 Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat., Belém, v. 18, n. 1, e2023-e433, jan.-abr. 2023

Riqueza da brioflora como indicador da cobertura vegetal nativa em parques na cidade de São Paulo

Richness of bryoflora as indicator of the native vegetation coverage of parks in the city of São Paulo

Sandra Regina Visnadi

Instituto de Pesquisas Ambientais. São Paulo, São Paulo, Brasil

Resumo: O mundo está cada vez mais urbano, e as cidades enfrentam desafios relacionados à degradação ambiental e à carência de recursos naturais. O presente artigo tem por objetivo conhecer a brioflora nos parques Santo Dias, Burle Marx e Alfredo Volpi, que possuem floresta ombrófila densa, na cidade de São Paulo. O material foi coletado em 2016 e 2017, estando depositado nos herbários do Instituto de Pesquisas Ambientais e da Prefeitura do Município de São Paulo. A brioflora (103 espécies) é heterogênea nesses parques, onde os musgos superam as hepáticas. Maior riqueza em espécies ocorre em parque com mata original melhor preservada, o qual também possui vários tipos de ambientes antrópicos, e que ficou relativamente pouco tempo isolado pela expansão da urbanização. Brioflora mais pobre ocorre em parque com mata menos preservada, possuindo poucos ambientes antrópicos diferentes, além de estar há mais tempo isolado pela urbanização do entorno. Esses achados demonstram a importância dos parques estudados e dos seus fragmentos de floresta ombrófila densa para a conservação da biodiversidade da brioflora, característica do tipo de vegetação ocorrente na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), e que possui espécies endêmicas do Brasil e espécie ameaçada de extinção no estado de São Paulo.

Palavras-chave: Áreas antrópicas. Floresta ombrófila densa. Hepáticas. Musgos. Parques urbanos.

Abstract: The world is becoming increasingly urban and cities face challenges related to environmental degradation and lack of natural resources. This article aims to investigate the bryoflora in the Santo Dias, Burle Marx and Alfredo Volpi parks in the city of São Paulo, which have dense ombrophillous forest. The material was collected in 2016 and 2017, and is deposited in the herbariums of the Environmentals Researchs Institute and of the São Paulo City Hall. The bryoflora (103 species) is heterogeneous in those parks, where mosses outnumber the liverworts. Greater species richness occurs in parks with better preserved original forest, which also possesses several different types of anthropic environment, and which was isolated for a relatively short period of time by the expansion of urbanization. Poorer bryoflora occurs in parks with forest preserved less well, having only few different anthropic environments, in addition to being isolated for a longer period of time by the surrounding urbanization. These findings show the importance of the investigated parks and of their dense ombrophilous forest fragments for the conservation of the biodiversity of bryoflora, which is characteristic of the vegetation in the São Paulo Metropolitan Area, and which includes species endemic in Brazil and endangered in the state of São Paulo.

Keywords: Anthropic areas. Dense ombrophillous forest. Liverworts. Mosses. Urban parks.

Visnadi, S. R. (2023). Riqueza da brioflora como indicador da cobertura vegetal nativa em parques na cidade de São Paulo. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, *18*(1), e2023-e433. http://doi.org/10.46357/bcnaturais.v18i1.433
Autora para correspondência: Sandra Regina Visnadi. Instituto de Pesquisas Ambientais. Núcleo de Conservação da Biodiversidade. Centro de Pesquisas. Departamento Técnico-Científico. Av. Miguel Stéfano, 3687 – Água Funda. São Paulo, SP, Brasil. CEP 04301-012 (svisnadi@sp.gov.br).
Recebido em 29/09/2020
Aprovado em 06/06/2022
Responsabilidade editorial: Ana Kelly Koch

INTRODUÇÃO

O mundo está cada vez mais urbano (Campbell et al., 2012), sendo o século XXI já conhecido como o século das cidades (Perpétuo & Jacobi, 2019). Cerca de 85% da população brasileira e de 95% da população paulista vivem em áreas urbanas (Artaxo, 2019), tornando o foco atual sobre a importância das cidades mais evidente; as megacidades brasileiras, em particular, encontram-se entre os sistemas urbanos mais complexos do planeta (Buckeridge et al., 2019).

Além disso, as cidades enfrentam graves desafios, como a mudança do clima (temperaturas mais elevadas, variação na pluviosidade, secas, ondas de calor mais frequentes e mais severas), a poluição do ar e da água, além da degradação ambiental e da carência de recursos naturais e, no entanto, a biodiversidade muitas vezes é a base para o desenvolvimento urbano (Campbell et al., 2012; Buckeridge et al., 2019).

