyphyllum</i> Mart. ²⁸ | | x | x | Gs* |
| <i>Tachigali aurea</i> Tul. ¹⁷⁸ | x | | | Gs |
| Lamiaceae | | | | |
| <i>Aegiphila verticillata</i> Vell. ⁹⁰ | | | x | Gs* |
| <i>Vitex cymosa</i> Bertero ex Spreng. ^{**9} | x | | | Gs |
| Loganiaceae | | | | |
| <i>Strychnos pseudoquina</i> A.St.-Hil ¹³⁷ | | | x | C* |
| Malpigiaceae | | | | |
| <i>Byrsonima clausseniana</i> A.Juss. ³ | x | | | C |
| <i>B. coccolobifolia</i> Kunth ²³⁰ | x | | x | Gs* |
| <i>B. pachyphylla</i> A.Juss. ¹⁹⁵ | x | x | x | Gs |
| <i>B. verbascifolia</i> (L.) DC ¹⁷⁶ | | | x | C* |
| Malvaceae | | | | |
| <i>Helicteres brevispira</i> A. St.-Hil. ¹⁸ | x | | | Gs* |
| <i>Luehea divaricata</i> Mart. ^{**15} | x | | | Gs*# |
| <i>L. grandiflora</i> Mart. ^{**23} | | | x | Gs# |
| <i>L. paniculata</i> Mart. ^{**101} | | x | | Gs# |
| <i>Pseudobombax ellipticum</i> (Kunth) Dugand | | | x | F |
| <i>P. tomentosum</i> (Mart. & Zucc.) A.Robyns ^{**74} | x | | | Gs# |
| Melastomataceae | | | | |
| <i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud. ^{**151} | | | x | Gs* |
| Moraceae | | | | |
| <i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul ^{**195} | | x | | C |
| Myrtaceae | | | | |
| <i>Campomanesia adamantium</i> (Cambess.) O.Berg ⁵ | x | | | C* |
| <i>C. xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg ^{**2} | | | x | F |
| <i>Myrcia bella</i> Cambess. ² | | x | | C* |
| <i>M. guianensis</i> (Aubl.) DC. ^{**22} | | | x | Gs*# |
| <i>M. splendens</i> (Sw.) DC. ²¹ | x | | | Gs* |
| <i>M. tomentosa</i> (Aubl.) DC. ^{**49} | x | | | Gs* |
| Nyctaginaceae | | | | |
| <i>Guapira areolata</i> (Heimerl) Lundell | | | x | F# |
| <i>G. hirsuta</i> (Choisy) Lundell | x | | | G* |
| <i>G. opposita</i> (Vell.) Reitz ^{**7} | | | x | G* |
| <i>Neea theifera</i> Oerst. ^{**116} | | x | x | C* |

Tabela 1 – cont.

| Famílias/espécies | áreas de estudo | | | |
|--|-----------------|---|----|------|
| | A1 | B | A2 | AO |
| Ochnaceae | | | | |
| <i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) Engl. ^{*51} | x | x | | Gs |
| <i>O. hexasperma</i> (A.St.-Hil.) Baill. ^{*176} | | | x | C |
| Opiliaceae | | | | |
| <i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. & Hook.f. ¹²⁹ | x | | | Gs# |
| Phyllanthaceae | | | | |
| <i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão | | x | | Gs |
| Polygonaceae | | | | |
| <i>Coccoloba mollis</i> Casar. ³⁰ | x | | | Gs# |
| Primulaceae | | | | |
| <i>Myrsine monticola</i> Mart. | x | | | C* |
| <i>M. umbellata</i> Mart. ^{*20} | | x | | Gs* |
| Proteaceae | | | | |
| <i>Euplassa inaequalis</i> (Pohl) Engl. ^{*25} | x | | | Gs |
| <i>Roupala montana</i> Aubl. ²¹⁶ | x | x | x | Gs*# |
| Rhamnaceae | | | | |
| <i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek ^{*58} | x | | | Gs |
| Rubiaceae | | | | |
| <i>Chiococca alba</i> (L.) Hitchc. ⁴ | x | | | Gs* |
| <i>Chomelia pohliana</i> Müll.Arg. ⁸ | x | | | C |
| <i>Cordia macrophylla</i> (K.Schum.) Kuntze ⁸ | x | | x | Gs |
| <i>C. myrciifolia</i> (K.Schum.) C.H.Perss. & Delprete ¹ | | | x | Gs# |
| <i>C. sessilis</i> (Vell.) Kuntze ⁴⁰ | x | x | x | C |
| <i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schldl. ⁸² | x | x | x | Gs*# |
| <i>Rudgea viburnoides</i> (Cham.) Benth. ⁶⁸ | | x | x | Gs |
| <i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schldl.) K.Schum. ^{**6} | | x | | Gs*# |
| Salicaceae | | | | |
| <i>Casearia sylvestris</i> Sw. ^{*218} | | | x | Gs# |
| Sapindaceae | | | | |
| <i>Dilodendron bipinnatum</i> Radlk. ^{*67} | x | x | | Gs# |
| <i>Magonia pubescens</i> A.St.-Hil. ^{*146} | | x | | Gs |
| <i>Matayba mollis</i> Radlk. | x | | | Gs* |
| Sapotaceae | | | | |
| <i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk. ^{**11} | x | x | | Gs |
| Styracaceae | | | | |
| <i>Styrax ferrugineus</i> Nees & Mart. ⁹⁴ | | x | x | Gs* |
| Verbenaceae | | | | |
| <i>Lippia organoides</i> Kunth ⁷ | x | | | Gs* |

Tabela 1 – cont.

| Famílias/espécies | áreas de estudo | | | |
|--|-----------------|---|----|----|
| | A1 | B | A2 | AO |
| Vochysiaceae | | | | |
| <i>Callisthene fasciculata</i> Mart. ^{* 74} | x | x | x | Gs |
| <i>Qualea densiflora</i> Warm. ² | | | x | C |
| <i>Q. grandiflora</i> Mart. ²⁷⁴ | x | x | x | C |
| <i>Q. multiflora</i> Mart. ^{* 164} | x | | | C* |
| <i>Q. parviflora</i> Mart. ²⁵¹ | x | x | x | C* |
| <i>Salvertia convallariodora</i> A.St.-Hil. ¹⁸⁹ | | | x | C |

Do total das espécies provenientes dos três cerrados rupestres, 43 foram também registradas em florestas estacionais decíduais: nos cerrados calcários A1 e B ocorreram, respectivamente, 25 e 14 espécies, como *Bauhinia brevipes*, *Dilodendron bipinnatum* e *Jacaranda brasiliana*; no cerrado arenítico (A2) foram encontradas 17, e.g. *Centrolobium tomentosum*, *Luehea grandiflora* e *M. acutifolium*.

Sobre as oito áreas consideradas, juntamente com os três cerrados rupestres, na análise sobre a contribuição de grupos ecológicos para as composições florísticas dessas áreas, as espécies, definidas como generalistas (G), foram as mais numerosas. As espécies definidas como savânicas (S), bem como as florestais (F), foram as que mais contribuíram a seguir, nos seus respectivos tipos de vegetação, ou seja, cerrados rupestres e florestas estacionais decíduais (Tabela 2).

Tabela 2 – Valores percentuais de ocorrência das espécies definidas como savânicas (S), generalistas (G) ou florestais (F). Notações sobre outras ocorrências e rochas nos afloramentos: savanas (s), em afloramentos rochosos (*); em florestas estacionais decíduais (#), quartzíticos[◊]; calcários[♦]; areníticos^{*}; basálticos[†]. Localidades com siglas e numerações correspondentes à tabela 1S: COG – 4; BRA – 6; DIA – 16; NXO – 11; TRM – 26; COB – 24; SDM – 22; IAC – 20.

| | áreas estudadas | | | cerrados rupestres | | | | f. est. decíduais | | | |
|----|-----------------|-----------------|----------------|--------------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|------------------|------------------|------------------|
| | A1 [♦] | A2 [*] | B [♦] | COG [◊] | BRA [◊] | DIA [◊] | NXO [◊] | TRM [†] | COB [♦] | SDM [♦] | IAC [♦] |
| S | 27,1 | 38,2 | 30,8 | 55,5 | 43,1 | 25,5 | 38 | 4,7 | 15,6 | 12 | 6,5 |
| S* | 12,8 | 12,7 | 15,4 | 33,3 | 29,4 | 14,5 | 15,2 | 1 | 3,1 | 2,4 | 2,2 |
| G | 70 | 54,5 | 69,2 | 44,4 | 53 | 69,1 | 57 | 79,4 | 56,2 | 78,6 | 76,1 |
| Gs | 66 | 51 | 69 | 42,8 | 53 | 63,6 | 55,7 | 75,7 | 56,2 | 78,6 | 76,1 |
| G* | 28,6 | 23,6 | 30,8 | 17,4 | 21,6 | 29,1 | 24,1 | 20,5 | 9,4 | 16,7 | 19,5 |
| G# | 27 | 20 | 26 | 4,8 | 11,8 | 20 | 10,1 | 20,5 | 25 | 42,8 | 36,6 |
| F | 2,9 | 7,3 | 0 | 0 | 4 | 5,5 | 5,1 | 16 | 28,1 | 9,5 | 17,4 |
| F* | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3,1 | 0 | 2,2 |
| F# | 0 | 1,8 | 0 | 0 | 0 | 1,8 | 1,2 | 1 | 18,7 | 2,4 | 8,7 |

Dados de COB refere-se à floresta decidual de terras baixas. Os dados de TRM referem-se a 1998, e densidade em 0,78 ha; de IAC a 2006.

Os demais subgrupos, como espécies com ocorrência em afloramentos rochosos em savanas (S*) ou florestas (F*), contribuíram em proporções menores, mantendo a tendência de apresentarem maior relevância nos respectivos tipos de vegetação. Essa tendência não parece se confirmar nos subgrupos das espécies generalistas com ocorrência em florestas estacionais decíduas (G#), ao compararmos todas as 11 usadas nessa análise.

Riquezas e similaridades

A análise de rarefação não indicou estabilização evidente nas três áreas estudadas. Contudo, as curvas apresentaram início de inflexão, tendendo à estabilização, a partir das parcelas 12, na área A1, e oito, na A2. Na área B, não houve indicação de estabilização evidente da curva (Figura 3). No cerrado calcário da área A1, onde foram registradas 71 espécies, a amostragem teria incluído cerca de 94,22% das espécies de lenhosas da comunidade local, com uma estimativa de 91 (± 12) espécies. Enquanto no cerrado arenítico (área A2) foram encontradas 56 espécies com 93,04% das espécies arbustivo-arbóreas dessa comunidade e estimativa de 80 (± 15) espécies. Para o cerrado calcário da área B, onde foram amostradas 38 espécies, cerca de 80% das espécies arbustivo-arbóreas da comunidade local foram amostradas com estimativa de 67 (± 22) espécies.

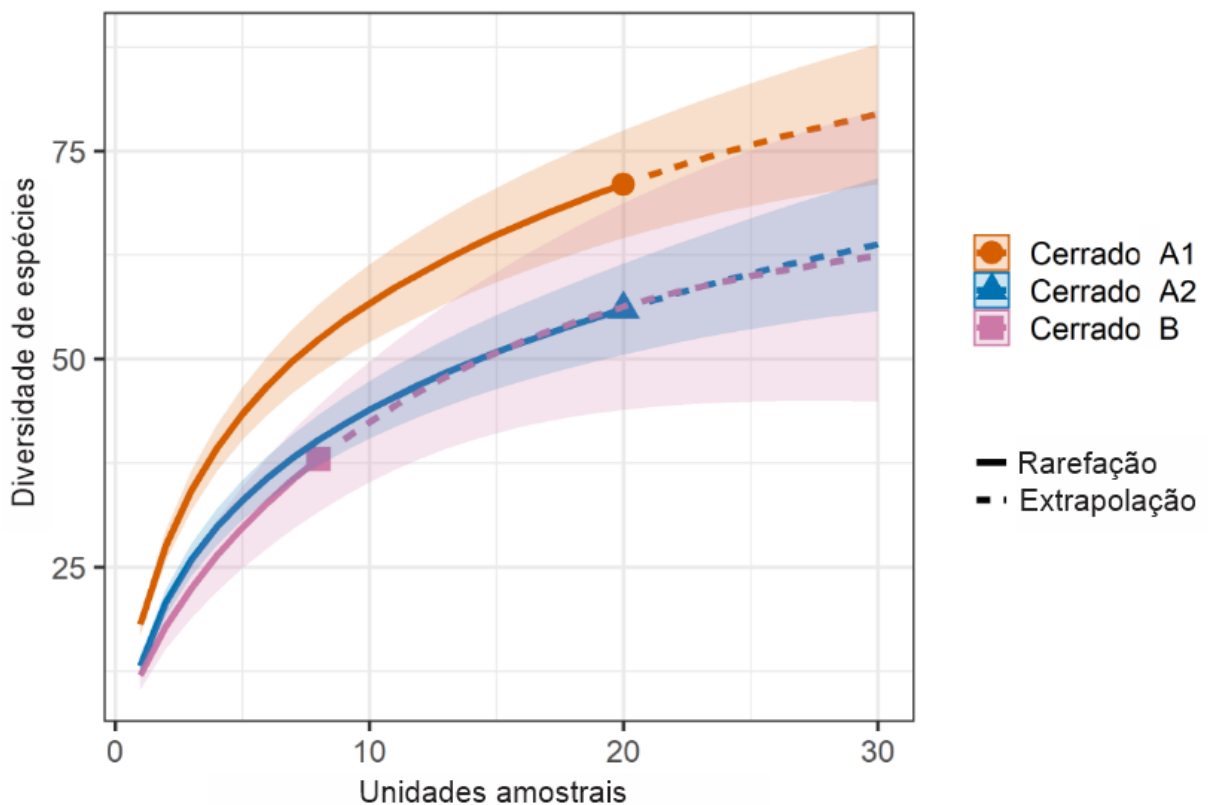


Figura 3 – Curvas de rarefação dos cerrados calcários (A e C) e arenítico (B).

A similaridade florística entre os cerrados calcário (A1) e arenítico (A2), através da UPGMA e índice de similaridade de Jaccard, apesar da proximidade de ambas, houve separação quase completa, em dois grandes grupos distintos, das parcelas das duas áreas. Além da formação de dois grandes grupos, separando quase a totalidade das parcelas das duas áreas, um terceiro e menor grupo, contudo, foi formado, sendo composto por quatro parcelas da área A2, localizadas nas proximidades da área calcária (Figura 4).

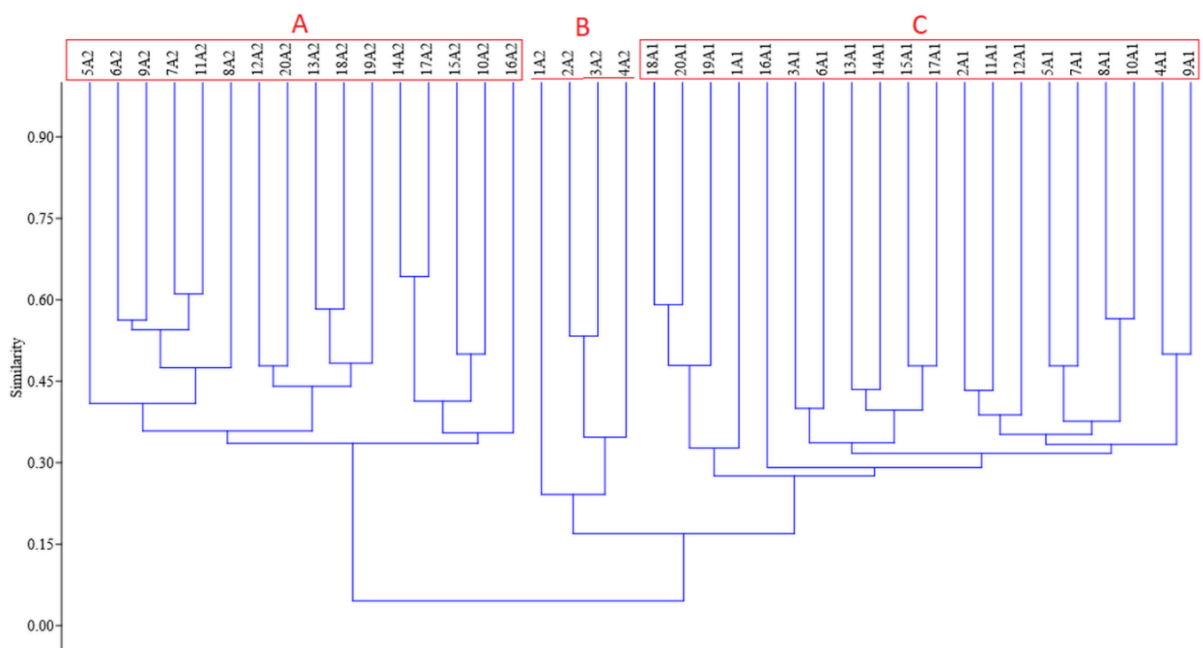


Figura 4 – Dendrograma de similaridade florística, entre os cerrados calcário (A1) e arenítico (A2), obtidos através do método de UPGMA e índice de Jaccard. A – agrupamento das parcelas da área A2, B – parcelas da área A2 localizadas mais próximas da área A1, e C – parcelas da área A1.

A formação desses agrupamentos teve, certamente, importante contribuição de espécies calcícolas, e frequentes em solos mesotróficos, como *A. urundeuva*, *H. impetiginosus*, e *V. cymosa*, e quase não foram registradas no A2. Bem como de espécies que tiveram, provavelmente, preferência pelo solo distrófico, ocorrendo apenas na área A2, como *D. rugosa*, *E. suberosum* e *K. grandiflora*. Vale ressaltar ainda que, ao compararmos ocorrências de espécies entre os dois cerrados calcários (A1 e B), algumas espécies estiveram presentes na A1 e ausentes na B, e.g. *A. graveolens*, *C. antisiphilitica* e *M. evonymoides*, e outras apresentaram ocorrência oposta, e.g. *A. fraxinifolium*, *E. microphyllum* e *V. ferruginea*.

O ajuste da ordenação, produzida pelo NMDS, foi considerado satisfatório baseado no valor do *stress* obtido (0,093), que, segundo níveis de ajuste de Kruskal, é um valor que indica a adequação da análise.

Essa representação gráfica definiu uma clara separação, no eixo 1, das áreas savânicas, que se concentraram à esquerda, das florestais, reunidas à direita. Quanto aos três cerrados rupestres, os calcários (ITB e ITU), juntamente com o cerrado mesotrófico de Santo Antônio de Leverger (SAL), ocuparam posição central ao mesmo eixo (Figura 5).

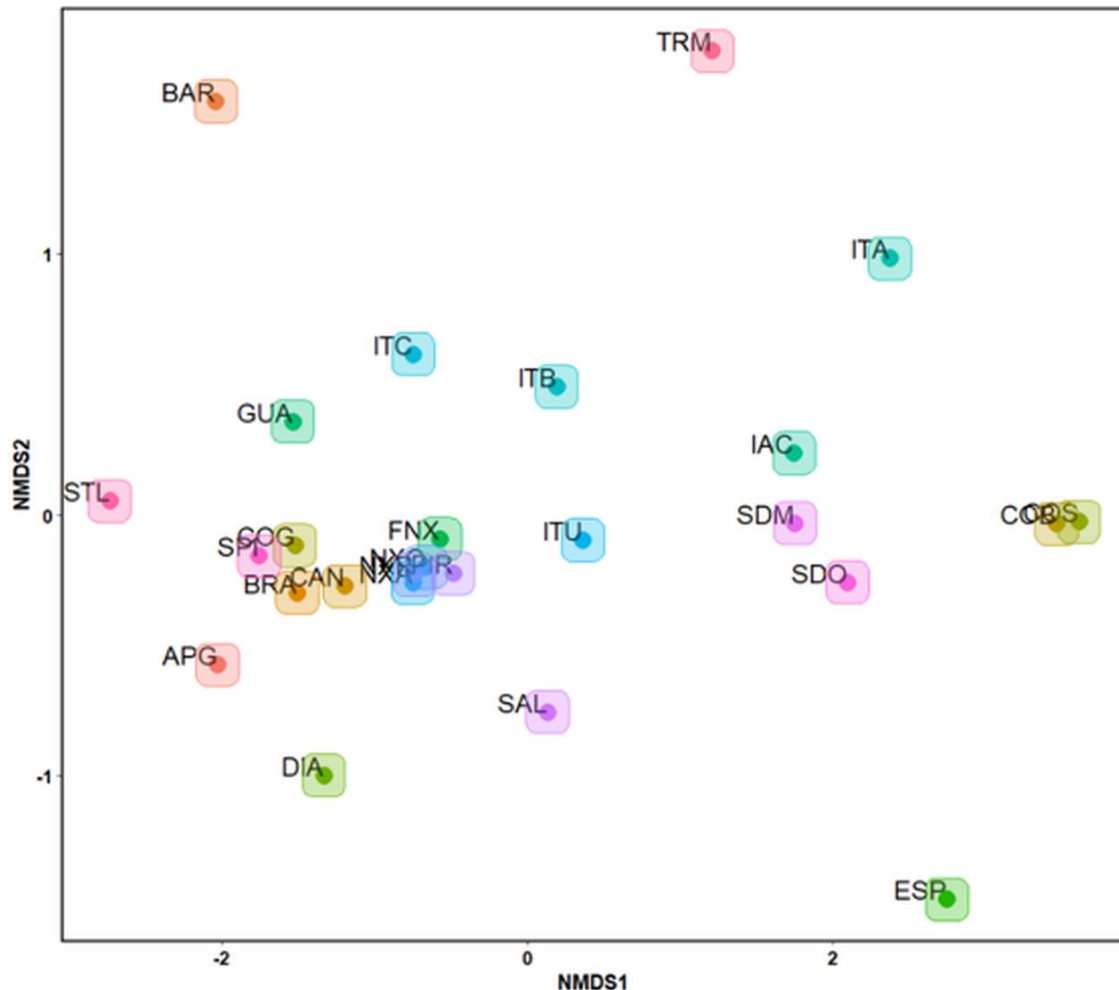


Figura 5 – NDMDS, a partir de dados binários (índice de Horn), em função de comparações florísticas entre os três cerrados rupestres (calcários: ITU – A1, ITB – B; arenítico: ITC – A2), e 15 savânicos (cerrados rupestres: APG, BRA, CAN, COG, DIA, GUA, NXO, NXR, PIR, SPI, STL; cerrados mesotróficos: FNX, SAL; cerrados *stricto sensu*: BAR, NXA) e oito florestais estacionais decíduais (COB, COS, ESP, IAC, ITA, SDM, SDO, TRM) – (mais informações sobre as áreas ver Tabela 1S).

O cerrado arenítico (ITC), por sua vez, manteve-se mais à esquerda em relação aos dois cerrados calcários, indicando maior afinidade florística com os demais remanescentes savânicos. Os grupos com maior similaridade foram os dos três cerrados de Nova Xavantina (NXA, NXO e NXR), e as duas florestas estacionais decíduais de Corumbataí (COS e COB). Outros dois grupos puderam ser observados. Um grande grupo, na região centro-esquerda,

constituído, em sua maioria, por cerrados rupestres quartzíticos (BRA, CAN, COG, NXO, NXR e SPI), mas também cerrados mesotrófico (FNX) e em Cambissolo (NXA). O outro grupo foi formado à direita do eixo 1, foi o das três florestas estacionais decíduais (IAC, SDM E SDO). Os demais remanescentes, florestais e savânicos, ocorreram de maneira esparsa no NMDS.

Do total das 549 espécies registradas nos 26 remanescentes incluídos no NMDS, 21, *e.g.* *Byrsonima clausseniana* A.Juss. (Malpighiaceae), *Riedeliella graciliflora* Harms (Fabaceae), *Tachigali aurea* Tul. (Fabaceae), foram amostrados apenas na área A1 (ITU), ou seja, 3,8% desse total. Quanto à área B (ITB), quatro das espécies amostradas nessa área não foram encontradas nas demais, *i.e.* *Erythroxylum microphyllum* A.St.-Hil. (Erythroxylaceae), *Myrcia bella* Cambess. (Myrtaceae), *Monteverdia floribunda* (Reissek) Bira (Celastraceae), perfazendo 0,72% das 549 espécies consideradas nessa análise. Enquanto a área A2 (ITC) teve 11 (2%) de suas espécies com ocorrência exclusiva, *e.g.* *Centrolobium tomentosum* Guillem. ex Benth. (Fabaceae), *Guapira opposita* (Vell.) Reitz (Nyctaginaceae), *Vernonanthura rubriramea* (Mart. ex DC.) Loeuille & P.N. Soares (Asteraceae).

Discussão

Composição florística e grupos ecológicos

A presença de solos definidos como eutróficos nos cerrados calcários (A1 e B), consequência direta dos afloramentos de calcita, foi, provavelmente, determinante para a ocorrência de espécies frequentes em solos mesotróficos, como *C. fasciculata*, *D. bipinnatum* e *T. argentea* (RATTER; BRIDGEWATER; RIBEIRO, 2003, 2006). Essas espécies, assim como outras, *e.g.* *H. brevispira*, *H. impetiginosus*, *L. grandiflora*, *S. brasiliensis* que são pouco frequentes em solos distróficos, tipo edáfico preponderante no bioma Cerrado (SOLBRIG, 1996; OLIVEIRA-FILHO; RATTER, 2002), exerceram forte influência na definição de um padrão florístico que pode ser próprio dos cerrados carbonáticos. Não obstante, a ocorrência de espécies lenhosas com ampla distribuição nas 376 formações savânicas brasileiras, incluídas nos estudos de Ratter; Bridgewater; Ribeiro (2003, 2006), como *K. coriacea*, *L. dasycarpum* e *Tabebuia aurea*, confere aos dois cerrados calcários, um perfil florístico definido também pela notável presença de espécies muito frequentes nas formações savânicas brasileiras (MENDONÇA et al. 1998; RIBEIRO; WALTER, 2008). No solo distrófico do cerrado arenítico (A2), por sua vez, foi possível constatar que as espécies *C. fasciculata*, *D. bipinnatum* e *T. argentea* ocorreram apenas junto à transição para o cerrado calcário (A1), devido à

proximidade do solo sob influência do calcário. No restante do cerrado arenítico, foi marcante a presença de espécies comuns no Cerrado, como *A. coriacea*, *B. gaudichaudii* e *C. americana*. Sendo algumas das mais frequentes, entre as amostradas na área A2, *D. elliptica*, *Q. parviflora* e *S. convallariodora*. Deve ser salientado que os três cerrados rupestres estudados por nós se localizam na região florística definida como Centro-sudeste (C & SE) por Ratter; Bridgewater; Ribeiro (2006), que ocupa posição junto à área *core* do bioma Cerrado.

Não obstante, apesar da preferência por solos mais ricos em nutrientes, demonstrada por *C. fasciculata*, *D. bipinnatum* e *T. argentea*, essas espécies foram classificadas como generalistas, compondo esse que foi o maior dos grupos ecológicos, considerados em nossas análises, nas três áreas estudadas por nós. Superando, por exemplo, o grupo das espécies com distribuição estrita em formações savânicas e com ocorrência em ambientes rupestres, *e.g.* *C. adamantium*, *E. tortuosum*, e *M. monticola*. Essa é uma condição interessante, por razão de, sendo os cerrados rupestres exemplo de ambientes rupícolas, e sendo estes considerados ambientes extremos, devida à alta influência de fatores abióticos estressantes (BARTHLOTT; POREMBSKI, 2000; KLUGE; BRULFERT, 2000; FERRARI et al., 2016), *e.g.* alta radiação solar, amplas variações de temperatura, além da menor capacidade de retenção hídrica edáfica, condições que podem se intensificar por variações sazonais acentuadas (MURPHY; LUGO, 1986; SCARANO, 2007), seria uma consequência lógica encontrarmos o predomínio de espécies lenhosas especialistas nesses ambientes (DENELLE et al., 2020). Contudo, observarmos nos três cerrados rupestres, a ocorrência de poucas espécies arbustivo-arbóreas que pudessem ser consideradas como especialistas em ambientes rupícolas. Condição que se repetiu, inclusive, nas oito áreas elencadas na análise florística comparativa, tanto nas florestais como nas savânicas rupícolas (Tabela 2). Foi possível constatar, entretanto, a presença de número considerável de espécies definidas como generalistas, e, entre elas, espécies capazes de ocupar ambientes rupestres. Esses resultados corroboraram resultados similares, obtidos por Pinto; Lenza; Pinto (2009) e Lenza et al. (2011), que consideraram que endemismos vegetais, em ambientes rupícolas, estariam fortemente relacionados a espécies herbáceo-subarbustivas e não a lenhosas.

Outras explicações prováveis, para o maior número de espécies generalistas em cerrados rupestres, têm relação com o próprio caráter sazonal do clima ao qual esses ambientes rupestres estão submetidos, definido por um padrão climático que imporia grandes variações de temperatura e umidade ao longo do ano (PENNINGTON; PRADO; PENDRY, 2000; SCHAEFER et al., 2016). Não obstante, além da própria sazonalidade climática, diferenças ambientais, ao longo de gradientes altitudinais (FERNANDES et al., 2016), contribuiriam para

a ocorrência de variações ambientais significativas em cerrados rupestres. Ampliando, portanto, as condições de inconstância desses ambientes, não favorecendo a ocorrência de espécies lenhosas especialistas a cerrados rupestres, provavelmente adaptadas a condições ambientais estáveis (FUTUYMA; MORENO, 1988). Por outro lado, favoreceriam a lenhosas generalistas, que seriam mais resistentes a variações ambientais presentes em áreas rochosas, por possuírem, possivelmente, maior tolerância fisiológica e grande capacidade adaptativa a amplo conjunto de ambientes (FUTUYMA, 2001; CASSINI, 2013; DENELLE et al., 2020).

Devemos considerar ainda a provável condição de que cerrados rupestres não apresentem características ambientais que possam ser de fato extremas, como as normalmente encontradas em campos rupestres, por exemplo (FERRARI et al., 2016). Essas condições não seriam, portanto, suficientes para favorecer espécies lenhosas com adaptações fisiológicas necessárias à sobrevivência em ambientes extremos (SCHULZE et al., 2019), e que são frequentemente encontradas em espécies C4 e CAM (FRAZEE et al., 2019; FOLK; SINISCALCHI; SOLTIS, 2020).

A própria ocorrência de espécies de outras fitofisionomias, como florestas estacionais e de galeria, em cerrados rupestres, sustenta as considerações apresentadas acima. E a explicação para esse fenômeno resulta desses cerrados distribuírem-se em mosaicos vegetacionais, ocorrendo como ilhas encravadas no interior de outras fitofisionomias (MOURA; RIBEIRO; TAKAHASI, 2011). A presença de locais mais úmidos nessas savanas rupícolas, como grotas, onde também pode ocorrer acúmulo de serapilheira, e de fissuras em rochas que afloram à superfície do solo, facilitaria a permanência de espécies lenhosas, capazes de desenvolver sistemas radiculares mais profundos, e aquelas que demandassem por maior disponibilidade de umidade edáfica (FRANCO, 2002; REATTO et al., 2008; RIBEIRO; WALTER, 2008; BORGHETTI et al., 2019).

Similaridades florísticas

A proximidade dos três cerrados rupestres analisados, especialmente os calcários, com o grande grupo composto por remanescentes savânicos, incluídos na análise do NMDS, põe por terra suposições iniciais de que os cerrados carbonáticos seriam, na verdade, florestas estacionais decíduas. Outras informações importantes, como as alturas médias desses cerrados calcários (A1: 3,5 m; A2: 2,7), representam indicativos importantes de que esses cerrados rupestres não podem ser remanescentes florestais (RIBEIRO; WALTER, 2008).

As posições intermediárias dos cerrados calcários (ITU e ITB) no eixo 1 do NMDS (Figura 5), certamente resultaram da presença, nessas duas áreas, de espécies pouco frequentes em outros remanescentes savânicos, como os considerados nos estudos de Ratter; Bridgewater; Ribeiro (2003, 2006), como *H. albus* e *V. ferruginea*, ou mesmo espécies não mencionadas nos mesmos trabalhos, como *A. cuspa.* e *M. densicephalum*. De fato, a informação de que algumas das espécies amostradas nos três cerrados, especialmente os cerrados calcários, não ocorreram nas demais áreas incluídas no NMDS, sustentam a hipótese de que essas áreas podem apresentar padrões florísticos próprios. Reforça esse argumento a quase completa dissimilaridade florística entre os cerrados calcário (A1) e arenítico (A2) (Figura 4), resultado determinado, certamente, pelas diferenças físico-químicas edáficas desses dois cerrados rupestres, como observado, similarmente, por outros autores (CONCEIÇÃO; PIRANI; MEIRELLES, 2007; SCARANO, 2007).

A distribuição e ocorrência de espécies arbustivo-arbóreas, nos três cerrados rupestres, teve, certamente, influência direta dos afloramentos rochosos que podem ter restringido a ocupação espacial das lenhosas a locais que permitiram um melhor desenvolvimento de seus sistemas radiculares (REATTO et al., 2008; RIBEIRO; WALTER, 2008). Além disso, a condição de intenso estresse, infligido às comunidades vegetais, pelo déficit hídrico no auge da seca, especialmente nos cerrados calcários, devido à menor capacidade de retenção hídrica de solos carbonáticos (LUGO et al., 2006), são fatores determinantes para a definição de padrões estruturais e florísticos desses ambientes rupícolas (SCARANO, 2007; SCHAEFER et al., 2016). Além disso, diferenças mínimas da química edáfica, como disponibilidade de nutrientes e variações da acidez, podem também interferir na definição de padrões vegetacionais (CONCEIÇÃO; PIRANI; MEIRELLES, 2007; SCARANO, 2007). Esses fatores ambientais de influência, especialmente os relacionados à chamada rochosidade, condição própria de ambientes rupícolas (SCHAEFER et al., 2016), contribuem sobre maneira para compreendermos como mecanismos relacionados a variações edáficas e litológicas, podem ter influenciado em diferenças florísticas entre os cerrados calcário (A1) e arenítico (A2).

Devemos considerar ainda que os resultados discutidos acima se basearam em riquezas de espécies que estiveram acima de 90% das espécies que, potencialmente, poderiam ter sido amostradas nos cerrados rupestres A1 e A2, e 80% para a área B. Essas riquezas variaram dentro de valores obtidos por outros autores, em levantamentos realizados em cerrados rupestres em diferentes regiões do Brasil (MOURA; RIBEIRO; TAKAHASI, 2011). E não estiveram muito distantes daquelas obtidas em cerrados *stricto sensu* vegetando em solos mais profundos,

condição edáfica mais frequente no bioma Cerrado (FELFILI; SILVA, 1993; FELFILI et al., 2004).

De maneira geral, foi possível observar, através dos remanescentes savânicos analisados pelo NMDS, maior similaridade florística entre cerrados rupestres quartzíticos localizados nos estados de Mato Grosso (*i.e.* NXO e NXR), Goiás (*e.g.* CAN, COG e SPI) e Distrito Federal (BRA). De maneira similar, na mesma análise, algumas florestas estacionais decíduais calcárias, *i.e.* IAC, SDM e SDO, apresentaram maior similaridade florística. Esses resultados decorreram, além da influência de características edáficas similares, da proximidade geográfica de regiões sob influências climáticas similares.

Entretanto, as influências exercidas pela presença do mesmo afloramento rochoso, nos dois cerrados calcários (A1 e B), e a proximidade entre eles, não foram suficientes para que os dois remanescentes apresentassem maior afinidade florística, como indicado pelo NMDS. Especulamos, segundo observações de campo, que um provável e importante fator de influência para a dissimilaridade entre os dois cerrados calcários, pode ter sido diferenças quanto ao sedimento transportado e acumulado, que definiu variações na profundidade do solo nos dois cerrados. Enquanto, na maior parte da área A1 foi possível observar a presença de solo estruturado, e em extensão menor da área ocorreu solo de origem coluvial, ou seja, solo composto por sedimento acumulado em cotas topográficas menores, através de transporte por enxurradas (BURROWS, 1990; IBGE, 2007). Na área B, ao contrário, predominou solo coluvial devido à maior declividade em boa parte de seu platô. Esses resultados reforçam a considerável importância de variações ambientais, *e.g.* solo e relevo, mesmo que mínimas, para a definição de componentes florísticos em comunidades arbustivo-arbóreas rupestres (SCARANO, 2007; SANTOS; PINTO; LENZA, 2012; SCHAEFER et al., 2016). Devemos destacar que remanescentes savânicos, mesmo localizados próximos, podem apresentar diferenças vegetacionais significativas, inclusive por influência edáficas, como observaram Silva et al. (2019).

Considerações Finais

Os resultados de nosso estudo, um esforço inicial para o conhecimento da florística de três cerrados rupestres na região do Triângulo Mineiro, especialmente os chamados cerrados calcários, sustentaram a principal hipótese do trabalho. Ou seja, as composições florísticas dos cerrados calcários seriam distintas dos demais remanescentes incluídos no estudo, indicando um provável padrão florístico próprio. Corroboraram essa consideração não apenas a ocorrência

de espécies arbustivo-arbóreas não encontradas em outros cerrados rupestres. Mas também a quase completa dissimilaridade florística entre os cerrados calcário (A1) e arenítico (A2). Esses resultados tiveram importante contribuição de algumas espécies, especialmente as calcícolas, *e.g.* *C. fasciculata* e *D. bipinnatum*, mas também *H. impetiginosus*, e *V. cymosa*, espécies ausentes no solo distrófico da área arenítica.

Influências de diferenças edáficas, e as relacionadas à rochosidade de ambientes rupestres (BROWN; RAY, 1993; SCARANO, 2007; SCHAEFER et al., 2016), foram determinantes para as diferenças florísticas entre os cerrados rupestres não apenas em escala geográfica regional, mas também local, mesmo entre os cerrados calcários (A1 e B). Além disso, a presença de espécies provenientes de outras formações vegetais, como cerradões, florestas galeria e estacionais, por conta da distribuição dos cerrados rupestres em mosaico (MOURA; RIBEIRO; TAKAHASI, 2011), exerceu influência não menos importante na definição de diferenças florísticas entre os remanescentes incluídos em nosso estudo.

Referências Bibliográficas

AB'SÁBER, A. N. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003. 159 p.

ABREU, M. F.; PINTO, J. R. R.; MARACAHIPES, L.; GOMES, L.; OLIVEIRA, E. A. D.; MARIMON, B. S.; MARIMON JUNIOR, B. H.; FARIAS, J.; LENZA, E. Influence of edaphic variables on the floristic composition and structure of the tree-shrub vegetation in typical and rocky outcrop cerrado areas in Serra Negra, Goiás State, Brazil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 35, n. 3, p. 259-272, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S1806-99592012000300005>

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. <http://dx.doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>

ALVES, V. N.; BERTIN, D. G.; SANTOS, D. S.; WENDLING, B.; LANA, R. M. Q.; TORRES, J. L. R.; PINHEIRO, M. H. O. Decomposition of leaf litter in the Brazilian savanna on limestone and sandstone Neosols. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 93, n. 3, e20200372, 2021. <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765202120200372>

ALVES, V. N.; TORRES, J. L. R.; LANA, R. M. Q.; PINHEIRO, M. H. O. Nutrient cycling between soil and leaf litter in the Cerrado (Brazilian savanna) on eutrophic and dystrophic Neosols. **Acta Botanica Brasilica**, v. 32, n. 2, p. 169-179, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/0102-33062017abb0369>

AMARAL, A. G.; PEREIRA, F. F. O.; MUNHOZ, C. B. R. Fitossociologia de uma área de cerrado rupestre na Fazenda Sucupira, Brasília-DF. **Cerne**, v. 12, n. 4, p. 350-359, 2006.

ARIANO, A. P. R.; PESSOA, M. J. G.; RIBEIRO-JÚNIOR, N. G.; EISENLOHR, P. V.; SILVA, I. V. Structural leaf attributes indicate different degrees of xeromorphism: New discoveries in co-occurring species of savanna and forest formations. **Flora**, v. 286, p. 151972, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2021.151972>

ARNOLD, R. W.; ESWARAN, H. Conceptual basis for soil classification: lessons from the past. In: ESWARAN, H.; RICE, T. J.; AHRENS, R.; STEWART, B. A. **Soil classification: a global desk reference**. Boca Raton: CRC Press, 2002. p. 27-42. <https://doi.org/10.1201/9781420040364>

BARNES, B. V.; ZAK, D. R.; DENTON, S. R.; SPURR, S. H. **Forest ecology**. 4. ed. Nova Iorque: John Wiley & Sons, 1998. 774 p.

BARTHLOTT, W.; POREMBSKI, S. Why study inselbergs? In: POREMBSKI, S.; BARTHLOTT, W. (Eds.). **Inselbergs: biotic diversity of isolated rock outcrops in tropical and temperate regions**. Ecological Studies, v. 146. Springer: Berlim, Heidelberg, 2000. p. 1-6. https://doi.org/10.1007/978-3-642-59773-2_1

BECHTOLD, U. Plant life in extreme environments: how do you improve drought tolerance? **Frontiers in Plant Science**, v. 9, p. 543, 2018. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.00543>

BORGES, H. B. N.; SHEPHERD, G. J. Flora e estrutura do estrato lenhoso numa comunidade de cerrado em Santo Antônio do Leverger, MT, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 28, n. 1, p. 61-74, 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042005000100006>

BORGHETTI, F.; BARBOSA, E.; RIBEIRO, L.; RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. South American savannas. In: SCOGINGS, P. F.; SANKARAN, M. (Eds.). **Savanna woody plants and large herbivores**. Hoboken: John Wiley and Sons, 2019. p. 77-122. <http://dx.doi.org/10.1002/9781119081111.ch4>

BROWN, B. J.; RAY, G. J. Restoring Caribbean dry forest: a systems framework for site analysis and restoration research. In: LIETH, H.; LOHMANN, M. (Eds.). **Restoration of tropical forest ecosystems**. Proceedings of the symposium. Bonn: Springer, 1993. p. 53-61. http://dx.doi.org/10.1007/978-94-017-2896-6_5

BURROWS, C. J. **Processes of vegetation change**. Londres: Unwin Hyman, 1990. 551 p. <http://dx.doi.org/10.1007/978-94-011-3058-5>

CARVALHO, F. A.; FELFILI, J. M. Variações temporais na comunidade arbórea de uma floresta decidual sobre afloramentos calcários no Brasil Central: composição, estrutura e diversidade florística. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 1, p. 203-214, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062011000100024>

CASSINI, M. H. **Distribution ecology: from individual habitat use to species biogeographical range** Nova Iorque: Springer, 2013. 217 p. <http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4614-6415-0>

CHAO, A.; GOTELLI, N. J.; HSIEH, T. C.; SANDER, E. L.; MA, K. H.; COLWELL, R. K.; ELLISON, A. M. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological Monographs**, v. 84, n. 1, p. 45-67, 2014. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>

COELHO, M. S.; FERNANDES, G. W.; PACHECO, P.; DINIZ, V.; MEIRELES, A.; SANTOS, R. M. D.; CARVALHO, F. A.; NEGREIROS, D. Archipelago of montane forests surrounded by rupestrian grasslands: new insights and perspectives. In: FERNANDES, G. W. (Ed.). **Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil**. Cham: Springer, 2016. p. 129-156. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5_7

CONCEIÇÃO, A. A.; PIRANI, J. R.; MEIRELLES, S. T. Floristics, structure and soil of insular vegetation in four quartzite-sandstone outcrops of "Chapada Diamantina", Northeast Brazil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 30, n. 4, p. 641-656, 2007. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042007000400009>

CORDEIRO, N. G.; PEREIRA, K. M. G.; TERRA, M. D. C. N. S.; SILVEIRA, E. M. O., OLIVEIRA, I. M. S.; ACERBI JÚNIOR, F. W.; VAN DEN BERG, E.; MELLO, J. M. The role of environmental filters in Brazilian savanna vegetation dynamics. **Forest Ecology and Management**, v. 500, p. 119645, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119645>

COSTA, I. R.; ARAÚJO, F. S. Organização comunitária de um enclave de cerrado *sensu stricto* no bioma Caatinga, chapada do Araripe, Barbalha, Ceará. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 2, p. 281-291, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062007000200004>

CRAWLEY, M. J. The structure of plant communities. In: CRAWLEY, M. J. (Ed.). **Plant ecology**. 2. ed. Malden: John Wiley & Sons, 2007. p. 475-531. <http://dx.doi.org/10.1002/9781444313642.ch14>

DAUBENMIRE, R. F. **Plants and environment: a textbook of plant autecology**. 3. ed. Nova Iorque: John Wiley & Sons, 1974. 422 p. <http://dx.doi.org/10.1097/00010694-194804000-00014>

DEÁK, B.; VALKÓ, O.; TÖRÖK, P.; KELEMEN, A.; BEDE, Á.; CSATHÓ, A. I.; TÓTHMÉRÉSZ, B. Landscape and habitat filters jointly drive richness and abundance of specialist plants in terrestrial habitat islands. **Landscape Ecology**, v. 33, n. 7, p. 1117-1132, 2018. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0660-x>

DENELLE, P.; VIOLLE, C.; CONSORTIUM, D.; MUNOZ F. Generalist plants are more competitive and more functionally similar to each other than specialist plants: insights from network analyses. **Journal of Biogeography**. 2020, v. 47, n. 9, p. 1-12. <https://doi.org/10.1111/jbi.13848>

DIXON, P. VEGAN, a package of R functions for community ecology. **Journal of Vegetation Science**, v. 14, n. 6, p. 927-930, 2003. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02228.x>

DURIGAN, G. Observations on the Southern cerrados and their relationship with the core area. In: PENNINGTON, R. T.; LEWIS, G. P.; RATTER, J.A. (Eds.). **Neotropical savannas and seasonally dry forests: diversity, biogeography, and conservation**. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis, 2006. p. 67-77. <http://dx.doi.org/10.1201/9781420004496-3>

DURIGAN, G.; RATTER, J. A.; BRIDGEWATER, S.; DE SIQUEIRA, M. F.; FRANCO, G. A. D. C. Padrões fitogeográficos do cerrado paulista sob uma perspectiva regional. **Hoehnea**, v. 30, n. 1, p. 39-51, 2003.

ELIAS, F.; MARIMON JUNIOR, B. H.; OLIVEIRA, F. J. M.; OLIVEIRA, J. C. A.; MARIMON, B. S. Soil and topographic variation as a key factor driving the distribution of tree flora in the Amazonia/Cerrado transition. **Acta Oecologica**, v. 100, p. 103467, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2019.103467>

EMMERICH, K. H. Influence of landform, landscape development and soil moisture balance on forest and savanna ecosystem patterns in Brazil. **Pedologie**, v. 40, n. 1, p. 5-17, 1990.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA-EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI, 2006. 306 p.

FELFILI, J. M.; FAGG, C. W. Floristic composition, diversity and structure of the "cerrado" *sensu stricto* on rocky soils in Northern Goiás and Southern Tocantins, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 3, p. 375-385, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042007000300004>

FELFILI, J. M.; FELFILI, M. C.; FAGG, C. W.; REZENDE, A. V.; NOGUEIRA, P. E.; DA SILVA JÚNIOR, M. C. Phytogeography of cerrado *sensu stricto* and land system zoning in central Brazil. In: PENNINGTON, R. T.; LEWIS, G. P.; RATTER, J.A. (Eds.). **Neotropical savannas and seasonally dry forests: diversity, biogeography, and conservation**, Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis, 2006. p. 79-94. <http://dx.doi.org/10.1201/9781420004496-4>

FELFILI, J. M.; NASCIMENTO, A. R. T.; FAGG, C. W.; MEIRELLES, E. M. Floristic composition and community structure of a seasonally deciduous forest on limestone outcrops in Central Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 4, p. 611-621, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042007000400007>

FELFILI, J. M.; SILVA JÚNIOR, M. C. A comparative study of cerrado (*sensu stricto*) vegetation in Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 9, n. 3, p. 277-289, 1993. <http://dx.doi.org/10.1017/S0266467400007306>

FELFILI, J. M.; SILVA JÚNIOR, M. C.; SEVILHA, A. C.; FAGG, C. W.; TELES WALTER, B. M.; NOGUEIRA, P. E.; REZENDE, A. V. Diversity, floristic and structural patterns of cerrado vegetation in Central Brazil. **Plant Ecology**, v. 175, n. 1, p. 37-46, 2004. <https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000048090.07022.02>

FERNANDES, G. W.; ALMEIDA, H. A.; NUNES, C. A.; XAVIER, J. H. A.; COBB, N. S.; CARNEIRO, M. A. A.; CORNELISSEN, T.; NEVES, F. S.; RIBEIRO, S. P.; NUNES, Y. R. F.; PIRES, A. C. V.; BEIRÃO, M. V. Cerrado to rupestrian grasslands: patterns of species distribution and the forces shaping them along an altitudinal gradient. In: FERNANDES, G. W. (Ed.). **Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil**. Cham: Springer, 2016. p. 345-377. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5_15

FERRARI, L. T.; SCHAEFER, C. E. G. R.; FERNANDES, R. B. A.; MENDONÇA, B. A. F.; GJORUP, D. F.; CORRÊA, G. R.; SENRA, E. O. Thermic and hydric dynamics of ironstone (canga) and quartzite rupestrian grasslands in the quadrilátero ferrífero: the ecological importance of water. In: FERNANDES, G. W. (Ed.). **Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil**. Cham: Springer, 2016. p. 71-85. https://doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5_4

FITTER, A. Nutrient acquisition. In: CRAWLEY, M. J. (Ed.). **Plant ecology**. 2. ed. Malden: John Wiley & Sons, 2007. p. 51-72. <http://dx.doi.org/10.1002/9781444313642.ch3>

FOLK, R. A.; SINISCALCHI, C. M.; SOLTIS, D. E. Angiosperms at the edge: Extremity, diversity, and phylogeny. **Plant, Cell & Environment**, v. 43, n. 12, p. 2871-2893, 2020. <http://dx.doi.org/10.1111/pce.13887>

FRANCO, A. C. Ecophysiology of Woody Plants. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Eds.). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. Nova Iorque: Columbia University Press, 2002. p. 178-197. <https://doi.org/10.7312/oliv12042-009>

FRAZEE, L. J.; ARONSON, M. F.; KATTGE, J.; STRUWE, L. Hardscape floristics: functional and phylogenetic diversity of parking-lot plants. **Applied Vegetation Science**, v. 22, n. 4, p. 573-581, 2019. <http://dx.doi.org/10.1111/avsc.12450>

FUTUYMA, D. J. Ecological specialization and generalization. In: FOX, C. W.; ROFF, D. A.; FAIRBAIRN, D. J. (Eds.). **Evolutionary ecology: concepts and case studies**. Oxford: Oxford University Press, 2001. p. 177-189. <http://dx.doi.org/10.1093/oso/9780195131543.003.0019>

FUTUYMA, D. J.; MORENO, G. The evolution of ecological specialization. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 19, n. 1, p. 207-233, 1988. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.es.19.110188.001231>

GOMES, I. A.; PALMIERI, F.; BARUQUI, A. M.; DA MOTTA, P. E. F.; NAIME, U. J. **Levantamento de reconhecimento de média intensidade dos solos e avaliação da aptidão agrícola das terras do Triângulo Mineiro**. Rio de Janeiro: Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos, 1982.

GOMES, L.; LENZA, E.; MARACAHIPES, L.; MARIMON, B. S.; OLIVEIRA, E. A. D. Comparações florísticas e estruturais entre duas comunidades lenhosas de cerrado típico e cerrado rupestre, Mato Grosso, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 4, p. 865-875, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062011000400013>

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A.; RYAN, P. D. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia electronica**, v. 4, n. 1, p. 9, 2001.

HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, A. iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. R package version 2.0.20. 2020. URL: <http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software-download/>

HUTCHINGS, M. J. The structure of plant populations. In: CRAWLEY, M. J. (Ed.). **Plant ecology**. 2. ed. Malden: John Wiley & Sons, 2007. p. 325-358. <http://dx.doi.org/10.1002/9781444313642.ch11>

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA-IBGE. **Manual Técnico de Geomorfologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2009. 182 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA-IBGE. **Manual Técnico de Pedologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2007. 316 p.

KLUGE, M.; BRULFERT, J. Ecophysiology of vascular plants on inselbergs. In: POREMBSKI, S.; BARTHLOTT, W. (Eds.). **Inselbergs: biotic diversity of isolated rock outcrops in tropical and temperate regions**. Ecological Studies, v. 146. Springer: Berlin, Heidelberg, 2000. p. 143-174. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-59773-2_9

KREBS, C. J. **Ecological methodology**. 2. ed. Menlo Park: Addison Wesley Longman, 1999. 620 p.

LAVELLE, P.; SPAIN, A. **Soil ecology**. Nova Iorque: Kluwer Academic Publishers, 2001. 654p. <https://doi.org/10.1007/978-94-017-5279-4>

LE, T. N.; MCQUEEN-MASON, S. J. Desiccation-tolerant plants in dry environments. In: AMILS, R.; ELLIS-EVANS, C.; HINGHOFER-SZALKAY, H. (Eds.). **Life in extreme environments**. Dordrecht: Springer, 2006. p. 269–275. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6285-8_16

LEMONS, H. L.; PINTO, J. R. R.; MEWS, H. A.; LENZA, E. Structure and floristic relationships between cerrado *sensu stricto* sites on two types of substrate in Northern Cerrado, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 4, p. 121-132, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032013000400013>

LENZA, E.; PINTO, J. R. R.; PINTO, A. D. S.; MARACAHIPES, L.; BRUZIGUESSI, E. P. Comparação da vegetação arbustivo-arbórea de uma área de cerrado rupestre na Chapada dos Veadeiros, Goiás, e áreas de cerrado sentido restrito do Bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 34, n. 3, p. 247-259, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042011000300002>

LIMA, E. S.; LIMA, H. S.; RATTER, J. A. Mudanças pós-fogo na estrutura e composição da vegetação lenhosa, em um cerrado mesotrófico, no período de cinco anos (1997-2002) em Nova Xavantina-MT. **Cerne**, v. 15, n. 4, p. 468-480, 2009.

LIMA, M. S.; DAMASCENO-JÚNIOR, G. A.; TANAKA, M. O. Aspectos estruturais da comunidade arbórea em remanescentes de floresta estacional decidual, em Corumbá, MS, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 33, n. 3, p. 437-453, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042010000300007>

LIMA, T. A.; PINTO, J. R. R.; LENZA, E.; PINTO, A. D. S. Florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em uma área de cerrado rupestre no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas, Goiás. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 2, p. 159-166, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032010000200020>

LOPES, R. M. F.; FREITAS, V. L. O.; BARBOSA, P. M. M. Estrutura do componente arbóreo em áreas de cerrado no município de São Tomé das Letras, MG. **Revista Árvore**, v. 37, n. 5, p. 801-813, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622013000500003>

LUGO, A. E.; MEDINA, E.; TREJO-TORRES, J. C.; HELMER, E. Botanical and ecological basis for the resilience of Antillean dry forests. In: PENNINGTON, R. T.; LEWIS, G. P.; RATTER, J.A. (Eds.). **Neotropical savannas and seasonally dry forests: diversity, biogeography, and conservation**. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis, 2006. p. 359-381. <http://dx.doi.org/10.1201/9781420004496-15>

MAGALHÃES, G. M. Sobre os cerrados de Minas Gerais. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 38, suplemento, p. 59-69, 1966.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. Londres: Chapman & Hall, 1996. 179 p. <http://dx.doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0>

MAGURRAN, A. E. **Medindo a diversidade biológica**. Curitiba: Editora da UFPR, 2013. 261 p.

MARACAHIPES, L.; LENZA, E.; MARIMON, B. S.; OLIVEIRA, E. A. D.; PINTO, J. R. R.; MARIMON JUNIOR, B. H. Estrutura e composição florística da vegetação lenhosa em cerrado rupestre na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1, p. 133-141, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032011000100013>

MARTINS, F. R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Campinas: Editora da UNICAMP, 1991. 246p.

MEGURO, M.; PIRANI, J. R.; DE MELLO-SILVA, R.; CORDEIRO, I. Composição florística e estrutura das florestas estacionais decíduas sobre calcário a oeste da Cadeia do Espinhaço, Minas Gerais, Brasil. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**, v. 25, n. 2, p. 147-171, 2007. <http://dx.doi.org/10.11606/issn.2316-9052.v25i2p147-171>

MEIRELLES, S. T.; PIVELLO, V. R.; JOLY, C. A. The vegetation of granite rock outcrops in Rio de Janeiro, Brazil, and the need for its protection. **Environmental Conservation**, v. 26, n. 1, p. 10-20, 1999. <http://dx.doi.org/10.1017/S0376892999000041>

MENDONÇA, R. C.; FELFILI, J. M.; WALTER, B. M. T.; SILVA JR, M. C.; REZENDE, A. V.; FILGUEIRAS, T. S.; NOGUEIRA, P. E. Flora vascular do cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (Eds.). **Cerrado—ambiente e flora**. Planaltina: Embrapa, 1998, p. 289-556.

MENINO, G. C. D. O.; SANTOS, R. M. D.; APGAUA, D. M. G.; PIRES, G. G.; PEREIRA, D. G. S.; FONTES, M. A. L.; ALMEIDA, H. D. S. Florística e estrutura de florestas tropicais sazonalmente secas. **Cernea**, v. 21, n. 2, p. 277-291, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/01047760201521021609>

MOTA, S. D. L. L.; PEREIRA, I. M.; MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA, M. L. R. D.; BRUZINGA, J. S.; FARNEZI, M. M. M.; MEIRA JUNIOR, M. S. Influência dos afloramentos rochosos sobre a comunidade lenhosa no cerrado *stricto sensu*. **Floresta e Ambiente**, v. 21, n. 1, p. 8-18, 2014. <http://dx.doi.org/10.4322/floram.2014.009>

MOTTA, P. E. F.; CURTI, N.; FRANZMEIER, D. P. Relation of soils and geomorphic surfaces in the Brazilian cerrado. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Eds.). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna**. Nova Iorque: Columbia University Press, 2002. p. 13-32. <https://doi.org/10.7312/oliv12042-001>

MOURA, I. O.; GOMES-KLEIN, V. L.; MARIA FELFILI, J.; FERREIRA, H. D. Diversidade e estrutura comunitária de cerrado *sensu stricto* em afloramentos rochosos no Parque Estadual dos Pireneus, Goiás. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 33, n. 3, p. 455-467, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042010000300008>

MOURA, I. O.; RIBEIRO, K. T.; TAKAHASI, A. Amostragem da vegetação em ambientes rochosos. In: FELFILI, J. M.; EISENLOHR, P. V.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; MEIRA-NETO, J. A. A. (Eds.). **Fitossociologia do Brasil: métodos e estudos de casos**. Viçosa: Editora UFV, 2011. p. 255-294.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. Caldwell: The Blackbur Press, 2002. 547p.

MURPHY, P. G.; LUGO, A. E. Ecology of tropical dry forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 17, p. 67-88, 1986. <http://www.jstor.org/stable/2096989>

NEVES, D. M.; DEXTER, K. G.; PENNINGTON, R. T.; BUENO, M. L.; DE MIRANDA, P. L.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Lack of floristic identity in campos rupestres - A hyperdiverse mosaic of rocky montane savannas in South America. **Flora**, v. 238, p. 24-31, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.flora.2017.03.011>

OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. Introduction: development of research in the cerrados. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Eds.). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna**. Nova Iorque: Columbia University Press, 2002. p. 1-10. <http://dx.doi.org/10.7312/oliv12042-intro>

OLIVEIRA, R. B.; GODOY, S. A. P. Composição florística dos afloramentos rochosos do Morro do Forno, Altinópolis, São Paulo. **Biota Neotropica**, v. 7, n.2, p. 37-47, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032007000200004>

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; JARENKOW, J.; RODAL, M. J. N. Floristic relationships of seasonally dry forests of eastern South America based on tree species distribution patterns. In: PENNINGTON, R. T.; LEWIS, G. P.; RATTER, J. A. (Eds.). **Neotropical savannas and seasonally dry forests: diversity, biogeography, and conservation**. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis, 2006. p. 159-192. <http://dx.doi.org/10.1201/9781420004496-7>

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; RATTER, J. A. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado biome. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Eds.). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna**. Nova Iorque: Columbia University Press, 2002. p. 91-120. <http://dx.doi.org/10.7312/oliv12042>

OVERBECK, G. E.; VÉLEZ-MARTIN, E.; SILVA MENEZES, L.; ANAND, M.; BAEZA, S.; CARLUCCI, M. B.; DECHOUM, M. S.; DURIGAN, G.; FIDELIS, A.; GUIDO, A. C.; MORO, M. F.; MUNHOZ, C. B. R.; REGINATO, M.; RODRIGUES, R. S.; ROSENFIELD, M. F.; SAMPAIO, A. B.; SILVA, F. H. B.; SILVEIRA, F. A. O.; SOSINSKI, E. E.; STAUDE, I. R.; TEMPERTON, V. M.; TURCHETTO, C.; VELDMAN, J. W.; VIANA, P. L.; ZAPPI, D. C.; MÜLLER, S. C. Placing Brazil's grasslands and savannas on the map of science and conservation. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, p. 125687, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2022.125687>

PENNINGTON, R. T.; LAVIN, M.; OLIVEIRA-FILHO, A. Woody plant diversity, evolution, and ecology in the tropics: perspectives from seasonally dry tropical forests. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 40, p. 437-457, 2009. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120327>

PENNINGTON, R. T.; PRADO, D. E.; PENDRY, C. A. Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. **Journal of Biogeography**, v. 27, n. 2, p. 261-273, 2000. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2699.2000.00397.x>

PEREIRA, C. C.; FERNANDES, G. W. Cerrado rupestre is not Campo Rupestre: the unknown and threatened savannah on rocky outcrops. **Nature Conservation**, v. 49, p. 131-136, 2022. <http://dx.doi.org/10.3897/natureconservation.49.89237>

PÉREZ-GARCÍA, E. A.; SEVILHA, A. C.; MEAVE, J. A.; SCARIOT, A. Floristic differentiation in limestone outcrops of southern Mexico and Central Brazil: a beta diversity approach. **Boletín de la Sociedad Botánica de México**, n. 84, p. 45-58, 2009.

PINHEIRO, M. H. O.; MONTEIRO, R. Contribution to the discussions on the origin of the cerrado biome: Brazilian savanna. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 1, p. 95-102, 2010. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842010000100013>

PINTO, J. R. R.; LENZA, E.; PINTO, A. S. Composição florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em um cerrado rupestre, Cocalzinho de Goiás, Goiás. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 32, n. 1, p. 1-10, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042009000100002>

QUINN, G. P.; KEOUGH, M. J. **Experimental design and data analysis for biologists**. Cambridge: Cambridge University Press, 2002. 537 p. <http://dx.doi.org/10.1017/CBO9780511806384>

R CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2020.

RATTER, J. A.; BRIDGEWATER, S.; RIBEIRO, J. F. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation III: comparison of the woody vegetation of 376 areas. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 60, n. 1, p. 57-109, 2003. <http://dx.doi.org/10.1017/S0960428603000064>

RATTER, J. A.; BRIDGEWATER, S.; RIBEIRO, J. F. Biodiversity patterns of the woody vegetation of the Brazilian cerrado. In: PENNINGTON, R. T., LEWIS, G. P., RATTER, J. A. (Eds.). **Neotropical savannas and seasonally dry forests: diversity, biogeography, and conservation**. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis, 2006. p. 31-66. <https://doi.org/10.1201/9781420004496>

REATTO, A.; CORREIA, J. R.; SPERA, S. T.; MARTINS, E. S. Solos do bioma Cerrado: aspectos pedológicos. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. Brasília: EMBRAPA, 2008. p. 109-145.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. Planaltina: Embrapa-CPAC, 2008. p. 152-212.

SANTOS, T. R. R.; PINTO, J. R. R.; LENZA, E. Floristic relationships of the woody component in rocky outcrops savanna areas in Central Brazil. **Flora - Morphology**,

Distribution, Functional Ecology of Plants, v. 207, n. 7, p. 541-550, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.flora.2012.06.015>

SCARANO, F. R. Rock outcrop vegetation in Brazil: a brief overview. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 4, p. 561-568, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042007000400002>

SCARIOT, A.; SEVILHA, A. C. Biodiversidade, estrutura e conservação de florestas estacionais decíduais no Cerrado. In: SCARIOT, A.; SILVA, J. C. S.; FELFILI, J. M. (Eds.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005. p. 123-139.

SCHAEFER, C. E.; CORRÊA, G. R.; CANDIDO, H. G.; ARRUDA, D. M.; NUNES, J. A.; ARAUJO, R. W.; RODRIGUES, P. M. S.; FERNANDES FILHO, E. I.; PEREIRA, A. F. S.; BRANDÃO, P. C.; NERI, A. V. The physical environment of rupestrian grasslands (Campos Rupestres) in Brazil: geological, geomorphological and pedological characteristics, and interplays. In: FERNANDES, G. W. (Ed.). **Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil**. Cham: Springer, 2016. p. 15-53. https://doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5_2

SCHULZE, E. D.; BECK, E.; BUCHMANN, N.; CLEMENS, S.; MÜLLER-HOHENSTEIN, K.; SCHERER-LORENZEN, M. **Plant ecology**. 2. ed. Berlin: Springer, 2019. 926 p. <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-662-56233-8>

SILVA, G. E.; GUILHERME, F. A. G.; CARNEIRO, S. E. S.; PINHEIRO, M. H. O.; FERREIRA, W. C. Heterogeneidade ambiental e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em três áreas de Cerrado sentido restrito no sudoeste goiano. **Ciência Florestal**, v. 29, p. 924-940, 2019. <https://doi.org/10.5902/1980509823788>

SILVA, J. B. Panorama sobre a vegetação em afloramentos rochosos do Brasil. **Oecologia Australis**, v. 20, n. 4, p. 451-463, 2016. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2016.2004.05>

SILVA, J. M. C.; BATES, J. M. Biogeographic patterns and conservation in the South American cerrado: a tropical savanna hotspot: the cerrado, which includes both forest and savanna habitats, is the second largest South American biome, and among the most threatened on the continent. **BioScience**, v. 52, n. 3, p. 225-234, 2002. [http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0225:BPACIT\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0225:BPACIT]2.0.CO;2)

SILVA, L. A.; SCARIOT, A. Composição florística e estrutura da comunidade arbórea em uma floresta estacional decidual em afloramento calcário (Fazenda São José, São Domingos, GO, Bacia do Rio Paranã). **Acta Botanica Brasilica**, v. 17, n. 2, p. 305-313, 2003. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062003000200012>

SILVA, L. A.; SCARIOT, A. Comunidade arbórea de uma floresta estacional decídua sobre afloramento calcário na bacia do rio Paranã. **Revista Árvore**, v. 28, n. 1, p. 61-67, 2004. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622004000100008>

SOLARO, N. Multidimensional scaling. In: KENETT, R. S.; SALINI, S. (Eds.). **Modern analysis of customer surveys: with applications using R**. Chichester: John Wiley & Sons, 2011. p. 357-390. <http://dx.doi.org/10.1002/9781119961154.ch18>

SOLBRIG, O. T. The diversity of the savanna ecosystem. In: SOLBRIG, E.; MEDINA, J. F.; SILVA, O. T. (Eds.). **Biodiversity and savanna ecosystem processes**. Heidelberg: Springer, 1996. p. 1-27. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-78969-4_1

TORRES, D. M.; FONTES, M. A. L.; SAMSONAS, H. P. Relações solo-vegetação na estruturação de comunidades de cerrado *sensu stricto* no Sul de Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**, v. 68, n. 1, p. 115-128, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860201768121>

WALKER, B. Tropical savanna. In: CHAPIN, F. S.; SALA, O. E.; HUBER-SANNWALD, E. (Eds.). **Global biodiversity in a changing environment: scenarios for the 21st century**. Nova Iorque: Springer, 2001. p. 139-156. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4613-0157-8_8

WERNECK, M. S.; FRANCESCHINELLI, E. V.; TAMEIRÃO-NETO, E. Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante um período de quatro anos (1994-1998), na região do Triângulo Mineiro, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 23, n. 4, p. 401-413, 2000. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042000000400006>

Material Suplementar

Tabela 1S – Relação das localidades incluídas na análise Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS). Notações: numeração referente às áreas incluídas no estudo (N); siglas das áreas (Si); tipos vegetacionais (V): cerrado rupestre calcário (CC), cerrado rupestre arenítico (CA), floresta estacional decidual (FD), cerrado mesotrófico (CM), cerrado rupestre (CR), *cerrado stricto sensu* (SS); índices de Köppen (K - ALVARES et al. 2014: clima tropical de savana com invernos secos - Aw, subtropical úmido com inverno seco - Cw, e com verão quente - Cwa); altitude (A - metros); temperatura média anual (T - °C), tipo de substrato (S - Latossolo Vermelho distrófico - Lat.verm.dist).

| N | Si | V | K | A | T | S | Localidades/Autores | Coordenadas |
|----|-----|----|----|------|-------|------------------|---|---------------------------------------|
| 1 | ITU | CC | Aw | 684 | 24 | calcário | Ituiutaba – A1 | 19°03'23,61" S e 49°26'27,93" O |
| 2 | ITC | CA | Aw | 705 | 24 | arenito | Ituiutaba – A2 | 19°03'633" S e 49°26'075" |
| 3 | ITB | CC | Aw | 680 | 24 | calcário | Ituiutaba – B | 19°06'10,10" S e 49°25'02,75" O |
| 4 | COG | CR | Aw | 1200 | 20-22 | quartzo | Cocalzinho de Goiás - Pinto et al., 2009 | 15°48' S / 48°45' O |
| 5 | SPI | CR | Aw | 1310 | 22 | quartzo | Cocalzinho de Goiás - Moura et al., 2010 | 15°48'42"-47" S / 48°52'40"-63" O |
| 6 | BRA | CR | Aw | 1050 | 20.6 | quartzo | Brasília - Amaral et al., 2006 | 15°52' - 15°56' S / 48°00' - 48°02' O |
| 7 | CAN | CR | Aw | 751 | - | quartzo | Caldas Novas - Lima et al., 2010 | 17°44'40,8" S / 48°39'49,6" O |
| 8 | APG | CR | Aw | 1190 | 20 | quartzo | Alto Paraíso de Goiás - Lenza et al., 2011 | 14°09'25.7" S / 47°36'25.6" O |
| 9 | GUA | CR | Cw | 918 | 21.2 | quartzo | Guapé - Torres et al., 2017 | 20°49'13,80" S / 46°00'39,41" O |
| 10 | NXA | SS | Aw | 287 | 24.8 | Cambissolo | Nova Xavantina - Gomes et al., 2011 | 14°41'2,4" S / 52°19'51 O |
| 11 | NXO | CR | Aw | 287 | 24.8 | quartzo | Nova Xavantina - Maracahipes et al., 2011 | 14°40'51.6" S / 52°19'47,9 O |
| 12 | NXR | CR | Aw | 287 | 24.8 | quartzo | Nova Xavantina - Gomes et al., 2011 | 14°40'44.4" S / 52°19'51 O |
| 13 | FNX | CM | Aw | 369 | - | solo mesotrófico | Nova Xavantina - Lima et al., 2009 | 14°32'0" S / 52°26'42" O |
| 14 | PIR | CR | Aw | 365 | 25 | granito | Piranhas - Abreu et al., 2012 | 16°25'37" S / 51°49'20" O |
| 15 | SAL | CM | Aw | 200 | 25.6 | - | Sto. Ant. Leverger – Borges; Shepherd, 2005 | 15°46' S / 56°05' O |
| 16 | DIA | CR | Cw | 926 | 18-19 | quartzo | Diamantina - Mota et al., 2014 | 18°07'37,05" S / 43°39'30,08" O |
| 17 | STL | CR | Cw | 988 | 19 | quartzo | São Tomé das Letras - Lopes et al., 2013 | 21°43'11" S / 45°00'10" O |
| 18 | BAR | SS | Cw | 925 | 24.1 | Lat.verm.dist. | Barbalha – Costa; Araújo, 2007 | 07°24'25" S / 39°20'59" O |
| 19 | ITA | FD | Cw | 639 | - | calcário | Itacarambi - Menino et al., 2015 | 15°06'38" S / 44°14'52" O |
| 20 | IAC | FD | Aw | 655 | 23 | calcário | Iaciara – Carvalho; Felfili, 2011 | 14°03'53" S / 46°29'15" O |
| 21 | SDO | FD | Aw | 447 | 24 | calcário | São Domingos – Silva; Scariot, 2003 | 13°49'34" S / 46° 41'55" O |
| 22 | SDM | FD | Aw | 462 | 24 | calcário | São Domingos – Silva; Scariot, 2004 | 13°4'16" S / 46°44'20" O |
| 23 | COS | FD | Aw | 220 | 25.1 | calcário | Corumbá - Lima et al., 2010 | 19°01'38,1" S / 57°40'57,2" O |
| 24 | COB | FD | Aw | 180 | 25.1 | calcário | Corumbá - Lima et al., 2010 | 19°01'36,0" S / 57°41'03,4" O |
| 25 | ESP | FD | Aw | 545 | 22.4 | calcário | Santo Hipólito - Meguro et al., 2007 | 18°17' S / 44°11' O |
| 26 | TRM | FD | Aw | 890 | - | basalto | Perdizes - Werneck et al., 2000 | 19°12'05" S / 47°08'02" O |

Capítulo 2

Influência edáfica e estrutura vegetacional em comunidades arbustivo-arbóreas de cerrados rupestres calcário e arenítico no Sudeste brasileiro

Resumo

Espécies arbustivo-arbóreas em cerrados rupestres sofrem considerável interferência em sua distribuição e densidade das rochas que afloram nesses ambientes. Apesar disso, a ação de fatores edáficos físico-químicos também atua na definição de padrões vegetacionais nesses ambientes rupícolas. Por essa razão, estudamos a estrutura vegetacional de dois cerrados rupestres em Ituiutaba (MG), um calcário (A1 – solo eutrófico) e outro arenítico (A2 – solo distrófico), através de 20 parcelas (10 m x 10 m) em cada área. Todos os indivíduos arbustivo-arbóreos, com diâmetros ≥ 3 cm, a 30 cm do solo, tiveram a altura e diâmetro medidos. Nosso objetivo foi identificar diferenças em parâmetros vegetacionais, *e.g.* números de espécies (NE) e de indivíduos (NI), altura média (AM), áreas basais total (ABT) e específica (AB i), por influência edáfica entre os dois cerrados rupestres. Para tanto realizamos estudos fitossociológicos nas duas áreas, e, a partir de dados desses levantamentos, realizamos também análises de variância, de correlação e de ordenação (PCA e CCA). As duas espécies mais importantes para o IVI no cerrado calcário foram as calcícolas *Callisthene fasciculata* (57,4) e *Terminalia argentea* (20,7). No cerrado arenítico, por sua vez, foram as calcífugas *Davilla rugosa* (34,2) e *Ouratea hexasperma* (24,7). Análises de variância (ANOVA e Kruskal-Wallis) indicaram diferenças significativas entre duas áreas quanto à AM ($H = 28,7 / p < 0,0001$) e ABT ($F = 30,5 / p < 0,0001$). Foram observadas correlações (Pearson e Spearman) significativas entre fatores do solo, como P e K, e parâmetros vegetacionais das comunidades e espécies nas duas áreas (*e.g.* A1: NI – $r_s = 0,62 / p < 0,01$; A2: AB i de *D. rugosa* – $r_s = 0,51 / p < 0,01$). A PCA identificou nove fatores edáficos correlacionados com os dois primeiros eixos, *e.g.* P, K, areia fina e grossa. A CCA indicou que esses mesmos fatores contribuíram para que gradientes edáficos, entre solos eutróficos e distróficos, separassem parcelas e espécies das áreas A1 e A2. Nossos resultados corroboraram hipóteses sobre a ocorrência de diferenças vegetacionais significativas, entre os dois cerrados rupestres, por influência dos solos eutrófico e distrófico.

Palavras-chave: ambientes rupestres, ciclagem de nutrientes, lixiviação, rochosidade.

Abstract

The distribution and density of shrub-tree species in *cerrados rupestres* (outcrop savannas) sites are significantly affected by rock outcrop in these environments. Despite that, the effect of physical-chemical factors of soil also influences the vegetation patterns in these rocky environments. Therefore, the vegetation structure was studied in two *cerrados rupestres* sites at Ituiutaba (MG, Brazil), one limestone (A1 – eutrophic soil) and another sandstone (A2 – dystrophic soil) through 20 plots (10 m x 10 m) in each site. All tree-shrub plants, with diameter ≥ 3 cm, 30 cm from the ground, had their height and diameter measured and recorded. The goal of this study was to identify differences in vegetation parameters, e.g. number of species (NE) and number of individuals (NI), mean height (AM), total basal area (ABT) and specific basal area (ABi), through edaphic influence between the two *cerrados rupestres*. Therefore, phytosociological surveys in both areas were performed and the resulting data used for variance, correlation, and ordination (PCA e CCA) analyses. The two most important species for IVI in *limestone cerrado* were the calciphile plants, *Callisthene fasciculata* (57.4) and *Terminalia argentea* (20.7). In *sandstone cerrado*, in turn, were the calcifuge plants, *Davilla rugosa* (34.2) and *Ouratea hexasperma* (24.7). Analyses of variance (ANOVA and Kruskal-Wallis) presented significant differences among the two sites in relation to AM ($H = 28.7 / p < 0.0001$) and ABT ($F = 30.5 / p < 0.0001$). Significant correlations were observed (Pearson and Spearman) between soil factors, as P and K, and vegetation parameters of the plant communities and species in the two areas (e.g. A1: NI – $r_s = 0.62 / p < 0.01$; A2: ABi of *D. rugosa* – $r_s = 0.51 / p < 0.01$). The PCA identified nine edaphic factors correlated with the two first axes, e.g. P, K, fine and coarse sand. The CCA indicated that these same factors contributed to the edaphic gradients, between eutrophic and dystrophic soils, separating plots and species from areas A1 and A2. The results of this study corroborate the hypothesis regarding the occurrence of significant vegetation differences between the two *cerrado rupestre* sites, under the influence of eutrophic and dystrophic soil.

Keywords: leaching, nutrient cycling, rock environments, rockiness.

Introdução

Comunidades vegetais sofrem influência de diversos agentes físicos, como os climáticos, orogênicos e edáficos (SOLBRIG, 1996; BORGHETTI et al., 2019; SCHULZE et al., 2019), que contribuem de forma decisiva para a definição de padrões vegetacionais de organização (KRUGER; BIGALKE, 1984; OLIVEIRA-FILHO; RATTER, 2002; WILLIAMS et al., 2003; SCHULZE et al., 2019). Entre os fatores que influenciam sobremaneira savanas tropicais, o solo é considerado importante agente abiótico, atuando como filtro ambiental preponderante na definição da composição e estrutura de comunidades vegetais (FOX et al., 2001; MOTTA; CURI; FRANZMEIER, 2002; RUGGIERO et al., 2002; FELFILI et al., 2004; PINHEIRO; AZEVEDO; MONTEIRO, 2010).

As rochas das quais se formam os diferentes tipos edáficos, denominadas material de origem ou parental, (BARNES et al., 1997; REATTO; MARTINS, 2005), interferem notavelmente na definição das características químicas dos substratos que mantêm comunidades vegetais (REATTO; MARTINS, 2005). Por essa razão, a ocorrência de afloramentos rochosos em formações savânicas rupícolas brasileiras, denominadas como cerrados rupestres, um subtipo ou subdivisão fisionômica do cerrado *stricto sensu* (RIBEIRO; WALTER, 2008), representa característica de grande relevância ecossistêmica para esses ambientes, influenciando diretamente padrões florísticos e estruturais de suas comunidades vegetais (OLIVEIRA-FILHO; RATTER, 2002; HARIDASAN, 2005). Por influência das rochas aflorando à superfície do solo, a baixa profundidade edáfica tem menor capacidade de retenção hídrica, menor espaço para o desenvolvimento radicular de lenhosas, podendo afetar também a disponibilidade de nutrientes no solo (SWAN et al., 1987; JOBBAGY; JACKSON 2001; SEYFRIED; WILCOX, 2006). Solos rasos, portanto, além de poderem afetar espécies que necessitem de maior umidade, e as espécies arbustivo-arbóreas que apresentem sistemas radiculares mais desenvolvidos, afetaria também espécies que requeressem teores maiores de nutrientes edáficos (LAWRENCE; SUMA; MOGEA, 2005). Espécies com essas necessidades concentrar-se-iam em locais que apresentassem grotas, cavidades ou fissuras, que facilitariam o desenvolvimento das raízes de lenhosas, além de poderem acumular maior umidade e serapilheira, possibilitando locais mais férteis (FRANCO, 2002; REATTO et al., 2008; MOURA; RIBEIRO; TAKAHASI, 2013; BORGHETTI et al., 2019). Dessa forma, a densidade das espécies com tais necessidades seria determinada, em cerrados rupestres, por locais onde o solo apresente maior profundidade, facilitando, por exemplo, o crescimento radicular, a partir

de diferentes estratégias de desenvolvimento adotadas por espécies que ocupam esses ambientes (POOT; HOPPER; VAN DIGGELEN, 2012; OLIVEIRA et al., 2016).

Apesar da importância da profundidade do solo, em cerrados rupestres, na definição da distribuição e densidades populacionais, fatores edáficos físico-químicos, exercem notável influência para a sobrevivência de espécies vegetais em ambientes rupícolas, que podem apresentar solos eutróficos, distróficos ou álicos, contribuindo para que essas espécies tenham desenvolvido variadas estratégias para a aquisição de nutrientes minerais (OLIVEIRA et al., 2016). Solos originados de rochas areníticas, que podem ser observados com certa frequência em vegetações rupícolas, como campos e cerrados rupestres (PINTO; LENZA; PINTO, 2009; MOURA et al., 2010; SCHAEFER et al., 2016), possuem características distróficas. Esse padrão edáfico é representado por solos com baixos teores de matéria orgânica e de nutrientes, além de alta acidez e elevados teores de alumínio (EITEN, 1972; REATTO et al., 2008). Em solos distróficos ocorrem, com muita frequência, espécies vegetais denominadas calcífugas, ou seja, plantas adaptadas a solos ácidos e menor disponibilidade de macronutrientes (CRAWLEY, 2007). A ocorrência de afloramentos calcários, por sua vez, contribui com frequência para a ocorrência de solos com níveis elevados de nutrientes, condição que os define como eutróficos (SHACKLETON, 2000; REATTO et al., 2008; WALTER; CARVALHO; RIBEIRO, 2008; ALVES et al., 2018, 2021), *i.e.*, solos que possuem valores elevados para soma de bases e matéria orgânica, menor acidez edáfica e baixos teores de alumínio (HUNTLEY, 1982; MEDINA, 1993, 1996; MENAUT; LEPAGE; ABBADIE, 1995), condições edáficas essas muito distintas daquelas sob influência de rochas areníticas. Em solos calcários, muitas vezes com elevados teores de macronutrientes e baixa acidez, por influência de altos níveis de cálcio, são frequentes espécies vegetais definidas como calcícolas, que possuem, portanto, preferências edáficas opostas das calcífugas (CRAWLEY, 2007). É possível ainda que afloramentos calcários, além das restrições hídricas, próprios de solos pouco profundos, os altos teores de cálcio possam também apresentar limitações para a absorção de certos nutrientes pelas plantas, como fósforo e potássio, motivadas pela produção de sais insolúveis, os retendo no solo (LUGO et al., 2006; READ; LAWRENCE, 2006; CRAWLEY, 2007). Diferenças edáficas químicas, como as observadas em solos de origem calcária e arenítica, contribuem, portanto, para a definição de padrões vegetacionais de comunidades arbustivo-arbóreas (MIRANDA; ABSY; REBÊLO, 2003; WIJESINGHE; JOHN; HUTCHINGS, 2005; ABREU et al., 2012; TAMEIRÃO et al., 2021).

Nesse sentido, o objetivo do presente estudo foi compreender como diferenças edáficas, observadas entre dois afloramentos rochosos, um calcário e outro arenítico, podem estar

associadas a padrões vegetacionais de suas comunidades arbustivo-arbóreas. Nosso estudo se baseou na consideração de que, mesmo as espécies arbustivo-arbóreas estando, em cerrados rupestres, sob forte influência da chamada rochosidade, *i.e.* proporção da superfície do solo coberta por rochas em ambientes rupestres (BROWN; RAY, 1993; INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA-IBGE, 2007), ainda assim haverá importante influência de fatores edáficos físico-químicos para essas plantas. Assim sendo, tivemos por objetivo analisar a influência de atributos edáficos, em dois cerrados rupestres, determinando diferenças vegetacionais em duas comunidades arbustivo-arbóreas, uma em Neossolo Litólico calcário e outra em Neossolo Litólico arenito (LAVELLE; SPAIN, 2001; IBGE, 2007; SCHULZE et al., 2019). Para tanto, assumimos que solos eutróficos e distróficos, como os presentes nos cerrados rupestres calcário e arenítico, respectivamente, oferecem condições edáficas distintas, favorecendo espécies arbustivo-arbóreas com maior afinidade a esses solos.

Dessa forma, testaremos a hipótese (i) de que as comunidades arbustivo-arbóreas, em Neossolos Litólicos calcário e arenítico, terão estruturas fitossociológicas distintas, determinadas pela ocorrência de espécies calcícolas e calcífilas nesses dois solos. Além disso, testaremos a hipótese (ii) de que encontraremos, na comunidade do cerrado calcário, em relação à do cerrado arenítico, valores superiores para parâmetros vegetacionais, como área basal e altura média, além de riqueza de espécies. Consideramos, além disso, que será possível encontrar correlações, entre fatores edáficos físico-químicos e descritores vegetacionais relacionadas às duas comunidades e a espécies pertencentes a elas (hipótese iii). Testaremos também a hipótese (iv) de que distintas características edáficas físico-químicas, nas duas comunidades arbustivo-arbóreas em solos rupestres calcário e arenítico, estarão associadas a padrões de distribuição espacial de suas espécies.

Material e Métodos

Descrição das áreas de estudo

Realizamos amostragens em duas comunidades arbustivo-arbóreas em cerrados rupestres, uma localizada em afloramento de rocha calcária (A1 - 19° 03' 438"S / 49° 26' 422"O) e outra em afloramento arenítico (A2 - 19° 03' 633"S / 49° 26' 075"O), a altitudes de 684 m e 705 m de altitude. As duas áreas localizam-se no mesmo relevo residual (Figura 1), que pode ser definido como terreno plano elevado, chapada ou platô, onde afloramentos rochosos originam-se da Formação Marília, Grupo Bauru (PEREIRA; MOREIRA; ARAÚJO, 2017), no município

de Ituiutaba (MG), localizada na bacia sedimentar do Paraná (BAPTISTA et al., 2010). Segundo o sistema de classificação climática de Köppen, a região possui clima que pode ser definido como *Aw*, ou seja, de savana tropical, com verões chuvosos e invernos secos (ALVARES et al., 2013).



Figura 1 – Localização dos dois cerrados rupestres estudados (calcário A1 e arenítico A2), no município de Ituiutaba (MG).