Por essa razão, o conceito atual de desenvolvimento urbano sustentável defende que cidades devem proteger, conservar, restaurar e promover seus ecossistemas, seus *habitats* naturais e sua biodiversidade, minimizando os impactos ambientais, além de priorizar espaços públicos verdes e de qualidade e a conservação das espécies endêmicas (Secretariado da Habitat III, 2019).

Sabe-se que as árvores desempenham funções importantes nas cidades, pois interceptam a água da chuva, minimizando o escoamento superficial; controlam a temperatura e a umidade do ar, moderando os efeitos das 'ilhas de calor'; sequestram e armazenam carbono, auxiliando no combate ao aquecimento global; funcionam como barreira contra ventos, ruídos e alta luminosidade, além de reterem particulados em suspensão no ar; também compõem corredores ecológicos, viabilizando a conexão entre fragmentos de vegetação (A. Santos et al., 2015; São Paulo, 2020).

A manutenção e a recuperação da vegetação natural são importantes compromissos internacionais do Brasil; particularmente para o estado de São Paulo, manter e recuperar remanescentes de Mata Atlântica, comprometidos pela ocupação desordenada, é ainda importante para o bem-estar da sua população (Côrtes & Nadruz, 2019; Nalon et al., 2019). Áreas com ecossistemas ricos e diversos atraem assentamentos humanos, como São Paulo, a terceira maior cidade do mundo e a mais populosa do hemisfério sul, que possui importante biodiversidade da Mata Atlântica brasileira, e cidades localizadas em *hotspot* de biodiversidade têm papel crucial na conservação de *habitats* criticamente ameaçados (Campbell et al., 2012).

A Reserva da Biosfera do Cinturão Verde da cidade de São Paulo, estabelecida em 1994, protege remanescentes importantes da Mata Atlântica, além de reduzir, em até 10 °C, as temperaturas nas áreas adjacentes (Campbell et al., 2012). Essa área faz parte da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica (RBMA), criada em 1991, que é a maior e uma das mais importantes reservas da Rede Mundial da Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO), formando o maior corredor ecológico no país, que também inclui as florestas urbanas como prioritárias para a conservação e o desenvolvimento sustentável (Kibrit, 2011; A. Silva et al., 2014).

O crescimento das briófitas é exuberante em florestas úmidas, que são o principal *habitat* para essas plantas nos trópicos (Gradstein et al., 2001; Glime, 2017a). No Brasil, a Mata Atlântica é a mais rica em briófitas (D. Costa & Peralta, 2015), inclusive, quando em áreas urbanas (Carmo et al., 2015). Estudos sobre a brioflora em áreas verdes urbanas, sob o domínio desse bioma, foram realizados na região Nordeste, em Salvador (Bastos & Yano, 1993) e em Vitória da Conquista, estado da Bahia (Souza et al., 2016); na região Sul, em Caxias do Sul, estado do Rio Grande do Sul (Bordin & Yano, 2009), e em Maringá, estado do Paraná (Borella et al., 2019); na região Sudeste, no Rio de Janeiro, estado do Rio de Janeiro (Molinaro & D. Costa, 2001), em Juiz de Fora, estado de Minas Gerais, (Machado & Luizi-Ponzo, 2011; Paiva et al., 2015) e, particularmente, no estado de São Paulo, na cidade litorânea de Santos (Mello et al., 2001) e na Região Metropolitana de

São Paulo (RMSP), nos municípios de Mauá (Mello et al., 2011), Ribeirão Pires (Prudêncio et al., 2015) e São Paulo (Visnadi, 2015b, 2018, 2019, 2022). A brioflora foi registrada para algumas áreas verdes urbanas, sob domínio de ambos os biomas, Mata Atlântica e Cerrado, na cidade paulista de Rio Claro (Visnadi & Monteiro, 1990) e na cidade mineira de Belo Horizonte (Peñaloza-Bojacá et al., 2017).

A biodiversidade pode vicejar na cidade se houver conservação e monitoramento de seus ecossistemas (Campbell et al., 2012). A brioflora, em particular, pode ser efetivamente protegida apenas pela proteção de seu *habitat* (Gradstein et al., 2001), como os remanescentes das florestas tropicais, onde a diversidade das briófitas se reduz bastante com o desmatamento, sendo ainda lento o retorno da brioflora a essas florestas, após a exploração (Glime, 2017a).

A perda de espécies é difícil de ser avaliada na região tropical, pois muitas áreas já foram destruídas, antes do estudo da sua brioflora; dessa forma, recomenda-se a conservação das briófitas em parques, por exemplo, mesmo que elas sejam ainda pouco conhecidas neles; entretanto, a conservação da brioflora também depende do seu levantamento, principalmente nas áreas que carecem desse tipo de estudo (Glime, 2017a). Como parques urbanos tendem a ser os *habitats* que mais favorecem a riqueza e a diversidade das briófitas epífitas em áreas construídas (Fudali, 2019), o presente artigo tem por objetivo conhecer a brioflora desses locais, que, no entanto, apresentam floresta ombrófila densa na cidade de São Paulo, além de registrar a riqueza, o *habitat* e a distribuição das espécies, contribuindo para ampliar o conhecimento da flora paulistana de epífitas e para a conservação e o monitoramento ambiental dessas áreas verdes urbanas.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA ESTUDADA

O estudo foi realizado em três áreas verdes da cidade de São Paulo, nos parques Santo Dias, Burle Marx e Alfredo Volpi (Figura 1, Tabela 1), que se encontram sob administração da Coordenação de Gestão de Parques e Biodiversidade Municipal (CGPABI), da Secretaria do Verde e do Meio Ambiente (SVMA), Prefeitura do Município de São Paulo.

Os três parques incorporam as zonas especiais de preservação ambiental (Lei nº 16.402 de 22 de março de 2016) relacionadas à conservação da biodiversidade, ao controle dos processos erosivos e da inundação, à produção de água e à regulação microclimática (São Paulo, 2016), integrando as áreas com vegetação nativa e permeável, que são protegidas na cidade de São Paulo (São Paulo, 2020). Todavia, situam-se em regiões ocupadas há décadas (Sepe & Gomes, 2008), sendo abertos à visitação pública, com área de estar, trilhas para caminhada e corrida, aparelhos para ginástica, *playgrounds* e sanitários (Marchesi, 2014).

As áreas de estudo possuem floresta ombrófila densa, com predomínio de espécies arbóreas nativas e sub-bosque, ocorrendo espécies exóticas esporádicas e interferência antrópica em graus variáveis (Prefeitura do Município de São Paulo, 2016a, 2016b, 2016c), mas também dispõem de recursos hídricos (Marchesi, 2014), sendo as florestas importantes para proteção das bacias hidrográficas (Nalon et al., 2019). Os parques estão situados sob o Clima Tropical Úmido de Altitude do Planalto Paulistano, cujos dados anuais de temperaturas médias e de pluviosidade variam entre 19,3 e 19,6 °C e entre 1.250 e 1.580 mm, respectivamente (Martins et al., 2017).

As briófitas foram estudadas nas áreas cobertas pela floresta ombrófila densa e nas áreas antrópicas, onde predominam as edificações, em cada parque (Tabela 2). Outras características dos parques foram relacionadas na apresentação e discussão dos resultados, quando relevantes para a caracterização da sua brioflora.

AMOSTRAGEM E ESTUDO DO MATERIAL

A coleta, a herborização e a identificação do material botânico seguiram Frahm (2003), que também inclui a literatura básica para o estudo das briófitas tropicais.