Predomina na região Latossolos Vermelho-Escuro com altos teores de alumínio e baixa disponibilidade de macronutrientes (IBGE, 2007). Contudo, as duas áreas tiveram os solos definidos como Neossolos Litólicos eutrófico (calcário) e distrófico (arenítico) (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA-EMBRAPA, 2006; ALVES et al., 2018), não havendo diferenças significativas quanto às porcentagens de argila e areia entre as duas áreas, sendo ambas classificadas como textura média (ALVES et al., 2021). A definição dos solos, segundo os níveis de bases trocáveis disponíveis, teve como referência a classificação presente em IBGE (2007), que se baseia em limites de interpretação de níveis de nutrientes edáficos disponíveis (LOPES, 1998).

Os afloramentos rochosos em ambas as áreas determinam solos rasos, com pouca profundidade para o desenvolvimento de sistemas radiculares, especialmente de lenhosas. Por essa razão, foi possível observarmos nas duas áreas lenhosas com raízes desenvolvendo-se em

camadas de solo com pouco mais de meio metro e entre rochas (Figura 2), como descrito para cerrados rupestres por Reatto et al. (2008) e Ribeiro e Walter (2008).



Figura 2 – Detalhes de afloramento de rocha calcária (calcita) – A, de árvore crescendo através de cavidade em rocha arenítica – B, de raízes de lenhosas ocupando solos pouco profundos devido à presença de rocha calcária – C e D.

Delineamento amostral

Em cada uma das comunidades estudadas (áreas A1 e A2) foram implantadas três transecções de 100 m. Em cada transecção, foram definidas 20 parcelas (10 m x 10 m), totalizando, a partir das três transecções em cada área, 60 parcelas. Desse total, 20 parcelas foram sorteadas para nossa amostragem em cada cerrado rupestre estudado. Foram incluídos todos os vegetais arbustivo-arbóreos, com diâmetros ≥ 3 cm, medidos a 30 cm do solo, conforme recomendação de Maracahipes et al. (2011). Além dos diâmetros, os indivíduos amostrados tiveram também as alturas medidas. Os espécimes coletados para identificação, e que serviram como material botânico testemunho, foram mantidos em coleção no Laboratório de Botânica e Ecologia no Domínio Cerrado (LABEC), da Universidade Federal de Uberlândia (UFU), *campus* Pontal. A conferência de possíveis sinonímias de nomes científicos, e da correta

grafia das abreviações dos nomes dos autores, foram realizadas no sítio do Programa Re flora (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br>).

Para as análises físico-químicas de solo, coletamos amostras compostas em cada uma das 20 parcelas, nas duas áreas estudadas. Cada amostra foi composta de 15 subamostras posicionadas ao acaso em cada parcela, e coletadas com trado do tipo holandês, a uma profundidade de 20 cm. As análises químicas foram realizadas no Laboratório de Análise de Solos e Calcários (LABAS), e as físicas no Laboratório de Manejo de Solos (LAMAS) (ver resultados em Tabela 1S – material suplementar). As análises químicas das amostras de solo basearam-se na chamada análise de rotina, que considerou teores de alumínio (Al^{3+}), fósforo (P), cálcio (Ca^{2+}), potássio (K^+), magnésio (Mg^{2+}), valores para potencial de hidrogênio (pH), acidez potencial (H+Al), e matéria orgânica (MO). Foram calculados também soma de bases (SB), saturação por bases ($V\% = 100 SB/CTC$) e capacidade de troca catiônica ($T = SB + \text{acidez potencial}$) (MOTTA; CURI; FRANZMEIER, 2002). Os solos foram definidos como eutróficos quando a saturação por bases foi $\geq 50\%$, ou distrófico quando os valores foram $< 50\%$ (BERG; OLIVEIRA, 2000; COELHO et al., 2002). As análises de texturas edáficas das amostras de solo coletadas nas duas áreas quantificou o conteúdo (g/kg) de areia grossa (AG) e fina (AF), silte e argila. As análises químicas e físicas consideraram métodos descritos em Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária-EMBRAPA (1997; 2009), Cantarella; Quaggio; Raij (2001) e Raij et al. (2001).

Análises fitossociológicas e estatísticas

Os parâmetros estruturais relacionados às espécies amostradas nas duas comunidades foram calculados através do software FITOPAC 2.1 (SHEPHERD, 2010). Dessa forma foram obtidos os valores para áreas basais (para as espécies – AB_i ; e para as comunidades amostradas / área basal total – ABT), altura média (AM), número de indivíduos (NI), riqueza de espécies (NE), dominância absoluta (DA – área basal da espécie i), assim como os descritores densidade, frequência e dominância relativas e o índice de valor de importância (IVI) (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 2002; MORO; MARTINS, 2013). Esses valores foram considerados para análises relacionadas às diferentes hipóteses testadas. Caracterizações das espécies amostradas contou também com a identificação daquelas consideradas típicas de solos mesotróficos, a partir das informações disponíveis em Ratter; Bridgewater; Ribeiro (2006).

Descritores absolutos e relativos, como número de indivíduos, densidade e dominância, foram utilizados para testarmos a hipótese i , relacionada a diferenças quanto à estrutura

vegetacional das duas comunidades de lenhosas (áreas A1 e A2), caracterizadas por dois tipos edáficos distintos (GRIME, 1981; BROWER; ZAR; VON ENDE, 1997; BOND, 2019). Esses valores também permitiram análises comparativas, no desenvolvimento da discussão, com estudos de outros autores em cerrados rupestres realizados em diferentes regiões do Brasil (MOURA; RIBEIRO; TAKAHASI, 2013).

Para testarmos a hipótese ii, sobre diferenças significativas entre os valores dos parâmetros estruturais vegetacionais considerados, *i.e.* NI, NE, AM e ABT, entre as duas comunidades dos cerrados calcário e arenítico, utilizamos de análises de variância, *i.e.* ANOVA um critério (teste *F*) ou Kruskal-Wallis (teste *H*) (ZAR, 1999), para valores com distribuição normal ou não, respectivamente (Tabela 2S – material suplementar). Além disso, para testarmos a hipótese iii, avaliamos também a existência de correlações entre os mesmos parâmetros estruturais, das mesmas comunidades savânicas amostradas (áreas A1 e A2), e componentes físico-químicos edáficos referentes às parcelas correspondentes (Tabela 1S). Para tanto, utilizamos análises de correlação de Pearson (*r*) ou Spearman (*r_s*), para valores que apresentaram distribuição normal ou não, respectivamente. Realizamos também, quanto à mesma hipótese, análises de correlação com a finalidade de compreender o nível de influência de fatores físico-químicos do solo, na definição dos números de indivíduos (NI) e das áreas basais das três espécies mais importantes quanto ao IVI (*AB_i* em cm²), amostradas nas áreas A1 e A2 (Tabela 3S – material suplementar). Para tanto, foram utilizados os mesmos testes de correlação, nas mesmas circunstâncias quanto à normalidade dos valores utilizados.

Na avaliação da normalidade da distribuição dos valores utilizados nas análises estatísticas acima, usamos o teste de Shapiro-Wilk (QUINN; KEOUGH, 2002). Nas análises estatísticas o valor de significância adotado foi $\alpha \leq 0,05$.

Realizamos também análises de ordenação, relacionadas à hipótese iv, *i.e.* análise de componentes principais (*Principal Component Analysis* - PCA) e análise de correspondência canônica (*Canonical Correspondence Analysis* – CCA), para a visualização de possíveis padrões de distribuição espacial das espécies arbustivo-arbóreas amostradas, por influência das variáveis edáficas incluídas na análise (TER BRAAK, 1987, 1995; QUINN; KEOUGH, 2002). Para tanto, através do programa PC-Ord (McCUNE; MEFFORD, 2011), usamos inicialmente a PCA para identificarmos os parâmetros físico-químicos do solo com níveis significativos de correlação. Para esse fim, utilizamos matriz principal composta pelas variáveis edáficas que estão relacionados na tabela 1S. Posteriormente, empregamos CCA para a identificação das variáveis edáficas que foram significativas para a distribuição espacial das espécies, com no

mínimo 10 indivíduos, amostradas nos cerrados calcário e arenítico, análises concluídas pelo teste de Monte Carlo (LUDWIG; REYNOLDS, 1988).

Resultados

Observar maior riqueza de espécies arbustivo-arbóreas, assim como número de indivíduos amostrados, nas parcelas da área A1. Os valores respectivos foram 71 espécies e 1035 indivíduos amostrados, correspondendo a $5175 \text{ ind. ha}^{-1}$. Esses valores foram superiores aos registrados na área do cerrado arenítico, que foram, respectivamente, 55 espécies e 828 indivíduos ($4140 \text{ ind. ha}^{-1}$) (Tabela 1). O número de famílias botânicas registradas no cerrado calcário (36) também foi superior ao registrado no cerrado arenítico (26). Os valores para o Índice de Shannon-Wiener (H') foram iguais a 3,31 no cerrado calcário, e 3,16 no cerrado arenítico. As dominâncias absolutas totais e alturas máximas, registradas nas áreas A1 e A2, foram, respectivamente, $33,1 \pm 10,1 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ e $18,5 \pm 5,8 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$, e 8,5 m e 6 m. As alturas médias dos espécimes amostrados, no cerrado calcário foi igual a $3,3 \pm 1,5 \text{ m}$ e no arenítico $1,9 \pm 0,8 \text{ m}$.

Nenhuma das 10 espécies mais importantes para o IVI foram coincidentes entre os dois cerrados rupestres estudados, o que nos fornece, inicialmente, informações importantes sobre a influência de diferenças edáficas na definição de padrões florísticos e estruturais entre as duas áreas. Foi possível observarmos maior número de indivíduos pertencentes a espécies típicas de solos mesotróficos nas parcelas do cerrado calcário (área A1), sendo as três espécies mais importante para o IVI, *Callisthene fasciculata* (57,4), *Terminalia argentea* (20,7) e *Roupala montana* (15,8). Essas três espécies contribuíram com 33,2% do total de indivíduos amostrados e 45,7% da dominância absoluta. Para a área A2 as espécies mais importantes para o mesmo descritor foram *Davilla rugosa* (34,2), *Ouratea hexasperma* (24,7) e *Qualea parviflora* (23,3) (Tabela 1). Essas três espécies contribuíram com 34,7% para o total de indivíduos amostrados, e 30% para a dominância absoluta nas parcelas. Ao considerarmos as 10 espécies mais importantes para IVI na área A1, a contribuição para o total de indivíduos amostrados foi de 66%, além de 69,7% para a dominância absoluta. Na A2, por sua vez, os valores foram menores para os mesmos descritores, respectivamente, 52,8% e 63,9%. No cerrado calcário, as três espécies mais importantes (IVI) contribuíram com 33,2% da densidade relativa, *i.e.* *C. fasciculata* (17,1), *T. argentea* (7,34) e *R. montana* (8,79). No cerrado arenítico, as três espécies correspondentes representaram 34,6% desse mesmo descritor, *i.e.* *D. rugosa* (14,37), *O. hexasperma* (12,56) e *Q. parviflora* (7,73). Essas espécies foram frequentes em nossas amostragens, ocupando espaço considerável nas parcelas de suas comunidades. Seus valores

respectivos, para frequência e dominância relativas, foram *C. fasciculata* (5,18 e 35,08), *T. argentea* (4,9 e 8,42) e *R. montana* (4,9 e 2,15); *D. rugosa* (6,82 e 13,04), *O. hexasperma* (5,3 e 6,87) e *Q. parviflora* (5,68 e 9,92).

Algumas espécies definidas como típicas de solos mesotróficos, ocorreram nos dois cerrados, *i.e.* *C. fasciculata*, *T. argentea* e *G. viburnoides* (Tabela 1). Contudo, essas espécies tiveram melhor desempenho no cerrado calcário, ficando evidente ao compararmos seus descritores fistossociológicos entre as duas áreas. As três foram mais numerosas, apresentando dominâncias muito maiores em solo carbonático. *A. fraxinifolium* foi a espécie definida como calcícola registrada apenas na área A2, através de um único indivíduo amostrado em parcela localizada na transição para a área A1. Em geral, das espécies definidas como calcífugas que puderam ser registradas nas duas áreas, *e.g.* *Q. parviflora*, *L. dasycarpum*, e *B. coccolobifolia*, o melhor desempenho das populações foi na área A2. Neste caso, essas espécies foram amostradas através de populações mais numerosas, alcançando dominâncias absoluta e relativa superiores no solo distrófico. Algumas exceções puderam ser notadas entre as espécies calcífugas, como *E. deciduum* e *B. brevipes*, que apresentaram valores maiores na área A1.

Parâmetros estruturais, medidos em ambos cerrados rupestres, *e.g.* número de indivíduos, área basal total, altura média, indicaram o cerrado calcário como superior na produção e manutenção de biomassa, determinando uma comunidade de lenhosas mais numerosa e mais rica em espécies (Tabela 2S). Os resultados das análises de variância (ANOVA e Kruskal-Wallis), obtidos dos parâmetros estruturais entre as parcelas das duas áreas, registraram diferenças significativas entre os quatro descritores comparados: número de indivíduos (NI – $F = 8,2 / p < 0,01$), altura média (AM – $H = 28,7 / p < 0,0001$), número de espécies (NE – $F = 29,7 / p < 0,0001$) e área basal total (ABT – $F = 30,5 / p < 0,0001$).

Tabela 1 – Parâmetros estruturais das áreas A1 (cerrado rupestre calcário) e A2 (cerrado rupestre arenítico). Notações: número de indivíduos (NI), altura média (AM – metros), dominância absoluta (Da – m². ha⁻¹), densidade relativa (De), frequência relativa (Fe), dominância relativa (Do), índice de valor de importância (IVI). As espécies foram organizadas segundo valores decrescentes do IVI. Em negrito estão assinaladas espécies definidas como típicas de solos mesotróficos por Ratter; Bridgewater; Ribeiro (2003, 2006).

| A1 | NI | AM | Da | De | Fe | Do | IVI | A2 | NI | AM | Da | De | Fe | Do | IVI |
|---------------------------------------|-----|------|-------|------|------|-------|-------|---------------------------------------|-----|------|------|-------|------|-------|-------|
| <i>Callisthene fasciculata</i> | 177 | 3,91 | 11,60 | 17,1 | 5,18 | 35,08 | 57,36 | <i>Davilla rugosa</i> | 119 | 1,44 | 2,42 | 14,37 | 6,82 | 13,04 | 34,23 |
| <i>Terminalia argentea</i> | 76 | 4,36 | 2,78 | 7,34 | 4,9 | 8,42 | 20,66 | <i>Ouratea hexasperma</i> | 104 | 1,22 | 1,27 | 12,56 | 5,30 | 6,87 | 24,74 |
| <i>Roupala montana</i> | 91 | 2,13 | 0,71 | 8,79 | 4,9 | 2,15 | 15,85 | <i>Qualea parviflora</i> | 64 | 2,18 | 1,84 | 7,73 | 5,68 | 9,92 | 23,33 |
| <i>Luehea divaricata</i> | 45 | 4,16 | 1,89 | 4,35 | 4,9 | 5,72 | 14,97 | <i>Neea theifera</i> | 51 | 1,94 | 1,63 | 6,16 | 4,92 | 8,83 | 19,91 |
| <i>Bauhinia brevipes</i> | 77 | 2,59 | 0,56 | 7,44 | 4,9 | 1,69 | 14,03 | <i>Guapira areolata</i> | 54 | 1,94 | 1,04 | 6,52 | 5,68 | 5,62 | 17,83 |
| <i>Qualea grandiflora</i> | 39 | 3,79 | 2,05 | 3,77 | 3,27 | 6,21 | 13,24 | <i>Leptolobium dasycarpum</i> | 46 | 1,54 | 0,46 | 5,56 | 4,17 | 2,49 | 12,21 |
| <i>Monteverdia evonymoides</i> | 69 | 2,77 | 0,65 | 6,67 | 4,36 | 1,96 | 12,98 | <i>Curatella americana</i> | 15 | 2,46 | 1,06 | 1,81 | 4,17 | 5,73 | 11,71 |
| <i>Pseudobombax tomentosum</i> | 35 | 2,14 | 1,12 | 3,38 | 3,81 | 3,4 | 10,59 | <i>Styrax ferrugineus</i> | 34 | 1,99 | 0,91 | 4,11 | 2,65 | 4,92 | 11,68 |
| <i>Erythroxylum deciduum</i> | 38 | 2,67 | 0,73 | 3,67 | 3,54 | 2,2 | 9,41 | <i>Byrsonima coccolobifolia</i> | 29 | 2,35 | 0,67 | 3,50 | 4,55 | 3,61 | 11,66 |
| <i>Myrcia tomentosa</i> | 34 | 3,77 | 0,92 | 3,29 | 2,72 | 2,79 | 8,80 | <i>Miconia albicans</i> | 31 | 2,01 | 0,52 | 3,74 | 4,55 | 2,83 | 11,12 |
| <i>Aspidosperma cuspa</i> | 31 | 4,03 | 1,02 | 3,0 | 1,91 | 3,07 | 7,97 | <i>Salvertia convallariodora</i> | 17 | 2,18 | 0,87 | 2,05 | 2,65 | 4,69 | 9,39 |
| <i>Cordia macrophylla</i> | 23 | 2,79 | 1,05 | 2,22 | 2,18 | 3,19 | 7,59 | <i>Cordia myrciifolia</i> | 21 | 1,58 | 0,58 | 2,54 | 3,03 | 3,13 | 8,70 |
| <i>Sebastiania brasiliensis</i> | 22 | 3,07 | 0,22 | 2,13 | 3,54 | 0,66 | 6,33 | <i>Bowdichia virgilioides</i> | 30 | 2,01 | 0,36 | 3,62 | 3,03 | 1,93 | 8,58 |
| <i>Cordia sessilis</i> | 16 | 3,10 | 0,70 | 1,55 | 1,91 | 2,13 | 5,58 | <i>Terminalia argentea</i> | 9 | 3,66 | 0,99 | 1,09 | 1,89 | 5,33 | 8,31 |
| <i>Rhamnidium elaeocarpum</i> | 14 | 3,21 | 0,31 | 1,35 | 2,45 | 0,94 | 4,75 | <i>Aspidosperma tomentosum</i> | 24 | 1,36 | 0,17 | 2,90 | 4,17 | 0,90 | 7,96 |
| <i>Syagrus flexuosa</i> | 10 | 1,30 | 0,41 | 0,97 | 2,18 | 1,25 | 4,40 | <i>Roupala montana</i> | 27 | 2,44 | 0,38 | 3,26 | 1,14 | 2,06 | 6,46 |
| <i>Qualea parviflora</i> | 12 | 3,40 | 0,40 | 1,16 | 1,91 | 1,2 | 4,27 | <i>Erythroxylum deciduum</i> | 15 | 1,27 | 0,10 | 1,81 | 3,41 | 0,52 | 5,74 |
| <i>Leptolobium dasycarpum</i> | 15 | 2,28 | 0,27 | 1,45 | 1,91 | 0,83 | 4,18 | <i>Erythroxylum tortuosum</i> | 15 | 1,70 | 0,25 | 1,81 | 2,27 | 1,34 | 5,43 |
| <i>Guettarda viburnoides</i> | 14 | 3,64 | 0,19 | 1,35 | 2,18 | 0,57 | 4,10 | <i>Handroanthus ochraceus</i> | 11 | 1,86 | 0,13 | 1,33 | 2,65 | 0,72 | 4,70 |
| <i>Qualea multiflora</i> | 10 | 3,73 | 0,47 | 0,97 | 1,63 | 1,41 | 4,01 | <i>Bauhinia brevipes</i> | 16 | 2,13 | 0,13 | 1,93 | 1,89 | 0,69 | 4,52 |
| <i>Dilodendron bipinnatum</i> | 10 | 4,01 | 0,24 | 0,97 | 1,91 | 0,73 | 3,60 | <i>Connarus suberosus</i> | 8 | 2,21 | 0,25 | 0,97 | 1,89 | 1,36 | 4,22 |
| <i>Erythroxylum cuneifolium</i> | 11 | 2,70 | 0,19 | 1,06 | 1,63 | 0,58 | 3,28 | <i>Callisthene fasciculata</i> | 7 | 2,74 | 0,39 | 0,85 | 1,14 | 2,11 | 4,09 |
| <i>Dimorphandra mollis</i> | 8 | 3,56 | 0,21 | 0,77 | 1,63 | 0,64 | 3,05 | <i>Leptobalanus humilis</i> | 4 | 1,91 | 0,30 | 0,48 | 1,52 | 1,62 | 3,62 |

Tabela 1 – cont.

| A1 | NI | AM | Da | De | Fe | Do | IVI | A2 | NI | AM | Da | De | Fe | Do | IVI |
|------------------------------------|----|------|------|------|------|------|------|------------------------------------|----|------|------|------|------|------|------|
| <i>Tabebuia roseoalba</i> | 9 | 3,69 | 0,15 | 0,87 | 1,63 | 0,46 | 2,97 | <i>Diospyros lasiocalyx</i> | 6 | 1,63 | 0,29 | 0,72 | 0,76 | 1,59 | 3,07 |
| <i>Myrcia splendens</i> | 9 | 2,91 | 0,15 | 0,87 | 1,63 | 0,46 | 2,96 | <i>Byrsonima pachyphylla</i> | 5 | 2,14 | 0,17 | 0,60 | 1,14 | 0,90 | 2,64 |
| <i>Astronium urundeuva</i> | 7 | 3,13 | 0,15 | 0,68 | 1,63 | 0,46 | 2,77 | <i>Stryphnodendron adstringens</i> | 4 | 2,33 | 0,10 | 0,48 | 1,52 | 0,55 | 2,55 |
| <i>Byrsonima pachyphylla</i> | 7 | 3,66 | 0,23 | 0,68 | 1,36 | 0,7 | 2,74 | <i>Strychnos pseudoquina</i> | 1 | 6,00 | 0,37 | 0,12 | 0,38 | 1,98 | 2,48 |
| Poaceae | 4 | 3,10 | 0,56 | 0,39 | 0,54 | 1,68 | 2,62 | <i>Tabebuia aurea</i> | 4 | 2,75 | 0,09 | 0,48 | 1,52 | 0,47 | 2,47 |
| <i>Senna spectabilis</i> | 7 | 3,94 | 0,13 | 0,68 | 1,36 | 0,4 | 2,44 | <i>Qualea grandiflora</i> | 5 | 2,64 | 0,13 | 0,60 | 1,14 | 0,70 | 2,44 |
| <i>Byrsonima clausseniana</i> | 6 | 2,63 | 0,22 | 0,58 | 1,09 | 0,66 | 2,33 | <i>Terminalia glabrescens</i> | 6 | 2,95 | 0,06 | 0,72 | 1,14 | 0,33 | 2,19 |
| <i>Tabebuia aurea</i> | 5 | 2,74 | 0,16 | 0,48 | 1,36 | 0,48 | 2,32 | <i>Machaerium acutifolium</i> | 4 | 1,66 | 0,07 | 0,48 | 1,14 | 0,38 | 2,00 |
| <i>Jacaranda brasiliana</i> | 6 | 4,08 | 0,12 | 0,58 | 1,36 | 0,37 | 2,31 | <i>Erythroxylum suberosum</i> | 5 | 1,56 | 0,10 | 0,60 | 0,76 | 0,53 | 1,89 |
| <i>Campomanesia adamantium</i> | 6 | 2,55 | 0,06 | 0,58 | 1,36 | 0,2 | 2,14 | <i>Pseudobombax ellipticum</i> | 3 | 1,13 | 0,02 | 0,36 | 1,14 | 0,12 | 1,62 |
| <i>Chrysophyllum marginatum</i> | 9 | 3,21 | 0,14 | 0,87 | 0,82 | 0,43 | 2,11 | <i>Casearia sylvestris</i> | 4 | 2,10 | 0,05 | 0,48 | 0,76 | 0,25 | 1,49 |
| <i>Machaerium villosum</i> | 3 | 4,17 | 0,25 | 0,29 | 0,82 | 0,75 | 1,86 | <i>Jacaranda cuspidifolia</i> | 3 | 2,90 | 0,04 | 0,36 | 0,76 | 0,24 | 1,36 |
| <i>Riedeliella graciliflora</i> | 7 | 1,55 | 0,21 | 0,68 | 0,54 | 0,63 | 1,85 | <i>Qualea densiflora</i> | 4 | 1,88 | 0,08 | 0,48 | 0,38 | 0,44 | 1,30 |
| <i>Astronium graveolens</i> | 5 | 3,86 | 0,07 | 0,48 | 1,09 | 0,21 | 1,79 | <i>Kielmeyera grandiflora</i> | 3 | 2,27 | 0,02 | 0,36 | 0,76 | 0,12 | 1,24 |
| <i>Coccoloba mollis</i> | 5 | 2,62 | 0,02 | 0,48 | 1,09 | 0,07 | 1,64 | <i>Stryphnodendron polyphyllum</i> | 2 | 2,75 | 0,03 | 0,24 | 0,76 | 0,14 | 1,14 |
| <i>Tachigali aurea</i> | 2 | 4,85 | 0,29 | 0,19 | 0,54 | 0,89 | 1,62 | <i>Luehea grandiflora</i> | 2 | 2,10 | 0,02 | 0,24 | 0,76 | 0,08 | 1,08 |
| <i>Terminalia glabrescens</i> | 5 | 3,80 | 0,09 | 0,48 | 0,82 | 0,27 | 1,57 | <i>Aspidosperma macrocarpon</i> | 1 | 2,20 | 0,03 | 0,12 | 0,38 | 0,17 | 0,67 |
| <i>Aspidosperma multiflorum</i> | 5 | 3,62 | 0,03 | 0,48 | 0,82 | 0,08 | 1,38 | <i>Annona tomentosa</i> | 1 | 2,70 | 0,02 | 0,12 | 0,38 | 0,12 | 0,62 |
| <i>Helicteres brevispira</i> | 4 | 2,50 | 0,13 | 0,39 | 0,54 | 0,38 | 1,31 | <i>Rudgea viburnoides</i> | 1 | 3,00 | 0,02 | 0,12 | 0,38 | 0,12 | 0,62 |
| <i>Annona nutans</i> | 4 | 3,38 | 0,03 | 0,39 | 0,82 | 0,1 | 1,30 | <i>Kielmeyera coriacea</i> | 1 | 1,20 | 0,01 | 0,12 | 0,38 | 0,08 | 0,58 |
| <i>Davilla elliptica</i> | 4 | 2,00 | 0,05 | 0,39 | 0,54 | 0,17 | 1,10 | <i>Aegiphila verticillata</i> | 1 | 3,50 | 0,01 | 0,12 | 0,38 | 0,08 | 0,58 |
| <i>Byrsonima coccolobifolia</i> | 2 | 4,25 | 0,09 | 0,19 | 0,54 | 0,27 | 1,01 | <i>Cordia macrophylla</i> | 1 | 2,20 | 0,01 | 0,12 | 0,38 | 0,05 | 0,55 |
| <i>Matayba mollis</i> | 1 | 6,50 | 0,20 | 0,1 | 0,27 | 0,6 | 0,97 | <i>Guapira opposita</i> | 1 | 2,30 | 0,01 | 0,12 | 0,38 | 0,05 | 0,55 |
| <i>Ouratea castaneifolia</i> | 2 | 4,25 | 0,15 | 0,19 | 0,27 | 0,46 | 0,93 | <i>Vernonanthura rubriramea</i> | 1 | 1,70 | 0,01 | 0,12 | 0,38 | 0,04 | 0,54 |
| <i>Moquiinastrum densicephalum</i> | 2 | 2,50 | 0,05 | 0,19 | 0,54 | 0,14 | 0,88 | <i>Campomanesia xanthocarpa</i> | 1 | 2,00 | 0,01 | 0,12 | 0,38 | 0,03 | 0,53 |

Todas as amostras de solo, provenientes das parcelas do cerrado calcário (área A1), puderam ser definidas como eutróficas, assim como as das parcelas 3A2 e 4A2 do cerrado arenítico, que apresentaram, respectivamente, 56,3% e 55,5% para saturação por bases (V%), ou seja, valores acima de 50%. As amostras de solo das parcelas do cerrado arenítico (área A2), por resultarem em valores inferiores a 50% para V%, foram definidas como originadas de solo distrófico (Tabela 1S). Nas parcelas do cerrado calcário, os teores de Al^{3+} foram insignificantes, sendo considerados iguais a zero.

Dos resultados significativos para as análises de correlação entre os descritores considerados por parcelas no cerrado calcário, e valores de nutrientes, apenas o P indicou relação positiva, com todos parâmetros estruturais, exceto número de espécies. Para esse nutriente, o valor mais elevado foi com número de indivíduos (NI – $r_s = 0,62 / p < 0,01$). Para o parâmetro número de indivíduos (NI), outro resultado não menos significativo foi com a variação do pH edáfico ($r_s = 0,61 / p < 0,01$). Outros resultados entre NI e componentes edáficos foram com H+Al ($r_s = -0,51 / p < 0,05$) e saturação por bases (V% – $r_s = 0,47 / p < 0,05$). No cerrado calcário ainda, foi indicada relação significativa e negativa entre a variação da textura (quantidade de argila) e altura média (AM – $r = -0,47 / p < 0,05$). No solo distrófico do cerrado arenítico, por sua vez, observamos um número maior de fatores edáficos apresentando correlações na definição dos três parâmetros vegetacionais analisados, e.g. entre K^+ e AM ($r_s = 0,61 / p < 0,01$), P e número de espécies (NE – $r_s = 0,52 / p < 0,05$) e soma de bases e área basal total (ABT – $r_s = 0,56 / p < 0,05$). Apenas NI na área arenítica não apresentou relação com os fatores edáficos considerados. Quanto aos componentes texturais, foram indicadas correlações entre silte e AM ($r_s = -0,47 / p < 0,05$) e NE e argila ($r_s = 0,48 / p < 0,05$). Análises de correlação entre areia grossa e os descritores obtidos nas parcelas não resultaram em valores significativos (Tabela 2).

Os resultados obtidos nas análises de correlação entre as três espécies mais importantes para o IVI, em cada uma das duas áreas, e valores de parâmetros físico-químicos do solo, mantiveram o mesmo padrão quanto ao maior número de correlações no solo distrófico do cerrado arenítico (28), do que no solo eutrófico do cerrado calcário (7) (Tabela 3). Na área A2, os macronutrientes exerceram maior influência sobre as espécies, sendo o valor entre Mg e NI da espécie de *Q. parviflora* (ABi – $r_s = 0,67 / p < 0,01$), o maior registrado entre os macronutrientes nessa área. Para a mesma espécie, foi observada correlação entre Ca e NI ($r_s = 0,66 / p < 0,01$), sendo esse o segundo maior valor entre os macronutrientes analisados no cerrado arenítico. Na mesma área e espécie, não obstante, foi registrado o maior valor entre todos os parâmetros analisados, referente à influência do pH edáfico sobre NI de *Q. parviflora*

($r = 0,75 / p < 0,0001$). No cerrado arenítico, ainda, foram obtidos valores significativos entre todos os parâmetros edáficos considerados e descritos vegetacionais das três espécies incluídas, exceto silte e H+Al.

Tabela 2 – Resultados das análises de correlação entre variáveis estruturais das parcelas e parâmetros químicos das áreas A1 (cerrado calcário) e A2 (cerrado arenítico), através dos coeficientes de correlação de Pearson (r) e de Spearman (rs). Notações: número de indivíduos (NI), altura média (AM), número de espécies (NE), área basal total (ABT), soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica (T), saturação por bases (V), matéria orgânica (M.O.), areia fina (AF); $p < 0,05$ (*), $p < 0,01$ (**); em negrito valores significativos.

| | NI | AM | NE | ABT |
|---------------|------------------|------------------|-----------------|------------------|
| A1 | | | | |
| pH | rs 0,61** | rs 0,36 | rs 0,12 | rs 0,42 |
| P | rs 0,62** | rs 0,46* | rs 0,25 | rs 0,53* |
| K | rs 0,36 | rs 0,34 | rs -0,00 | rs 0,37 |
| Ca | rs 0,40 | rs 0,22 | rs 0,04 | rs 0,17 |
| Mg | rs 0,00 | rs -0,13 | rs -0,11 | rs -0,18 |
| Al | - | - | - | - |
| H+Al | rs -0,51* | rs -0,26 | rs -0,18 | rs -0,42 |
| SB | rs 0,23 | rs 0,16 | rs -0,06 | rs 0,07 |
| T | rs 0,22 | rs 0,11 | rs 0,00 | rs 0,01 |
| V | rs 0,47* | rs 0,30 | rs 0,07 | rs 0,26 |
| M.O. | rs 0,37 | rs 0,20 | rs -0,02 | rs 0,14 |
| AF | rs 0,25 | r -0,05 | r 0,30 | r -0,04 |
| silte | rs -0,22 | rs 0,33 | rs 0,14 | rs 0,28 |
| argila | r -0,02 | r -0,47* | r -0,41 | r -0,23 |
| A2 | | | | |
| pH | rs -0,16 | rs 0,53* | rs 0,04 | rs 0,50* |
| P | rs 0,04 | rs 0,40 | rs 0,52* | rs 0,38 |
| K | rs 0,03 | rs 0,61** | rs 0,46* | rs 0,51* |
| Ca | rs -0,16 | rs 0,58** | rs 0,05 | rs 0,54* |
| Mg | rs -0,18 | rs 0,63** | rs 0,05 | rs 0,52* |
| Al | rs -0,23 | rs -0,33 | rs -0,27 | rs -0,31 |
| H+Al | rs 0,18 | rs -0,16 | rs 0,32 | rs -0,14 |
| SB | rs -0,12 | rs 0,60** | rs 0,12 | rs 0,56* |
| T | rs -0,08 | rs 0,48* | rs 0,22 | rs 0,37 |
| V | rs -0,17 | rs 0,65** | rs 0,07 | rs 0,56** |
| M.O. | rs -0,08 | rs 0,55* | rs 0,47* | rs 0,40 |
| AF | rs -0,01 | rs 0,22 | rs -0,24 | rs 0,20 |
| silte | r -0,11 | rs -0,47* | r -0,35 | r -0,06 |
| argila | r 0,22 | rs 0,33 | r 0,48* | r -0,11 |

No cerrado calcário (área A1), por sua vez, os dois maiores valores para correlação envolveu o P, que apresentou correlações positivas com NI ($r = 0,63 / p < 0,01$) e ABi ($r_s = 0,53 / p < 0,05$) de *C. fasciculata*. Matéria orgânica indicou uma única correlação, e negativa, nessa mesma área, com ABi de *T. argentea* (MO – $r_s = -0,48 / p < 0,05$). As variáveis Ca e NI de *T. argentea* indicaram também correlações significativas ($r = -0,51 / p$

Tabela 3 – Resultados das análises de correlação entre variáveis estruturais das três espécies mais importantes para o IVI e fatores edáficos nas áreas A1 (cerrado calcário) e A2 (cerrado arenítico), através dos coeficientes de correlação de Pearson (r) e de Spearman (r_s). Notações: número de indivíduos (NI), área basal da espécie (ABi), matéria orgânica (M.O.), acidez potencial (H+Al), capacidade de troca catiônica (T), areia fina (AF); $p < 0,05$ (*), $p < 0,01$ (**), $p < 0,0001$ (***) ; em negrito valores significativos.

| A1 | | P | K | Ca | Mg | Al | M.O. |
|-----------------------|-----|---------------|----------------|----------------|----------------|----------------|---------------|
| <i>C. fasciculata</i> | NI | 0,63** | 0,39 | 0,26 | -0,38 | - | 0,20 |
| | ABi | 0,53* | 0,44 | 0,30 | -0,42 | - | 0,13 |
| <i>T. argentea</i> | NI | -0,39 | -0,26 | -0,51* | -0,09 | - | -0,43 |
| | ABi | -0,21 | 0,03 | -0,22 | 0,22 | - | -0,48* |
| <i>R. montana</i> | NI | -0,06 | 0,01 | -0,07 | 0,18 | - | 0,03 |
| | ABi | -0,10 | -0,16 | -0,05 | 0,20 | - | -0,10 |
| A2 | | P | K | Ca | Mg | Al | M.O. |
| <i>D. rugosa</i> | NI | -0,47* | -0,34 | -0,23 | -0,19 | -0,05 | -0,47* |
| | ABi | -0,51* | -0,33 | 0,05 | 0,09 | 0,04 | -0,23 |
| <i>O. hexasperma</i> | NI | -0,25 | -0,44* | -0,58** | -0,61** | 0,18 | -0,43 |
| | ABi | -0,27 | -0,39 | -0,53* | -0,57** | 0,19 | -0,46* |
| <i>Q. parviflora</i> | NI | 0,29 | 0,57** | 0,66** | 0,67** | -0,57** | 0,31 |
| | ABi | 0,47* | 0,63** | 0,55* | 0,55* | -0,41 | 0,53* |
| A1 | | H+Al | pH | T | AF | argila | silte |
| <i>C. fasciculata</i> | NI | -0,36 | 0,49* | 0,10 | -0,10 | -0,25 | 0,30 |
| | ABi | -0,26 | 0,44 | 0,16 | -0,12 | -0,11 | 0,38 |
| <i>T. argentea</i> | NI | 0,39 | -0,45* | -0,45* | 0,05 | 0,08 | -0,11 |
| | ABi | 0,30 | 0,24 | -0,11 | 0,06 | 0,21 | -0,31 |
| <i>R. montana</i> | NI | 0,17 | -0,14 | -0,005 | 0,35 | 0,26 | -0,37 |
| | ABi | 0,21 | -0,11 | -0,07 | 0,30 | 0,13 | -0,45* |
| A2 | | H+Al | pH | CTC | AF | argila | silte |
| <i>D. rugosa</i> | NI | -0,41 | -0,05 | -0,46* | 0,00 | -0,49* | 0,15 |
| | ABi | -0,15 | 0,10 | -0,08 | -0,15 | -0,34 | 0,05 |
| <i>O. hexasperma</i> | NI | 0,38 | -0,55* | -0,35 | -0,47* | -0,08 | 0,18 |
| | ABi | 0,40 | -0,54* | -0,29 | -0,52* | -0,13 | 0,19 |
| <i>Q. parviflora</i> | NI | -0,44 | 0,75*** | 0,39 | 0,29 | -0,04 | -0,03 |
| | ABi | 0,17 | 0,57** | 0,50* | -0,05 | 0,49* | -0,41 |

< 0,01). Os demais macronutrientes e descritores vegetacionais das três espécies não resultaram em valores significativos. Dos parâmetros edáficos texturais, na área do cerrado calcário, apenas silte e ABi de *R. montana* resultaram em correlação negativa ($r_s = -0,45 / p < 0,05$). Novamente, as análises de correlação entre areia grossa e os descritores obtidos, dessa vez para as seis espécies de ambas as áreas, também não resultaram em valores significativos.

A PCA indicou nove variáveis edáficas, entre componentes químicos e texturais (P, K, Ca, Mg, H+Al, T, MO, AF e AG), como possuidoras de altos níveis de correlação com os dois primeiros eixos. Para a ordenação das parcelas e espécies na CCA, devido a redundâncias, representadas por Al e pH com H+Al e Ca, respectivamente, as duas primeiras variáveis foram preteridas na análise. Outra razão para não incluirmos o Al é que consideramos que os valores iguais a zero, desse componente químico no cerrado calcário, não representam de fato as variações desse metal nessa área (Tabela 4). Foram preteridos também, soma de bases (SB) e saturação por bases (V%), sendo mantida na análise a capacidade de troca catiônica (T).

Tabela 4 – Níveis de correlação entre variáveis edáficas, químicas (P, K, Ca, Mg, H+Al, T) e físicas, (AF, AG) com os eixos 1 e 2, obtidos através de autovetores da PCA. Notações: acidez potencial (H+Al), matéria orgânica (MO), capacidade de troca catiônica (T), areia fina (AF) e areia grossa (AG).

| | P | K | Ca | Mg | H+Al | MO | T | AF | AG |
|---------------|----------------|---------------|----------------|----------------|---------------|----------------|----------------|----------------|---------------|
| eixo 1 | -0,8138 | -0,951 | -0,9427 | -0,9156 | 0,8742 | -0,9665 | -0,9499 | -0,3261 | 0,2916 |
| eixo 2 | 0,2237 | 0,0358 | 0,1586 | -0,0106 | 0,044 | 0,1263 | 0,1493 | -0,9369 | 0,9461 |

Os autovalores, nos dois primeiros eixos da CCA, foram 25,3% (eixo 1) e 7,2% (eixo 2), sendo, portanto, o valor da variância total explicada pelos dois eixos igual a 32,5%. A correlação de Pearson, entre fatores edáficos e populações analisadas, foi alta e significativa tanto para o eixo 1 ($r = 0,983$) como para o eixo 2 ($r = 0,863$). O teste de permutação de Monte Carlo teve o valor de $p = 0,001$, indicando que as relações entre as espécies e as variáveis do solo, incluídas na análise, foram muito significativas nos dois primeiros eixos.

As parcelas dos cerrados calcário (A1) e arenítico (A2) foram totalmente separadas pela CCA, exceto pelas quatro parcelas, de 1A2 a 4A2, localizadas na transecção mais próxima da transição para a área A1. Essas parcelas podem ter sofrido alguma influência de rochas calcárias. Tanto as parcelas da área A2, como as espécies associadas às parcelas dessa área, ocorreram agrupadas, influenciadas pela H+Al e, em menor grau, pela AG, o que pode indicar uma maior homogeneidade ambiental. Ao passo que as parcelas da área A1, e espécies associadas a essas parcelas, apresentaram distribuições esparsas, como consequência possível de um ambiente mais heterogêneo. Entre as variáveis testadas, Ca, K, T e MO estiveram

fortemente correlacionadas entre si e associadas ao primeiro eixo (Figura 3). Os fatores do solo H+Al e AG, por sua vez, estiveram associadas de maneira negativa com as demais variáveis. Com exceção das demais variáveis incluídas na análise, que tiveram elevadas correlações entre si e com o primeiro eixo, os dois fatores texturais (AF e AG) apresentaram apenas correlação elevada e negativa entre si, sendo este um resultado coerente. Suas baixas correlações com os dois eixos devem ter decorrido de variações mínimas em suas porcentagens na extensão de ambas as áreas estudadas (Tabela 5).