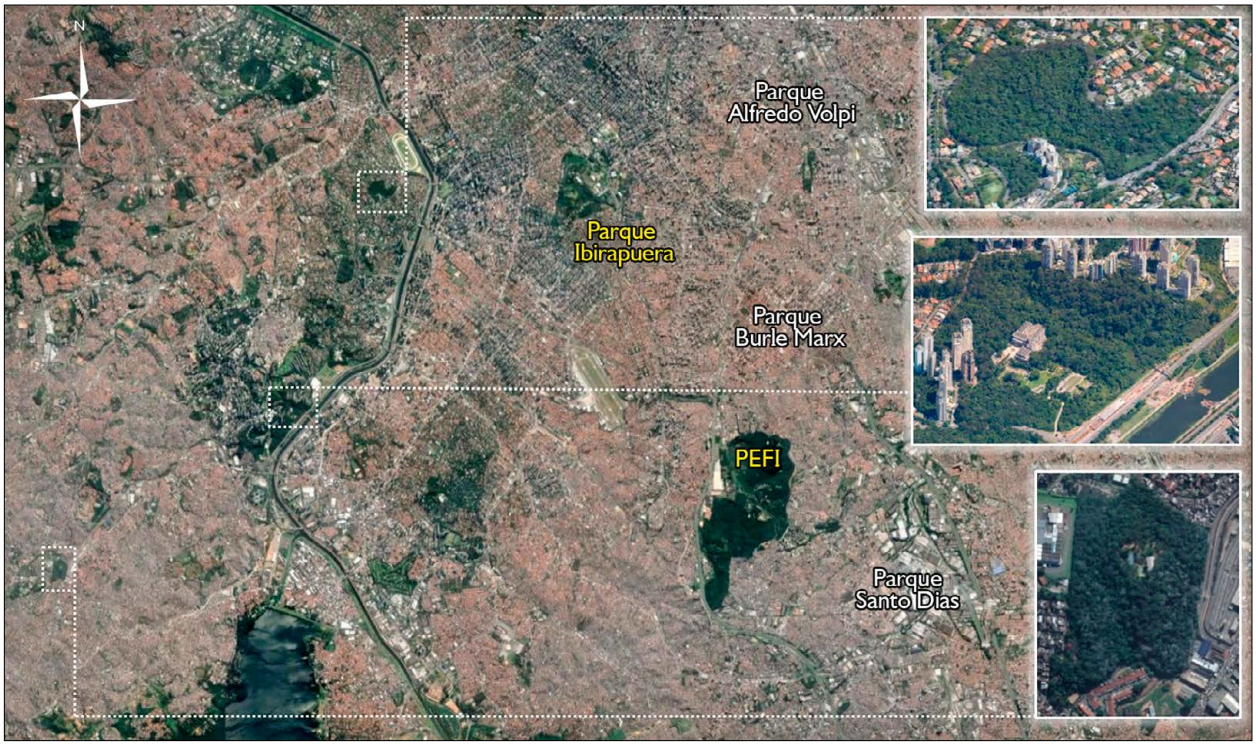

Figura 1. Localização dos parques Alfredo Volpi, Burle Marx e Santo Dias, na cidade de São Paulo, São Paulo. Legenda: PEFI = Parque Estadual das Fontes do Ipiranga. Modificado de *Google*/EMPLASAGEO. Mapa: Governo do Estado de São Paulo.

Figure 1. Location of the Alfredo Volpi, Burle Marx and Santo Dias parks, in the São Paulo city, São Paulo. Legend: PEFI = Fontes do Ipiranga State Park. Modified from Google/EMPLASAGEO. Map: Government of the São Paulo State.

Tabela 1. Parques estudados na cidade de São Paulo, com ano da implantação e dimensão (Whately et al., 2008), localização geográfica (Google Maps/Google Earth, 2022), expansão da área urbanizada do entorno (Prefeitura do Município de São Paulo, s.d.a) e índice de cobertura vegetal (ICV), em m^2 de verde por habitante, nas áreas onde estão situados (Buckeridge, 2015).

Table 1. Studied parks in the São Paulo city, with year of implantation and dimension (Whately et al., 2008), geographic location (Google Maps/Google Earth, 2022), expansion of the surrounding urbanized area (Prefeitura do Município de São Paulo, s.d.a) and vegetal cover index (ICV), in m^2 of green per inhabitant, in the areas where they are located (Buckeridge, 2015).

Parques	Implantação	Localização geográfica	Dimensão (ha)	Expansão da área urbanizada do entorno	ICV
Santo Dias	1991	23° 39' S, 46° 46' W	13,4	1950-1962, 1986-1992	19
Burle Marx	1995	23° 37-38' S, 46° 43' W	13,8	1950-1962, 1981-1985, 1993-2002	70,3
Alfredo Volpi	1966	23° 35' S, 46° 41-42' W	14,2	1950-1962	70,3

Bibliografia referência mais recente para identificação das espécies estudadas foi obtida em consulta aos bancos de dados The Plant List (2013), JBRJ (2020) e Tropicos (2022).

O material disponível foi coletado em toda a extensão das áreas antrópicas, mas ao longo de caminhos e trilhas já abertos no parque e também de transeções na floresta ombrófila densa. Nesse último caso, em cada parque, foram realizadas dez transeções lineares de 50 x 2 m, sendo cada transeção de duas faixas de 1 m de cada lado e 50 m de comprimento, totalizando uma área de 0,01 ha

(adaptado de Phillips & Miller, 2002 e de Vanderpoorten et al., 2010). Em troncos e caules da vegetação arbustivo-arbórea, o material foi coletado até dois metros de altura. O trabalho de campo foi realizado em 2016 e 2017, estando o material depositado no Herbário Maria Eneyda Pacheco Kauffmann Fidalgo, do Instituto de Pesquisas Ambientais (SP, 867 exsicatas) e no Herbário da Prefeitura do Município de São Paulo (PMSP, 203 duplicatas), sendo relacionados apenas os *vouchers* das espécies na Tabela 2.

Consultaram-se bancos de dados (The Plant List, 2013; JBRJ, 2020; Tropicos, 2022) para se comparar o material identificado com ilustrações e imagens de briófitas, e para citar o nome e o autor das espécies e dos gêneros. Utilizaram-se as classificações de Bryophyta (Goffinet & Buck, s.d.) e de Marchantiophyta (Crandall-Stotler et al., 2009), para relacionar as briófitas, por ordem alfabética, de divisões, famílias, gêneros, espécies e variedades. Os parques foram relacionados pelo total decrescente de espécies encontrado neles, a fim de serem melhor apresentados e discutidos os resultados (Tabelas 1 e 2).

As espécies foram classificadas como corticícolas, epíxilas, saxícolas e terrícolas para ocorrência nos substratos naturais (Robbins, 1952; Luizi-Ponzo et al., 2006; Souza et al., 2017), mas foram utilizados os termos alvenaria, caco de vaso de argila, concreto, madeira tratada e tijolo para as briófitas ocorrentes nos substratos artificiais (casmófito, segundo Souza et al., 2015), devido à inexistência de uma classificação específica.

O grupo ecológico (generalista) e as formas de vida (dendroide, flabelado, pendente, taloso, tapete, trama e tufo) (Mägdefrau, 1982; Richards, 1984; Gradstein et al., 2001; Glime, 2017b) foram estudados durante os trabalhos em campo e em laboratório, baseando-se em informações de banco de dados (JBRJ, 2020) e da literatura sugerida para o estudo da brioflora tropical (Frahm, 2003).

ANÁLISE DOS DADOS

Fez-se uso da análise de rarefação por amostra (curva de acumulação de espécies), para se avaliar a suficiência amostral do estudo, bem como da análise de rarefação individual, para se comparar a riqueza da brioflora entre os locais estudados. Ambas as análises foram aplicadas à matriz de dados quantitativos (103 espécies x seis áreas estudadas, Tabela 2), no programa PAST 4.06 (Hammer et al., 2001).

A similaridade florística da brioflora foi avaliada entre os parques (103 espécies x três parques) e entre as suas áreas (103 espécies x seis áreas), bem como entre as áreas de estudo (parques Santo Dias, Burle Marx e Alfredo Volpi) (Figura 1, Tabelas 1 e 2) e outros parques paulistanos, como Eucaliptos, Cordeiro Martin Luther King, Severo Gomes, Lina e Paulo Raia, Casa Modernista, Nabuco, Trianon (Visnadi, 2018), Ibirapuera (Visnadi, 2019) Previdência e Independência (Visnadi, 2022) (145 espécies x 13 parques). Para essas três matrizes de dados binários, utilizaram-se o índice de Jaccard (Magurran, 2004) e o método de ligação pela média de grupo (*unweighted pair-group method using arithmetic averages* - UPGMA; Sneath & Sokal, 1973), considerando-se os valores dos coeficientes de correlação cofenética, quanto mais próximo de 1, como representantes da correspondência satisfatória do agrupamento obtido com a matriz de dados originais (Albuquerque et al., 2016).

O mesmo tipo de procedimento foi realizado com três matrizes de dados binários, sem as espécies restritas (59 espécies x três parques, 59 espécies x seis áreas, 83 espécies x 13 parques; Tabela 2; Visnadi, 2018, 2019, 2022), a fim de se comparar com os resultados das análises multivariadas anteriores e constatar se as espécies restritas alteram o padrão do agrupamento das áreas e dos parques considerados. Essas análises foram também realizadas no programa PAST 4.06 (Hammer et al., 2001).

Todavia, foi registrado apenas o número de espécies em comum entre as áreas de estudo e o Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), cujos dados (493,21 ha, com 266 espécies; Visnadi, 2015b) superam bastante os resultados obtidos para os três parques urbanos estudados (Tabelas 1 e 2).