Tabela 5 – Correlações *intra-set* da Análise de Correspondência Canônica (CCA - TER BRAAK, 1987) dos dois eixos iniciais, e correlações entre as variáveis incluídas. Notações: acidez potencial (H+Al), matéria orgânica (MO), capacidade de troca catiônica (T), areia fina (AF), areia grossa (AG).

| | Eixo 1 | Eixo 2 | P | K | Ca | Mg | H+Al | MO | T | AF |
|-------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|--------------|--------|---------------|
| P | -0,726 | -0,572 | | | | | | | | |
| K | -0,973 | -0,053 | 0,769 | | | | | | | |
| Ca | -0,888 | -0,231 | 0,704 | 0,868 | | | | | | |
| Mg | -0,913 | 0,213 | 0,606 | 0,915 | 0,813 | | | | | |
| H+Al | 0,869 | 0,202 | -0,730 | -0,807 | -0,839 | -0,720 | | | | |
| MO | -0,901 | -0,200 | 0,822 | 0,916 | 0,921 | 0,880 | -0,806 | | | |
| T | -0,905 | -0,108 | 0,676 | 0,901 | 0,981 | 0,891 | -0,773 | 0,936 | | |
| AF | -0,442 | 0,428 | 0,104 | 0,285 | 0,198 | 0,335 | -0,368 | 0,226 | 0,204 | |
| AG | 0,412 | -0,421 | -0,050 | -0,247 | -0,172 | -0,286 | 0,306 | -0,186 | -0,179 | -0,966 |

Espécies importantes para a composição florística do cerrado calcário, como *R. montana* e *T. argentea*, e algumas acumuladoras de alumínio, como *Q. grandiflora* e *Q. multiflora*, apresentaram forte associação com AF e Mg. Outras acumuladoras de Al, por sua vez, estiveram sob maior influência do H+Al e AG, como *M. albicans* e *Q. parviflora*. Outras espécies, como *A. cuspa* e, a também acumuladora de Al, *C. fasciculata*, associaram-se mais fortemente ao P, além de sofrerem influência do grupo dos fatores altamente relacionados (Ca, K, T, MO). Algumas das espécies que apresentaram maior relação com solo com altos níveis de macronutrientes, T e MO foram *A. cuspa*, *B. brevipes*, *B. pachyphylla*, *C. sessilis*, *D. bipinnatum*, *G. viburnoides*, *L. divaricata*, *M. evonymoides*, *M. tomentosa*, *P. tomentosum*, *R. elaeocarpum*, *S. brasiliensis*. E mantiveram estreita relação com H+Al e AG espécies como *A. tomentosum*, *B. virgilioides*, *B. coccolobifolia*, *C. americana*, *C. myrciifolia*, *E. tortuosum*, *H. ochraceus*, *L. dasycarpum*, *M. albicans*, *N. theifera*, *Q. parviflora*, *S. convallariodora*, *S. ferrugineus*. Apesar de algumas dessas espécies terem ocorrido nas duas áreas, foram, contudo,

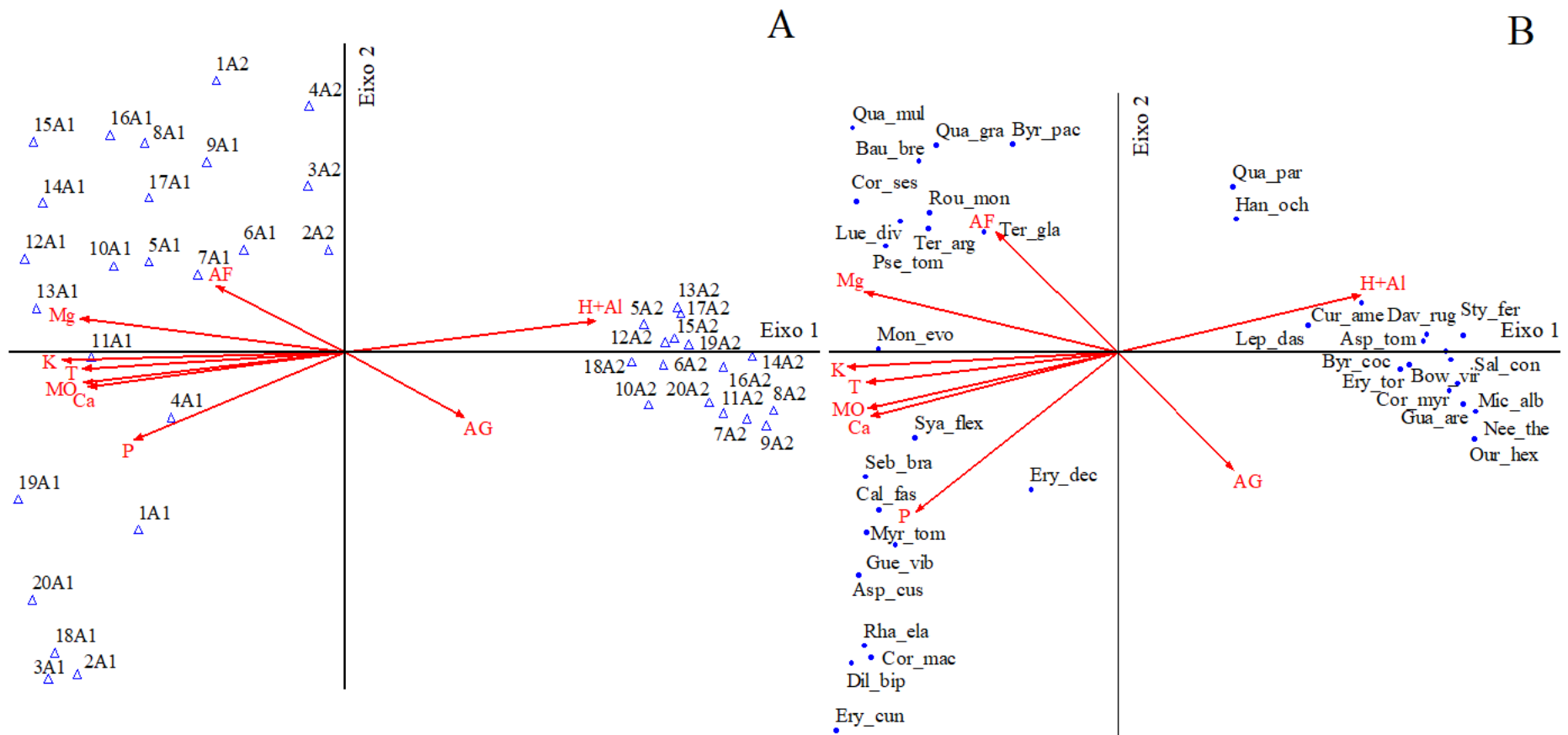


Figura 3 – Análise de Correspondência canônica (CCA) entre fatores edáficos e parcelas (A) dos cerrados calcáreo (A1) e arenítico (A2) e espécies (B). O eixo 1 explicou 25,3% da variância total, e o eixo 2 representou 7,2%. As siglas das espécies foram compostas pelas três primeiras letras dos epítetos genéricos e específicos de nomes científicos presentes na tabela 1. Notações: acidez potencial (H+Al), matéria orgânica (MO), capacidade de troca catiônica (T), areia fina (AF), areia grossa (AG).

predominantes naquela área que apresentava os fatores edáficos que mais as influenciavam, como, por exemplo, *Q. parviflora*, com maior afinidade a solos distróficos, e *G. viburnoides*, espécie que apresenta maior afinidade como solos com níveis elevados de macronutrientes.

Discussão

Padrões vegetacionais

Os resultados fitossociológicos obtidos corroboraram nossa primeira hipótese de que diferenças edáficas, por influência dos afloramentos calcário (A1) e arenítico (A2), determinariam padrões fitossociológicos distintos entre as duas comunidades de lenhosas. Haja vista a marcante presença de espécies bem adaptadas a solos eutróficos e ditróficos, respectivamente, nos cerrados calcário e arenítico. Uma explicação conhecida, que nos auxilia no entendimento sobre diferenças vegetacionais entre os dois cerrados estudados, tem a ver com as preferências de espécies calcícolas e calcífugas por solos básicos e ácidos, respectivamente (BERENDSE; DE KROON; BRAAKHEKKE, 2007; CRAWLEY, 2007; LAMBERS; CHAPIN; PONS, 2008). Portanto, o pH edáfico seria um fator preponderante de interferência na capacidade dessas espécies na obtenção de nutrientes (FITTER, 2007). De maneira geral, a partir dos descritores fitossociológicos apresentados pelas espécies calcícolas e calcífilas que ocorreram nas duas áreas, ficou evidente a grande influência dos solos eutrófico e distrófico, beneficiando as populações dessas espécies em seus solos de preferência.

Entre as espécies mais importantes para o IVI, no cerrado calcário, figuraram *C. fasciculata* e *T. argentea*, além de *P. tomentosum*, três espécies definidas como típicas de solos mesotróficos em formações savânicas brasileiras (RATTER; BRIDGEWATER; RIBEIRO, 2003, 2006). Nas parcelas do cerrado arenítico, por sua vez, também foram observadas as duas primeiras espécies acima, além de *A. fraxinifolium* e *G. viburnoides*, espécies igualmente definidas como típicas de solos ricos em nutrientes pelos mesmos autores acima. Todavia, suas populações foram pouco numerosas, ocorrendo principalmente em parcelas localizadas na transição para o cerrado calcário. Ainda considerando preferências de espécies arbustivo-arbóreas por tipos edáficos determinados, foram marcadamente distintas as espécies mais importantes para o IVI nos dois cerrados rupestres. Enquanto, na área A1, *C. fasciculata* e *T. argentea*, foram as mais importantes para esse descritor, sendo definidas como típicas de solo mesotrófico. Na A2, as duas espécies correspondentes para o mesmo descritor, foram *D. rugosa* e *O. hexasperma*, essas são espécies descritas como frequentes em solos distróficos, em que

são característicos elevados teores de Al^{3+} baixo pH (RATTER; BRIDGEWATER; RIBEIRO, 2003, 2006). Essas espécies, juntamente com *R. montana* (A1) e *Q. parviflora* (A2), demonstraram estar muito bem adaptadas aos cerrados rupestres em que foram amostradas, devido aos valores elevados para alguns de seus parâmetros fitossociológicos.

A partir de nossos resultados, *C. fasciculata* talvez seja o melhor exemplo a ser considerado como espécie adaptada a solos meso-eutróficos, mesmo sendo uma acumuladora de Al (HARIDASAN; ARAÚJO, 1988; HARIDASAN, 2008). Sua população, no cerrado calcário, apresentou os maiores valores para densidade e dominância relativas entre todas as espécies amostradas em ambas as áreas, respectivamente 17,1 e 35,1. Na área A2, *D. rugosa* foi a espécie com melhor desempenho, e deve também ser destacada por sua elevada capacidade ao ocupar o cerrado arenítico, através de população numerosa, resultando em valores elevados para os descritores relativos densidade (14,4) e dominância (13,0). Depreende-se, portanto, que os desempenhos das populações da calcícola *C. fasciculata* e da calcífuga *D. rugosa* (RATTER; BRIDGEWATER; RIBEIRO, 2006; SCHAEFER et al., 2016), nos solos eutrófico e distrófico, respectivamente, decorreram de suas capacidades no aproveitamento das condições e dos recursos edáficos disponíveis nas duas áreas. Vale destacar que *D. rugosa* é descrita como espécie indicadora de solos de extrema acidez e altos teores de Al^{3+} (SCHAEFER et al., 2016), o que lhe confere capacidade em ocupar solos muito pobres em nutrientes, como os serpentinos (ROBERTS; PROCTOR, 1992; GUIMARÃES et al., 2019).

Apesar das diferenças edáficas entre os dois cerrados rupestres, alguns dos padrões estruturais observados, mesmo no cerrado calcário, não estão distantes dos registrados em estudos de outros cerrados em afloramentos rochosos (MARACAHIPES et al., 2011; MOURA; RIBEIRO; TAKAHASI, 2013). As alturas médias, por exemplo, registradas no cerrado calcário e arenítico, estão dentro dos valores mencionados por Ribeiro e Walter (2008) para o mesmo tipo savânico. As alturas máximas, por sua vez, também não conflitaram com os apresentados por Pinto, Lenza, Pinto (2009), Amaral, Pereira, Munhoz (2006) e Moura et al. (2010), para remanescentes de cerrados rupestres em diferentes regiões do Brasil. Os descritores número de espécies, densidade e área basal total foram superiores no cerrado calcário, quando comparados a outros estudos, como os relacionados em Moura, Ribeiro, Takahasi (2013). Não obstante, se considerarmos o diâmetro mínimo de 5 cm, como critério de inclusão em nossos levantamentos, apenas a dominância absoluta total das áreas A1 e A2, cujos valores respectivos foram $30,5 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ e $16,5 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$, foram superiores aos registrados em alguns cerrados rupestres e cerrados *stricto sensu*, como os incluídos nos trabalhos de Felfili et al. (2004) e Moura, Ribeiro, Takahasi (2013). Os valores para o índice H' , obtidos nas áreas dos cerrados calcário (3,31) e arenítico

(3,16), foram coerentes aos registrados por outros autores para o mesmo tipo savânico. Dessa forma, apesar dos cerrados das áreas A1 e A2 não apresentarem diversidade inferior à de alguns cerrados rupestres, não superaram as diversidades registradas em outros (GOMES et al., 2011; LENZA et al., 2011; MARACAHIPES et al., 2011; LOPES; FREITAS; BARBOSA, 2013).

Explicações para os resultados acima, tanto os relacionados à ocorrência de espécies, como para padrões estruturais da vegetação, têm relação provável com variações de componentes químicos nos solos das áreas estudadas (KINZEL, 1983; SCHAEFER et al., 2016; BOND, 2019). Dessa forma, não nos surpreendeu a ocorrência de espécies frequentes em solos mesotróficos, como *C. fasciculata* e *T. argentea* (RATTER; BRIDGEWATER; RIBEIRO, 2006), que tiveram suas populações beneficiadas pelo ambiente carbonático da área A1, especialmente pelos teores elevados de macronutrientes edáficos, possibilitando maior produção de biomassa e manutenção de altas densidades populacionais no cerrado calcário (BEGON; MORTIMER; THOMPSON, 2002). No cerrado arenítico, por sua vez, as duas espécies mais importantes para o IVI foram *D. rugosa* e *O. hexasperma*, espécies muito frequentes em formações savânicas brasileiras (CASTRO et al., 1999; MEIRA NETO; SAPORETTI JÚNIOR, 2002; RATTER; BRIDGEWATER; RIBEIRO, 2003, 2006; MENDONÇA et al., 2008). E, enquanto a primeira, que ocorreu em nosso levantamento como um subarbusto, foi definida como espécie generalista, *O. hexasperma* foi considerada como espécie de ocorrência estrita a formações savânicas (ver Capítulo 1).

Consideramos interessante a ocorrência de espécies acumuladoras de alumínio, e.g. *C. fasciculata*, *Qualea grandiflora* Mart., *Q. parviflora* Mart., e *Q. multiflora* Mart. (HARIDASAN, 1982, 2008; JANSEN et al., 2000, 2002), em solo com níveis de saturação tão baixos desse metal (NOGUEIRA et al., 2019). Contudo, outras espécies acumuladoras, não tiveram a mesma capacidade, não ocorrendo no cerrado calcário, como *S. convallariodora* A.St.-Hil. (HARIDASAN, 1988, 2008; HARIDASAN; ARAÚJO, 1988), e *Vochysia rufa* Mart., outra Vochysiaceae, mas não amostrada por nós. Ao compreendermos que, na filogenia dessa família, o grupo das quatro espécies acima pertencem a um clado distinto de *S. convallariodora* e *V. rufa* (YAMAGISHI-COSTA et al., 2018; CARMO-OLIVEIRA et al., 2020), nos induz especular sobre a possibilidade do ramo filogenético, representado pelos gêneros *Callisthene* Mart. e *Qualea* Aubl., poder abrigar espécies que teriam desenvolvido mecanismos fisiológicos que as capacitassem à eficiente obtenção Al^{3+} , mesmo em solos eutróficos, ou seja, em solos com teores muito baixos desse metal.

Apesar do efeito da rochosidade como agente de interferência para a composição vegetal, fator ambiental definido como a proporção da superfície do solo coberta por rochas (IBGE,

2007; DUNIWAY; PALMQUIST, 2020), foi interessante notar a existência de um possível padrão entre as três espécies mais importante para o IVI em cada uma das áreas. Dessa forma, foram bem-sucedidas nos dois cerrados espécies com hábito arbóreo e síndrome de dispersão anemocórica (*C. fasciculata*, *T. argentea* e *R. montana* na área A1, e *Q. parviflora* na A2). Embora *R. montana* tenha apresentado hábito arbustivo em nossos levantamentos, o porte arbóreo lhe é possível (MENDONÇA et al., 1998, 2008), sendo ainda espécie anemocórica (BARROSO et al., 1999). O segundo grupo seria formado pelas outras duas espécies que se destacaram para o IVI e amostradas na área A2, *D. rugosa* e *O. hexasperma*. Ambas possuem hábito arbustivo e podem ser definidas como zoocóricas, possivelmente ornitocóricas (ver VAN DER PIJL, 1982; GENTRY, 1996; BARROSO et al., 1999; HERRERA, 2002). Nos dois cerrados rupestres, onde os solos apresentaram-se pouco profundos, o sucesso dessas espécies pode ter decorrido da maior chance das sementes anemocóricas, produzidas em número considerável, permanecendo viáveis por meses (LORENZI, 1992, 1998), alcançarem locais com solo mais profundo, facilitando o desenvolvimento de suas raízes (OLIVEIRA et al., 2016). As três espécies arbustivas zoocóricas, por sua vez, teriam raízes que, talvez, não necessitem de profundidades maiores para seu desenvolvimento, crescendo lateralmente (FELFILI; SOUSA-SILVA; SCARIOT, 2005; FRANCO, 2005). Todavia, devemos salientar que, mesmo espécies herbáceas do Cerrado, especialmente as perenes, podem desenvolver raízes capazes de alçar horizontes edáficos mais profundos (PINHEIRO; MONTEIRO, 2010).

Influência edáfica

Foi possível constatar que nossos resultados, relacionados à influência edáfica determinando padrões vegetacionais distintos entre as comunidades estudadas, corroboraram nossa segunda hipótese. Dessa forma, análises de variância confirmaram diferenças significativas entre os cerrados calcário e arenítico, por influência de seus solos eutrófico e distrófico (ALVES et al., 2018). Todos os valores médios foram superiores no cerrado calcário, devido aos níveis elevados de macronutrientes disponíveis em seu solo, favorecendo uma produção maior de biomassa vegetal no solo carbonático (CHAPIN; MATSON; MOONEY, 2002; BARDGETT, 2005; CRAWLEY, 2007). Os teores elevados de nutrientes no solo calcário deve ter contribuído, possivelmente, para que níveis de competição entre as lenhosas tenha sido menor que no solo distrófico, favorecendo ganho de biomassa e o número de lenhosas em solo carbonático (GENTRY, 1988; KLUGE; BRULFERT, 2000; HARIDASAN, 2005).

Acreditamos que o maior número de correlações, no cerrado arenítico, entre fatores edáficos e parâmetros vegetacionais das parcelas e espécies (Tabelas 2 e 3), pode indicar um nível maior de interferência de componentes físico-químicos edáficos, como bases trocáveis, e.g. Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , no solo distrófico dessa área (MOTTA; CURI; FRANZMEIER, 2002). Essa condição pode ter contribuído para o maior número de correlações positivas entre os macronutrientes e os parâmetros vegetacionais testados na área A2. Consideramos que esses resultados possam indicar que variações mínimas nos teores de macronutrientes, naturalmente escassos em solos distróficos (ARCHIBALD et al., 2019; BORGHETTI et al., 2019), interfiram de maneira mais acentuada com espécies arbustivo-arbóreas, e, portanto, em suas comunidades, do que em solos eutróficos (SCHOLES, 1990; HODGE, 2004; LÓPEZ-HERNÁNDEZ et al., 2014). Essa condição, seria uma característica comum a solos ácidos do Cerrado, como o encontrado no cerrado arenítico (FURLEY; RATTER, 1988; FRANCO, 2002).

Apesar do menor número de correlações no cerrado calcário, entre componentes físico-químicos e parâmetros vegetacionais ao nível de comunidade, devemos salientar os valores significativos entre P e, por exemplo, NI ($r_s = 0,62 / p < 0,01$) e ABT ($r_s = 0,53 / p < 0,05$). Esse mesmo nutriente apresentou correlações positiva com NI ($r = 0,63 / p < 0,01$) e ABi ($r_s = 0,53 / p < 0,05$) de *C. fasciculata*. Ao considerarmos que esse macronutriente é essencial para a produção de biomassa vegetal em solos savânicos distróficos (TIESSEN, 2008; OLIVEIRA et al., 2016; BOND, 2019), esses resultados podem refletir não apenas perdas contínuas de P através de lixiviação, mas também sua imobilização no solo, ao reagir com o Ca, formando sais insolúveis (LUGO et al., 2006; FITTER, 2007; OLIVEIRA et al., 2016).

Foi interessante constatar que, variações dos demais nutrientes nesse mesmo solo eutrófico, não teriam sido suficientes para influenciar a comunidade e as três espécies analisadas. Contudo, influenciaram parâmetros vegetais influenciados pela acidez do solo, variável edáfica essencial para a fisiologia das plantas, tendo relação com a presença de H^+ e Al^{3+} nos sítios de troca coloidais (BARNES et al., 1997; FEBRUARY et al., 2019). Assim, houve correlações entre NI das parcelas do cerrado calcário, e pH ($r_s = 0,61, p < 0,01$) e H+Al ($r_s = -0,51, p < 0,05$) (Tabela 2). E, da mesma forma, entre pH e NI de *C. fasciculata* ($r_s = 0,49 / p < 0,05$) e *T. argentea* ($r_s = -0,45 / p < 0,05$) (Tabela 3).

Devemos ressaltar ainda que a umidade disponível no solo, também é um importante fator para a definição de padrões vegetacionais em ambientes rupícolas, como para as comunidades arbustivo-arbóreas dos dois cerrados rupestres (CHAPIN; MATSON; MOONEY, 2002; D'ODORICO; PORPORATO, 2006; ARCHIBALD et al., 2019; RATNAM; SHETH; SANKARAN, 2019). No Cerrado, com muita frequência existe acirrada competição por água

entre herbáceas e lenhosas, o que contribui para a definição de muitos de seus tipos vegetacionais (FRANCO, 2002; HENRIQUES; HAY, 2002). Ainda assim, apesar de ser conhecida a menor capacidade de retenção hídrica em solos calcários, em relação aos silicosos (SCHULZE et al., 2019), nossos resultados indicaram poucas correlações envolvendo texturas edáficas. Foram registradas apenas dois valores significativos em todas as análises de correlação entre silte e *R. montana*, no cerrado calcário, e entre argila *Q. parviflora*, no cerrado arenítico (Tabela 3).

Consideramos que os resultados acima contribuíram para corroborar a terceira hipótese, relacionadas à influência de componentes físico-químicos sobre as comunidades e espécies analisadas, apesar da rochiosidade representar forte interferência para a definição de densidades populacionais e distribuição de espécies em ambientes rupícolas (RIBEIRO; WALTER, 2008).

A condição envolvendo a baixa porcentagem da variância total, explicada pelos dois primeiros eixos da CCA, resultado similar aos de outros estudos realizados em cerrados rupestres (ABREU et al., 2012; TORRES; FONTES; SAMSONAS, 2017), pode ser interpretada como consequência, possível, das rochas aflorando e baixa profundidade do solo. Como comentado anteriormente, esse fenômeno pode interferir com a densidade e distribuição de espécies lenhosas (REATTO et al., 2008), compartilhando com as variáveis testadas, importante interferência para as populações analisadas. Ainda assim foi possível, através da ordenação, observarmos nítida separação das parcelas dos cerrados calcário e arenítico, e das espécies que compuseram a comunidade mantida por solo eutrófico (cerrado calcário), daquelas frequentes em solo distrófico (cerrado arenítico). Assim sendo, consideramos que esses resultados contribuíram para corroborar a quarta hipótese de nosso trabalho, sobre a influência edáfica para a distribuição espacial das duas comunidades rupícolas.

A ordenação foi determinada, certamente, pelas características distintas desses dois tipos edáficos, *i.e.* o calcário, com teores elevados para macronutrientes e MO, e o arenítico, com baixa fertilidade e elevada acidez. Esses padrões de solo contribuíram para que espécies calcícolas, como *D. bipinnatum* e *G. viburnoides*, e calcífugas, como *N. theifera* e *S. convallariodora*, sofressem grande influência das diferenças edáficas entre os dois cerrados rupestres. Vale ressaltar que as diferenças nas distribuições das espécies, com distintas preferências edáficas (RATTER; BRIDGEWATER; RIBEIRO, 2003, 2006), ocorreram por influência de mudanças em padrões edáficos entre as duas áreas localizadas muito próximas, mas que foram suficientes para definir comunidades com características vegetacionais distintas entre si. A ocorrência de gradientes curtos, indicada pelos autovalores baixos obtidos para os dois primeiros eixos (Tabela 5), foram determinados pela ocorrência da maioria das espécies,

incluídas na análise, ao longo das variações edáficas em cada uma das áreas (TER BRAAK, 1995). Além disso, as setas longas indicaram forte correlação com os eixos da CCA, resultando de padrões consistentes, de variação das espécies, observados na ordenação (TER BRAAK, 1987; LEPŠ; ŠMILAUER, 2003) (Figuras 3A e 3B).

As correlações entre as variáveis edáficas e os dois eixos, indicadas pelos autovetores produzidos pela PCA (Tabela 2), confirmaram que variáveis, como K (-0,9510) e Mg (-0,9156), e os elementos texturais AF (-0,9369) e AG (0,9461), tiveram importantes participações para a definição dos gradientes edáficos. Não obstante, a baixa capacidade de retenção hídrica em Neossolos Litólicos, especialmente os calcários (LUGO et al., 2006; SCHULZE et al., 2019), deve ter contribuído para que elementos texturais, como AF, na área A1, tivessem interferido para a ocorrência de lenhosas no solo carbonático, como *B. brevipes*, *R. montana* e *T. glabrescens*. Foi interessante a constatação de que, com exceção das duas variáveis texturais acima, os demais parâmetros edáficos indicados pela PCA e incluídos na CCA, apresentaram correlações nas análises relacionadas às parcelas e espécies (Tabelas 2, 3 e 4).

A maior biomassa mantida pelo cerrado calcário, confirmada pelas análises de variância, depende de níveis maiores para produção e decomposição de serapilheira no ecossistema carbonático, condições corroboradas pelos trabalhos de Alves et al. (2018, 2021). Assim sendo, diferenças quanto à ciclagem de nutrientes nas duas áreas devem ser determinantes, entre outros fatores de interferência, para a manutenção de diferenças quanto à biomassa nas duas áreas (BERG; MCCLAUGHERTY, 2014). Não obstante, as correlações entre MO e cátions, *i.e.* Ca (0,921), K (0,916), Mg (0,880), P (0,822), e com T (0,936), representam indicações importantes quanto à importância da disponibilidade de nutrientes através da ciclagem de nutrientes. E, segundo a CCA, esses nutrientes foram determinantes para a ocorrência de espécies no cerrado calcário, como *M. evonymoides*, *M. tomentosa* e *S. flexuosa* (Figura 3B). Essas correlações elevadas, entre MO e variáveis químicas do solo, podem ser explicadas através do mecanismo de enriquecimento edáfico, que depende, fundamentalmente, da entrada de nutrientes no solo a partir da mineralização da matéria orgânica acumulada (KELLMAN, 1979; MEDINA, 1993; RUGGIERO et al., 2002).

Esses resultados representaram importantes indicações de que mecanismos, relacionados à ciclagem de nutrientes, mantidos pelos cerrados calcário e arenítico (ALVES et al., 2018), contribuem de forma significativa para que diferenças estruturais e florísticas, entre os dois cerrados rupestres analisados, sejam mantidas. Contudo, devemos considerar que alterações ambientais que possam ocorrer no futuro, como às relacionadas ao clima ou distúrbios de origem antrópica (RATTER; RIBEIRO; BRIDGEWATER, 1997; PUHE; ULRICH, 2001;

CORLETT; TOMLINSON, 2020), poderão representar interferências consideráveis, ameaçando a sobrevivência de comunidades e espécies vegetais em ambientes rupestres (CALLISTO; GONÇALVES; LIGEIRO, 2016; MORELLATO; SILVEIRA, 2018; PONTARA et al., 2018), como nos cerrados rupestres estudados por nós.

Considerações Finais

Observamos que componentes físico-químicos edáficos exercem ação notável para comunidades e distribuição de espécies em cerrados rupestres calcário e arenítico, apesar do que se sabe sobre a influência da rochividade (REATTO et al., 2008; RIBEIRO; WALTER, 2008; MOURA; RIBEIRO; TAKAHASI, 2013). Dessa forma, o que se pode depreender, em nossa abordagem inicial, é que as espécies arbustivo-arbóreas, mesmo sob efeito de filtros ambientais impostos por solos pouco profundos e afloramentos rochosos (CARMO; CAMPOS; JACOBI, 2016). Ainda assim há importante influência de fatores físico-químicos em Neossolos Litólicos, que atuam similarmente a um ‘ajuste-fino’, interferindo quanto à disponibilidade de nutrientes e umidade locais (FERREIRA; BUSTAMANTE; DAVIDSON, 2009; DANTAS; BATALHA, 2011). Esses fatores do solo contribuiriam, como filtros ambientais, para a ocupação e sobrevivência das lenhosas em ambientes rupícolas (OLIVEIRA et al., 2016; MARACAHIPES et al., 2018).

E, apesar de Ribeiro, Walter (2008) não terem incluído cerrados rupestres a ambientes rupícolas carbonáticos, consideramos que a inusitada descoberta dos cerrados calcários, no Sudoeste de Minas Gerais, contribui para o enriquecimento da biodiversidade do bioma Cerrado (FILGUEIRAS, 2002; FELFILI; SOUSA-SILVA; SCARIOT, 2005; COLLI; VIEIRA; DIANESE, 2020), especialmente em uma das regiões consideradas prioritárias para a conservação desse bioma (CAVALCANTI; JOLY, 2002).

Referências Bibliográficas

ABREU, M. F.; PINTO, J. R. R.; MARACAHIPES, L.; GOMES, L.; OLIVEIRA, E. A. D.; MARIMON, B. S.; MARIMON JÚNIOR; B. H.; FARIAS, J.; LENZA, E. Influence of edaphic variables on the floristic composition and structure of the tree-shrub vegetation in typical and rocky outcrop cerrado areas in Serra Negra, Goiás State, Brazil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 35, n. 3, p. 259-272, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S1806-99592012000300005>

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. <http://dx.doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>

ALVES, V. N.; BERTIN, D. G.; SANTOS, D. S.; WENDLING, B.; LANA, R. M. Q.; TORRES, J. L. R.; PINHEIRO, M. H. O. Decomposition of leaf litter in the Brazilian savanna on limestone and sandstone Neosols. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 93, n. 3, e20200372, 2021. <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765202120200372>

ALVES, V. N.; TORRES, J. L. R.; LANA, R. M. Q.; PINHEIRO, M. H. O. Nutrient cycling between soil and leaf litter in the Cerrado (Brazilian savanna) on eutrophic and dystrophic Neosols. *Acta Botanica Brasilica*, v. 32, n. 2, p. 169-179, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/0102-33062017abb0369>

AMARAL, A. G.; PEREIRA, F. F. O.; MUNHOZ, C. B. R. Fitossociologia de uma área de cerrado rupestre na Fazenda Sucupira, Brasília-DF. *Cerne*, v. 12, n. 4, p. 350-359, 2006.

ARCHIBALD, S.; BOND, W. J.; HOFFMANN, W.; LEHMANN, C.; STAVER, C.; STEVENS, N. Distribution and determinants of savannas. In: SCOGINGS, P. F.; SANKARAN, M. (Eds.). *Savanna woody plants and large herbivores*. Hoboken: John Wiley & Sons, 2019. p. 1-24. <http://dx.doi.org/10.1002/9781119081111.ch1>

BAPTISTA, M. C.; SILVA, S. F.; DANTAS, M. E.; DUARTE, K. S.; ALMEIDA, B. F.; MURICY FILHO, A. F.; COUTINHO, C. I.; PEDROSA, L. Aspectos gerais do meio físico. In: MACHADO, M. F.; SILVA, S. F. (Eds.). *Geodiversidade do estado de Minas Gerais: programa geologia do Brasil levantamentos da geodiversidade*. Belo Horizonte: Serviço Geológico do Brasil, 2010. p. 15-34.

BARDGETT, R. *The biology of soil: a community and ecosystem approach*. Oxford: Oxford University Press, 2005. 242 p. <http://dx.doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198525035.001.0001>

BARNES, B. V.; ZAK, D. R.; DENTON, S. R.; SPURR, S. H. *Forest ecology*. 4. ed. Nova Iorque: John Wiley & Sons, 1997. 774 p.

BARROSO, G. M.; MORIM, M. P.; PEIXOTO, A. L.; ICHASO, C. L. *Frutos e sementes: morfologia aplicada à sistemática de dicotiledôneas*. Viçosa: Editora UFV, 1999. 443 p.

BEGON, M.; MORTIMER, M.; THOMPSON, D. J. *Population ecology: a unified study of animals and plants*. 3. ed. Oxford: John Wiley & Sons, 2002. 247 p. <http://dx.doi.org/10.1002/9781444313765>

BERENDSE, F.; DE KROON, H.; BRAAKHEKKE, W. G. Acquisition, use, and loss of nutrients. In: PUGNAIRE, F.; VALLADARES, F. (Eds.). *Functional plant ecology*. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2007. p. 259-283. <http://dx.doi.org/10.1201/9781420007626-8>

BERG, B.; MCCLAUGHERTY, C. *Plant litter: decomposition, humus formation, carbon sequestration*. Berlin: Springer, 2014. 315 p. <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-38821-7>

BERG, M. van D.; OLIVEIRA, J. B. Variability of apparently homogeneous soils in São Paulo state, Brazil: II. quality of soil maps. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, n. 2, p. 393-407, 2000. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832000000200016>

BOND, W. J. **Open ecosystems: ecology and evolution beyond the forest edge**. Oxford: Oxford University Press, 2019. 178 p. <http://dx.doi.org/10.1093/oso/9780198812456.001.0001>

BORGHETTI, F.; BARBOSA, E.; RIBEIRO, L.; RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. South American savannas. In: SCOGINGS, P. F.; SANKARAN, M. (Eds.). **Savanna woody plants and large herbivores**. Hoboken: John Wiley & Sons, 2019 p. 77-122. <http://dx.doi.org/10.1002/9781119081111.ch4>

BROWER, J. E.; ZAR, J. H.; VON ENDE, C. N. **Field and laboratory methods for general ecology**. 4. ed. Boston: WCB McGraw-Hill, 1997. 273 p.

BROWN, B. J.; RAY, G. J. Restoring Caribbean dry forest. In: LIETH, H.; LOHMANN, M. (Eds.). **Restoration of tropical forest ecosystems**. Dordrecht: Springer, 1993. p. 53-61. http://dx.doi.org/10.1007/978-94-017-2896-6_5

CALLISTO, M.; GONÇALVES, J. F.; LIGEIRO, R. Water resources in the rupestrian grasslands of the Espinhaço mountains. In: FERNANDES, G. W. (Eds.): **Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil**. Cham: Springer, 2016. p. 87-102. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5_5

CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; RAIJ, B. Determinação da matéria orgânica. In: RAIJ, B.; ANDRADE J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. (Eds.). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: IAC, 2001. p. 173-180.

CARMO, F. F.; CAMPOS, I. C.; JACOBI, C. M. Effects of fine-scale surface heterogeneity on rock outcrop plant community structure. **Journal of Vegetation Science**, v. 27, n. 1, p. 50-59, 2016. <https://doi.org/10.1111/jvs.12342>

CARMO-OLIVEIRA, R.; CUSTODIO, L. N.; DE MORRETES, B. L.; OLIVEIRA, P. E. Early embryology of Vochysiaceae and some insights into its phylogeny and intrafamilial taxonomy. **Phytotaxa**, v. 443, n. 3, p. 211-257, 2020. <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.443.3.1>

CASTRO, A. A. J. F.; MARTINS, F. R.; TAMASHIRO, J. Y.; SHEPHERD, G. J. How rich is the flora of Brazilian cerrados?. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 86, n. 1, p. 192-224, 1999. <http://dx.doi.org/10.2307/2666220>

CAVALCANTI, R. B.; JOLY, C. A. Biodiversity and conservation priorities in the cerrado region. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Eds.). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna**. Nova Iorque: Columbia University Press, 2002. p. 351-367. <http://dx.doi.org/10.7312/oliv12042>

CHAPIN, F. S.; MATSON, P. A.; MOONEY, H. A. **Principles of terrestrial ecosystem ecology**. Nova Iorque: Springer-Verlag, 2002. 436 p. <http://dx.doi.org/10.1007/b97397>

COELHO, M. R.; ROSSI, M.; MENK, J.; BERTOLANI, F. **Levantamento pedológico semidetalhado (1: 25.000) da microbacia da Água Três Unidos, município de Vera Cruz (SP)**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. 120 p.

COLLI, G. R.; VIEIRA, C. R.; DIANESE, J. C. Biodiversity and conservation of the cerrado: recent advances and old challenges. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 5, p. 1465-1475, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-01967-x>

CORLETT, R. T.; TOMLINSON, K. W. Climate change and edaphic specialists: irresistible force meets immovable object?. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 35, n. 4, p. 367-376, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2019.12.007>

CRAWLEY, M. J. Life history and environment. In: CRAWLEY, M. J. (Ed.). **Plant ecology**. 2. ed. Malden: John Wiley & Sons, 2007. p. 73-131. <http://dx.doi.org/10.1002/9781444313642.ch4>

D'ODORICO, P.; PORPORATO, A. Ecohydrology of arid and semiarid ecosystems: an introduction. In: D'ODORICO, P.; PORPORATO, A. (Eds.). **Dryland ecohydrology**. Dordrecht: Springer, 2006. p. 1-10. http://dx.doi.org/10.1007/1-4020-4260-4_1

DANTAS, V. L.; BATALHA, M. A. Vegetation structure: fine scale relationships with soil in a cerrado site. **Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 206, n. 4, p. 341-346, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2010.11.003>

DUNIWAY, M. C.; PALMQUIST, E. C. **Assessment of rangeland ecosystem conditions in Grand Canyon-Parashant National Monument, Arizona**. Reston: US Geological Survey, 2020. 42 p.

EITEN, G. The cerrado vegetation of Brazil. **The Botanical Review**, v. 38, n. 2, p. 201-341, 1972. <http://dx.doi.org/10.1007/BF02859158>

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA-EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA-EMBRAPA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. Brasília: Embrapa, 2009. 627 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA-EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa, 1997. 212 p.

FEBRUARY, E. C.; COETSEE, C.; COOK, G. D.; RATNAM, J.; WIGLEY, B. Physiological traits of savanna woody species: Adaptations to resource availability. In: SCOGINGS, P. F.; SANKARAN, M. (Eds.). **Savanna woody plants and large herbivores**. Hoboken: John Wiley & Sons, 2019 p. 311-329. <http://dx.doi.org/10.1002/9781119081111.ch11>

FELFILI, J. M.; SILVA JÚNIOR, M. C.; SEVILHA, A. C.; FAGG, C. W.; WALTER, B. M. T., NOGUEIRA, P. E.; REZENDE, A. V. Diversity, floristic and structural patterns of cerrado vegetation in Central Brazil. **Plant Ecology**, v. 175, n. 1, p. 37-46, 2004. <http://dx.doi.org/10.1023/B:VEGE.0000048090.07022.02>

FELFILI, J. M.; SOUSA-SILVA, J. C.; SCARIOT, A. Biodiversidade, ecologia e conservação do cerrado: avanços no conhecimento. In: SCARIOT, A.; SILVA, J. C. S.; FELFILI, J. M. (Eds.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005. p. 25-44.

FERREIRA, J. N.; BUSTAMANTE, M. M. C.; DAVIDSON, E. A. Linking woody species diversity with plant available water at a landscape scale in a Brazilian savanna. **Journal of Vegetation Science**, v. 20, n. 5, p. 826-835, 2009. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.01076.x>

FILGUEIRAS, T. S. Herbaceous plant communities. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Eds.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. Nova Iorque: Columbia University Press. 2002. p. 121-139. <http://dx.doi.org/10.7312/oliv12042>

FITTER, A. Nutrient acquisition. In: CRAWLEY, M. J. (Ed.). **Plant ecology**. 2. ed. Malden: John Wiley & Sons, 2007. p. 51-72. <http://dx.doi.org/10.1002/9781444313642.ch3>

FOX, I. D.; NELDNER, V. J.; WILSON, G. W.; BANNINK, P. J. **The vegetation of the Australian tropical savannas: technical report to accompany the map of 'The Vegetation of the Australian Tropical Savannas'**. Brisbane: Queensland Herbarium, Environmental Protection Agency. 2001.

FRANCO, A. C. Biodiversidade de forma e função: implicações ecofisiológicas das estratégias de utilização de água e luz em plantas lenhosas do Cerrado. In: SCARIOT, A.; SILVA, J. C. S.; FELFILI, J. M. (Eds.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, p. 179-196, 2005.

FRANCO, A. C. Ecophysiology of woody plants. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Eds.). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. Nova Iorque: Columbia University Press. 2002. p. 178–197. <http://dx.doi.org/10.7312/oliv12042>

FURLEY, P. A.; RATTER, J. A. Soil resources and plant communities of the central Brazilian cerrado and their development. **Journal of Biogeography**, v. 15, n. 1, p. 97-108, 1988. <http://dx.doi.org/10.2307/2845050>

GENTRY, A. H. **A field guide to the families and genera of woody plants of Northwest South America (Colombia, Ecuador, Peru): with supplementary notes on herbaceous taxa**. Chicago: The University of Chicago Press, 1996. 895 p.

GENTRY, A. H. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v.75., n. 1, p. 1-34, 1988. <http://dx.doi.org/10.2307/2399464>

GOMES, L.; LENZA, E.; MARACAHIPES, L.; MARIMON, B. S.; OLIVEIRA, E. A. D. Comparações florísticas e estruturais entre duas comunidades lenhosas de cerrado típico e cerrado rupestre, Mato Grosso, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 4, p. 865-875, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062011000400013>

GRIME, J. P. **Plant strategies and vegetation processes**. Chichester: John Wiley & Sons, 1981. 222 p.

GUIMARÃES, A. F.; QUERIDO, L. C. A.; COELHO, P. A.; SANTOS, P. F.; SANTOS, R. M. Unveiling Neotropical serpentine flora: a list of Brazilian tree species in an iron saturated environment in Bom Sucesso, Minas Gerais. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 41, p. e44594-e44594, 2019. <http://dx.doi.org/10.4025/actascibiolsci.v41i1.44594>

HARIDASAN, M. Aluminium accumulation by some cerrado native species of central Brazil. **Plant and Soil**, v. 65, n. 2, p. 265-273, 1982. <http://dx.doi.org/10.1007/BF02374657>

HARIDASAN, M. Competição por nutrientes em espécies arbóreas do cerrado. In: SCARIOT, A.; SILVA, J. C. S.; FELFILI, J. M. (Eds.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005. p. 167-178.

HARIDASAN, M. Nutritional adaptations of native plants of the cerrado biome in acid soils. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 20, n. 3, p. 183-195, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S1677-04202008000300003>

HARIDASAN, M. Performance of *Miconia albicans* (Sw.) Triana, an aluminum-accumulating species, in acidic and calcareous soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 19, n. 7-12, p. 1091-1103, 1988. <http://dx.doi.org/10.1080/00103628809367997>

HARIDASAN, M.; ARAÚJO, G. M. Aluminium-accumulating species in two forest communities in the cerrado region of central Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 24, n. 1, p. 15-26, 1988. [http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127\(88\)90021-7](http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127(88)90021-7)

HENRIQUES, R. P. B.; HAY, J. D. Patterns and dynamics of plant populations. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Eds.). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. Nova Iorque: Columbia University Press. 2002. p. 2002. p. 140-158. <https://doi.org/10.7312/oliv12042-007>

HERRERA, C. M. Seed dispersal by vertebrates. In: HERRERA, C. M.; PELLMYR, O. (Eds.). **Plant-animal interactions: an evolutionary approach**. Malden: Blackwell Publishing, 2002. p. 185-208.

HODGE, A. The plastic plant: root responses to heterogeneous supplies of nutrients. **New phytologist**, v. 162, n. 1, p. 9-24, 2004. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01015.x>

HUNTLEY, B. J. Southern African savannas. In: HUNTLEY, B. J.; WALKER, B. H. (Eds.). **Ecology of tropical savannas**. Berlim: Springer, 1982. p. 101-119. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-68786-0_6

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA-IBGE. **Manual Técnico de Pedologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2007. 316 p.