Tabela 2. Briófitas ocorrentes nos parques estudados na cidade de São Paulo, Brasil. Legendas: AA = área antrópica, FOD = floresta ombrófila densa; AL = alvenaria, CO = concreto, COR = corticícola, EPX = epíxila, MT = madeira tratada, SAX = saxícola, TER = terrícola, TI = tijolo, VA = caco de vaso de argila; forma de vida - D = dendroide, F = flabelado, P = pendente, TF = tufo, TL = talosa, TP = tapete, TR = trama. (Continua)

Table 2. Bryophytes occurring in the studied parks, in the São Paulo city, Brazil. Legends: AA = anthropic area, FOD = dense ombrophilous forest; AL = brickwork, CO = concrete, COR = corticolous, EPX = epixylics, MT = treated wood, SAX = saxicolous, TER = terrestrial, TI = brick, VA = clay vase shard; life form - D = dendroid, F = flabellate, P = pendant, TF = tuft, TL = thallose, TP = mat, TR = weft. (Continue)

Espécies	Parque Santo Dias		Parque Burle Marx		Parque Alfredo Volpi		Forma de vida	*Voucher*
	FOD	AA	FOD	AA	FOD	AA		
BRYOPHYTA								
Bartramiaceae								
Philonotis uncinata (Schwägr.) Brid.		CO					TF	S.R. Visnadi 7771
Brachytheciaceae								
Helicodontium capillare (Hedw.) A. Jaeger	CO, COR	CO, COR	SAX	CO, COR	COR		TR	S.R. Visnadi 8077
Rhynchostegium conchophyllum (Taylor) A. Jaeger	CO, COR, EPX, MT, TER, VA	CO, COR, EPX, MT, TER	CO, COR, EPX, MT, SAX, TER	CO, COR, EPX, MT, TER	CO, COR, EPX, TER	EPX	TP	S.R. Visnadi 8175
Rhynchostegium serrulatum (Hedw.) A. Jaeger	COR				COR		TP	S.R. Visnadi 8333
Zelometeorium patulum (Hedw.) Manuel	COR		SAX	COR			P	S.R. Visnadi & F.C. Trindade 7810
Bryaceae								
Bryum argenteum Hedw.		AL, CO		CO			TF	S.R. Visnadi 7787
Bryum coronatum Schwägr.	CO	AL, CO, COR, EPX, TER		CO			TF	S.R. Visnadi 7881 p.p.
Bryum densifolium Brid.				TER			TF	S.R. Visnadi 8002
Bryum limbatum Müll. Hal.		CO		CO, TER			TF	S.R. Visnadi 7699
Calymperaceae								
Syrrhopodon gaudichaudii Mont.			COR		COR		TF	S.R. Visnadi & G. J. Mercês 8365
Syrrhopodon parasiticus (Brid.) Besch.		COR					TF	S.R. Visnadi 7894 p.p.
Syrrhopodon prolifer var. *cincinnatus* (Hampe) W.D. Reese			COR				TF	S.R. Visnadi 8300 p.p.
Syrrhopodon prolifer var. *scaber* (Mitt.) W.D. Reese			COR				TF	S.R. Visnadi 8172
Entodontaceae								
Erythrodontium longisetum (Hook.) Paris		COR					TP	S.R. Visnadi 7895 p.p.

Tabela 2 | *Table 2.* (Continua) | *(Continue)*

Espécies	Parque Santo Dias		Parque Burle Marx		Parque Alfredo Volpi		Forma de vida	*Voucher*
	FOD	AA	FOD	AA	FOD	AA		
Erpodiaceae								
Erpodium glaziovii Hampe		COR	EPX	COR		COR	TP	S.R. Visnadi 7889
Fabroniaceae								
Dimerodontium mendozense Mitt.	CO	COR, EPX		CO	EPX		TP	S.R. Visnadi 8150
Fabronia ciliaris (Brid.) Brid.		COR, EPX		CO, COR, EPX, SAX		COR	TP	S.R. Visnadi 7886
Fissidentaceae								
Fissidens bryoides Hedw.		TER					F	S.R. Visnadi 7883
Fissidens palmatus Hedw.				TER			F, TF	S.R. Visnadi 8082
Fissidens pellucidus Hornsch. var. *pellucidus*	TER						F	S.R. Visnadi & F.C. Trindade 7816
Fissidens pseudoplurisetus Bordin, Pursell & O. Yano	EPX						F	S.R. Visnadi 7872
Fissidens scariosus Mitt.	TER		TER				F	S.R. Visnadi 8160
Fissidens spurio-limbatus Broth.	MT						F	S.R. Visnadi 7852
Fissidens submarginatus Bruch	TER						F	S.R. Visnadi 7908 p.p.
Fissidens zollingeri Mont.	TER	CO, TER		CO, MT, TER			F, TF	S.R. Visnadi 7728
Hypnaceae								
Chryso-hypnum diminutivum (Hampe) W.R. Buck		COR		CO, MT			TP	S.R. Visnadi 7983
Vesicularia vesicularis (Schwägr.) Broth.			CO, COR, EPX, SAX, TER	EPX, MT, TER	CO, EPX, TER		TP	S.R. Visnadi 8222
Hypopterygiaceae								
Hypopterygium tamarisci (Sw.) Brid. ex Müll. Hal.			COR		COR		D	S.R. Visnadi 8233
Leskeaceae								
Haplocladium microphyllum (Hedw.) Broth.	TER	CO, COR, TER			EPX		TP	S.R. Visnadi 7702
Leucobryaceae								
Campylopus cryptopodioides Broth.	EPX		COR	COR, EPX	EPX		TF	S.R. Visnadi 8318

Tabela 2 | *Table 2.* (Continua) | *(Continue)*

Espécies	Parque Santo Dias		Parque Burle Marx		Parque Alfredo Volpi		Forma de vida	*Voucher*
	FOD	AA	FOD	AA	FOD	AA		
Campylopus savannarum (Müll. Hal.) Mitt.			COR, EPX		EPX		TF	S.R. Visnadi 8264
Ochrobryum gardneri (Müll. Hal.) Mitt.			COR				TF	S.R. Visnadi 8301
Neckeraceae								
Neckeropsis disticha (Hedw.) Kindb.	COR		COR				F	S.R. Visnadi 8171 p.p.
Neckeropsis undulata (Hedw.) Reichardt	COR						F	S.R. Visnadi 7932 p.p.
Orthostichella pachygastrella (Müll. Hal. ex Ångstr.) B.H. Allen & Magill	COR						P	S.R. Visnadi 7931
Porotrichum longirostre (Hook.) Mitt.					COR		D	S.R. Visnadi 8556
Octoblepharaceae								
Octoblepharum albidum Hedw.	MT		COR, EPX	COR, EPX, MT	COR, EPX	COR, EPX	TF	S.R. Visnadi 8200
Orthotrichaceae								
Schlotheimia jamesonii (Arn.) Brid.						COR	TF	S.R. Visnadi 8465
Schlotheimia torquata (Sw. ex Hedw.) Brid.		COR					TF	S.R. Visnadi 7956
Pilotrichaceae								
Callicostella apophysata (Hampe) A. Jaeger	EPX						TP	S.R. Visnadi 7826
Callicostella merkelii (Hornsch.) A.Jaeger					COR, EPX, TER		TP	S.R. Visnadi & G. J. Mercês 8337
Cyclodictyon varians (Sull.) Kuntze	EPX						TP	S.R. Visnadi 7825
Lepidopilum caudicaule Müll. Hal.	COR						TP	S.R. Visnadi & F.C. Trindade 7823
Thamniopsis incurva (Hornsch.) W.R. Buck			SAX, TER				TP	S.R. Visnadi 8208
Thamniopsis langsdorffii (Hook.) W.R. Buck	COR, EPX, SAX, TER		COR, EPX, SAX, TER	TER	COR, EPX, TER		TP	S.R. Visnadi & G. J. Mercês 8369
Thamniopsis undata (Hedw.) W.R.Buck			EPX				TP	S.R. Visnadi 8162
Pottiaceae								
Barbula indica (Hook.) Spreng.				CO			TF	S.R. Visnadi 8151