JANSEN, S.; BROADLEY, M. R.; ROBBRECHT, E.; SMETS, E. Aluminum hyperaccumulation in angiosperms: a review of its phylogenetic significance. **The Botanical Review**, v. 68, n. 2, p. 235-269, 2002. [http://dx.doi.org/10.1663/0006-8101\(2002\)068%5B0235:AHIAAR%5D2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1663/0006-8101(2002)068%5B0235:AHIAAR%5D2.0.CO;2)

JANSEN, S.; DESSEIN, S.; PIESCHAERT, F.; ROBBRECHT, E.; SMETS, E. Aluminium accumulation in leaves of Rubiaceae: systematic and phylogenetic implications. **Annals of Botany**, v. 85, n. 1, p. 91-101, 2000. <http://dx.doi.org/10.1006/anbo.1999.1000>

JOBAGY, E. G.; JACKSON, R. B. The distribution of soil nutrients with depth: global patterns and the imprint of plants. **Biogeochemistry**, v. 53, n. 1, p. 51-77, 2001. <https://doi.org/10.1023/A:1010760720215>

KELLMAN, M. Soil enrichment by Neotropical savanna trees. **The Journal of Ecology**, v. 67, n. 2, p. 565-577, 1979. <http://dx.doi.org/10.2307/2259112>

KINZEL, H. Influence of limestone, silicates and soil pH on vegetation. In: LANGE, O. L.; NOBEL, P. S.; OSMOND, C. B.; ZIEGLER, H. (Eds.). **Physiological plant ecology III**. Berlin: Springer, 1983. p. 201-244. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-68153-0_7

KLUGE, M.; BRULFERT, J. Ecophysiology of vascular plants on inselbergs. In: POREMBSKI, S.; BARTHLOTT, W. (Eds.). **Inselbergs: biotic diversity of isolated rock outcrops in tropical and temperate regions**. Berlin: Springer, 2000. p. 143-174. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-59773-2_9

KRUGER, F. J.; BIGALKE, R. C. Fire in fynbos. In: BOOYSEN, P. V.; TANTON, N. M. (Eds.). **Ecological effects of fire in South African ecosystems**. Berlin: Springer, 1984. p. 67-114. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-69805-7_5

LAMBERS, H.; CHAPIN, F. S.; PONS, T. L. **Plant physiological ecology**. Nova Iorque: Springer, 2008. 604 p. <http://dx.doi.org/10.1007/978-0-387-78341-3>

LAVELLE, P.; SPAIN, A. **Soil ecology**. Nova Iorque: Kluwer Academic Publishers, 2001. 654p. <https://doi.org/10.1007/978-94-017-5279-4>

LAWRENCE, D.; SUMA, V.; MOGEA, J. P. Change in species composition with repeated shifting cultivation: limited role of soil nutrients. **Ecological applications**, v. 15, n. 6, p. 1952-1967, 2005. <https://doi.org/10.1890/04-0841>

LENZA, E.; PINTO, J. R. R.; PINTO, A. D. S.; MARACAHIPES, L.; BRUZIGUESSI, E. P. Comparação da vegetação arbustivo-arbórea de uma área de cerrado rupestre na Chapada dos Veadeiros, Goiás, e áreas de cerrado sentido restrito do Bioma Cerrado. **Brazilian Journal of Botany**, v. 34, n. 3, p. 247-259, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042011000300002>

LEPŠ, J.; ŠMILAUER, P. **Multivariate analysis of ecological data using CANOCO**. Cambridge: Cambridge University Press, 2003. p. 269. <http://dx.doi.org/10.1017/CBO9780511615146>

LOPES, A. S. **Manual internacional de fertilidade do solo**. 2. ed. Piracicaba: POTAFOS, 1998. 177 p.

LOPES, R. D. M. F.; FREITAS, V. L. D. O.; BARBOSA, P. M. M. Estrutura do componente arbóreo em áreas de cerrado no município de São Tomé das Letras, MG. **Revista Árvore**, v. 37, n. 5, p. 801-813, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622013000500003>

LÓPEZ-HERNÁNDEZ, D.; HERNÁNDEZ-HERNÁNDEZ, R. M.; HERNÁNDEZ-VALENCIA, I.; TORO, M. Nutritional stress in dystrophic savanna soils of the Orinoco basin: biological responses to low nitrogen and phosphorus availabilities. In: AHMAD, P.; RASOOL, S. (Eds.). **Emerging technologies and management of crop stress tolerance**. Amsterdam: Academic Press, 2014. p. 343-375. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-800876-8.00015-1>

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. v. 1. Nova Odessa: Editora Plantarum, 1992. 352 p.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. v. 2. Nova Odessa: Editora Plantarum, 1998. 352 p.

LUDWIG, J. A.; REYNOLDS, J. F. **Statistical ecology: a primer in methods and computing**. Nova Iorque: John Wiley, 1988. 337p.

LUGO, A. E.; MEDINA, E.; TREJO-TORRES, J. C.; HELMER, E. Botanical and ecological basis for the resilience of Antillean dry forests. In: PENNINGTON, R. T.; LEWIS, G. P.; RATTER, J. A. (Eds.). **Neotropical savannas and seasonally dry forests: diversity, biogeography, and conservation**. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis, 2006. p. 359-381. <http://dx.doi.org/10.1201/9781420004496-15>

MARACAHIPES, L.; CARLUCCI, M. B.; LENZA, E.; MARIMON, B. S.; MARIMON JR, B. H.; GUIMARAES, F. A.; CIANCIARUSO, M. V. How to live in contrasting habitats? Acquisitive and conservative strategies emerge at inter-and intraspecific levels in savanna and forest woody plants. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 34, p. 17-25, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2018.07.006>

MARACAHIPES, L.; LENZA, E.; MARIMON, B. S.; OLIVEIRA, E. A. D.; PINTO, J. R. R.; MARIMON JUNIOR, B. H. Estrutura e composição florística da vegetação lenhosa em cerrado rupestre na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1, p. 133-141, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032011000100013>

McCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **PC-ORD: multivariate analysis of ecological data**. Versão 6. Gleneden Beach: MjM Software, 2011.

MEDINA, E. Biodiversity and nutrient relations in savanna ecosystems: interactions between primary producers, soil microorganisms, and soils. In: SILVA, O. T.; SOLBRIG, E.; MEDINA, J. F. (Eds.). **Biodiversity and savanna ecosystem processes**. Berlin: Springer, 1996. p. 45-57. https://doi.org/10.1007/978-3-642-78969-4_3

MEDINA, E. Mineral nutrition: tropical savannas. In: BEHNKE, H. D.; LÜTTGE, U.; ESSER, K.; KADEREIT, J. W.; RUNGE, M. (Eds.). **Progress in botany / fortschritte der botanik**. Berlin: Springer, 1993. p. 237-253. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-78020-2_12

MEIRA NETO, J. A. A.; SAPORETTI JÚNIOR, A. W. Parâmetros fitossociológicos de um cerrado no Parque Nacional da Serra do Cipó, MG. **Revista Árvore**, v. 26, n. 5, p. 645-648, 2002. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622002000500015>

MENAUT, J. C.; LEPAGE, M.; ABBADIE, L. Savannas, woodlands, and dry forests in Africa. In: BULLOCK, S. H.; MOONEY, H. A.; MEDINA, E. (Eds.). **Seasonally dry tropical forests**.

Cambridge: Cambridge University Press, 1995. p. 64–92.
<http://dx.doi.org/10.1017/CBO9780511753398.004>

MENDONÇA, R. C.; FELFILI, J. M.; WALTER, B. M. T.; SILVA JR, M. C.; REZENDE, A. V.; FILGUEIRAS, T. S.; NOGUEIRA, P. E. Flora vascular do Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (Eds.). **Cerrado: ambiente e flora**. v. 1. Planaltina: Embrapa, 1998, p. 289-556.

MENDONÇA, R. C.; FELFILI, J. M.; WALTER, B. M. T.; SILVA-JÚNIOR, M. D.; REZENDE, A. V.; FILGUEIRAS, T. D. S.; NOGUEIRA, P. E.; FAGG, C. W. Flora vascular do bioma cerrado: checklist com 12.356 espécies. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. v. 2. Brasília: Embrapa, 2008. p. 422-442.

MIRANDA, I. S.; ABSY, M. L.; REBÊLO, G. H. Community structure of woody plants of Roraima savannahs, Brazil. **Plant Ecology**, v. 164, n. 1, p. 109-123, 2003.
<https://doi.org/10.1023/A:1021298328048>

MORELLATO, L. P. C.; SILVEIRA, F. A. O. Plant life in campo rupestre: new lessons from an ancient biodiversity hotspot. **Flora**, v. 238, p. 1-10, 2018.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.flora.2017.12.001>

MOTTA, P. E. F.; CURI, N.; FRANZMEIER, D. P. Relation of soils and geomorphic surfaces in the Brazilian cerrado. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Eds.). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. Nova Iorque: Columbia University Press, 2002. p. 13-32. <https://doi.org/10.7312/oliv12042-001>

MORO, M. F.; MARTINS, F, R. Métodos de levantamento do componente arbóreo-arbustivo. In: FELFILI, J. M.; EISENLOHR, P. V.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; MEIRA-NETO, J. A. A. (Eds.). **Fitossociologia do Brasil: métodos e estudos de casos**. v. 1. Viçosa: Editora UFV, 2013. p. 174-208.

MOURA, I. O.; GOMES-KLEIN, V. L.; MARIA FELFILI, J.; FERREIRA, H. D. Diversidade e estrutura comunitária de cerrado *sensu stricto* em afloramentos rochosos no Parque Estadual dos Pirineus, Goiás. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 33, n. 3, p. 455-467, 2010.
<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042010000300008>

MOURA, I. O.; RIBEIRO, K. T.; TAKAHASI, A. Amostragem da vegetação em ambientes rochosos. In: FELFILI, J. M.; EISENLOHR, P. V.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; MEIRA-NETO, J. A. A. (Eds.). **Fitossociologia do Brasil: métodos e estudos de casos**. v. 1. Viçosa: Editora UFV, 2013. p. 255-294.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. Caldwell: The Blackburn Press, 2002, 547p.

NOGUEIRA, M. A.; BRESSAN, A. C.; PINHEIRO, M. H.; HABERMANN, G. Aluminum-accumulating Vochysiaceae species growing on a calcareous soil in Brazil. **Plant and Soil**, v. 437, n. 1-2, p. 313-326, 2019. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-019-03978-2>

OLIVEIRA, R. S.; ABRAHÃO, A.; PEREIRA, C.; TEODORO, G. S.; BRUM, M.; ALCANTARA, S.; LAMBERS, H. Ecophysiology of campos rupestres plants. In:

FERNANDES, G. W. (Ed.). **Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil**. Cham: Springer, 2016. p. 227-272. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5_11

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; RATTER, J. A. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado biome. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Eds.). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna**. Nova Iorque: Columbia University Press, 2002. p. 91-120. <http://dx.doi.org/10.7312/oliv12042>

PEREIRA, K. G. O.; MOREIRA, A. L.; ARAÚJO, L. F. S. Revisão teórica sobre o paleoclima na porção Norte e Nordeste da bacia do Paraná: o caso do Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba. In: ENCONTRO DE GEOGRAFIA DO PONTAL - GEOPONTAL, IX., 2017, Ituiutaba. **Anais...** Ituiutaba: FACIP/UFU-Geografia, 2017. p. 248-263. 2017.

PINHEIRO, M. H. O.; AZEVEDO, T. S.; MONTEIRO, R. Spatial-temporal distribution of fire-protected savanna physiognomies in Southeastern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 82, n. 2, p. 379-395, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0001-37652010000200014>

PINHEIRO, M. H. O.; MONTEIRO, R. Contribution to the discussions on the origin of the cerrado biome: Brazilian savanna. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 1, p. 95-102, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842010000100013>

PINTO, J. R. R.; LENZA, E.; PINTO, A. S. Composição florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em um cerrado rupestre, Cocalzinho de Goiás, Goiás. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 32, n. 1, p. 1-10, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042009000100002>

PONTARA, V.; BUENO, M. L.; REZENDE, V. L.; DE OLIVEIRA-FILHO, A. T.; GASTAUER, M.; MEIRA-NETO, J. A. A. Evolutionary history of campo rupestre: an approach for conservation of woody plant communities. **Biodiversity and Conservation**, v. 27, n. 11, p. 2877-2896, 2018. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-018-1574-2>

POOT, P.; HOPPER, S. D.; VAN DIGGELEN, J. M. H. Exploring rock fissures: does a specialized root morphology explain endemism on granite outcrops? **Annals of Botany**, v. 110, n. 2, p. 291-300, 2012. <https://doi.org/10.1093/aob/mcr322>

PUHE, J.; ULRICH, B. **Global climate change and human impacts on forest ecosystems: postglacial development, present situation and future trends in Central Europe**. Berlin: Springer, 2001. 592 p. <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-59531-8>

QUINN, G. P.; KEOUGH, M. J. **Experimental design and data analysis for biologists**. Cambridge: Cambridge University Press, 2002. 537 p. <http://dx.doi.org/10.1017/CBO9780511806384>

RAIJ, B.; QUAGGIO, J. A.; CANTARELLA, H.; ABREU, C. A. Os métodos de análise química do sistema IAC de análise de solo no contexto nacional. In: RAIJ, B.; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H., QUAGGIO, J. A. (Eds.). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: IAC, 2001. p. 5-39.

RATNAM, J.; SHETH, C.; SANKARAN, M. African and Asian savannas: comparisons of vegetation composition and drivers of vegetation structure and function. In: SCOGINGS, P. F.;

SANKARAN, M. (Eds.). **Savanna woody plants and large herbivores**. Hoboken: John Wiley & Sons, 2019. p. 25-49. <http://dx.doi.org/10.1002/9781119081111.ch2>

RATTER, J. A.; BRIDGEWATER, S.; RIBEIRO, J. F. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation III: comparison of the woody vegetation of 376 areas. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 60, n. 1, p. 57-109, 2003. <http://dx.doi.org/10.1017/S0960428603000064>

RATTER, J. A.; BRIDGEWATER, S.; RIBEIRO, J. F. Biodiversity patterns of the woody vegetation of the Brazilian cerrado. In: PENNINGTON, R. T., LEWIS, G. P., RATTER, J. A. (Eds.). **Neotropical savannas and seasonally dry forests: diversity, biogeography, and conservation**. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis, 2006. p. 31-66. <https://doi.org/10.1201/9781420004496>

RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F.; BRIDGEWATER, S. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. **Annals of Botany**, v. 80, n. 3, p. 223-230, 1997. <https://doi.org/10.1006/anbo.1997.0469>

READ, L.; LAWRENCE, D. Interactions between water availability and nutrient cycling in dry tropical forests. In: D'ODORICO, P.; PORPORATO, A. (Eds.). **Dryland ecohydrology**. Dordrecht: Springer, 2006. p. 217-232. http://dx.doi.org/10.1007/1-4020-4260-4_13

REATTO, A.; CORREIA, J. R.; SPERA, S. T.; MARTINS, E. S. Solos do bioma cerrado: aspectos pedológicos. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. Brasília: EMBRAPA, v. 1, 2008. p. 109-145.

REATTO, A.; MARTINS, E. S. Classes de solo em relação aos controles da paisagem do bioma Cerrado. In: SCARIOT, A.; SILVA, J. C. S.; FELFILI, J. M. (Eds.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005. p. 47-59.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. Planaltina: Embrapa-CPAC, 2008. p. 152-212.

ROBERTS, B. A.; PROCTOR, J. Introduction. In: ROBERTS, B. A.; PROCTOR, J. (Eds.). **The ecology of areas with serpentinized rocks: a world view**. Dordrecht: Springer, 1992. p. 1-5. https://doi.org/10.1007/978-94-011-3722-5_1

RUGGIERO, P. G. C.; BATALHA, M. A.; PIVELLO, V. R.; MEIRELLES, S. T. Soil-vegetation relationships in cerrado (Brazilian savanna) and semideciduous forest, Southeastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 160, n. 1, p. 1-16, 2002. <https://doi.org/10.1023/A:1015819219386>

SCHAEFER, C. E.G.R.; CORRÊA, G. R.; CANDIDO, H. G.; ARRUDA, D. M.; NUNES, J. A.; ARAUJO, R. W.; RODRIGUES, P. M. S.; FERNANDES FILHO, E. I.; PEREIRA, A. F. S.; BRANDÃO, P. C.; NERI, A. V. The physical environment of rupestrian grasslands (Campos Rupestres) in Brazil: geological, geomorphological and pedological characteristics, and interplays. In: FERNANDES, G. W. (Ed.). **Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil**. Cham: Springer, 2016. p. 15-53. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5_2

- SCHOLES, R. J. The influence of soil fertility on the ecology of southern African dry savannas. **Journal of Biogeography**, v. 17, n. 4/5, p. 415-419, 1990. <http://dx.doi.org/10.2307/2845371>
- SCHULZE, E. D.; BECK, E.; BUCHMANN, N.; CLEMENS, S.; MÜLLER-HOHENSTEIN, K.; SCHERER-LORENZEN, M. **Plant ecology**. 2. ed. Berlin: Springer, 2019. 926 p. <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-662-56233-8>
- SEYFRIED, M. S.; WILCOX, B. P. Soil water storage and rooting depth: key factors controlling recharge on rangelands. **Hydrological Processes: An International Journal**, v. 20, n. 15, p. 3261-3275, 2006. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.6331>
- SHACKLETON, C. M. Woodlands in South Africa and the national forests Act. **Southern African Forestry Journal**, v. 187, n. 1, p. 19-28, 2000. <http://dx.doi.org/10.1080/10295925.2000.9631252>
- SHEPHERD, G. J. **FITOPAC: versão 2.1**. Campinas: Universidade Estadual de Campinas. 2010.
- SOLBRIG, O. T. The diversity of the savanna ecosystem. In: SOLBRIG, E.; MEDINA, J. F.; SILVA, O. T. (Eds.). **Biodiversity and savanna ecosystem processes**. Heidelberg: Springer, 1996. p. 1-27. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-78969-4_1
- SWAN, J. B.; SHAFFER, M. J.; PAULSON, W. H.; PETERSON, A. E. Simulating the effects of soil depth and climatic factors on corn yield. **Soil Science Society of America Journal**, v. 51, n. 4, p. 1025-1032, 1987. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100040037x>
- TAMEIRÃO, L. B.; CAMINHA-PAIVA, D.; NEGREIROS, D.; VELOSO, M. D. D. M.; BERBARA, R. L.; DIAS, L. E.; PIERCE, S.; FERNANDES, G. W. Role of environmental filtering and functional traits for species coexistence in a harsh tropical montane ecosystem. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 133, n. 2, p. 546-560, 2021. <https://doi.org/10.1093/biolinnean/blaa181>
- TER BRAAK, C. J. F. Ordination. In: JONGMAN, R. H. G.; TER BRAAK, C. J. F.; VAN TONGEREN, O. F. R. **Data analysis in community and landscape ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. p. 91-173. <http://dx.doi.org/10.1017/CBO9780511525575>
- TER BRAAK, C. J. F. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. **Vegetatio**, v. 69, n. 1, p. 69-77, 1987. <https://doi.org/10.1007/BF00038688>
- TIESSEN, H. Phosphorus in the global environment. In: WHITE, P. J.; HAMMOND, J. P. (Eds.). **The ecophysiology of plant-phosphorus interactions**. Dordrecht: Springer Nature, 2008. p. 1-7. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4020-8435-5_1
- TORRES, D. M.; FONTES, M. A. L.; SAMSONAS, H. P. Relações solo-vegetação na estruturação de comunidades de cerrado *sensu stricto* no Sul de Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**, v. 68, n. 1, p. 115-128, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860201768121>
- VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. Berlin: Springer-Verlag, 1982. 214 p. <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-87925-8>

WALTER, B. M. T.; CARVALHO, A. M.; RIBEIRO, J. F. O conceito de savana e de seu componente Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. Brasília: Embrapa Cerrados, 2008, p. 21-45.

WIJESINGHE, D. K.; JOHN, E. A.; HUTCHINGS, M. J. Does pattern of soil resource heterogeneity determine plant community structure? An experimental investigation. **Journal of Ecology**, v. 93, n. 1, p. 99-112, 2005. <https://doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00934.x>

WILLIAMS, R. J.; MÜLLER, W. J.; WAHREN, C. H.; SETTERFIELD, S. A.; CUSACK, J. Vegetation. In: ANDERSEN, A. N.; COOK, G. D.; WILLIAMS, R. J. (Eds.). **Fire in tropical savannas: the Kapalga experiment**. Nova Iorque: Springer, 2003. p. 79-106. http://dx.doi.org/10.1007/0-387-21515-8_6

YAMAGISHI-COSTA, J.; BARBOSA, A. R.; SHIMIZU, G. H.; YAMAMOTO, K.; FORNI-MARTINS, E. R. Chromosome numbers and the systematics of tribe Vochysieae (Vochysiaceae). **Acta Botanica Brasilica**, v. 32, n. 2, p. 314-320, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/0102-33062017abb0354>

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 4. ed. Nova Jersey: Prentice Hall, 1999. 663 p.

Material Suplementar

Tabela 1S – Valores de componentes químicos das áreas A1 (afloramento calcário) e A2 (afloramento arenítico). Notações: acidez potencial (H+Al), soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica (T), saturação por bases (V), matéria orgânica (MO), areia grossa (AG), areia fina (AF).

| | pH | P meh1 | K | Ca | Mg | Al | H+Al | SB | T | V | M.O. | AG | AF | silte | argila | |
|------|------|---------------------|------|------|------|------------------------|------|-------|-------|------|----------------------|-----|--------------------|--------------------|--------|--|
| | água | mg dm ⁻³ | | | | | | | | | dag kg ⁻¹ | | g Kg ⁻¹ | | | |
| | | | | | | cmolc dm ⁻³ | | | | | | | | g Kg ⁻¹ | | |
| 1A1 | 6,5 | 3,8 | 0,35 | 6,1 | 1,4 | 0 | 1,9 | 7,85 | 9,75 | 80,5 | 6,4 | 465 | 347 | 63 | 126 | |
| 2A1 | 6,5 | 5,7 | 0,35 | 6,2 | 1,6 | 0 | 1,9 | 8,15 | 10,05 | 81,1 | 6,5 | 426 | 408 | 67 | 99 | |
| 3A1 | 6,5 | 5,2 | 0,4 | 7,8 | 1,5 | 0 | 1,9 | 9,7 | 11,6 | 83,6 | 7,1 | 492 | 356 | 49 | 103 | |
| 4A1 | 6,5 | 2,7 | 0,34 | 6,0 | 1,6 | 0 | 2,0 | 7,94 | 9,94 | 79,9 | 6,0 | 509 | 291 | 18 | 181 | |
| 5A1 | 6,1 | 1,8 | 0,34 | 3,3 | 1,6 | 0 | 2,4 | 5,24 | 7,64 | 68,6 | 4,5 | 406 | 338 | 46 | 210 | |
| 6A1 | 6,0 | 2,1 | 0,33 | 3,2 | 1,7 | 0 | 2,6 | 5,23 | 7,83 | 66,8 | 5,6 | 487 | 359 | 70 | 84 | |
| 7A1 | 6,2 | 2,4 | 0,33 | 5,4 | 2,2 | 0 | 2,3 | 7,93 | 10,23 | 77,5 | 6,5 | 518 | 323 | 31 | 128 | |
| 8A1 | 6,1 | 1,4 | 0,36 | 3,1 | 1,9 | 0 | 2,4 | 5,36 | 7,76 | 69,1 | 4,4 | 451 | 390 | 67 | 92 | |
| 9A1 | 6,1 | 1,6 | 0,31 | 2,8 | 2,0 | 0 | 2,4 | 5,11 | 7,51 | 61,0 | 4,4 | 451 | 377 | 70 | 101 | |
| 10A1 | 6,2 | 2,2 | 0,34 | 4,5 | 2,2 | 0 | 2,5 | 7,04 | 9,54 | 73,8 | 5,8 | 465 | 318 | 68 | 149 | |
| 11A1 | 6,0 | 2,1 | 0,29 | 8,6 | 1,57 | 0 | 2,04 | 10,47 | 12,51 | 83,7 | 8,4 | 466 | 317 | 68 | 149 | |
| 12A1 | 6,3 | 3,0 | 0,42 | 4,9 | 2,4 | 0 | 2,5 | 7,72 | 10,22 | 75,5 | 6,1 | 466 | 367 | 78 | 89 | |
| 13A1 | 6,4 | 2,9 | 0,42 | 7,6 | 2,8 | 0 | 2,5 | 10,82 | 13,32 | 81,2 | 7,9 | 553 | 217 | 76 | 154 | |
| 14A1 | 6,4 | 2,8 | 0,4 | 7,3 | 3,0 | 0 | 2,3 | 10,7 | 13,0 | 82,3 | 8,4 | 467 | 373 | 34 | 126 | |
| 15A1 | 6,3 | 2,3 | 0,38 | 6,4 | 3,0 | 0 | 2,3 | 9,78 | 12,08 | 81,0 | 7,6 | 396 | 395 | 11 | 198 | |
| 16A1 | 6,2 | 2,1 | 0,34 | 6,1 | 2,8 | 0 | 2,5 | 9,24 | 11,74 | 78,7 | 6,7 | 382 | 489 | 44 | 84 | |
| 17A1 | 6,1 | 1,9 | 0,35 | 5,9 | 2,7 | 0 | 2,5 | 8,95 | 11,45 | 78,2 | 6,1 | 559 | 258 | 76 | 106 | |
| 18A1 | 6,6 | 6,9 | 0,43 | 5,1 | 2,5 | 0 | 2,1 | 8,03 | 10,13 | 79,3 | 9,1 | 673 | 138 | 74 | 115 | |
| 19A1 | 6,5 | 3,8 | 0,43 | 10,3 | 2,7 | 0 | 2,1 | 13,43 | 15,53 | 86,5 | 8,4 | 656 | 141 | 76 | 127 | |
| 20A1 | 6,5 | 4,5 | 0,4 | 9,4 | 2,1 | 0 | 2,1 | 11,9 | 14,0 | 85,0 | 8,8 | 483 | 258 | 133 | 126 | |
| 1A2 | 5,6 | 0,9 | 0,28 | 1,1 | 1,3 | 0,5 | 3,1 | 2,68 | 5,78 | 46,4 | 4,0 | 95 | 700 | 53 | 152 | |
| 2A2 | 5,4 | 0,9 | 0,31 | 1,8 | 1,3 | 0,55 | 3,6 | 3,41 | 7,01 | 48,6 | 3,5 | 523 | 224 | 32 | 220 | |
| 3A2 | 5,4 | 0,7 | 0,33 | 2,5 | 1,8 | 0,85 | 3,6 | 4,63 | 8,23 | 56,3 | 3,6 | 616 | 171 | 103 | 110 | |
| 4A2 | 5,4 | 0,7 | 0,21 | 2,3 | 1,6 | 0,45 | 3,3 | 4,11 | 7,41 | 55,5 | 4,2 | 127 | 639 | 80 | 154 | |
| 5A2 | 5,2 | 0,7 | 0,19 | 1,1 | 0,8 | 1,9 | 4,2 | 2,09 | 6,29 | 33,2 | 3,9 | 618 | 206 | 64 | 112 | |
| 6A2 | 5,0 | 0,5 | 0,12 | 0,8 | 0,4 | 1,9 | 3,5 | 1,32 | 4,82 | 27,4 | 2,3 | 532 | 264 | 104 | 100 | |

| | | | | | | | | | | | | | | | |
|------|-----|-----|------|-----|-----|------|-----|------|------|------|-----|-----|-----|-----|-----|
| 7A2 | 5,1 | 0,5 | 0,11 | 0,5 | 0,3 | 1,5 | 3,7 | 0,91 | 4,61 | 19,7 | 2,3 | 667 | 119 | 31 | 183 |
| 8A2 | 5,0 | 0,5 | 0,09 | 0,4 | 0,2 | 1,55 | 3,9 | 0,69 | 4,59 | 15,0 | 2,5 | 588 | 214 | 130 | 68 |
| 9A2 | 5,0 | 0,6 | 0,09 | 0,4 | 0,3 | 1,45 | 4,1 | 0,79 | 4,89 | 16,2 | 2,3 | 591 | 188 | 98 | 122 |
| 10A2 | 5,0 | 0,7 | 0,12 | 0,4 | 0,2 | 1,45 | 3,6 | 0,72 | 4,32 | 16,7 | 2,4 | 468 | 272 | 133 | 127 |
| 11A2 | 5,0 | 0,6 | 0,12 | 0,4 | 0,2 | 1,45 | 3,6 | 0,72 | 4,32 | 16,7 | 2,6 | 616 | 175 | 69 | 140 |
| 12A2 | 4,8 | 0,4 | 0,11 | 0,3 | 0,2 | 1,45 | 3,3 | 0,61 | 3,91 | 15,6 | 2,3 | 466 | 339 | 16 | 179 |
| 13A2 | 4,9 | 0 | 0,09 | 0,3 | 0,2 | 1,6 | 3,2 | 0,59 | 3,79 | 15,6 | 2,0 | 439 | 356 | 69 | 136 |
| 14A2 | 5,2 | 0,3 | 0,09 | 0,4 | 0,4 | 1,4 | 3,2 | 0,89 | 4,09 | 21,8 | 2,6 | 644 | 165 | 47 | 144 |
| 15A2 | 5,3 | 0,6 | 0,12 | 0,8 | 0,5 | 0,85 | 2,9 | 1,42 | 4,32 | 32,9 | 3,1 | 593 | 237 | 55 | 115 |
| 16A2 | 5,2 | 0,3 | 0,09 | 0,7 | 0,5 | 1,35 | 3,1 | 1,29 | 4,39 | 29,4 | 1,9 | 662 | 141 | 77 | 120 |
| 17A | 5,3 | 0,3 | 0,09 | 0,9 | 0,5 | 1,5 | 3,3 | 1,49 | 4,79 | 31,1 | 2,2 | 487 | 347 | 85 | 81 |
| 18A2 | 5,2 | 0,6 | 0,12 | 0,9 | 0,5 | 1,4 | 3,1 | 1,52 | 4,62 | 32,9 | 2,0 | 550 | 250 | 169 | 31 |
| 19A2 | 5,2 | 0,3 | 0,14 | 0,9 | 0,6 | 1,4 | 3,4 | 1,64 | 5,04 | 32,5 | 2,0 | 712 | 135 | 61 | 93 |
| 20A2 | 5,2 | 0,5 | 0,16 | 0,8 | 0,5 | 1,0 | 4,3 | 1,46 | 5,76 | 25,3 | 2,5 | 701 | 95 | 55 | 149 |

Tabela 2S – Parâmetros estruturais obtidos em cada uma das vinte parcelas das áreas A1 e A2. Notações: número de indivíduos (NI), altura média (AM), número de espécies (NE), área basal total (ABT em m²). Parcelas das área A1 e A2 foram designadas de 1A a 20A. Abaixo foram incluídos valores médios e desvios-padrão.

| | NI | AM | NE | ABT | | NI | AM | NE | ABT |
|--------------------------------------|-----------------|----------------|-----------------|-----------------|--------------------------------------|------------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| 1A1 | 70 | 3,27 | 22 | 0,37 | 1A2 | 32 | 2,76 | 18 | 0,28 |
| 2A1 | 67 | 3,55 | 23 | 0,54 | 2A2 | 32 | 2,47 | 13 | 0,13 |
| 3A1 | 57 | 3,71 | 18 | 0,43 | 3A2 | 22 | 1,99 | 11 | 0,19 |
| 4A1 | 51 | 3,08 | 14 | 0,27 | 4A2 | 56 | 2,33 | 16 | 0,2 |
| 5A1 | 48 | 2,67 | 15 | 0,33 | 5A2 | 36 | 2,34 | 17 | 0,29 |
| 6A1 | 47 | 3,24 | 17 | 0,34 | 6A2 | 27 | 1,82 | 12 | 0,18 |
| 7A1 | 40 | 2,97 | 19 | 0,20 | 7A2 | 41 | 1,72 | 15 | 0,17 |
| 8A1 | 44 | 3,35 | 18 | 0,24 | 8A2 | 26 | 1,56 | 9 | 0,09 |
| 9A1 | 38 | 3,15 | 17 | 0,21 | 9A2 | 51 | 1,61 | 13 | 0,14 |
| 10A1 | 47 | 3,43 | 19 | 0,41 | 10A2 | 61 | 1,60 | 18 | 0,19 |
| 11A1 | 58 | 3,36 | 22 | 0,33 | 11A2 | 56 | 1,67 | 14 | 0,16 |
| 12A1 | 60 | 3,37 | 25 | 0,51 | 12A2 | 62 | 1,83 | 18 | 0,19 |
| 13A1 | 46 | 3,37 | 15 | 0,21 | 13A2 | 28 | 1,66 | 9 | 0,06 |
| 14A1 | 61 | 3,70 | 18 | 0,44 | 14A2 | 31 | 1,77 | 11 | 0,18 |
| 15A1 | 55 | 2,74 | 17 | 0,21 | 15A2 | 38 | 1,76 | 12 | 0,25 |
| 16A1 | 54 | 2,94 | 18 | 0,2 | 16A2 | 32 | 1,66 | 8 | 0,12 |
| 17A1 | 39 | 3,05 | 17 | 0,29 | 17A2 | 45 | 1,67 | 12 | 0,20 |
| 18A1 | 52 | 3,28 | 16 | 0,37 | 18A2 | 41 | 1,57 | 10 | 0,24 |
| 19A1 | 50 | 3,13 | 18 | 0,38 | 19A2 | 42 | 1,92 | 12 | 0,19 |
| 20A1 | 51 | 3,51 | 19 | 0,34 | 20A2 | 69 | 1,56 | 16 | 0,24 |
| $\bar{x} \pm d.p.$ | 51,7±8,7 | 3,2±0,3 | 18,3±2,8 | 0,33±0,1 | $\bar{x} \pm d.p.$ | 41,4±13,3 | 1,9±0,34 | 13,2±3,2 | 0,2±0,06 |

Tabela 3S – Valores dos parâmetros estruturais número de indivíduos (NI) e área basal da espécie (ABi em cm²), relacionados aos indivíduos, das três espécies mais importantes para o IVI, amostradas nas 20 parcelas das áreas A1 (cerrado calcário) e A2 (cerrado arenítico).

| A1 | | | | | | | A2 | | | | | | |
|-----------------------|-----|--------------------|-----|-------------------|-----|------------------|------|----------------------|--------|----------------------|-------|---|-------|
| <i>C. fasciculata</i> | | <i>T. argentea</i> | | <i>R. montana</i> | | <i>D. rugosa</i> | | <i>O. hexasperma</i> | | <i>Q. parviflora</i> | | | |
| NI | ABi | NI | ABi | NI | ABi | NI | ABi | NI | ABi | NI | ABi | | |
| 1A1 | 11 | 1385,7 | 0 | 0 | 1 | 14,5 | 1A2 | 2 | 148,3 | 0 | 0 | 8 | 288,4 |
| 2A1 | 21 | 2495,7 | 3 | 196,2 | 9 | 83,5 | 2A2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 372,2 |
| 3A1 | 24 | 2652,9 | 1 | 249,7 | 7 | 78,3 | 3A2 | 2 | 174,8 | 0 | 0 | 7 | 162,2 |
| 4A1 | 9 | 1072,5 | 6 | 292,0 | 5 | 164,8 | 4A2 | 3 | 49,8 | 0 | 0 | 5 | 454,1 |
| 5A1 | 11 | 1108,0 | 3 | 288,1 | 7 | 124,0 | 5A2 | 1 | 175,8 | 0 | 0 | 2 | 300,1 |
| 6A1 | 11 | 335,3 | 10 | 945,6 | 6 | 109,3 | 6A2 | 0 | 0 | 1 | 53,8 | 0 | 0 |
| 7A1 | 2 | 138,0 | 5 | 269,5 | 2 | 23,1 | 7A2 | 1 | 6,4 | 7 | 136,1 | 2 | 798,6 |
| 8A1 | 2 | 233,7 | 9 | 293,5 | 1 | 6,4 | 8A2 | 4 | 214,7 | 8 | 200,6 | 0 | 0 |
| 9A1 | 4 | 185,3 | 3 | 161,6 | 7 | 112,6 | 9A2 | 2 | 24,9 | 19 | 501,9 | 0 | 0 |
| 10A1 | 6 | 1957,1 | 7 | 202,3 | 2 | 26,8 | 10A2 | 5 | 88,3 | 16 | 263,0 | 2 | 247,4 |
| 11A1 | 3 | 486,0 | 4 | 163,7 | 2 | 14,4 | 11A2 | 8 | 128,6 | 16 | 350,1 | 0 | 0 |
| 12A1 | 17 | 2856,3 | 3 | 172,7 | 3 | 22,3 | 12A2 | 9 | 341,9 | 4 | 95,2 | 1 | 7,9 |
| 13A1 | 3 | 382,7 | 6 | 382,8 | 11 | 206,4 | 13A2 | 6 | 84,5 | 0 | 0 | 4 | 65,5 |
| 14A1 | 8 | 1182,2 | 3 | 818,6 | 10 | 146,0 | 14A2 | 6 | 232,0 | 1 | 15,6 | 2 | 162,1 |
| 15A1 | 0 | 0 | 5 | 569,4 | 10 | 196,6 | 15A2 | 10 | 131,3 | 1 | 11,5 | 7 | 139,7 |
| 16A1 | 3 | 251,5 | 0 | 0 | 4 | 42,6 | 16A2 | 7 | 170,2 | 5 | 120,0 | 0 | 0 |
| 17A1 | 4 | 1836,9 | 3 | 276,1 | 3 | 38,5 | 17A2 | 19 | 749,8 | 1 | 13,5 | 5 | 101,8 |
| 18A1 | 9 | 778,1 | 3 | 212,8 | 0 | 0 | 18A2 | 14 | 1274,1 | 4 | 111,0 | 6 | 133,6 |
| 19A1 | 18 | 2500,0 | 1 | 64,6 | 1 | 14,5 | 19A2 | 13 | 388,4 | 4 | 228,4 | 5 | 143,0 |
| 20A1 | 11 | 1371,6 | 1 | 7,9 | 0 | 0 | 20A2 | 7 | 445,1 | 17 | 445,1 | 3 | 297,4 |

Capítulo 3

Influência de déficit hídrico edáfico para ocorrência de cerrados rupestres calcários

Resumo

Nós analisamos um tipo ecossistêmico savânico ainda não descrito no Brasil pela literatura científica. Ou seja, cerrados rupestres vegetando em Neossolos eutróficos por influência de afloramentos calcários (calcita). Testamos a baixa disponibilidade hídrica edáfica como hipótese para sua ocorrência desses cerrados calcários, em vez de florestas estacionais decíduais. Incluímos em nosso estudo três cerrados calcários, e realizamos análises para a identificação de distúrbios pretéritos nessas áreas, como queimadas. Para tanto utilizamos análise de séries temporais através de imagens disponíveis pelo Landsat-5/TM e no *site* MapBiomas Brasil. Avaliamos as capacidades de retenção hídrica edáfica desses três cerrados calcários, localizados em Ituiutaba (MG), comparando-as às de outras 23, em todo o Brasil, com tipos vegetacionais distintos, mas também sujeitos a seca sazonal e em afloramentos rochosos. Por meio de sensoriamento remoto, confirmamos que distúrbios pretéritos não foram responsáveis pela ocorrência dos cerrados calcários. Padrões vegetacionais desses três cerrados carbonáticos confirmaram tratar-se de cerrados *stricto sensu*, com influência de espécies savânicas típicas de solos mesotróficos. Foi possível confirmar que, a partir da distância vertical à drenagem mais próxima, através do algoritmo descritivo de terreno *Height Above Nearest Drainage* (HAND), de todos os tipos vegetacionais estudados, a menor capacidade de retenção hídrica edáfica ocorreu nos cerrados calcários. Esses resultados sustentaram a hipótese de que o déficit hídrico edáfico é o principal *driver* para a ocorrência dos cerrados calcários, e não distúrbios pretéritos. Ao definirmos os cerrados calcários como um ecossistema savânico com características próprias, consideramos a possibilidade da existência de outras áreas com as mesmas características ecossistêmicas.

Palavras-chave: afloramentos rochosos, calcita, relevos residuais, savanas tropicais, solo eutrófico.

Abstract

This study encompassed a savanna ecosystem that remains undescribed in Brazil by the scientific literature. This is, *cerrados rupestres* (outcrop savannas) on limestone eutrophic Neosol (calcite) influence. The low water availability in the soil was tested as hypothesis for the occurrence of these limestone *cerrados*, instead of deciduous seasonal forests. Three limestone *cerrados* were included in this study, and analyses were carried out to identify past disturbances in these areas, such as burnings. For this, time series analysis through images available from Landsat-5/TM and on the MapBiomas Brasil website were used. The edaphic water retention capacity of the three limestone *cerrados*, located at Ituiutaba (MG, Brazil), was evaluated by comparing them to other 23 areas throughout Brazil, with different vegetation types but also influenced to seasonal drought and areas on limestone outcrops. Through remote sensing, it was possible to confirm that past disturbances were not responsible for the occurrence of limestone *cerrados*. Vegetation patterns of these three sites confirm that they are *cerrado stricto sensu*, influenced by typical savanna species of mesotrophic soils. It was possible to confirm that from the vertical distance to the nearest stream, through the terrain descriptive algorithm Height Above Nearest Drainage (HAND), of all vegetation types studied, the lowest edaphic water retention capacity occurred in the limestone *cerrados*. The results support the hypothesis that the edaphic water deficit is the main driver for the occurrence of limestone *cerrados* and not past disturbances. By defining the limestone *cerrados* as a savanna ecosystem with intrinsic features, there is possibly the existence of other areas with similar ecosystem characteristics.

Key-words: calcite, eutrophic soil, residual reliefs, rocky outcrops, tropical savannas.

Introdução

De maneira geral, as savanas tropicais são descritas como formações vegetais que ocupam solos antigos e lixiviados, frequentemente profundos e pobres em nutrientes (COLE, 1982; WALKER; GILLISON, 1982; RATTER; BRIDGEWATER; RIBEIRO, 2006). Essas características podem ser observadas na África, América do Sul, Índia e Austrália, refletindo a origem comum, a partir do supercontinente Gondwana (SOLBRIG, 1996). Contribuíram para a formação de solos savânicos lixiviados, a influência de erosões edáficas por ação do intemperismo climático, além da volatilização de nutrientes durante queimadas recorrentes (COLE, 1982; EITEN, 1982; GOLDSTEIN; SARMIENTO, 1987; DURIGAN, 2006; SILVA et al., 2013). Como consequência, em sua maioria, os solos savânicos tropicais podem ser caracterizados como ácidos, distróficos, apresentando elevados teores de alumínio e baixos teores de macronutrientes (WALKER; GILLISON, 1982; ARCHIBOLD, 1995; FOX et al., 2001; ANDERSEN, 2003). As savanas Neotropicais podem ser caracterizadas por tipos edáficos similares às demais savanas tropicais em todo mundo (EITEN, 1972; FURLEY, 1999; PENNINGTON; LEWIS; RATTER, 2006), com variado grau de complexidade vegetacional, tais como o *Chaco*, no Paraguai, Bolívia e Argentina, os *Llanos del Orinoco*, na Colômbia e Venezuela, a *Gran Sabana* na Venezuela, e o Cerrado, complexo savânico brasileiro (SOLBRIG, 1996; FURLEY, 1999; OLIVEIRA; MARQUIS, 2002; FURLEY, 2006; HUBER et al., 2006; PACHECO; VASCONCELOS, 2012).

No Brasil, foi descrita quão significativa pode ser a influência da disponibilidade de elementos químicos edáficos para a ocorrência de diferentes fitofisionomias, componentes do chamado cerrado *lato sensu* (GOODLAND; POLLARD, 1973; FURLEY; RATTER, 1988; COUTINHO, 1990; HARIDASAN, 1992, 2000). Dessa forma, Goodland (1971) afirmou que haveria relação direta entre variações fisionômicas e gradientes edáficos, definido pela disponibilidade de nutrientes no solo (GOODLAND; POLLARD, 1973). Para Coutinho (1990), a complexidade fitofisionômica do Cerrado seria, basicamente, consequência da disponibilidade de nutrientes disponíveis no solo, além da frequência da ocorrência de queimadas. Não obstante, para alguns autores a influência de queimadas seria preponderante para a distribuição de fitofisionomias no Cerrado (MISTRY, 1998; CARVALHO; BATALHA, 2013; DODONOV et al., 2014).

Nesse contexto, a disponibilidade nutricional edáfica e a frequência do fogo seriam consideradas importantes determinantes para a ocorrência de formações savânicas em regiões tropicais (STAVER; ARCHIBALD; LEVIN, 2011). Além desses *drivers*, porém, a umidade do

solo, que sofre interferência direta das chuvas sazonais, seria outro importante determinante primário das savanas (SARMIENTO, 1996; WALKER, 2001, FENSHAM; FAIRFAX; ARCHER, 2005). Relacionado a isso, características físicas edáficas, ao influenciarem a permeabilidade e capacidade de retenção hídrica do solo, teriam forte influência na definição de padrões vegetacionais sazonais em regiões de ocorrência das savanas (GOLDSTEIN; SARMIENTO, 1987). É compreensível, portanto, que a disponibilidade hídrica edáfica também seja mencionada como destacado fator de influência para a definição dos limites de ocorrência de florestas e savanas em regiões tropicais em todo o mundo (EMMERICH, 1990; ARCHIBOLD, 1995; BOND; WOODWARD; MIDGLEY, 2005; LEHMANN et al., 2011).

Savanas calcárias tropicais

Solos calcários contribuiriam para a diminuição da disponibilidade de água no solo, pois a própria natureza das rochas calcárias pode induzir uma menor capacidade edáfica para retenção hídrica e menor disponibilidade de fósforo (LUGO et al., 2006). E, embora os teores de macronutrientes sejam frequentemente elevados em solos calcários (MURPHY; LUGO, 1986; CAETANO et al., 2008), como observado em Yucatán, México, e Xishuangbanna, China (LOTT; ATKINSON, 2006; TANG et al., 2011), solos calcários teriam menor disponibilidade de fósforo, devido à formação de sais insolúveis, sendo capazes também de inibir a absorção de potássio (LUGO et al., 2006).

Apesar das limitações induzidas por rochas calcárias, em algumas localidades do mundo podemos encontrar comunidades vegetais adaptadas, sendo muitas delas comunidades herbáceo-lenhosas definidas como savanas (BEARD, 1953; THOMPSON, 1965; GÓMEZ-POMPA, 1967; SCOTT, 1977; HUNTLEY, 1982; MORAT; JAFFRÉ; VEILLON, 2001; CHITTAMART et al., 2010; ALLEN et al., 2014). Todavia, estudos científicos que descreveram algumas dessas savanas não detalharam o grau de influência de solos em afloramentos calcários para essas comunidades vegetais (BEARD, 1953; THOMPSON, 1965).

Na América do Sul e Antilhas, devem ser destacadas como exemplos de vegetações savânicas, em solos sob influência de rochas calcárias, o escrube lenhoso na região da cidade de *San Juan de los Morros* ao Norte da Venezuela, a savana graminosa *Gran Pajonal* no Peru (SCOTT, 1977), a vegetação arbustiva em Barbuda, e áreas ocupadas por vegetação herbáceo-arbustiva em Santo Domingos, chamada de *dry savanna*, vegetando em solo calcários rasos, variando de 50 cm a 80 cm (BEARD, 1953). Outros exemplos interessantes de savanas sob influência de rochas calcárias, mas que devem ser mencionados como de origem antrópica, são

encontradas em Nova Caledônia (MORAT; JAFFRÉ; VEILLON, 2001). Na Tailândia, onde há solos ricos em cálcio, derivado de rochas calcárias, como no planalto do Nordeste e planície central, também podem ser encontradas formações savânicas nesses solos (CHITTAMART et al., 2010; WISAWAPIPATA et al., 2012). Na Papua-Nova Guiné, por sua vez, na região denominada *Kaikuru*, há savanas, com elementos herbáceo-lenhosos, sobre rochas calcárias em cumes de colinas costeiras (HEYLINGERS, 1965). Na África existem outras formações savânicas ocorrendo em solos sob influência de rochas calcárias, como, por exemplo, na Rodésia, onde são encontradas formações vegetais com características savânicas compostas basicamente por gramíneas, e.g. *Alloteropsis semialata* (R.Br.) Hitchc., *Imperata cylindrica* (L.) Raeusch., *Setaria* spp., e elementos arbóreos, especialmente *Acacia* spp. (THOMPSON, 1965). Na África do Sul, na região de *Phalaborwa*, existem savanas arborizadas vegetando em solo do tipo marga (*loam*) castanho-escuro, onde há nódulos de calcita de variados tamanhos, sendo o solo raso pela presença de rocha matriz de piroxenita. Nessa savana predominam, como elementos lenhosos, as arbóreas *Acacia nigrescens* Oliv. e *Colophospermum mopane* (Benth.) Leonard, que vegetam naturalmente, apesar dos extremos de temperatura e umidade (COLE, 1992). Em Zimbábue, ocupando solos onde os teores de cálcio normalmente não são baixos, ocorrem formações savânicas, onde a disponibilidade de água também foi utilizada para explicar o complexo arranjo vegetacional (PROCTOR; COLE, 1992).

Cerrado lato sensu e cerrado calcário

Contribuem para a definição do cerrado *lato sensu* como um complexo vegetacional a ocorrência das fitofisionomias campo limpo (formação graminosa), campo sujo (vegetação com predomínio de herbáceas, onde distribuem-se esparsamente arbustos baixos e pequenas árvores), campo cerrado (vegetação que ainda apresenta importante componente herbáceo, mas com lenhosas ocorrendo em maior número - 10% de cobertura) e cerrado *stricto sensu* (formação onde ainda há importante ocorrência do componente herbáceo, mas as lenhosas têm maior predomínio mas sem formar dossel – menos que 30% de cobertura) (COUTINHO, 1990; OLIVEIRA-FILHO; RATTER, 2002; RATTER; BRIDGEWATER; RIBEIRO, 2006). Esses tipos vegetacionais compartilham, com savanas de outras partes do mundo, a tendência de ocupar solos antigos, lixiviados e distróficos, com altos teores de alumínio e ferro (LOPES; COX, 1977; SOLBRIG, 1996; FURLEY, 1999; PENNINGTON; LEWIS; RATTER, 2006).

A distribuição das fisionomias, componentes do complexo vegetacional que compõe as savanas brasileiras, denominado cerrado *lato sensu* (COUTINHO, 1982; EITEN, 1982;

SOLBRIG, 1996), pode ser compreendida a partir de gradientes edáficos determinados por variações da disponibilidade de nutrientes nos solos (COUTINHO, 1990). Todavia, não devem ser preteridos outros fatores que determinariam a distribuição dessas fisionomias, *e.g.* clima, fogo, umidade edáfica, topografia, herbivoria, influência antrópica (EITEN, 1972; COUTINHO, 1982, 1990; SOLBRIG; MEDINA; SILVA, 1996; GRACE, 2007, PINHEIRO; MONTEIRO, 2010; GUITET et al., 2015; SILVA et al., 2019). Devem ser destacadas ainda as savanas florestadas ou *cerradões*, formações savânicas com aspecto florestal. Cerradões também podem ser encontrados em solos com maior disponibilidade de macronutrientes, recebendo, neste caso, a denominação de cerradões mesotróficos (FURLEY; RATTER, 1988; MORENO; SCHIAVINI; HARIDASAN, 2008; SOLÓRZANO et al., 2012). Essas savanas são comuns nos estados de Mato Grosso e Rondônia (RATTER; BRIDGEWATER; RIBEIRO, 2003, 2006). Entretanto, podem ser encontradas também em outras regiões do Brasil, como no estado de Minas Gerais (MORENO; SCHIAVINI; HARIDASAN, 2008; CARDOSO et al., 2009; RODRIGUES; ARAÚJO, 2013). Além do próprio cerrado *stricto sensu*, há ainda as formações savânicas rupestres, definidas por uma menor densidade de vegetais lenhosos, ocupando regiões onde o solo é pouco profundo devido a afloramentos rochosos, com muita frequência, rochas quartzíticas e areníticas (PINTO; LENZA; PINTO, 2009; AMARAL; PEREIRA; MUNHOZ, 2006; LENZA et al., 2011; MARACAHIPES et al., 2011; SANTOS; SERAFIM; SANO, 2011). Podem ser encontradas também em concreções lateríticas, e em menor frequência em afloramentos graníticos (FELFILI; FAGG, 2007; ABREU et al., 2012).

No Brasil, foi possível encontrar dois trabalhos relacionando Cerrado a áreas de ocorrência de rochas calcárias. Um estudo realizado no município de Januária (MG), no Sudeste brasileiro (LOMBARDI; SALINO; TEMONI, 2005). Esses autores informaram que o estudo foi desenvolvido, basicamente, em áreas com afloramento calcário, todavia, na mesma área, ocorriam também rochas areníticas. Outra menção a Cerrado sob influência de solo calcário foi encontrada no trabalho de FELFILI et al. (2006), que mencionaram a ocorrência de mosaico vegetacional composto por floresta estacional decidual e cerrado no vale de Paranã, no estado de Tocantins. Contudo, tal estudo mencionou que uma floresta decidual ocupava áreas com ocorrência de rochas calcárias, enquanto o cerrado vegetava em Cambissolo.

Florestas decíduas

Por questões comparativas, cabe aqui uma breve descrição das florestas tropicais secas, que mantêm algumas características ecossistêmicas em comum com savanas em afloramentos

rochosos. Ambas as formações vegetais são encontradas em regiões tropicais do mundo, onde as chuvas variam de 220 a 2.000 mm/ano. Para Gentry (1995), deveriam ser consideradas como florestas secas as localizadas em regiões com precipitações menores que 1600 mm/ano. Contudo, o autor reconhece como problemática a definição dessas florestas tendo como base apenas a precipitação. Considerou especialmente dificultoso categorizar, por exemplo, as florestas costeiras. No Brasil, as matas secas ocorrem em diferentes afloramentos rochosos, mas as chamadas matas calcárias são as florestas estacionais decíduais que ocupam solos onde há afloramentos de rochas calcárias (RIBEIRO; WALTER, 2008), e, muitas vezes, solos ricos em nutrientes (PENNINGTON; LEWIS; RATTER, 2006; RATTER; BRIDGEWATER; RIBEIRO, 2003, 2006; PEREIRA; VENTUROLI; CARVALHO, 2011). Essas florestas podem ser encontradas também em ambientes cársticos (AULER; PILÓ, 2015).

No Neotrópico, as matas secas possuem dossel contínuo e altura menor que os observados nas florestas tropicais úmidas, ocorrendo em regiões com clima marcadamente sazonal, onde a precipitação é menor que 1.600 mm/ano, com pelo menos cinco a seis meses de seca e solo com elevados teores de macronutrientes, pH moderado a alto, e baixos teores de alumínio (PENNINGTON; LEWIS; RATTER, 2006; PENNINGTON; LAVIN; OLIVEIRA-FILHO, 2009). Uma notável característica dessas florestas é a sensível perda de folhas por razão da restrição hídrica edáfica nos meses de seca, condição determinada pelos solos rasos por afloramentos rochosos (MURPHY; LUGO, 1986; FELFILI et al., 2007; PENNINGTON; LEWIS; RATTER, 2006). Segundo Eiten (1972), florestas estacionais decíduais ocorreriam em solos com profundidades compreendidas entre vários decímetros até cerca de dois metros, podendo ocorrer acúmulo de água no período das chuvas, mas não o suficiente para inundar a superfície.

Nosso objetivo foi estudar um tipo de ecossistema vegetal, componente do complexo savânico brasileiro, definido como cerrado rupestres, um subtipo do cerrado *stricto sensu* (RIBEIRO; WALTER, 2008), ocupando solo sob influência direta de afloramentos calcários. Condição ecossistêmica ainda não descrita formalmente para cerrados rupestres. Além disso, para explicar a ocorrência de cerrados rupestres em solo comumente ocupado por floresta decídua, cogitamos a hipótese de que um alto nível de déficit hídrico atuaria como principal fator de influência. Nesse sentido, além de nutrientes edáficos, nos cerrados rupestres em afloramentos calcários estudados por nós, doravante denominados cerrados calcários, a baixa disponibilidade hídrica seria fator preponderante para a definição florística e estrutural das comunidades estudadas (SCHOLLES; ARCHER, 1997; SCARANO, 2007; FURLEY, 2006; LEITE et al., 2018). E, embora as plantas sejam eficientes na regulação de perdas hídricas

(MOONEY; EHLERINGER, 2007), o déficit hídrico seria capaz de influenciar, sobremaneira, a ocorrência dessas comunidades vegetais (GOLDSTEIN; SARMIENTO, 1987; COPPIN; STILES, 1994; RATTER; BRIDGEWATER; RIBEIRO, 2003; GOUDIE, 2006; CRAWLEY, 2007b). Assim sendo, a partir desses postulados, foi elaborado o delineamento experimental de nosso trabalho.

Ao considerarmos análises vegetacionais e ecossistêmicas preliminares dos cerrados calcários, formulamos duas perguntas: i) poderia ser o alto grau de déficit hídrico edáfico, e não o fator fogo, a explicação para a ocorrência dos cerrados calcários encontrados em ambientes normalmente ocupados por florestas estacionais decíduais? ii) as áreas teriam sido ocupadas por florestas estacionais decíduais no passado, que, por interferência humana, teriam cedido espaço para a ocupação de cerrados *stricto sensu*? Ao responder as duas perguntas, nosso estudo pretendeu, além de descrever as características ecossistêmicas dos cerrados calcários, testar a hipótese de que a ocorrência dos cerrados carbonáticos se deve à baixa capacidade de retenção hídrica do solo carbonático, e não por interferência antrópica. Pretendemos contribuir também para a compreensão do grau de influência da disponibilidade de água edáfica para a distribuição de formações savânicas e florestais, questão preponderante diante do cenário mundial de alterações climáticas. Adicionalmente, sabendo que ecossistemas savânicos tropicais em solos calcários são pouco frequentes, pretendemos caracterizar os cerrados calcários encontrados, e incluir esse tipo ecossistêmico do bioma Cerrado no rol das savanas mundiais.

Material e Métodos

Descrição das áreas de estudo

Nosso trabalho transcorreu em três remanescentes de cerrado calcário, localizados no município de Ituiutaba, estado de Minas Gerais, região denominada Pontal do Triângulo Mineiro (Figura 1). As áreas de estudo, denominadas A1, B e CS, situam-se em *cuestas*, com altitudes variando entre 645 a 695 m. Localizam-se nas seguintes coordenadas: A1 (19°03'23,61" S e 49°26'27,93" O), B (19°06'14,56" S e 49°25'04,25" O) e CS (19°01'55,70" S e 49°28'22,13" O). A sigla CS resultou do nome pelo qual o morro testemunho é conhecido, Corpo Seco.

O clima regional é definido, segundo a classificação climática de Köppen, como de savana tropical (*Aw*), com inverno seco (maio a setembro), e um período chuvoso (outubro a abril) (Figura 1S – material suplementar) (KOTTEK et al., 2006; ALVARES et al., 2014). Essa

região localiza-se no conjunto morfoestrutural denominado Bacia Sedimentar do Paraná, Formação Marília, Grupo Bauru (BACCARO, 1991; DANTAS; ARMESTO; ADAMY, 2008; DAL’BÓ; BASILICI, 2011).

Os solos das três áreas foram classificados como Neossolos Litólicos eutróficos (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA-EMBRAPA, 2006), apresentando afloramentos de calcita, correspondendo ao Leptosols de WRB-FAO (Benedetti et al., 2011). Nas três áreas, o solo apresentou profundidade frequentemente foi menor que 1 m (Figura 2A). Nas áreas A1 e B, nas proximidades da encosta das *cuestas*, foi comum encontrarmos colúvio, com pouco acúmulo de material transportado, mas com presença de fragmentos de calcita, além de seixos, calhaus e matacões. Foi possível observar que a baixa profundidade do solo, dificultou o desenvolvimento vertical das raízes, especialmente das lenhosas, forçando o crescimento lateral (Figura 2B). Influí também na deciduidade das arbustivo-arbóreas, no auge do período de seca, devido à menor capacidade de retenção de água pelo Neossolo Litólico com afloramentos calcários (Figura 2C). As raízes podem se desenvolver e penetrar mais profundamente no sedimento, apenas pela ocorrência de fraturas ou grotas nas rochas presentes (Figura 2D).



Figura 1 – Localização dos três cerrados calcários (áreas A1, B e CS), no município de Ituiutaba (MG).

A vegetação estudada foi definida como cerrado rupestre, e como um subtipo do cerrado *stricto sensu* (RIBEIRO; WALTER, 2008), vegetação é caracterizada pela presença de lenhosas distribuídas de maneira esparsa, e com plantas herbáceas, especialmente gramíneas, ocupando os espaços entre as arbustivo-arbóreas (FURLEY, 1999, 2006). Nos locais foram encontradas espécies comuns em solos com maior disponibilidade de nutrientes, como *Callisthene fasciculata* Mart., *Guettarda viburnoides* Cham. & Schltld., *Luehea paniculata* Mart., *Magonia pubescens* A.St.-Hil. e *Terminalia argentea* Mart. (RATTER; BRIDGEWATER; RIBEIRO, 2006), além de espécies acumuladoras de alumínio, como *C. fasciculata*, *Qualea grandiflora* e *Q. parviflora* (HARIDASAN, 1987). Nos cerrados rupestres das áreas A1 e B não foram observados sinais de perturbação, como troncos cortados, chamuscados, ou restos de carvão vegetal sobre ou mesmo nas amostras de solo coletadas.

Extração de calcário era prática comum na região no passado, mas não atingiu os locais estudados, consideração baseada pela extensa presença de calcita e solo não removido nas áreas, e informações dos próprios proprietários. As áreas A1 e B não apresentaram sinais de perturbações por fogo ou retirada de madeira, mantendo condições razoáveis de preservação. Contudo, o cerrado rupestre da área CS apresentou sinais de presença humana frequente, além de gado bovino que utilizam o local para pastagem. Nos capítulos 1 e 2 poderão ser encontradas informações detalhadas sobre características vegetacionais das áreas A1 e B, tanto florísticas como fitossociológicas.

Coletas de solo

Nos três cerrados rupestres, para conhecimento das propriedades químicas do solo da área, padronizamos as coletas através de duas amostras compostas por 15 subamostras, coletadas em profundidade de até 20 cm. As análises químicas foram realizadas no Laboratório de Análise de Solos e Calcários (LABAS), do Instituto de Ciências Agrárias, da Universidade Federal de Uberlândia. Para classificar as amostras de solo, em relação às percentagens de saturação por bases, empregamos procedimento descrito em EMBRAPA (2006), bem como considerações disponíveis em UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE-USDA (1999).



Figura 2 – Detalhes do solo pouco profundo, encontrado nos cerrados calcários, devido à presença de rocha calcária, calcita (A); raízes laterais de espécies lenhosas (B); completa perda de folhas pela vegetação lenhosa no auge do período de seca (C); raízes crescendo em fissura em rocha (D).

Análises espaço-temporais

Na investigação sobre a possibilidade da cobertura vegetal natural pretérita, nos três cerrados rupestres (áreas A1, B e CS), ter sido florestal, dando lugar aos cerrados após episódios de queimadas e desmatamentos, utilizamos informações disponibilizadas no site MapBiomas (ver SOUZA et al., 2020), através das ferramentas Cicatrizes de Fogo e Vegetação Secundária, com dados referentes aos períodos entre os anos de, respectivamente, 1985 a 2020 (35 anos) e 1987 a 2019 (32 anos). Informes detalhados sobre acurácia e metodologia empregada nas ferramentas do MapBiomas podem ser encontradas no site mapbiomas.org. A título de comprovação de resultados obtidos acima, realizamos também, para a área B, processamentos de imagens de detecção remota interanual através do Satélite Landsat-5 / Thematic Mapper (TM). Utilizamos uma série temporal do ‘índice de vegetação de diferença normalizado’ (*Normalized Difference Vegetation Index – NDVI*), que consiste na diferença normalizada da refletância de faixas de infravermelho próximo e vermelho, porque esse índice comum mostrou

ser eficiente na detecção e monitoramento de mudanças na estrutura de vegetação do cerrado (PAVANELLI; SANTOS, 2014).

O modelo conceitual para este estudo assume que, se o local específico fosse coberto por florestas no passado (1984-2014), e que tenha sido perturbado em qualquer momento nesse período, a tendência do NDVI, para a área B, deveria ser semelhante à uma floresta no início de sucessão ecológica secundária na série temporal. Em seguida, deveria ter diminuído, no mesmo período, para a linha de base do NDVI referente ao cerrado. Assim, as séries temporais do NDVI desse cerrado rupestre foram comparadas com outras tipologias de vegetação natural, que serviram de referência, em áreas nas proximidades: floresta estacional semidecidual, cerradão, cerrado *stricto sensu*, área florestal desmatada e em sucessão inicial, e floresta em estágio final de sucessão. Além disso, se a área B tenha sido queimada em qualquer momento da série temporal considerada, o NDVI deve diminuir, conforme descrito por Santana (2019).

Uma vez que a cobertura de nuvens é crítica para a construção sazonal de séries temporais, através do NDVI de longo prazo em paisagens tropicais, como no Cerrado (SANO et al., 2007), imagens de estações secas inter-anuais foram obtidas no banco de dados do *U.S. Geological Survey* (USGS), dos anos de 1984 a 2011. A análise interanual tem desempenho preciso como série temporal sazonal, com a vantagem de reduzir a quantidade de dados (FORKEL et al., 2013).

Refletância de superfície pelo *Landsat Climate Data Record* (CDR) foi usada neste estudo, que é gerada automaticamente pelo *Landsat Ecosystem Disturbance Adaptive Processing System* (LEDAPS), seguindo a rotina de correção atmosférica do *Moderate Resolution Imaging Spectrometer* (MODIS), baseado no algoritmo *Second Simulation of a Satellite Signal in the Solar Spectrum* (6S) (MASEK et al., 2006). O Landsat-CDR tem se mostrado consistente com outros procedimentos manuais de correção atmosférica (VUOLO; MATTIUZZI; ATZBERGER, 2015). No total, 107 imagens de julho e agosto foram pré-selecionadas para análise. A máscara de nuvem, criada automaticamente pelo algoritmo Fmask, foi utilizada para seleção de imagens livres de nuvens (ZHU; WANG; WOODCOCK, 2015). Uma análise mais precisa da contaminação das nuvens foi feita examinando a camada raster Fmask nas coordenadas das fisionomias das vegetações consideradas e apenas imagens com pixels claros sobre as áreas foram usadas.

O NDVI foi calculado para cada tipo vegetacional, excluindo todos os pixels de borda para evitar a contaminação dos pixels. Foi utilizado o valor médio de NDVI de cada tipo de vegetação e as séries temporais foram normalizadas de 0 a 1, como na Equação 1, para obter tendências comparáveis.

$$(1) \quad \text{NDVI} - \text{NDVImin} / \text{NDVImax} - \text{NDVImin}$$

Onde, NDVI é o valor observado; NDVImin é o valor mínimo de NDVI da série temporal; e NDVImax é o valor máximo de NDVI da série temporal.

O uso da análise de tendência não paramétrica de Mann-Kendall em séries temporais de NDVI foi proposto para evitar algumas limitações de outros métodos, como análise de regressão, e é especialmente adequado para pequenos tamanhos de amostra (YUE; WANG, 2004; FORKEL et al., 2013). O teste de Mann-Kendall, em séries temporais de NDVI, já foi usado em análise de tendência de vegetação global (JONG et al., 2011) e para estudos locais, por exemplo, para o monitoramento da dinâmica de campinas no Canadá e Brasil/Uruguai (LI et al., 2013; WAGNER et al., 2013), e na savana nigeriana (OSUNMADEWA; WESSOLLEK; KARRASCH, 2014). O teste de Mann-Kendall foi utilizado neste estudo para comparar as tendências do NDVI do local específico com as diferentes fisionomias vegetais. O tau de Mann-Kendall (τ) foi usado para determinar o aumento, diminuição ou não tendência do NDVI em um nível significativo de $\alpha \leq 0,05$. Além disso, a estatística de distância Jeffries-Matusita (JM) (RICHARDS, 2013), também foi usada para determinar a tendência de similaridade da cobertura, do tipo vegetacional considerado, ou seja, dos cerrados calcários, com as de outros tipos vegetacionais. Essa métrica é comumente usada para separabilidade espectral de classes de uso e cobertura da terra (ZHANG; WENG, 2016), e também tem sido usada para comparação de séries temporais de NDVI (WARDLOW; EGBERT; KASTENS, 2007). A distância JM varia de 0 a 2, em que valores mais altos indicam maiores diferenças na série temporal.

Na análise sobre a capacidade edáfica de retenção de água de diferentes formações vegetais (cerrado calcário - CC, florestas estacionais decíduais - FD, cerrado *sensu stricto* mesofítico - CM, cerrado em afloramento - CR, cerrado *sensu stricto* típico - SS), usamos o algoritmo ‘altura acima da drenagem mais próxima’ (*Height Above Nearest Drainage – HAND*). Esse algoritmo é um descritor de terreno, desenvolvido por Rennó et al. (2008), que normaliza os ‘modelo de elevação digital’ (*Digital Elevation Model – DEM*) de acordo com as distâncias verticais distribuídas, em relação aos canais de drenagem. O modelo HAND demonstrou possuir alta correlação com a profundidade do lençol freático, fornecendo uma representação espacial precisa dos ambientes de água do solo (NOBRE et al., 2011). Esse algoritmo é eficaz em terrenos com variações topográficas pronunciadas, uma vez que o nível do lençol subterrâneo pode variar com a elevação, dependendo das condições do solo (CINTRA et al., 2013). HAND tem sido usado como proxy da profundidade do lençol freático, em relação

à distribuição da riqueza de espécies de lenhosas (RENNÓ et al., 2008, ESTEBAN et al., 2021). Valores mais altos desse descritor significam lençóis freáticos mais profundos, sendo esta condição potencialmente mais seca para o solo (BOURQUE; BAYAT, 2015).

Neste trabalho, HAND foi usado para avaliar potencial de estresse hídrico relacionado à profundidade do lençol freático em 24 remanescentes vegetacionais diferentes (Tabela 1S – material suplementar), sendo comparados com os dos nossos três cerrados calcários. Para tanto, nos baseamos em Donchyts et al. (2018), que processaram a ‘missão de topografia do radar de transporte’ (*Shuttle Radar Topography Mission – SRTM*), com 30 m de resolução espacial, e disponibilizaram o produto final na plataforma *Google Engine*. Em seguida, extraímos os valores de HAND para cada um dos locais selecionados por meio do software Quantum GIS (QGIS), do sistema de informações geográficas de código aberto ‘sistema de informações geográficas’ (*Geographic Information System – GIS*).

As localidades usadas na análise do HAND, um total de 27 áreas, e suas informações ecossistêmicas, como clima, tipos vegetacionais, edáficos e rochosos, e presença de afloramentos rochosos, foram incluídas na Tabela 1S. Nessa análise, além dos três cerrados calcários, foram selecionadas formações vegetais savânicas (16 áreas) e florestais decíduais (oito áreas), localizadas na região core do bioma cerrado, como delimitada no trabalho de Ratter; Bridgewater; Ribeiro (2003). Dessa forma, além da análise realizada pelo HAND, todas as demais análises que utilizaram informações de outras localidades, se basearam em dados provenientes das áreas incluídas na Figura 3, e relacionadas na Tabela 1S. Foi incluída apenas uma exceção representada pelo cerrado de Barbalha, município do estado Ceará, Nordeste do Brasil.

Ao testarmos as premissas de homogeneidade de variâncias e normalidade através dos testes de Bartlett e Shapiro-Wilk, respectivamente, constatamos que o conjunto de valores, resultantes das medições do HAND, não apresentava distribuição normal. Por essa razão, verificamos diferenças nos valores de HAND, entre tipos vegetacionais incluídos, usando o teste de variância não-paramétrico Kruskal-Wallis, com o teste de comparações múltiplas de Dunn *a posteriori*. Assumimos um nível de significância $\alpha \leq 0,05$ e aplicamos o ajuste de Bonferroni para os valores de *p* (ZAR, 1999). As áreas analisadas representaram cinco tipos vegetacionais, *i.e.* os cerrados calcários das áreas A1, B e CS (CC), florestas estacionais decíduais (FD), cerrados *stricto sensu* mesofíticos (CM), cerrados rupestres (CR), cerrados *stricto sensu* típicos (SS), estão relacionadas na Tabela 1S. Os cerrados rupestres selecionados apresentaram afloramentos de outras rochas, como arenito (área A2 – capítulos 1 e 2), quartzo (*e.g.*, PINTO; LENZA; PINTO, 2009; MOURA et al., 2010; TORRES; FONTES;

SAMSONAS, 2017), granito (ABREU et al., 2012). Todas as florestas estacionais decíduas, incluídas na análise, apresentaram afloramentos calcários (*e.g.* SILVA; SCARIOT, 2003; CARVALHO; FELFILI, 2011), exceto uma que teve afloramento por rocha basáltica (WERNECK; FRACESCHINELLI; TAMEIRÃO-NETO, 2000).

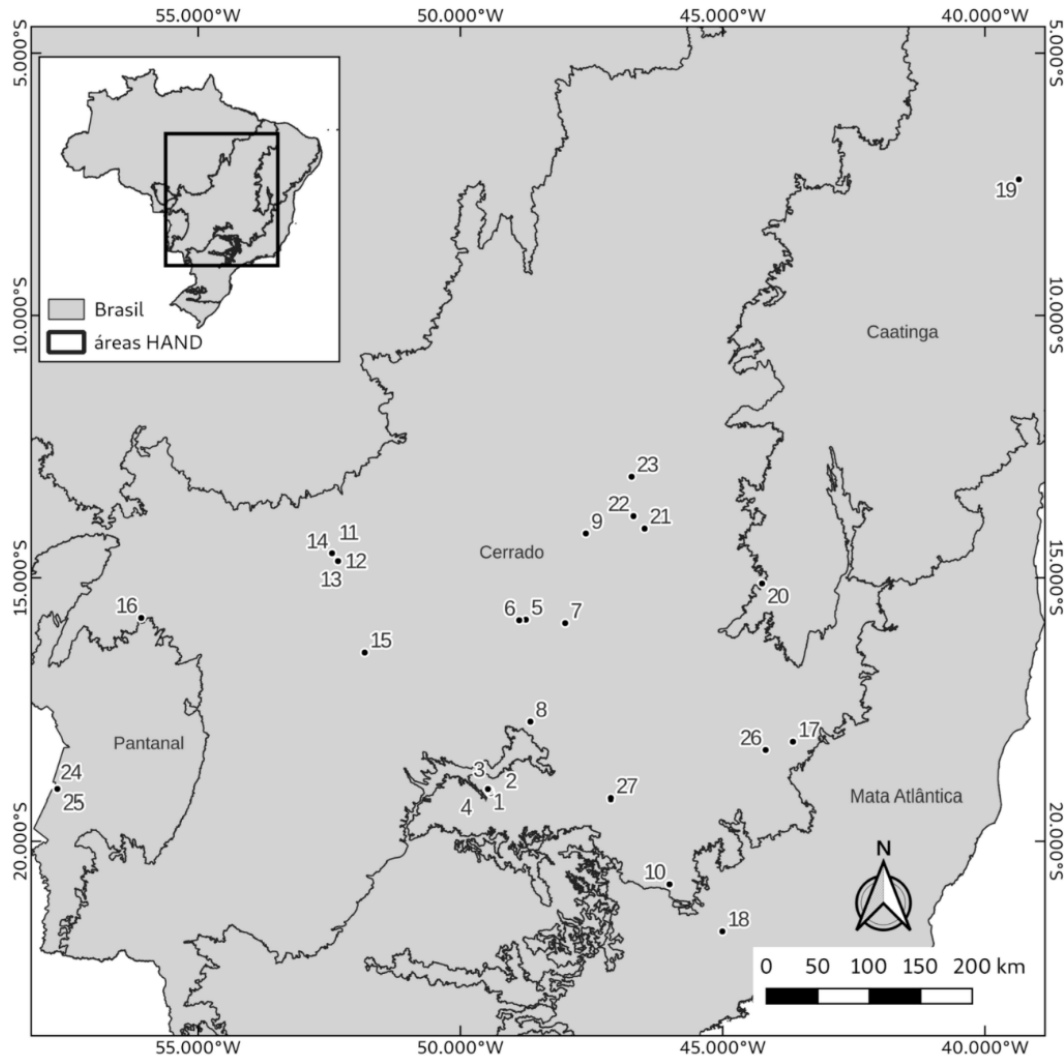


Figura 3 – Localização das áreas incluídas na análise HAND, e seus números correspondentes na Tabela 1S: 1 A1; 2 B; 3 CS; 4 A2; 5 - Cocalzinho de Goiás; 6 - Cocalzinho de Goiás; 7 - Brasília; 8 - Caldas Novas; 9 - Alto Paraíso de Goiás; 10 - Guapé; 11 - Nova Xavantina; 12 - Nova Xavantina; 13 - Nova Xavantina; 14 - Nova Xavantina; 15 - Piranhas; 16 - Santo Antônio de Leverger; 17 - Diamantina; 18 - São Tomé das Letras; 19 - Barbalha; 20 - Itacarambi; 21 - Iaciara; 22 - São Domingos; 23 - São Domingos; 24 - Corumbá; 25 - Corumbá; 26 - Santo Hipólito; 27 - Perdizes.

Resultados

Caracterização química dos solos

Os resultados das análises químicas edáficas indicaram valores elevados para pH e de macronutrientes nas três áreas (Tabela 1). Todavia, por influência de afloramento de calcita, os teores de alumínio foram muito baixos, especialmente nas áreas A1 e B. Os solos dos três cerrados calcários puderam ser classificados como eutróficos, por apresentarem saturação por bases superiores a 50%.

Tabela 1 – Resultados das análises químicas das amostras de solo das áreas A1, B e CS. Notações: saturação por bases (V), soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica (T). Na tabela foram incluídos os valores médios e, entre parênteses, os respectivos desvios-padrão.

| | pH (H ₂ O) | P (meh-1) mg dm ⁻³ | K ⁺ | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ | Al ³⁺ | H + Al | M.O. dag kg ⁻¹ | V % | SB cmolc dm ⁻³ | T cmolc dm ⁻³ |
|----|-----------------------|----------------------------------|----------------|------------------|------------------|------------------|----------------|------------------------------|-----------------|------------------------------|-----------------------------|
| A1 | 6,3 (0,28) | 3,2 (1,84) | 0,37 (0,03) | 7,65 (2,47) | 2,4 (0,42) | 0 | 2,3 (0,28) | 7,45 (1,91) | 81,5 (4,95) | 10,42 (2,08) | 12,72 (1,80) |
| B | 6,3 (1,0) | 4,75 (5,4) | 0,25 (0,1) | 3,75 (2,7) | 2,15 (0,2) | 0 | 2,45 (1,3) | 3,45 (0,5) | 69,5 (22) | 6,15 (3,0) | 8,6 (1,7) |
| CS | 5,3 (1,0) | 0,75 (0,18) | * | 1,53 (0,03) | 2,97 (0,03) | 0,44 (0,01) | 1,29 (0,05) | 1,11 (0,09) | 78,37 (0,01) | 4,68 (0,7) | 5,97 (0,03) |

As amostras puderam ser definidas como eutróficas segundo critério adotado por EMBRAPA (2006): SB > 50%. *66,85±5,6 (mg/dm³).

Análises espaço-temporais

A partir das informações disponibilizadas pelo site MapBiomias, através da base dados Cicatrizes de Fogo, foi possível constatar que, no período de 35 anos considerado, não houve eventos de queimadas na área A1. Na área B houve um único evento em 1988, mas não atingiu todo o cerrado calcário. Na área CS, por sua vez, houve três queimadas, em setembro e outubro de 1988, e outro em outubro de 1994. Quanto às possíveis perdas de cobertura vegetal original, a ferramenta Vegetação Secundária, base de dados abrangendo 32 anos, confirmou que a vegetação nas áreas A1 e B é primária. Na área CS, foi possível confirmar que, devido à indicação de vegetação secundária em alguns pontos, houve períodos de maior atividade humana, possível consequência da presença de gado bovino.

As séries temporais, com as seis coberturas vegetais consideradas (cerrado calcário – área B, floresta estacional semidecidual, cerrado *stricto sensu*, cerradão, floresta em estágio final de sucessão, área florestal desmatada e em início de sucessão), cujos pixels serviram como referência, foram incluídas na Figura 2S (material suplementar), e os resultados do teste de Mann-Kendall na Tabela 2. As variações interanuais de NDVI resultaram, principalmente, a fatores climáticos, como podemos constatar pelas oscilações nas séries temporais de médias

(linhas pretas), das áreas incluídas na análise. Ressaltamos, como importantes indicações, as quedas dos traçados das séries temporais médias, em todas as coberturas vegetais consideradas, entre os anos de 1985 e 1990, e os picos em 1995 (Figura 2S).

Os valores positivos de tau, do teste de Mann-Kendall, indicaram a tendência de aumento do NDVI ao longo da série temporal, enquanto os valores negativos representam a diminuição dos valores de NDVI. Como ficou evidente, o cerrado calcário da área B, não apresentou tendência significativa de NDVI ($p > 0,05$), mostrando que essa área não passou por alterações de estrutura vegetacional ao longo dos 27 anos analisados, que poderiam ser causadas pela ocorrência de fogo ou pelo corte da vegetação. Assim, caso esta área fosse caracterizada pela estrutura florestal no passado, os valores de NDVI deveriam ser correspondentes aos de vegetação florestal. Por outro lado, todas as demais áreas analisadas apresentaram algum tipo de mudança estrutural, indicado pelo aumento significativo do NDVI ($p < 0,05$ – Tabela 2).

Tabela 2. Mann-Kendall tau (τ), significância $\alpha \leq 0,05$, para os tipos vegetacionais. Notações: cerrado calcário – área B (B), floresta estacional semidecidual (SF), cerradão (FS), *cerrado stricto sensu* (SS), floresta em estágio final de sucessão (FF), área florestal desmatada e em início de sucessão (FC).

| vegetation types | τ | p |
|------------------|--------|---------|
| B | 0,159 | $>0,05$ |
| SF | 0,275 | $<0,01$ |
| SS | 0,434 | $<0,01$ |
| FS | 0,423 | $<0,01$ |
| FC | -0,381 | $<0,01$ |
| FF | 0,508 | $<0,01$ |

As análises sobre a integridade da cobertura vegetal da área B, ao longo do período considerado, confirmaram os resultados obtidos, através do MapBiomas, para os três cerrados calcários (A1, B, CS). Dessa forma, ao comparar as séries temporais pela distância de JM (Tabela 3), foi possível verificar que a cobertura vegetal da área B mais se assemelhou à do cerrado *stricto sensu* (SS) (JM = 0,16), foi possível confirmar, portanto, que nesse período o cerrado calcário da área B não passou pelo processo de conversão de floresta para savana, nem tampouco sofreu com queimadas intensas ou frequentes, que pudessem comprometer uma possível cobertura florestal pretérita, facilitando a ocupação de um cerrado calcário nessa área.

Tabela 3. Resultados das análises de Jeffries-Matusita (JM) distância entre cerrado calcário – área B (B), floresta estacional semidecidual (SF), *cerrado stricto sensu* (SS), cerradão (FS), área florestal desmatada e em início de sucessão (FF), floresta em estágio final de sucessão (FC).

| vegetation types | B | SF | SS | FS | FF |
|------------------|------------|------------|------------|----------|----------|
| SF | 1,9836464 | | | | |
| SS | 0,1575909 | 1,9570425 | | | |
| FS | 1,60654 | 0,4476791 | 1,398931 | | |
| FF | 1,37839933 | 1,76183876 | 0,44807694 | 1,179544 | |
| FC | 1,53292327 | 0,75407920 | 1,27454205 | 0,046918 | 1,073041 |

Capacidade de retenção hídrica edáfica – análises HAND

Os resultados do HAND se basearam em 257 medições nos cerrados calcários (CC), 460 nos cerrados rupestres (CR), 126 nos cerrados *stricto sensu* típicos (SS), 46 nos cerrados *stricto sensu* mesotróficos (CM), e 348 medições nas áreas com florestas estacionais decíduais (FD) incluídas na análise. Houve diferenças significativas quanto aos valores de HAND, ou seja, quanto à profundidade do lençol freático, entre os cerrados calcários e os demais tipos vegetacionais testados, indicadas pelo valor da análise de Kruskal-Wallis altamente significativo ($H = 573,92$; G.L. = 4; $p < 0,0001$), e pelo teste de Dunn (Tabela 4). A ordem decrescente das médias, em metros, das distâncias das superfícies dos solos, para o lençol freático, das diferentes formações vegetais incluídas na análise, foi: CC (52,39) > FD (23,15) > CR (15,01) > SS (3,98) > CM (2,55). Ou seja, os CC contribuíram significativamente, para o HAND, a partir de valores maiores para esse descritor, que os demais tipos vegetacionais (Figura 4).

Tabela 4 – Resultados do teste Kruskal-Wallis e comparações a *posteriori* ($H = 573,92$; GL = 4; $N = 1.237$; $p < 0,0001$) dos valores da análise HAND, com valores do teste de comparações múltiplas de Dunn (Z) entre parênteses. Notações dos tipos vegetacionais: cerrado calcário (CC); cerrado rupestre (CR); cerrado *sensu stricto* (SS); cerrado *sensu stricto* mesotrófico (CM); floresta estacional decidual (FD).

| | CC | | CM | | CR | | FD | |
|----|----------|-----------|----------|----------|----------|----------|----------|-----------|
| | <i>p</i> | <i>Z</i> | <i>p</i> | <i>Z</i> | <i>p</i> | <i>Z</i> | <i>p</i> | <i>Z</i> |
| CM | 0,000000 | 14,621025 | | | | | | |
| CR | 0,000000 | 17,900359 | 0,000000 | 6,190829 | | | | |
| FD | 0,000000 | 11,710656 | 0,000000 | 8,826837 | 0,000000 | 6,065628 | | |
| SS | 0,000000 | 19,975098 | 0,130000 | 1,057197 | 0,000000 | 7,763628 | 0,000000 | 11,644978 |

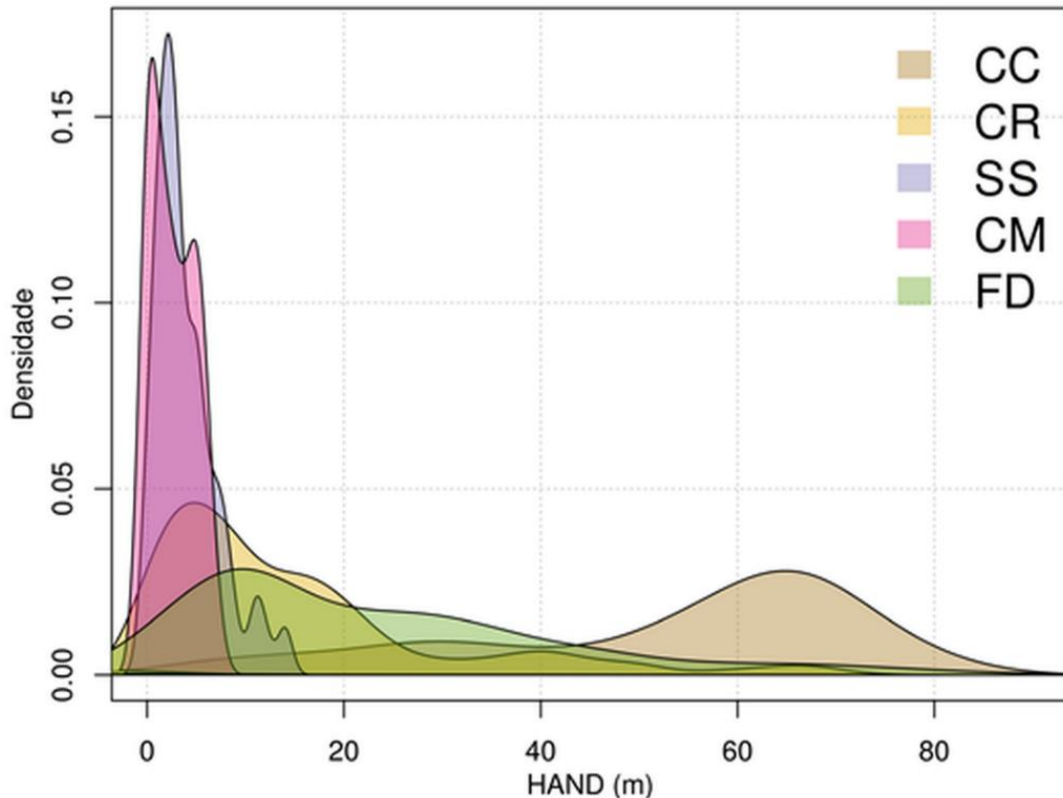


Figura 4 – Gráfico de densidade com os valores das medições de altura realizadas pelo HAND, indicando as profundidades (em metros) dos lençóis freáticos das 27 áreas incluídas na análise. Notações: cerrado calcário (CC), floresta estacional decidual (FD), cerrado *stricto sensu* mesofítico (CM), cerrado rupestre (CR), cerrado *stricto sensu* típico (SS)

Esses resultados indicaram que as superfícies dos solos, dos três cerrados calcários, possuem maior distância para o lençol freático, entre todos os tipos vegetacionais incluídos nessa análise. Ou seja, seus solos apresentariam os maiores déficits hídricos entre todas as áreas e formações vegetais incluídas na análise.

Discussão

Influência dos afloramentos para as lenhosas

Em nosso estudo foi possível confirmar que as coberturas vegetais, dos três cerrados calcários não apresentaram modificações significativas, permanecendo integras, especialmente nas áreas A1 e B, nos períodos considerados. E as análises HAND indicaram que esses cerrados possuem os maiores déficits hídricos edáficos entre os tipos vegetacionais testados. Consideramos, portanto, que esses resultados corroboraram nossa hipótese de que o déficit hídrico edáfico é o provável fator que determina a ocorrência dos cerrados calcários. Devemos

salientar que a condição de estresse, infligida às comunidades vegetais nesses três cerrados calcários, consequência do déficit hídrico edáfico, deve representar um poderoso filtro ambiental (WALTER; CARVALHO; RIBEIRO, 2008; FERNANDES et al., 2016), que interfere, de forma significativa, com padrões vegetacionais das comunidades arbustivo-arbóreas nas áreas estudadas (STEINBERG, 2012; SCHULZE et al., 2019).

Os cerrados calcários, embora não possam ser caracterizados como típicos ecossistemas cársticos, ainda assim, a influência das rochas calcárias (calcita) determina condições ambientais similares às observadas nesses ecossistemas, como a baixa capacidade edáfica de retenção de água (PING; YUNCHAO, 2015). E a presença de altos teores de cálcio e magnésio, além de baixos teores de alumínio edáficos, são também características inesperadas para formações savânicas brasileiras, por serem condições opostas das encontradas em solos do Cerrado, especialmente em cerrados *stricto sensu* (PENNINGTON; PRADO; PENDRY, 2000; OLIVEIRA-FILHO; RATTER, 2002). Assim, tal qual ecossistemas cársticos em diferentes partes do mundo (HUGHES; MEMON; LAMOREAUX, 1994; DAOXIAN, 2001; HAMILTON-SMITH, 2001b), o solo carbonático dos cerrados calcários, por suas características edáficas próprias, exerceria influência preponderante sobre padrões florístico-estruturais de sua comunidade lenhosa (ver capítulos 1 e 2), contribuindo para a heterogeneidade de ambientes em relevos residuais encontrados na região do Brasil Central (GUEDES et al., 2020).

Não obstante, as condições edáficas dos cerrados calcários, próprias de ecossistemas que poderiam ser definidos como petrófilos e calcífilos, e, possivelmente, xerófilos (YUAN, 2001), poderiam atuar como direcionador evolutivo, interferindo com a fisiologia e interações mantidas por algumas espécies dessas comunidades lenhosas (KLUGE; BRULFERT, 2000; LAWRENCE et al., 2012; TURCOTTE; CORRIN; JOHNSON, 2012). A pressão exercida pelas condições impostas pelo solo raso, também pode ser observada nas raízes superficiais das lenhosas, que são capazes também de penetrar em fendas e fissuras da calcita, quando presentes (POOT; HOPPER; VAN DIGGELEN, 2012; OLIVEIRA et al., 2016). A completa deciduidade da comunidade lenhosa estudada no período de seca, como também foi observado em estudo conduzido por Guarim Neto; Guarim; Prance (1994) em Mato Grosso, é um comportamento raro em formações vegetais do Cerrado (HOFFMANN, 2005), sendo uma importante indicação do nível de estresse ao qual os vegetais lenhosos dos cerrados calcários são submetidos durante a seca (FRANCO, 2002, 2005). Nesse contexto, presumimos que as comunidades arbustivo-arbóreas, encontradas nos cerrados calcários, devem ser compostas por espécies vegetais que

conseguiram superar as limitações fisiológicas impostas pelas secas sazonais pronunciadas, frequentes em ambientes rupestres (APARECIDO et al., 2018; BORGHETTI et al., 2019), bem como por padrões edáficos definidos pelos altos teores de cálcio, originados do intemperismo da calcita (BREMER; SANDER, 2000), *e.g.* teores traços de alumínio nesses solos, condição que constitui uma barreira para espécies acumuladoras obrigatórias de alumínio (HARIDASAN, 1982, 2008; CASTRO et al., 2022).

A ideia de que os cerrados calcários são, na verdade, formações vegetais clímaces, bem adaptadas, portanto, aos ambientes carbonáticos estudados, foi corroborada pelo fato desses remanescentes vegetais terem permanecido inalterados, ao longo de pouco mais de três décadas. Do contrário, esse período teria sido suficiente para que mecanismos relacionados à sucessão ecológica pudessem restabelecer uma possível formação florestal original, supostamente eliminada anteriormente, fenômeno também observado em outros locais e outros tipos vegetacionais (MURPHY et al., 1995; KENNARD, 2002; DURIGAN; RATTER, 2006; PINHEIRO et al., 2021).

A expectativa relacionada à ocorrência de florestas estacionais decíduais nas áreas estudadas por nós, baseava-se não apenas pela presença do solo carbonático, com altos teores de macronutrientes, baixa acidez e níveis traço de alumínio (MEGURO et al., 2007; LIMA; DAMASCENO-JÚNIOR; TANAKA, 2010a; CARVALHO; FELFILI, 2011), mas também pela ocorrência de clima apropriado para esse tipo florestal (PENNINGTON; LEWIS; RATTER, 2006). Contudo, apesar de diversos autores terem descrito expansão florestal em áreas savânicas após supressão do fogo (WALKER, 1981; HENRIQUES; HAY, 2002; DURIGAN; RATTER, 2006; BANFAI; BOWMAN, 2007; PINHEIRO; AZEVEDO; MONTEIRO, 2010; MURPHY; BOWMAN, 2012), e as condições edáficas dessas áreas serem propícias para o ganho de biomassa (CHAPIN; MATSON; MOONEY, 2002), facilitando a sucessão ecológica, os três remanescentes savânicos, em afloramentos calcários, mantiveram-se, por pelo menos 35 anos, com coberturas vegetais savânicas similarmente às atuais. Esses remanescentes savânicos mantiveram-se, portanto, com o mesmo padrão de densidade herbáceo-lenhosa, típicos de cerrados *stricto sensu* (FURLEY, 1999; OLIVEIRA-FILHO; RATTER, 2002; FURLEY, 2006; RATTER; BRIDGEWATER; RIBEIRO, 2006; RIBEIRO; WALTER, 2008), por longos períodos, mesmo na ausência de queimadas, e outras intervenções humanas, que pudessem comprometer o retorno de possíveis coberturas florestais nessas três áreas.

Filtros ambientais em cerrados calcários

Os resultados HAND confirmaram que os cerrados calcários possuem a menor capacidade de retenção hídrica edáfica, quando comparada às demais formações vegetais incluídas na análise. Apresentando, portanto, menor capacidade de retenção que as outras formações rupestres consideradas, *i.e.* florestas estacionais decíduais e cerrados rupestres (RIBEIRO; WALTER, 2008; TORRES; FONTES; SAMSONAS, 2017; SILVA et al., 2021). Essas informações corroboraram a hipótese sobre o déficit hídrico como fator determinante para a ocorrência dos cerrados calcários estudados.

Esses resultados contribuem também para reforçar a importância da disponibilidade de água no solo para a distribuição de formações vegetais (EMMERICH, 1990; SLATYER; NOBLE, 1992; STEPHENSON, 1998; CAYLOR; SHUGART, 2006; D'ODORICO; PORPORATO, 2006; RICHTER, 2016). Não obstante, a variação da disponibilidade sazonal de água no solo deve ser um fator de interferência determinante em ecossistemas em que, a disponibilidade de água no solo, atua como poderoso filtro ambiental para a sobrevivência das plantas, como ecossistemas áridos e rupícolas (NEGREIROS et al., 2014; DILTS et al., 2015; OUÉDRAOGO et al., 2016; NEVES et al., 2017). A pressão exercida pela escassez de água pode ser especialmente prejudicial para as lenhosas em afloramentos calcários, por razão das rochas nesses ambientes dificultarem o desenvolvimento de suas raízes. Quanto aos cerrados calcários, a baixa capacidade de retenção de água no solo, condição relacionada não apenas à menor profundidade do solo, mas também à alta porosidade das rochas carbonáticas, determinando rápida drenagem da água (HAMILTON-SMITH, 2001a; CHEN; ZHOU, 2015), pode submeter espécies arbustivo-arbóreas a um nível de estresse extremo, especialmente no auge dos períodos de estiagem.

A baixa capacidade de retenção hídrica em solos rasos de ecossistemas rupestres carbonáticos, como os cársticos, obriga as espécies vegetais adaptadas a esses ambientes, adotarem estratégias fisiológicas que contribuam para o aumento da eficiência no aproveitamento de água (LIU et al., 2021). E os problemas enfrentados por essas espécies vegetais não se resumem apenas à baixa umidade mantida por solos pouco profundos. Devemos considerar ainda outras limitações impostas pela abundância de cálcio no solo, que tem implicações quanto à obtenção e aproveitamento de água e de energia para vias metabólicas vegetais de plantas vegetando em solos carbonáticos.

O transporte do cálcio para o interior dos tecidos de plantas, vegetando em solos ricos em calcário, ocorre por via apoplástica. Uma vez dissolvido, combina-se com malato, processo

que pode, com concentrações elevadas desse nutriente, contribuir para a diminuição do potencial osmótico vegetal, especialmente em espécies calcífugas (KINZEL, 1983). Além disso, o acúmulo de quantidades consideráveis de cálcio em tecidos vegetais, no meio citoplasmático que circunda os cloroplastos, pode inibir a capacidade de assimilação fotossintética de CO₂ da planta (KINZEL, 1989). Sobre o acúmulo de cálcio em tecidos vegetais de plantas em ambiente carbonático, um exemplo significativo envolve estudo de Alves et al. (2018), que comparou, entre outros, os teores de cálcio na serapilheira produzida por lenhosas, em dois cerrados rupestres, um em afloramento arenítico e outro calcário. As concentrações de cálcio na serapilheira do cerrado calcário foram muito superiores daquela produzida pelo cerrado arenítico (ver Capítulo 2).

Devemos salientar ainda, que altos valores de Ca²⁺, além de interferir com a disponibilidade de potássio, magnésio e fósforo edáficos para as plantas em solos carbonáticos, compromete também a obtenção de ferro pelas plantas, podendo causar, além de clorose nas folhas (LUGO et al., 2006; CRAWLEY, 2007a, PILBEAM; MORLEY, 2007), comprometer a produção de citocromo e o funcionamento do metabolismo fotossintético (HELDT; PIECHULLA, 2011). Tais limitações ecofisiológicas, consequência de elevados teores de Ca²⁺ no solo, impõem a espécies vegetais calcífugas, ou seja, espécies não adaptadas a solos carbonáticos, obstáculos consideráveis para a ocupação de solos ricos em cálcio, como os dos cerrados calcários.

Podemos supor, portanto, que limitações hídricas e fisiológicas, similares às descritas acima, devem interferir, de maneira significativa, na composição florística de comunidades lenhosas e herbáceas, de formações vegetais, em solos carbonáticos em todo o mundo. Especialmente em regiões com baixa precipitação sazonal, como em savanas tropicais africanas e australianas (ARCHIBOLD, 1995; SOLBRIG, 1996). Assim, as composições florísticas e distribuições, por exemplo, de savanas sul-africanas em solos calcários (HUNTLEY, 1982), ou savanas gramíneas australianas sobre solos calcário do Cambriano, e dos campos *hummock* em colinas calcárias nesse mesmo país (COLE, 1982; FOX et al., 2001), decorreriam da capacidade de espécies lenhosas e herbáceas de resistirem a altos níveis de estresse provocados por déficits hídricos e condições nutricionais edáficos, como comentado acima.

Muitas das espécies que compõem florestas estacionais decíduais são definidas como calcícolas (GEEKIYANAGE et al., 2019), ocorrendo em solos calcários (SCARIOT; SEVILHA, 2005). Estão sujeitas também a regimes climáticos similares aos do Cerrado (PENNINGTON; LEWIS; RATTER, 2006; RATTER; BRIDGEWATER; RIBEIRO, 2006), e, frequentemente, a períodos anuais de seca acentuada (ROSSATTO; CARVALHO;

HARIDASAN, 2016). E as chamadas matas secas também podem ser encontradas na região do Triângulo Mineiro (WERNECK; FRANCESCHINELLI; TAMEIRÃO-NETO, 2000; SIQUEIRA; ARAÚJO; SCHIAVINI, 2009), ainda assim, esse tipo florestal não ocorreu nas áreas dos cerrados calcários estudados por nós. Dessa forma, ao considerarmos que as espécies lenhosas calcícolas de matas secas não devem apresentar limitações fisiológicas ao vegetarem em solos carbonáticos, podemos deduzir que esse tipo florestal decidual não teve sucesso nas áreas carbonáticas estudadas por nós, não por antagonismos fisiológicos e preferências edáficas de suas espécies calcícolas (MEIRA-NETO et al., 2017), mas a déficits hídricos edáficos sazonais excessivos para a sobrevivência de muitas de suas espécies.

Considerações Finais

Os resultados de nosso estudo sustentam a importância da disponibilidade hídrica edáfica como um dos fatores preponderantes para a distribuição vegetacional. E, em se tratando de um remanescente de cerrado *stricto sensu* em afloramento calcário, trata-se de ecossistema vegetal de suma importância para a compreensão sobre o grau de interferência da umidade e nutrientes edáficos para a distribuição de formações savânicas. Além de fornecer oportunidade para entendermos a relevância da capacidade adaptativa de espécies vegetais à disponibilidade hídrica edáfica, permitirá também a compreensão sobre a influência de nutrientes edáficos, como alumínio, cálcio e potássio, em ambientes savânicos similares ao estudado por nós.

Os cerrados calcários, remanescentes com características ecossistêmicas diversas das descrições das savanas brasileiras, inclusive cerrados *stricto sensu* em afloramentos rochosos, fornecem importantes implicações para a conservação do bioma Cerrado, ao contribuírem para o aumento da biodiversidade do Cerrado. Infelizmente, devido a crescente pressão antrópica nas últimas décadas, o Cerrado vem sofrendo severa redução em sua extensão (RATTER; RIBEIRO; BRIDGEWATER, 1997; DURIGAN; SIQUEIRA; FRANCO, 2007). E a existência do cerrado calcário, além de ser surpreendente, reforça, portanto, a necessidade da conservação das fitofisionomias do Cerrado (DELONG, 1996), especialmente no Triângulo Mineiro, uma das regiões prioritárias para a conservação do bioma Cerrado segundo Cavalcanti e Joly (2002).

A ocorrência de uma formação savânica em um ecossistema carbonático, e não de uma floresta estacional decidual como o esperado, e as condições ecossistêmicas que propiciaram esse fenômeno, implicam na produção de novas discussões, que nos impele a ampliar nossa compreensão sobre os mecanismos e fatores de influência para a distribuição e permanência de formações savânicas. Diante dessa perspectiva, definições sobre o Cerrado, que pareçam

definitivas, deverão ser ampliadas recebendo novas informações relacionadas à preponderância da umidade edáfica e disponibilidade de nutrientes, para a ocorrência de tipos vegetacionais no bioma Cerrado.

Referência bibliográficas

ABREU, M. F.; PINTO, J. R. R.; MARACAHIPES, L.; GOMES, L.; OLIVEIRA, E. A.; MARIMON, B. S.; MARIMON JR, B. H.; FARIAS, J.; LENZA, E. Influence of edaphic variables on the floristic composition and structure of the tree-shrub vegetation in typical and rocky outcrop *cerrado* areas in Serra Negra, Goiás State, Brazil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 35, n. 3, p. 259-272, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S1806-99592012000300005>

ALLEN, D. E.; BLOESCH, P. M.; COWLEY, R. A.; ORTON, T. G.; PAYNE, J. E.; DALAL, R. C. Impacts of fire on soil organic carbon stocks in a grazed semi-arid tropical Australian savanna: accounting for landscape variability. **The Rangeland Journal**, v. 36, n. 4, p. 359-369, 2014. <http://dx.doi.org/10.1071/RJ14044>

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONCALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2014. <http://dx.doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>

ALVES, V. N.; TORRES, J. L. R.; LANA, R. M. Q.; PINHEIRO, M. H. O. Nutrient cycling between soil and leaf litter in the Cerrado (Brazilian savanna) on eutrophic and dystrophic Neosols. **Acta Botanica Brasilica**, v. 32, n. 2, p. 169-179, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/0102-33062017abb0369>

AMARAL, A. G., PEREIRA, F. F. O.; MUNHOZ, C. B. R. Fitossociologia de uma área de cerrado rupestre na fazenda sucupira, Brasília-DF. **Cerne**, v. 12, n. 4, p. 350-359, 2006.

ANDERSEN, A. N. Burning issues in savanna ecology and management. In: ANDERSEN, A. N.; COOK, G. D.; WILLIAMS, R. J. (Eds.). **Fire in tropical savannas: the Kapalga experiment**. Nova Iorque: Springer, 2003. p. 1-14. http://dx.doi.org/10.1007/0-387-21515-8_1

APARECIDO, L. M. T.; TEODORO, G. S.; MOSQUERA, G.; BRUM, M.; BARROS, F. V.; POMPEU, P. V.; RODAS, M.; LAZO, P.; MÜLLER, C. S.; MULLIGAN, M.; ASBJORNSEN, H.; MOORE, G. W.; OLIVEIRA, R. S. Ecohydrological drivers of Neotropical vegetation in montane ecosystems. **Ecohydrology**, v. 11, n. 3, p. e1932, 2018. <https://doi.org/10.1002/eco.1932>

ARCHIBOLD, O. W. **Ecology of world vegetation**. Pondicherry: Springer Science & Business Media, 1995. 510p. <http://dx.doi.org/10.1007/978-94-011-0009-0>

AULER, A. S.; PILO, L. B. Lagoa Santa karst: cradle of Brazilian cave studies. In: VIEIRA, B. C.; SALGADO, A. A. R.; SANTOS, L. J. C. (Eds.). **Landscapes and landforms of Brazil**. Dordrecht: Springer, 2015. p. 183-190. http://dx.doi.org/10.1007/978-94-017-8023-0_16

BACCARO, C. A. D. Unidades geomorfológicas do triângulo mineiro: estudo preliminar. **Revista Sociedade & Natureza**, v. 3, n. 5/6, p. 37-42, 1991.

BANFAI, D. S.; BOWMAN, D. M. Drivers of rain-forest boundary dynamics in Kakadu National Park, northern Australia: a field assessment. **Journal of Tropical Ecology**, v. 23, n. 1, p. 73-86, 2007. <http://dx.doi.org/10.1017/S0266467406003701>

BEARD, J. S. The savanna vegetation of northern tropical America. **Ecological Monographs**, v. 23, n. 2, p. 149-215, 1953. <http://dx.doi.org/10.2307/1948518>

BENEDETTI, M. M.; CURTI, N.; SPAROVEK, G.; CARVALHO FILHO, A.; SILVA, S. H. G. Updated Brazilian's georeferenced soil database: an improvement for international scientific information exchanging. In: GUNGOR, R. O. E. (Ed.). **Principles, application and assessment in soil science**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. p. 307-330.

BOND, W. J.; WOODWARD, F. I.; MIDGLEY, G. F. The global distribution of ecosystems in a world without fire. **New Phytologist**, v. 165, n. 2, p. 525-538, 2005. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01252.x>

BORGES, H. B. N.; SHEPHERD, G. J. Flora e estrutura do estrato lenhoso numa comunidade de cerrado em Santo Antônio do Leverger, MT, Brasil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 28, n. 1, p. 61-74, 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042005000100006>

BORGHETTI, F.; BARBOSA, E.; RIBEIRO, L.; RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. South American savannas. In: SCOGINGS, P. F.; SANKARAN, M. (Eds.). **Savanna woody plants and large herbivores**. Hoboken: John Wiley, 2019. p. 77-122. <https://doi.org/10.1002/9781119081111.ch4>

BOURQUE, C. P. A.; BAYAT, M. Landscape variation in tree species richness in Northern Iran forests. **PloS one**, v. 10, n. 4, p. e0121172, 2015. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0121172>

BREMER, H.; SANDER, H. Inselbergs: geomorphology and geoecology. In: POREMBSKI, S.; BARTHLOTT, W. (Eds.). **Inselbergs: biotic diversity of isolated rock outcrops in tropical and temperate regions**. Berlin: Springer, 2000. p. 7-35. https://doi.org/10.1007/978-3-642-59773-2_2

CAETANO, S.; PRADO, D.; PENNINGTON, R. T.; BECK, S.; OLIVEIRA-FILHO, A.; SPICHIGER, R.; NACIRI, Y. The history of seasonally dry tropical forests in eastern South America: inferences from the genetic structure of the tree *Astronium urundeuva* (Anacardiaceae). **Molecular Ecology**, v. 17, n. 13, p. 3147-3159, 2008. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-294X.2008.03817.x>

CARDOSO, E.; MORENO, M. I. C.; BRUNA, E. M.; VASCONCELOS, H. L. Mudanças fitofisionômicas no cerrado: 18 anos de sucessão ecológica na estação ecológica do Panga, Uberlândia – MG. **Caminhos de Geografia**, v. 10, n. 32, p. 254-268, 2009.

CARVALHO, F. A.; FELFILI, J. M. Variações temporais na comunidade arbórea de uma floresta decidual sobre afloramentos calcários no Brasil Central: composição, estrutura e diversidade florística. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 1, p. 203-214, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062011000100024>

CARVALHO, G. H.; BATALHA, M. A. The drivers of woody species richness and density in a Neotropical savannah. **Biology Letters**, v. 9, n. 6, p. 1-4, 2013. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2013.0412>

CASTRO, L. M. R.; VINSON, C. C.; DA GORDO, S. M. C.; WILLIAMS, T. C. R.; CURY, N. F.; DE SOUZA, M. C.; PEREIRA, L. A. R. Molecular and physiological aspects of plant responses to aluminum: what do we know about Cerrado plants? **Brazilian Journal of Botany**, v. 45, n. 2, p. 545-562, 2022. <https://doi.org/10.1007/s40415-021-00781-1>

CAVALCANTI, R. B.; JOLY, C. A. Biodiversity and conservation priorities in the cerrado region. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Eds.). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna**. Nova Iorque: Columbia University Press, 2002. p. 351-367. <http://dx.doi.org/10.7312/oliv12042>

CAYLOR, K. K.; SHUGART, H. H. Pattern and process in savanna ecosystems. In: D'ORICO, P.; PORPORATO, A. (Eds.). **Dryland ecohydrology**. Dordrecht: Springer, 2006. p. 259-281. http://dx.doi.org/10.1007/1-4020-4260-4_15

CHAPIN, F. S.; MATSON, P. A.; MOONEY, H. A. **Principles of terrestrial ecosystem ecology**. Nova Iorque: Springer, 2002. 436p. <http://dx.doi.org/10.1007/b97397>

CHEN, P.; ZHOU, Y. Vegetation recovery in karst areas in central Guizhou, China. **Journal of Resources and Ecology**, v. 6, n. 4, p. 276-280, 2015. <https://doi.org/10.5814/j.issn.1674-764X.2015.04.012>

CHITTAMART, N.; SUDDHIPRAKARN, A.; KHEORUENROMNE, I.; GILKES, R. J. The pedo-geochemistry of vertisols under tropical savanna climate. **Geoderma**, v. 159, n. 3/4, p. 304-316, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.08.004>

CINTRA, B. B. L.; SCHIETTI, J.; EMILLIO, T.; MARTINS, D.; MOULATLET, G.; SOUZA, P.; LEVIS, C.; QUESADA, C. A.; SCHÖNGART, J. Soil physical restrictions and hydrology regulate stand age and wood biomass turnover rates of Purus–Madeira interfluvial wetlands in Amazonia. **Biogeosciences**, v. 10, n. 11, p. 7759-7774, 2013. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-10-7759-2013>

COLE, M. M. The influence of soils, geomorphology and geology on the distribution of plant communities in savanna ecosystems. In: HUNTLEY, B. J.; WALKER, B. H. (Eds.). **Ecology of tropical savannas**. Berlin: Springer-Verlag, 1982. p. 145-174. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-68786-0_8

COLE, M. M. The vegetation over mafic and ultramafic rocks in the Transvaal Lowveld, South Africa. In: ROBERTS, B. A.; PROCTOR, J. (Eds.). **The ecology of areas with serpentized rocks: a world view**. Springer: Netherlands, 1992. p. 332-342. http://dx.doi.org/10.1007/978-94-011-3722-5_13

COPPIN, N.; STILES, R. Ecological principles for vegetation establishment and maintenance. In: MORGAN, R. P. C.; RICKSON, R. J. (Eds.). **Slope stabilization and erosion control: a bioengineering approach**. Londres: Taylor & Francis, 1994. p. 59-93. <https://doi.org/10.4324/9780203362136>

COSTA, I. R. D.; ARAÚJO, F. S. D. Organização comunitária de um enclave de cerrado *sensu stricto* no bioma Caatinga, Chapada do Araripe, Barbalha, Ceará. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 2, p. 281-291, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062007000200004>

COUTINHO, L. M. Ecological effects of fire in Brazilian cerrado. In: HUNTLEY, B. J.; WALKER, B. H. (Eds.). **Ecology of tropical savannas**. Berlim: Springer-Verlag, 1982. p. 273-291. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-68786-0_13

COUTINHO, L. M. Fire in the ecology of the Brazilian cerrado. In: GOLDAMMER, J. G. (Ed.). **Fire in the tropical biota**. Berlim: Springer-Verlag, 1990. p. 81-105. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-75395-4_6

CRAWLEY, M. J. Life history and environment. In: CRAWLEY, M. J. (Ed.). **Plant ecology**. Oxford: Blackwell Publishing, 2007a. p. 73-131. <https://doi.org/10.1002/9781444313642.ch4>

CRAWLEY, M. J. The structure of plants communities. In: CRAWLEY, M. J. (Ed.). **Plant ecology**. Oxford: Blackwell Publishing, 2007b. p. 475-531. <http://dx.doi.org/10.1002/9781444313642.ch14>

D'ODORICO, P.; PORPORATO, A. Ecohydrology of arid and semiarid ecosystems: an introduction. In: D'ODORICO, P.; PORPORATO, A. (Eds.). **Dryland ecohydrology**. Dordrecht: Springer, 2006. p. 1-10. http://dx.doi.org/10.1007/1-4020-4260-4_1

DAL'BÓ, P. F. F.; BASILICI, G. Interpretação paleoambiental da Formação Marília na porção noroeste da Bacia Bauru: relações entre sedimentação e paleopedogênese em um antigo lençol de areia eólica. **Geociências**, v. 30, n. 4, p. 509-528, 2011.

DANTAS, M. E.; ARMESTO, R. C.; ADAMY, A. Origem das paisagens. In: SILVA, C. R. **Geodiversidade do Brasil: conhecer o passado, para entender o presente e prever o futuro**. Rio de Janeiro: Serviço Geológico do Brasil - CPRM, 2008. p. 34-55.

DAOXIAN, Y. On the karst ecosystem. **Acta Geologica Sinica-English Edition**, v. 75, n. 3, p. 336-338, 2001. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1755-6724.2001.tb00541.x>

DELONG, D. C. Defining biodiversity. **Wildlife Society Bulletin (1973-2006)**, v. 24, n. 4, p. 738-749, 1996.

DILTS, T. E.; WEISBERG, P. J.; DENCKER, C. M.; CHAMBERS, J. C. Functionally relevant climate variables for arid lands: a climatic water deficit approach for modelling desert shrub distributions. **Journal of Biogeography**, v. 42, n. 10, p. 1986-1997, 2015. <http://dx.doi.org/10.1111/jbi.12561>

DODONOV, P.; DE OLIVEIRA XAVIER, R.; DOS SANTOS TIBERIO, F. C.; DE LUCENA, I. C.; ZANELLI, C. B.; DA SILVA MATOS, D. M. Driving factors of small-scale variability in a savanna plant population after a fire. **Acta Oecologica**, v. 56, p. 47-55, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2014.02.003>

DONCHYTS, G.; WINSEMIUS, H.; BAART, F.; VAN DE GIESEN, N. Hydro engine-a software tool for the analysis of hydrographic datasets. In: EGU General Assembly Conference Abstracts, 2018. **Proceedings...** Vienna: European Geosciences Union, 2018. 15951.

DURIGAN, G. Observation on the southern cerrados and their relationship with the core area. In: PENNINGTON, R. T.; LEWIS, G. P.; RATTER, J. A. (Eds.). **Neotropical savannas and seasonally dry forests: diversity, biogeography, and conservation**. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis, 2006. p. 67-77. <http://dx.doi.org/10.1201/9781420004496-3>

DURIGAN, G.; RATTER, J. A. Successional changes in cerrado and cerrado/forest ecotonal vegetation in western São Paulo State, Brazil, 1962–2000. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 63, n. 1, p. 119-130, 2006. <http://dx.doi.org/10.1017/S0960428606000357>

DURIGAN, G.; SIQUEIRA, M. F. D.; FRANCO, G. A. D. C. Threats to the cerrado remnants of the state of São Paulo, Brazil. **Scientia Agricola**, v. 64, n. 4, p. 355-363, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162007000400006>

EITEN, G. Brazilian "savannas". In: HUNTLEY, B. J.; WALKER, B. H. (Eds.). **Ecology of tropical savannas**. Berlin: Springer-Verlag, 1982. p. 25-47. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-68786-0_3

EITEN, G. The cerrado vegetation of Brazil. **Botanical Review**, v. 38, n. 2, p. 201-341, 1972. <http://dx.doi.org/10.1007/BF02859158>

EMMERICH, K. H. Influence of landform, landscape development and soil moisture balance on forest and savanna ecosystem patterns in Brazil. **Pedologie**, v. 9, n. 1, p. 5-17, 1990.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA-EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306p.

ESTEBAN, E. J.; CASTILHO, C. V.; MELGAÇO, K. L.; COSTA, F. R. The other side of droughts: wet extremes and topography as buffers of negative drought effects in an Amazonian forest. **New Phytologist**, v. 229, n. 4, p. 1995-2006, 2021. <https://doi.org/10.1111/nph.17005>

FELFILI, J. M.; FAGG, C. W. Floristic composition, diversity and structure of the “cerrado” *sensu stricto* on rocky soils in northern Goiás and southern Tocantins, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 3, p. 375-385, 2007.

FELFILI, J. M.; FELFILI, M. C.; FAGG, C. W.; REZENDE, A. V.; NOGUEIRA, P. E.; SILVA JÚNIOR, M. C. Phytogeography of cerrado *sensu stricto* and land system zoning in Central Brazil. In: PENNINGTON, R. T.; LEWIS, G. P.; RATTER, J. A. (Eds.). **Neotropical savannas and seasonally dry forests: diversity, biogeography, and conservation**. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis, 2006. p. 79-94. <http://dx.doi.org/10.1201/9781420004496-4>

FELFILI, J. M.; NASCIMENTO, A. R. T.; FAGG, C. W.; MEIRELLES, E. M. Floristic composition and community structure of a seasonally deciduous forest on limestone outcrops in Central Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 4, p. 611-621, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042007000400007>

FERNANDES, G. W.; ALMEIDA, H. A.; NUNES, C. A.; XAVIER, J. H. A.; COBB, N. S.; CARNEIRO, M. A. A.; CORNELISSEN, T.; NEVES, F. S.; RIBEIRO, S. P.; NUNES, Y. R. F.; PIRES, A. C. V.; BEIRÃO, M. V. Cerrado to rupestrian grasslands: patterns of species

distribution and the forces shaping them along an altitudinal gradient. In: FERNANDES, G. W. (Ed.). **Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil**. Cham: Springer, 2016. p. 345-377. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5_15

FENSHAM, R. J.; FAIRFAX, R. J.; ARCHER, S. R. Rainfall, land use and woody vegetation cover change in semi-arid Australian savanna. **Journal of Ecology**, v. 93, n. 3, p. 596-606, 2005. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2745.2005.00998.x>

FORKEL, M.; CARVALHAIS, N.; VERBESSELT, J.; MAHECHA, M. D.; NEIGH, C. S.; REICHSTEIN, M. Trend change detection in NDVI time series: Effects of inter-annual variability and methodology. **Remote Sensing**, v. 5, n. 5, p. 2113-2144, 2013. <http://dx.doi.org/10.3390/rs5052113>

FOX, I. D.; NELDNER, V. J.; WILSON, G. W.; BANNINK, P. J. **The vegetation of the Australian tropical savannas**. Brisbane: Environmental Protection Agency, 2001. 140p.

FRANCO, A. C. Biodiversidade de forma e função: implicações ecofisiológicas das estratégias de utilização de água e luz em plantas lenhosas do Cerrado. In: SCARIOT, A.; SOUZA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Eds.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005. p. 179-196.

FRANCO, A. C. Ecophysiology of woody plants. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Eds.). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna**. Nova Iorque: Columbia University Press, 2002. p. 178-197. <http://dx.doi.org/10.7312/oliv12042>

FURLEY, P. A. The nature and diversity of Neotropical savanna vegetation with particular reference to the Brazilian cerrados. **Global Ecology and Biogeography**, v. 8, n. 3/4, p. 223-241, 1999. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1466-822X.1999.00142.x>

FURLEY, P. A. Tropical savannas. **Progress in Physical Geography**, v. 30, n. 1, p. 105–121, 2006. <http://dx.doi.org/10.1191/0309133306pp474pr>

FURLEY, P. A.; RATTER, J. A. Soil resources and plant communities of the central Brazilian cerrado and their development. **Journal of Biogeography**, v. 15, n. 1, p. 97-108, 1988. <http://dx.doi.org/10.2307/2845050>

GEEKIYANAGE, N.; GOODALE, U. M.; CAO, K.; KITAJIMA, K. Plant ecology of tropical and subtropical karst ecosystems. **Biotropica**, v. 51, n. 5, p. 626-640, 2019. <https://doi.org/10.1111/btp.12696>

GENTRY, A. H. Diversity and floristic composition of Neotropical dry forests. In: BULLOCK, S. H.; MOONEY, H. A.; MEDINA, E. (Eds.). **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. p. 146-194. <http://dx.doi.org/10.1017/CBO9780511753398.007>

GOLDSTEIN, G.; SARMIENTO, G. Water relations of trees and grasses and their consequences for the structure of savanna vegetation. In: WALKER, B. H. (Ed.). **Determinants of tropical savannas**. Paris: The International Union of Biological Sciences, 1987. p. 13-38.

GOMES, L.; LENZA, E.; MARACAHIPES, L.; MARIMON, B. S.; OLIVEIRA, E. A. Comparações florísticas e estruturais entre duas comunidades lenhosas de cerrado típico e cerrado rupestre, Mato Grosso, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 4, p. 865-875, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062011000400013>

GÓMEZ-POMPA, A. Some problems of tropical plant ecology. **Journal of the Arnold Arboretum**, v. 48, n. 2, p. 105-121, 1967. <http://dx.doi.org/10.5962/p.185719>

GOODLAND, R. A physiognomic analysis of the 'cerrado' vegetation of central Brazil. **Journal of Ecology**, v. 59, n. 2, p. 411-419, 1971. <https://doi.org/10.2307/2258321>

GOODLAND, R.; POLLARD, R. The Brazilian cerrado vegetation: a fertility gradient. **Journal of Ecology**, v. 61, n. 1, p. 219-224, 1973. <http://dx.doi.org/10.2307/2258929>

GOUDIE, A. S. The history and evolution of desert hydrology and landforms: the role of climate change. In: D'ORICO, P.; PORPORATA, A. (Eds.). **Dryland ecohydrology**. Dordrecht: Springer, 2006. p. 129-140. http://dx.doi.org/10.1007/1-4020-4260-4_8

GRACE, J. Plant water relations. In: CRAWLEY, M. J. (Ed.). **Plant ecology**. Oxford: Blackwell Publishing, 2007. p.28-50. <http://dx.doi.org/10.1002/9781444313642.ch2>

GUARIM NETO, G.; GUARIM, V. L. M. S.; PRANCE, G. T. Structure and floristic composition of the trees of an area of cerrado near Cuiabá, Mato Grosso, Brazil. **Kew Bulletin**, v. 49, n. 3, p. 499-509, 1994.

GUEDES, T. B.; AZEVEDO, J. A.; BACON, C. D.; PROVETE, D. B.; ANTONELLI, A. Diversity, endemism, and evolutionary history of montane biotas outside the Andean region. In: RULL, V.; CARNAVAL, A. C. (Eds.). **Neotropical diversification: patterns and processes**. Cham: Springer, 2020. p. 299-328. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-030-31167-4_13

GUITET, S.; PÉLISSIER, R.; BRUNAU, O.; JAOUEN, G.; SABATIER, D. Geomorphological landscape features explain floristic patterns in French Guiana rainforest. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 5, p. 1215-1237, 2015. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-014-0854-8>

HAMILTON-SMITH, E. Current initiatives in the protection of karst biodiversity. **Natura Croatica**: v. 10, n. 3, p. 229-242, 2001a.

HAMILTON-SMITH, E. Maintenance of karst biodiversity, with an emphasis upon Australian populations. **Records of the Western Australian Museum**, v. 64, n. 1, p. 85-95, 2001b. <http://dx.doi.org/10.18195/issn.0313-122x.64.2001.085-095>

HARIDASAN, M. Aluminium accumulation by some cerrado native species of central Brazil. **Plant and Soil**, v. 65, n. 2, p. 265-273, 1982. <http://dx.doi.org/10.1007/BF02374657>

HARIDASAN, M. Distribution and mineral nutrition of aluminum accumulating species in different plant communities of the cerrado region of central Brazil. In: SAN JOS, J. J.; MONTES, R. (Eds.). **La capacidad bioproductiva de sabanas**. Caracas: Symposium Internacional sobre la Capacidad Bioproductiva de Sabanas, 1987. p. 309 -348.

HARIDASAN, M. Observation on soil, foliar nutrient concentration and floristic composition of cerrado *sensu stricto* and *cerradão* communities in central Brazil. In: FURLEY, P. A.; PROCTOR, J.; RATTER, J. A. (Eds.). **Nature and dynamics of forest-savanna boundaries**. London: Chapman Hall, 1992. p. 171-184.

HARIDASAN, M. Nutrição mineral de plantas nativas do cerrado. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, v. 12, n. 1, p. 54-64, 2000.

HARIDASAN, M. Nutritional adaptations of native plants of the cerrado biome in acid soils. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 20, n. 3, p. 183-195, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S1677-04202008000300003>

HELDT, H. W.; PIECHULLA, B. **Plant biochemistry**. Londres: Academic Press, 2011. 622 p.

HENRIQUES, R. P.; HAY, J. D. Patterns and dynamics of plant populations. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Eds.). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna**. Nova Iorque: Columbia University Press, 2002. p. 140-158. <http://dx.doi.org/10.7312/oliv12042>

HEYLINGERS, P. C. Vegetation and ecology of the Port Moresby-Kairuku area. In: MABBUTT, J. A. (Ed.). **Lands of the Port Moresby-Kairuku Area, Territory of Papua New Guinea**. Melbourne: CSIRO, 1965. p. 146-173.

HOFFMANN, W. A. Ecologia comparativa de espécies lenhosas de cerrado e de mata. In: SCARIOT, A.; SOUZA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Eds.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília: **Ministério do Meio Ambiente**, 2005. p. 155-165.

HUBER, O.; STEFANO, R. D.; AYMARD, G.; RIINA, R. Flora and vegetation of the Venezuelan Llanos: a review. In: PENNINGTON, R. T.; LEWIS, G. P.; RATTER, J. A. (Eds.). **Neotropical savannas and seasonally dry forests: diversity, biogeography, and conservation**. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis, 2006. p. 95-120. <http://dx.doi.org/10.1201/9781420004496-5>

HUGHES, T. H.; MEMON, B. A.; LAMOREAUX, P. E. Landfills in karst terrains. **Bulletin of the Association of Engineering Geologists**, v. 31, n. 2, p. 203-208, 1994. <http://dx.doi.org/10.2113/gseegeosci.xxxi.2.203>

HUNTLEY, B. J. Southern African savannas. In: HUNTLEY, B. J.; WALKER, B. H. (Eds.). **Ecology of tropical savannas**. Berlim: Springer-Verlag, 1982. p. 101-119. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-68786-0_6

JONG, R.; BRUIN, S.; WIT, A.; SCHAEPMAN, M. E.; DENT, D.L. Analysis of monotonic greening and browning trends from global NDVI time-series. **Remote Sensing of Environment**. v. 115, n 2, p. 692-702, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.10.011>.

KENNARD, D. K. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, n. 1, p. 53-66, 2002. <http://dx.doi.org/10.1017/S0266467402002031>

KINZEL, H. Calcium in the vacuoles and cell walls of plant tissue: forms of deposition and their physiological and ecological significance. *Flora*, v. 182, n. 1-2, p. 99-125, 1989. [https://doi.org/10.1016/S0367-2530\(17\)30398-5](https://doi.org/10.1016/S0367-2530(17)30398-5)

KINZEL, H. Influence of limestone, silicates and soil pH on vegetation. In: LANGE, O. L.; NOBEL, P. S.; OSMOND, C. B.; ZIEGLER, H. **Physiological plant ecology III**. Berlin: Springer, 1983. p. 201-244. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-68153-0_7

KLUGE, M.; BRULFERT, J. Ecophysiology of vascular plants on inselbergs. In: POREMBSKI, S.; BARTHLOTT, W. (Eds.). **Inselbergs: biotic diversity of isolated rock outcrops in tropical and temperate regions**. Berlin: Springer, 2000. p. 143-174. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-59773-2_9

KOTTEK, M.; GRIESER, J.; BECK, C.; RUDOLF, B.; RUBEL, F. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 15, n. 3, p. 259-263. 2006. <http://dx.doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>

LAWRENCE, D.; FIEGNA, F.; BEHRENDTS, V.; BUNDY, J. G.; PHILLIMORE, A. B.; BELL, T.; BARRACLOUGH, T.G. **Species interactions alter evolutionary responses to a novel environment**. *PLoS Biology*, v. 10, n. 5, p. e1001330, 2012. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pbio.1001330>

LEHMANN, C. E.; ARCHIBALD, S. A.; HOFFMANN, W. A.; BOND, W. J. Deciphering the distribution of the savanna biome. *New Phytologist*, v. 191, n. 1, p. 197-209, 2011. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-8137.2011.03689.x>

LEITE, M. B.; XAVIER, R. O.; OLIVEIRA, P. T. S.; SILVA, F. K. G.; MATOS, D. M. S. Groundwater depth as a constraint on the woody cover in a neotropical savanna. *Plant and Soil*, v. 426, n. 1/2, p. 1-15, 2018. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-018-3599-4>

LENZA, E.; PINTO, J. R. R.; PINTO, A. S.; MARACAHIPES, L.; BRUZIGUESSI, E. P. Comparação da vegetação arbustivo-arbórea de uma área de cerrado rupestre na Chapada dos Veadeiros, Goiás, e áreas de cerrado sentido restrito do Bioma Cerrado. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 34, n. 3, p. 247-259, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042011000300002>

LI, Z.; HUFFMAN, T.; MCCONKEY, B.; TOWNLEY-SMITH, L. Monitoring and modeling spatial and temporal patterns of grassland dynamics using time-series MODIS NDVI with climate and stocking data. *Remote Sensing of Environment*, v. 138, p. 232-244, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2013.07.020>

LIMA, E. D. S.; LIMA, H. S.; RATTER, J. A. Mudanças pós-fogo na estrutura e composição da vegetação lenhosa, em um cerrado mesotrófico, no período de cinco anos (1997-2002) em Nova Xavantina-MT. *Cerne*, v. 15, n. 4, p. 468-480, 2009.

LIMA, M. S. D.; DAMASCENO-JÚNIOR, G. A.; TANAKA, M. O. Aspectos estruturais da comunidade arbórea em remanescentes de floresta estacional decidual, em Corumbá, MS, Brasil. *Brazilian Journal of Botany*, v. 33, n. 3, p. 437-453, 2010a. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042010000300007>

LIMA, T. A.; PINTO, J. R. R.; LENZA, E.; PINTO, A. S. Florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em uma área de cerrado rupestre no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas, Goiás. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 2, p. 159-166, 2010b. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032010000200020>

LIU, C.; HUANG, Y.; WU, F.; LIU, W.; NING, Y.; HUANG, Z.; TANG, S.; LIANG, Y. Plant adaptability in karst regions. **Journal of plant research**, v. 134, n. 5, p. 889-906, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10265-021-01330-3>

LOMBARDI, J. A.; SALINO, A.; TEMONI, L. G. Diversidade florística de plantas vasculares no município de Januária, Minas Gerais, Brasil. **Lundiana**, v. 6, n. 10, p. 3-20, 2005.

LOPES, A. S.; COX, F. R. A survey of the fertility status of surface soils under "cerrado" vegetation in Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 41, n. 4, p. 742-747, 1977. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1977.03615995004100040026x>

LOPES, R. M. F.; FREITAS, V. L. O.; BARBOSA, P. M. M. Estrutura do componente arbóreo em áreas de cerrado no município de São Tomé das Letras, MG. **Revista Árvore**, v. 37, n. 5, p. 801-813, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622013000500003>

LOTT, E. J.; ATKINSON, T. H. Mexican and Central American seasonally dry tropical forests: Chamela-Cuixmala, Jalisco, as a focal point for comparison. In: PENNINGTON, R. T.; LEWIS, G. P.; RATTER, J. A. (Eds.). **Neotropical savannas and seasonally dry forests: diversity, biogeography, and conservation**. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis, 2006. p. 315-342. <http://dx.doi.org/10.1201/9781420004496-13>

LUGO, A. E.; MEDINA, E.; TREJO-TORRES, J. C.; HELMER, E. Botanical and ecological basis for the resilience of antillean dry forests. In: PENNINGTON, R. T.; LEWIS, G. P.; RATTER, J. A. (Eds.). **Neotropical savannas and seasonally dry forests: diversity, biogeography, and conservation**. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis, 2006. p. 359-381. <http://dx.doi.org/10.1201/9781420004496-15>

MAGALHÃES, G. M. Sobre os cerrados de Minas Gerais. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 38, p. 57-69, 1966. Suplemento.

MARACAHIPES, L.; LENZA, E.; MARIMON, B. S.; OLIVEIRA, E. A.; PINTO, J. R. R.; MARIMON JR, B. H. Estrutura e composição florística da vegetação lenhosa em cerrado rupestre na transição cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1, p. 133-141. 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032011000100013>

MASEK, J. G.; VERMOTE, E. F.; SALEOUS, N. E.; WOLFE, R.; HALL, F. G.; HUENNRICH, K. F.; GAO, F.; KUTLER, J.; LIM, T.-K. A Landsat surface reflectance dataset for North America, 1990-2000. **IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters**, v. 3, n. 1, p. 68-72, 2006. <http://dx.doi.org/10.1109/LGRS.2005.857030>

MEGURO, M.; PIRANI, J. R.; MELLO-SILVA, R.; CORDEIRO, I. Composição florística e estrutura das florestas estacionais decíduas sobre calcário a Oeste da cadeia do Espinhaço, Minas Gerais, Brasil. **Boletim de Botânica**, v. 25, n. 2, p. 147-171, 2007. <http://dx.doi.org/10.11606/issn.2316-9052.v25i2p147-171>

MEIRA-NETO, J. A. A.; TOLENTINO, G. S.; SILVA, M. C. N. A. D.; NERI, A. V.; GASTAUER, M.; MAGNAGO, L. F. S.; YUSTE, J. C.; VALLADARES, F. Functional antagonism between nitrogen-fixing leguminous trees and calcicole-drought-tolerant trees in the Cerrado. *Acta Botanica Brasilica*, v. 31, p. 11-18, 2017. <https://doi.org/10.1590/0102-33062016abb0380>

MENINO, G. C. D. O.; SANTOS, R. M. D.; APGAUA, D. M. G.; PIRES, G. G.; PEREIRA, D. G. S.; FONTES, M. A. L.; ALMEIDA, H. D. S. Florística e estrutura de florestas tropicais sazonalmente secas. *Cernea*, v. 21, n. 2, p. 277-291, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/01047760201521021609>

MISTRY, J. Fire in the cerrado (savannas) of Brazil: an ecological review. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, v. 22, n. 4, p. 425-448, 1998. <http://dx.doi.org/10.1177/030913339802200401>

MOONEY, H. A.; EHLERINGER, J. R. Photosynthesis. In: CRAWLEY, M. J. (Ed.). *Plant ecology*. Oxford: Blackwell Publishing, 2007. p.1-27. <http://dx.doi.org/10.1002/9781444313642.ch1>

MORAT, P.; JAFFRÉ, T.; VEILLON, J. M. The flora of New Caledonia's calcareous substrates. *Adansonia*, v. 23, n. 1, p. 109-127, 2001.

MORENO, M. I. C.; SCHIAVINI, I.; HARIDASAN, M. Fatores edáficos influenciando na estrutura de fitofisionomias do cerrado. *Caminhos de Geografia*, v. 9, n. 25, p. 173-194, 2008.

MOTA, S. D. L. L.; PEREIRA, I. M.; MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA, M. L. R.; BRUZINGA, J. S.; FARNEZI, M. M. M.; MEIRA JÚNIOR, M. S. Influência dos afloramentos rochosos sobre a comunidade lenhosa no cerrado *stricto sensu*. *Floresta e Ambiente*, v. 21, n. 1, p. 8-18, 2014. <http://dx.doi.org/10.4322/floram.2014.009>

MOURA, I. O.; GOMES-KLEIN, V. L.; MARIA FELFILI, J.; FERREIRA, H. D. Diversidade e estrutura comunitária de cerrado *sensu stricto* em afloramentos rochosos no Parque Estadual dos Pirineus, Goiás. *Brazilian Journal of Botany*, v. 33, n. 3, p. 455-467, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042010000300008>

MURPHY, B. P.; BOWMAN, D. M. What controls the distribution of tropical forest and savanna? *Ecology Letters*, v. 15, n. 7, p. 748-758, 2012. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01771.x>

MURPHY, P. G.; LUGO, A.E. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 17, n. 1, p. 67-88, 1986. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.es.17.110186.000435>

MURPHY, P. G., LUGO, A. E.; MURPHY, A. J.; NEPSTAD, D. C. The dry forests of Puerto Rico's South Coast. In: LUGO A. E.; LOWE C. (Eds.). *Tropical forests: management and ecology*. Nova Iorque: Springer, 1995. p. 178-209. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4612-2498-3_7

NEGREIROS, D.; LE STRADIC, S.; FERNANDES, G. W.; RENNO, H. C. CSR analysis of plant functional types in highly diverse tropical grasslands of harsh environments. **Plant Ecology**, v. 215, n. 4, p. 379-388, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11258-014-0302-6>

NEVES, S. P. S.; MIRANDA, L.; PEDREIRA, A.; ROSSATTO, D. R.; FUNCH, L. S. The roles of rainfall, soil properties, and species traits in flowering phenology along a savanna-seasonally dry tropical forest gradient. **Brazilian Journal of Botany**, v. 40, n. 3, p. 665-679, 2017. <https://doi.org/10.1007/s40415-017-0368-1>

NOBRE, A. D.; CUARTAS, L. A.; HODNETT, M.; RENNO, C. D.; RODRIGUES, G.; SILVEIRA, A.; WATERLOO, M.; SALESKA, S. Height above the nearest drainage—a hydrologically relevant new terrain model. **Journal of Hydrology**, v. 404, n. 1/2, p. 13-29, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.03.051>

OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. Introduction: development of research in the cerrados. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Eds.). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna**. Nova Iorque: Columbia University Press, 2002. p. 1-10. <http://dx.doi.org/10.7312/oliv12042-intro>

OLIVEIRA, R. S.; ABRAHÃO, A.; PEREIRA, C.; TEODORO, G. S.; BRUM, M.; ALCANTARA, S.; LAMBERS, H. Ecophysiology of campos rupestres plants. In: FERNANDES, G. W. (Ed.). **Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil**. Cham: Springer, 2016. p. 227-272. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5_11

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; RATTER, J. A. Vegetation physiognomies and woody flora of the cerrado biome. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Eds.). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna**. Nova Iorque: Columbia University Press, 2002. p. 91-120. <http://dx.doi.org/10.7312/oliv12042>

OSUNMADEWA, B. A.; WESSOLLEK, C.; KARRASCH, P. Identification of long-term trends in vegetation dynamics in the guinea savannah region of Nigeria. In: Remote Sensing for Agriculture, Ecosystems, and Hydrology, XVI, 2014. **Proceedings...** Amsterdam: International Society for Optics and Photonics, 2014. p. 92390F. <https://doi.org/10.1117/12.2066876>.

OUÉDRAOGO, D. Y.; FAYOLLE, A.; GOURLET-FLEURY, S.; MORTIER, F.; FREYCON, V.; FAUVET, N.; RABAUD, S.; CORNU, G.; BENEDET, F.; GILLET, J. F.; OSLISLY, R.; DOUCET, J. L.; LEJEUNE, P.; FAVIER, C. The determinants of tropical forest deciduousness: disentangling the effects of rainfall and geology in central Africa. **Journal of Ecology**, v. 104, n. 4, p. 924-935, 2016. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12589>

PACHECO, R.; VASCONCELOS, H. L. Habitat diversity enhances ant diversity in a naturally heterogeneous Brazilian landscape. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, n. 3, p. 797-809, 2012. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-011-0221-y>

PAVANELLI, J. A. P.; SANTOS, E. M. G. Assessing the dynamic of structural changes in cerrado vegetation of protected and non-protected areas using NDVI. **International Journal of Advanced Remote Sensing and GIS**, v. 3, n. 1, p. 553-568, 2014. <http://dx.doi.org/10.23953/cloud.ijarsg.336>

PENNINGTON, R. T.; LAVIN, M.; OLIVEIRA-FILHO, A. Woody plant diversity, evolution, and ecology in the tropics: perspectives from seasonally dry tropical forests. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 40, n. 1, p. 437-457, 2009. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120327>

PENNINGTON, R. T.; LEWIS, G. P.; RATTER, J. A. An overview of the plant diversity, biogeography and conservation of Neotropical savannas and seasonally dry forests. In: PENNINGTON, R. T.; LEWIS, G. P.; RATTER, J. A. (Eds.). **Neotropical savannas and seasonally dry forests: diversity, biogeography, and conservation**. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis, 2006. p. 1-29. <http://dx.doi.org/10.1201/9781420004496-1>

PENNINGTON, R. T.; PRADO, D. E.; PENDRY, C. A. Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. **Journal of Biogeography**, v. 27, n. 2, p. 261-273, 2000. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2699.2000.00397.x>

PEREIRA, B. A. D. S.; VENTUROLI, F.; CARVALHO, F. A. Florestas estacionais no cerrado: uma visão geral. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 41, n. 3, p. 446-455, 2011. <http://dx.doi.org/10.5216/pat.v41i3.12666>

PILBEAM, D. J.; MORLEY, P. S. Calcium. In: BARKER, A. V.; PILBEAM, D. J. (Eds.). **Handbook of plant nutrition**. Boca Raton: CRC Press, 2007. p. 121-144.

PING, C.; YUNCHAO, Z. Vegetation recovery in Karst Areas in Central Guizhou, China. **Journal of Resources and Ecology**, v. 6, n. 4, p. 276-281, 2015. <http://dx.doi.org/10.5814/j.issn.1674-764X.2015.04.012>

PINHEIRO, M. H. O.; AZEVEDO, T. S. D.; MONTEIRO, R. Spatial-temporal distribution of fire-protected savanna physiognomies in Southeastern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 82, n. 2, p. 379-395, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0001-37652010000200014>

PINHEIRO, M. H.; AZEVEDO, T. S.; FERREIRA, F. L.; MONTEIRO, R. Vegetation patterns and the influence of rainfall after long-term fire suppression on a woody community of a Brazilian savanna. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 93, n. 1, e20191405, 2021. <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765202120191405>

PINHEIRO, M. H. O.; MONTEIRO, R. Contribution to the discussions on the origin of the cerrado biome: Brazilian savanna. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 1, p. 95-102, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842010000100013>

PINTO, J. R. R.; LENZA, E.; PINTO, A. S. Composição florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em um cerrado rupestre, Cocalzinho de Goiás, Goiás. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 32, n. 1, p. 1-10, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042009000100002>

POOT, P.; HOPPER, S. D.; VAN DIGGELEN, J. M. Exploring rock fissures: does a specialized root morphology explain endemism on granite outcrops? **Annals of Botany**, v. 110, n. 2, p. 291-300, 2012. <http://dx.doi.org/10.1093/aob/mcr322>

PROCTOR, J.; COLE, M. M. The ecology of ultramafic areas in Zimbabwe. In: ROBERTS, B. A.; PROCTOR, J. (Eds.). **The ecology of areas with serpentized rocks: a world view**. Dordrecht: Springer, 1992. p. 313-331. http://dx.doi.org/10.1007/978-94-011-3722-5_12

RATTER, J. A.; BRIDGEWATER, S.; RIBEIRO, J. F. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation III: comparison of the woody vegetation of 376 areas. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 60, n. 1, p. 57-109, 2003. <http://dx.doi.org/10.1017/S0960428603000064>

RATTER, J. A.; BRIDGEWATER, S.; RIBEIRO, J. F. Biodiversity patterns of the woody vegetation of the Brazilian cerrado. In: PENNINGTON, R. T.; LEWIS, G. P.; RATTER, J. A. (Eds.). **Neotropical savannas and seasonally dry forests: diversity, biogeography, and conservation**. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis, 2006. p. 31-66. <http://dx.doi.org/10.1201/9781420004496-2>

RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F.; BRIDGEWATER, S. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. **Annals of Botany**, v. 80, n. 3, p. 223-230, 1997. <http://dx.doi.org/10.1006/anbo.1997.0469>

RENNÓ, C. D.; NOBRE, A. D.; CUARTAS, L. A.; SOARES, J. V.; HODNETT, M. G.; TOMASELLA, J.; WATERLOO, M. J. HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: Mapping *terra-firme* rainforest environments in Amazonia. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 9, p. 3469-3481, 2008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2008.03.018>

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. Planaltina: Embrapa-CPAC, 2008. p. 152-212.

RICHARDS, J. A. **Remote sensing digital image analysis: an introduction**. Berlin: Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 2013. 494p. <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-30062-2>

RICHTER, M. Temperatures in the tropics. In: PANCEL, L., KÖHL, M. (Eds.) **Tropical forestry handbook**. Berlin: Springer, 2016. p. 344-361. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-54601-3_38

RODRIGUES, R. F.; ARAÚJO, G. M. Estrutura da vegetação e características edáficas de um cerradão em solo distrófico e em solo mesotrófico no Triângulo Mineiro. **Bioscience Journal**, v. 29, n. 6, p. 2013-2029, 2013.

ROSSATTO, D. R.; CARVALHO, F. A.; HARIDASAN, M. Soil and leaf nutrient content of tree species support deciduous forests on limestone outcrops as a eutrophic ecosystem. **Acta Botanica Brasilica**, v. 29, p. 231-238, 2015. <https://doi.org/10.1590/0102-33062014abb0039>

SANO, E. E.; FERREIRA, L. G.; ASNER, G. P.; STEINKE, E. T. Spatial and temporal probabilities of obtaining cloud-free Landsat images over the Brazilian tropical savanna. **International Journal of Remote Sensing**, v. 28, n. 12, p. 2739-2752, 2007. <http://dx.doi.org/10.1080/01431160600981517>

SANTANA, N. Fire recurrence and normalized difference vegetation index (NDVI) dynamics in Brazilian savanna. **Fire**, v. 2, n. 1, p. 1, 2019. <http://dx.doi.org/10.3390/fire2010001>

SANTOS, M. F.; SERAFIM, H.; SANO, P. T. Fisionomia e composição da vegetação florestal na Serra do Cipó, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 4, p. 793-814, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062011000400007>

SARMIENTO, G. Biodiversity and water relations in tropical savannas. In: SOLBRIG, O. T.; MEDINA, E.; SILVA, J. F. (Eds.). **Biodiversity and savanna ecosystem processes: a global perspective**. Berlim: Springer, 1996. p. 61-75. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-78969-4_4

SCARANO, F. R. Rock outcrop vegetation in Brazil: a brief overview. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 4, p.561-568, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042007000400002>

SCARIOT, A.; SEVILHA, A. C. Biodiversidade, estrutura e conservação de florestas estacionais decíduais no Cerrado. In: SCARIOT, A.; SILVA, J. C. S.; FELFILI, J. M. (Eds.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005. p. 123-139.

SCHOLES, R. J.; ARCHER, S. R. Tree-grass interactions in savannas **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 28, n. 1, p. 517-44, 1997. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.517>

SCHULZE, E. D.; BECK, E.; BUCHMANN, N.; CLEMENS, S.; MÜLLER-HOHENSTEIN, K.; SCHERER-LORENZEN, M. **Plant ecology**. 2. ed. Berlim: Springer, 2019. 926 p. <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-662-56233-8>

SCOTT, G. A. J. The role of fire in the creation and maintenance of savanna in the montana of Peru. **Journal of Biogeograph**, v. 4, n. 2, p. 143-167, 1977.

SILVA, G. E.; GUILHERME, F. A. G.; CARNEIRO, S. E. S.; PINHEIRO, M. H. O.; FERREIRA, W. C. Heterogeneidade ambiental e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em três áreas de Cerrado sentido restrito no sudoeste goiano. **Ciência Florestal**, v. 29, p. 924-940, 2019. <https://doi.org/10.5902/1980509823788>

SILVA, L. A.; SCARIOT, A. Composição florística e estrutura da comunidade arbórea em uma floresta estacional decidual em afloramento calcário (Fazenda São José, São Domingos, GO, Bacia do Rio Paranã). **Acta Botanica Brasilica**, v. 17, n. 2, p. 305-313, 2003. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062003000200012>

SILVA, L. A.; SCARIOT, A. Comunidade arbórea de uma floresta estacional decídua sobre afloramento calcário na bacia do rio Paraná. **Revista Árvore**, v. 28, n. 1, p. 61-67, 2004. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622004000100008>

SILVA, L. A.; VALLADARES, F.; BENAVIDES, R.; FLORES, O.; GONZAGA, A. P. D. Functional Diversity and Assembly Rules of Two Deciduous Seasonal Forests in Southeastern Brazil. **Forest Science**, v. 67, n. 5, p. 514-524, 2021. <https://doi.org/10.1093/forsci/fxab027>

SILVA, L. C.; HOFFMANN, W. A.; ROSSATTO, D. R.; HARIDASAN, M.; FRANCO, A. C.; HORWATH, W. R. Can savannas become forests? A coupled analysis of nutrient stocks and fire thresholds in central Brazil. **Plant and Soil**, v. 373, n. 1/2, p. 829-842, 2013. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-013-1822-x>

SIQUEIRA, A. S.; ARAÚJO, G. M.; SCHIAVINI, I. Estrutura do componente arbóreo e características edáficas de dois fragmentos de floresta estacional decidual no vale do rio Araguari, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 1, p. 10-21, 2009. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062009000100003>

SLATYER, R. O.; NOBLE, I. R. Dynamics of montane treelines. In: HANSEN, A. J.; DI CASTRI, F. (Eds.). **Landscape boundaries**. Nova Iorque: Springer, 1992. p. 346-359. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4612-2804-2_17

SOLBRIG, O. The diversity of the savanna ecosystem. In: SOLBRIG, O. T.; MEDINA, E.; SILVA, J. F. (Eds.). **Biodiversity and savanna ecosystem processes: a global perspective**. Berlim: Springer, 1996. p. 1-27. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-78969-4_1

SOLBRIG, O.; MEDINA, E.; SILVA, J. F. Determinants of the tropical savannas. In: SOLBRIG, O.T., MEDINA, E., SILVA, J.F. (Eds.). **Biodiversity and savanna ecosystem processes: a global perspective**. Berlim: Springer, 1996. p. 31-41. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-78969-4_2

SOLÓRZANO, A.; PINTO, J. R. R.; FELFILI, J. M.; HAY, J. D. V. Perfil florístico e estrutural do componente lenhoso em seis áreas de cerradão ao longo do bioma Cerrado. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n.2, p. 328-341, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062012000200009>

SOUZA, C. M. JR.; Z. SHIMBO, J.; ROSA, M. R.; PARENTE, L. L.; A. ALENCAR, A.; RUDORFF, B. F.; HASENACK, H.; MATSUMOTO, M.; FERREIRA, L. G.; SOUZA-FILHO, P. W. M.; OLIVEIRA, S. W.; ROCHA, W. F.; FONSECA, ; A. V. MARQUES, C. B.; DINIZ, C. G.; COSTA, D.; MONTEIRO, D.; ROSA, E. R.; VÉLEZ-MARTIN, E.; WEBER, E. J.; LENTI, F. E. B.; PATERNOST, F. F.; PAREYN, F. G. C.; SIQUEIRA, J. V.; VIERA, J. L.; FERREIRA NETO, ; M. M. SARAIVA, ; M. H. SALES, ; M. P. G. SALGADO, ; R. VASCONCELOS, ; S. GALANO, L. C.; MESQUITA, V. V.; AZEVEDO, T. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735-, 2020. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>

STAVER, A. C.; ARCHIBALD, S.; LEVIN, S. A. The global extent and determinants of savanna and forest as alternative biome states. **Science**, v. 334, n. 6053, p. 230-232, 2011. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1210465>

STEINBERG, C. E. W. **Stress ecology: environmental stress as ecological driving force and key player in evolution**. Berlim: Springer, 2012. 480 p. <http://dx.doi.org/10.1007/978-94-007-2072-5>

STEPHENSON, N. Actual evapotranspiration and deficit: biologically meaningful correlates of vegetation distribution across spatial scales. **Journal of Biogeography**, v. 25, n. 5, p. 855-870, 1998. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2699.1998.00233.x>

TANG, J. W.; LÜ, X. T.; YIN, J. X.; QI, J. F. Diversity, composition and physical structure of tropical forest over limestone in Xishuangbanna, South-west China. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 23, n. 4, p. 425-433, 2011.

THOMPSON, J. G. **The soils of Rhodesia and their classification**. 1965. Thesis (Doctor of Philosophy) - Faculty of Agriculture, University of Natal, South Africa, 1965.

TORRES, D. M.; FONTES, M. A. L.; SAMSONAS, H. P. Relações solo-vegetação na estruturação de comunidades de cerrado *sensu stricto* no sul de Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**, v. 68, n. 1, p. 115-128, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860201768121>

TURCOTTE, M. M.; CORRIN, M. S.; JOHNSON, M. T. Adaptive evolution in ecological communities. **PLOS Biology**, v. 10, n. 5, p. e1001332, 2012. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pbio.1001332>

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE-USDA. **Soil taxonomy**: a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. Washington: Soil Survey Staff, 1999. 870p.

VUOLO, F.; MATTIUZZI, M.; ATZBERGER, C. Comparison of the landsat surface reflectance climate data record (CDR) and manually atmospherically corrected data in a semi-arid European study area. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 42, p. 1-10, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2015.05.003>

WAGNER, A. P. L.; FONTANA, D. C.; FRAISSE, C.; WEBER, E. J.; HASENACK, H. Temporal trends of vegetation indices on Pampa grasslands in Brazil and Uruguay. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, n. 9, p. 1192-1200, 2013. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2013000900002>

WALKER, B. Is succession a viable concept in African savanna ecosystems? In: WEST, D. C.; SHUGART, H. H.; BOTKIN, D. B. (Eds.). **Forest succession**: concepts and application. New York: Springer, 1981. p. 431-447. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4612-5950-3_25

WALKER, B. Tropical savanna. In: STUART CHAPIN III, F.; SALA, O. E.; HUBER-SANNWALD, E. (Eds.). **Global biodiversity in a changing environment**. Nova Iorque: Springer, 2001. p. 139-156. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4613-0157-8_8

WALTER, B. M. T.; CARVALHO, A. M.; RIBEIRO, J. F. O conceito de savana e de seu componente cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Eds.). **Cerrado**: ecologia e flora. Planaltina: Embrapa-CPAC, 2008. p. 19-45.

WALKER, J.; GILLISON, A. N. Australian savannas. In: HUNTLEY, B. J.; WALKER, B. H. (Eds.). **Ecology of tropical savannas**. Berlim: Springer-Verlag, 1982. p. 5-24. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-68786-0_2

WARDLOW, B. D.; EGBERT, S. L.; KASTENS, J. H. Analysis of time-series MODIS 250 m vegetation index data for crop classification in the US Central Great Plains. **Remote Sensing of Environment**, v. 108, n. 3, p. 290-310, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.11.021>

WERNECK, M. S.; FRANCESCHINELLI, E. V.; TAMEIRÃO-NETO, E. Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante um período de quatro anos (1994-1998), na região do Triângulo Mineiro, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 23, n. 4, p. 401-413, 2000. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042000000400006>

WISAWAPIPATA, W.; KHEORUENROMNEB, I.; SUDDHIPRAKARNB, A.; GILKES, R. J. Trace elements in thai oxisols on limestone in relation to rainfall. **Procedia - Social and Behavioral Sciences**, v. 40, p. 673-680, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.sbspro.2012.03.248>

YUAN, D. On the karst ecosystem. **Acta Geologica Sinica**, v. 75, n. 3, p. 336-338, 2001. <https://doi.org/10.1111/j.1755-6724.2001.tb00541.x>

YUE, S.; WANG, C. Y. The Mann-Kendall test modified by effective sample size to detect trend in serially correlated hydrological series. **Water Resources Management**, v. 18, n. 3, p. 201-218, 2004. <http://dx.doi.org/10.1023/B:WARM.0000043140.61082.60>

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 4. ed. Nova Jersey: Prentice Hall, 1999. 663 p.

ZHANG, L.; WENG, Q. Annual dynamics of impervious surface in the Pearl River Delta, China, from 1988 to 2013, using time series Landsat imagery. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 113, p. 86-96, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2016.01.003>

ZHU, Z.; WANG, S.; WOODCOCK, C. E. Improvement and expansion of the Fmask algorithm: cloud, cloud shadow, and snow detection for Landsats 4–7, 8, and Sentinel 2 images. **Remote Sensing of Environment**, v. 159, p. 269-277, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.12.014>

Material Suplementar

Tabela 1S – Informações de referências usadas na análise de rarefação. Notações: tipos vegetacionais (V): cerrado calcário (CC), floresta estacional decidual (FD), cerrado *sensu stricto* mesofítico (CM), cerrado rupestre (CR), cerrado *sensu stricto* típico (SS); precipitação anual (PR); índices de Köppen (IK): Clima de savana tropical com invernos secos (Aw), clima subtropical úmido de inverno seco (Cw); altitude (AL); temperatura anual média (T); tipo de rochas em afloramentos ou tipo de solo (TS): Latossolo Vermelho Distrofico (lat.ver.dist.). Números correspondentes para às localidades incluídas na Figura 1 (N): 1 (Ituiutaba – A1); 2 (Ituiutaba – B); 3 (Ituiutaba – CS); 4 (Ituiutaba – A2); 5 - Cocalzinho de Goiás (PINTO et al., 2009); 6 - Cocalzinho de Goiás (MOURA et al., 2010); 7 - Brasília (AMARAL et al., 2006); 8 - Caldas Novas (LIMA et al., 2010b); 9 - Alto Paraíso de Goiás (LENZA et al., 2011); 10 - Guapé (TORRES et al., 2017); 11 - Nova Xavantina (GOMES et al., 2011); 12 - Nova Xavantina (MARACAHIPES et al., 2011); 13 - Nova Xavantina (GOMES et al., 2011); 14 - Nova Xavantina (LIMA et al., 2009); 15 - Piranhas (ABREU et al., 2012); 16 - Santo Antônio de Leverger (BORGES; SHEPHERD, 2005); 17 - Diamantina (MOTA et al., 2014); 18 - São Tomé das Letras (LOPES et al., 2013); 19 - Barbalha (COSTA; ARAÚJO, 2007); 20 - Itacarambi (MENINO et al., 2015); 21 - Iaciara (CARVALHO; FELFILI, 2011); 22 - São Domingos (SILVA; SCARIOT, 2003); 23 - São Domingos (SILVA; SCARIOT, 2004); 24 - Corumbá (LIMA et al., 2010a); 25 - Corumbá (LIMA et al., 2010a); 26 - Santo Hipólito (MEGURO et al., 2007); 27 - Perdizes (WERNECK et al., 2000).

| N | V | PR (mm) | IK | AL (m) | T (°C) | TS | Coordenadas |
|----|----|-----------|----|--------|---------|------------------|--|
| 1 | CC | 1389 | Aw | 684 | 24 | calcário | 19° 03' 438''S / 49° 26' 422''O |
| 2 | CC | 1389 | Aw | 645 | 24 | calcário | 19° 06' 10,10' S / 49° 25' 02,75" O |
| 3 | CC | 1389 | Aw | 680 | 24 | calcário | 19°01'55,70"S e 49°28'22,13"O |
| 4 | CR | 1389 | Aw | 705 | 24 | arenito | 19° 03' 633''S / 49° 26' 075''O |
| 5 | CR | 1500/1750 | Aw | 1200 | 20 - 22 | quartzito | 15°48' S / 48°45' O |
| 6 | CR | 1500 | Aw | 1310 | 22 | quartzito | 15° 48' 42'' S / 48° 52' 40'' O |
| 7 | CR | - | Aw | 1050 | 20.6 | quartzito | 15° 52' - 15° 56' S / 48° 00' -48° 02' O |
| 8 | CR | 1500 | Aw | 751 | - | quartzito | 17° 44'40,8'' S / 48° 39'49,6'' O |
| 9 | CR | 1200/1400 | Aw | 1190 | 20 | quartzito | 14° 09' 25,7'' S / 47° 36' 25,6'' O |
| 10 | CR | 1448 | Cw | 918 | 21.2 | quartzito | 20° 49' 13,80'' S / 46° 00' 39,41'' O |
| 11 | SS | 1520 | Aw | 287 | 24.8 | cambissolo | 14° 41' 2,4'' S / 52° 19'' 51 O |
| 12 | CR | 1520 | Aw | 287 | 24.8 | quartzito | 14° 40' 51,6'' S / 52° 19' 47,9 O |
| 13 | CR | 1520 | Aw | 287 | 24.8 | quartzito | 14° 40' 44,4'' S / 52° 19' 51 O |
| 14 | CM | 1600 | Aw | 369 | - | solo mesotrófico | 14° 32' 0'' S / 52° 26' 42'' O |
| 15 | CR | 1700 | Aw | 365 | 25 | granito | 16° 25' 37'' S / 51° 49' 20'' O |
| 16 | SS | - | Aw | 200 | 25.6 | - | 15° 46' S / 56° 05' O |
| 17 | CR | 1250/1550 | Cw | 926 | 18 - 19 | quartzito | 18° 07' 37,05'' S / 43° 39' 30,08'' O |
| 18 | CR | 1456/1650 | Cw | 988 | 19 | quartzito | 21° 43' 11''S / 45° 00' 10'' O |

| | | | | | | | |
|----|----|----------|----|-----|------|----------------|-----------------------------------|
| 19 | SS | 760 | Cw | 925 | 24.1 | lat.ver.dist.♦ | 07° 24' 25" S / 39° 20' 59" O |
| 20 | FD | 800 | Cw | 639 | - | calcário | 15° 06' 38" S / 44° 14' 52" O |
| 21 | FD | 800/2000 | Aw | 655 | 23 | calcário | 14° 03' 53" S / 46° 29' 15" O |
| 22 | FD | 1500 | Aw | 447 | 24 | calcário | 13° 49' 34" S / 46° 41' 55" O |
| 23 | FD | 1500 | Aw | 462 | 24 | calcário | 13° 4' 16" S / 46° 44' 20" O |
| 24 | FD | 1070 | Aw | 224 | 25.1 | calcário | 19° 01' 38,1" S / 57° 40' 57,2" O |
| 25 | FD | 1070 | Aw | 178 | 25.1 | calcário | 19° 01' 36,0" S / 57° 41' 03,4" O |
| 26 | FD | 1082 | Aw | 545 | 22.4 | calcário | 18° 17' S / 44° 11' O |
| 27 | FD | 994 | Aw | 890 | - | basalto | 19° 12' 05" S / 47° 08' 02" O |

♦Latossolo Vermelho distrófico. Sempre que necessário a altitude do local foi obtida através do Google Worth, a partir das coordenadas geográficas.

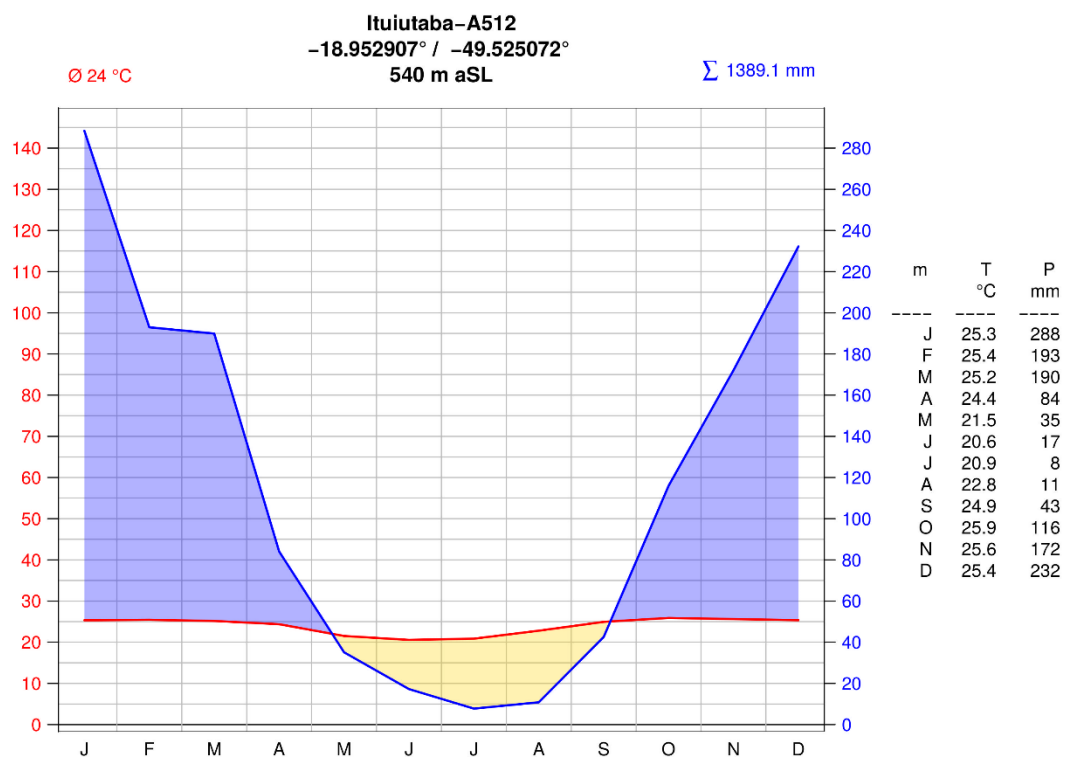


Figura 1S - Diagrama climático elaborado a partir de dados provenientes da estação meteorológica de Ituiutaba (OMM: 83521) abrangendo 35 anos (1980-2015).

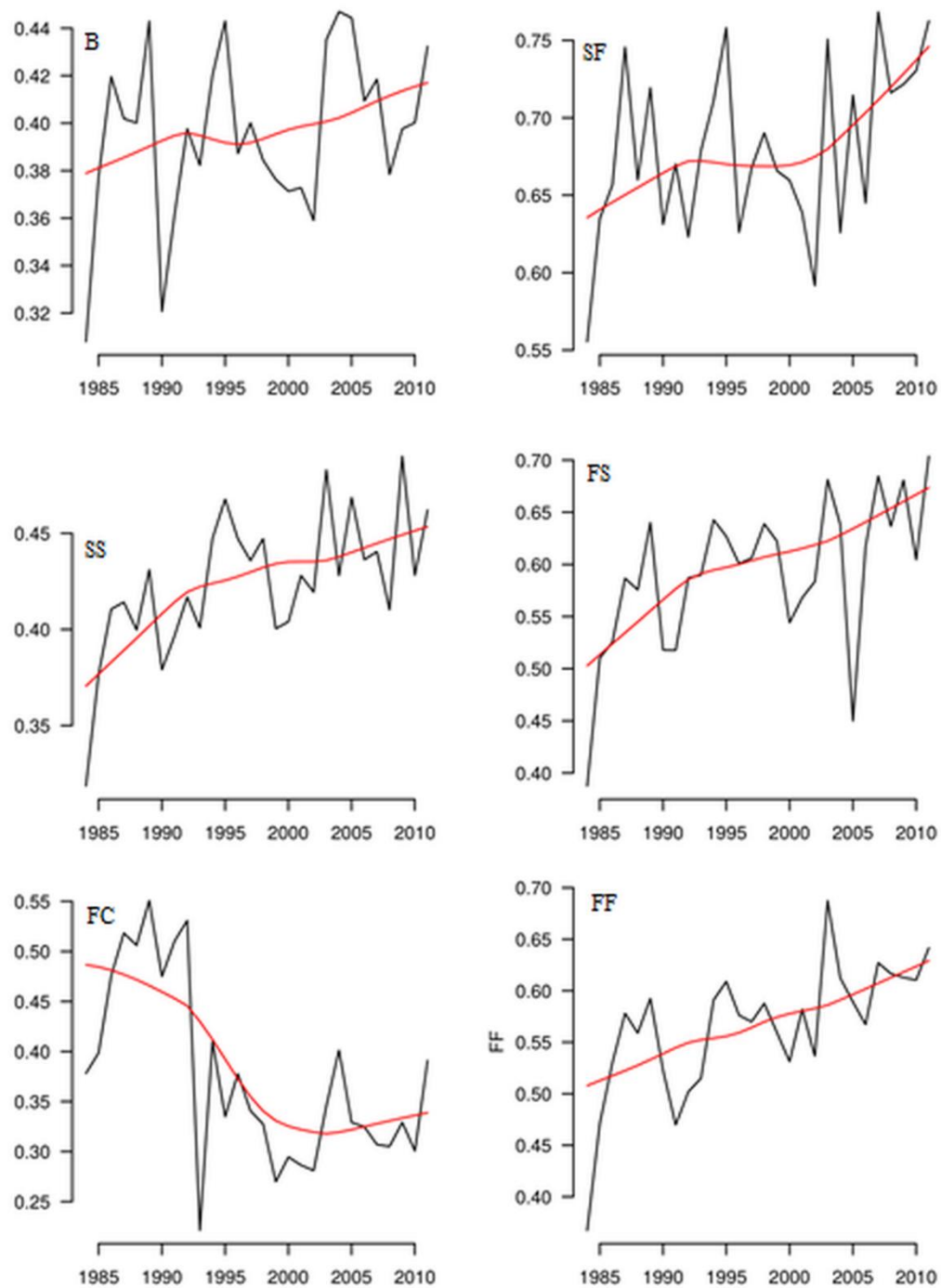


Figura 2S - Séries temporais de médias (linhas pretas) e de tendências (linhas vermelhas) de NDVI na estação seca entre 1985 e 2010 para tipos vegetacionais próximos ao cerrado calcário da área B. Notações: B – cerrado calcário, SF – floresta estacional semidecidual, SS - cerrado *stricto sensu*, FS - cerradão, FC – floresta em estágio final de sucessão, FF – área florestal desmatada e em início de sucessão.

Considerações Gerais

Considerações Gerais

Como uma consequência, não menos importante, do desenvolvimento e conclusões desta tese, complementando as análises vegetacionais e ecossistêmicas realizadas nos cerrados rupestres do Pontal do Triângulo Mineiro, está a recorrente consideração sobre quão rico e exuberante é o bioma Cerrado, e quão urgente sua proteção se faz necessária.

Os resultados obtidos por nós, acreditamos, contribuem para que compreendamos a complexidade da interação de fatores físicos de influência, para a distribuição de formações vegetais savânicas. Muitas vezes, em situações específicas, não apenas a interação de alguns dos agentes naturais de interferência, como fogo, ou variações de nutrientes ou água do solo, mas a ação preponderante de um deles, como a umidade edáfica, seria suficiente para que o Cerrado se imponha como vegetação dominante em uma paisagem, podendo ocorrer, de maneira inusitada, em espaços normalmente ocupados por outras formações vegetais.

Acreditamos que, com os resultados obtidos pela presente tese, que se baseou em estudos ecossistêmicos e fitossociológicos, em cerrados *stricto sensu* rupestres, calcários e arenítico, foi possível avançar um pouco mais no entendimento sobre os fatores abióticos que os determinam. Indicando também, a direção para a continuidade dos estudos desses cerrados rupestres, especialmente os relacionados aos cerrados calcários. Dessa forma, novas perguntas se impõem neste momento. Duas delas seriam qual a extensão geográfica da ocorrência dos cerrados calcários? E como protegê-los de danos futuros?

Diante do exposto, vale ressaltar que, nosso querido Cerrado, como um campo sagrado do conhecimento, insiste em nos ensinar, e nos mostrar que é um sobrevivente! E que, dependendo das condições que o ambiente lhe ofereça, ele se mantém!

Ainda assim, pede por ajuda e respeito!