Tabela 2 | *Table 2.* (Continua) | *(Continue)*

Espécies	Parque Santo Dias		Parque Burle Marx		Parque Alfredo Volpi		Forma de vida	*Voucher*
	FOD	AA	FOD	AA	FOD	AA		
Chenia leptophylla (Müll. Hal.) R.H. Zander	CO, COR	CO, COR, MT, TER		CO, TER			TF	S.R. Visnadi 7794
Hyophila involuta (Hook.) A. Jaeger	CO	CO		CO, SAX		CO, TI	TF	S.R. Visnadi 8154
Tortella humilis (Hedw.) Jenn.		CO	CO, SAX	CO		COR	TF	S.R. Visnadi 8466
Pylaisiadelphaceae								
Isopterygium byssobolax (Müll. Hal.) Paris	COR, EPX, MT	EPX	COR, EPX	COR, EPX, MT	COR, EPX	COR, EPX	TP	S.R. Visnadi 8040
Isopterygium tenerifolium Mitt.	COR, EPX, MT	EPX	COR, EPX, TER	EPX, MT	EPX		TP	S.R. Visnadi 8426
Isopterygium tenerum (Sw.) Mitt.	COR, EPX, MT		COR, EPX	COR, EPX, MT	COR, EPX		TP	S.R. Visnadi & G. J. Mercês 8340
Wijkia flagellifera (Broth.) H.A. Crum	COR, EPX, SAX	EPX	COR		COR, EPX		TP	S. R. Visnadi 7934
Racopilaceae								
Racopilum tomentosum (Hedw.) Brid.	COR	TER	CO	CO	CO, TER		TP	S.R. Visnadi 7935
Rhizogoniaceae								
Pyrrhobryum spiniforme (Hedw.) Mitt.	COR, EPX		COR				TF	S.R. Visnadi 8272
Sematophyllaceae								
Aptychopsis estrellae (Hornsch.) Ångström			EPX				TP	S.R. Visnadi 8164
Brittonodoxa subpinnata (Brid.) W.R. Buck, P.E.A.S. Câmara & Carv.-Silva	COR, EPX, MT	CO, COR, EPX, MT, TER	COR, EPX	CO, COR, EPX, MT	COR, EPX	COR, EPX	TP	S.R. Visnadi 8011
Donnellia commutata (Müll. Hal.) W.R. Buck		COR		COR			TP	S.R. Visnadi 8005
Pterogoniopsis paulista (W.R. Buck & Vital) Carv.-Silva, P.E.A.S. Câmara & W.R. Buck	COR				EPX		TP	S.R. Visnadi 8381
Vitalia cuspidifera (Mitt.) P.E.A.S. Câmara, Carv.-Silva & W.R. Buck.			CO, COR, TER	TER	COR, EPX, TER		TP	S.R. Visnadi & G. J. Mercês 8350
Vitalia galipensis (Müll. Hal.) P.E.A.S. Câmara, Carv.-Silva & W.R. Buck.	COR, MT, TER	COR, EPX, MT, TER	COR	COR, EPX, MT	COR, EPX	COR, EPX	TP	S.R. Visnadi 8118
Stereophyllaceae								
Entodontopsis nitens (Mitt.) W.R. Buck & Ireland				SAX			TP	S.R. Visnadi 8080 p.p.

Tabela 2 | *Table 2.* (Continua) | *(Continue)*

Espécies	Parque Santo Dias		Parque Burle Marx		Parque Alfredo Volpi		Forma de vida	*Voucher*
	FOD	AA	FOD	AA	FOD	AA		
MARCHANTIOPHYTA								
Aneuraceae								
Aneura pinguis (L.) Dumort.			COR				TL	S.R. Visnadi 8227
Riccardia chamedryfolia (With.) Grolle	TER		TER		TER		TL	S.R. Visnadi 8324
Calypogeiaceae								
Calypogeia laxa Gottsche & Lindenb.	TER						TP	S.R. Visnadi 7907
Calypogeia peruviana Nees & Mont.					TER		TP	S.R. Visnadi 8538
Chonecoleaceae								
Chonecolea doellingeri (Nees) Grolle		COR		COR			TP	S.R. Visnadi 7762
Frullaniaceae								
Frullania brasiliensis Raddi	COR						TP	S.R. Visnadi 7925
Frullania ericoides (Nees) Mont.	COR	COR, TER		CO, COR, EPX		COR	TP	S.R. Visnadi 8088
Frullania kunzei (Lehm. & Lindenb.) Lehm. & Lindenb.		COR					TP	S.R. Visnadi 7717
Frullania riojaneirensis (Raddi) Spruce		COR, EPX		CO			TP	S.R. Visnadi 7902
Lejeuneaceae								
Acanthocoleus aberrans (Lindenb. & Gottsche) Kruijt	COR, EPX	COR, EPX, TER		CO			TP	S.R. Visnadi 8096
Anoplolejeunea conferta (C.F.W. Meissn. ex Spreng.) A. Evans	COR						TP	S.R. Visnadi 7921 p.p.
Brachiolejeunea phyllorhiza (Nees) Kruijt & Gradst.		COR				COR	TP	S.R. Visnadi 7900
Cheilolejeunea filiformis (Sw.) W. Ye, R.L. Zhu & Gradst.				COR			TP	S.R. Visnadi 8142
Cheilolejeunea xanthocarpa (Lehm. & Lindenb.) Malombe	EPX	COR		COR			TP	S.R. Visnadi 8141
Cololejeunea paucifolia (Spruce) Bernecker & Pócs	COR						TP	S.R. Visnadi & F.C. Trindade 7811 p.p.
Drepanolejeunea mosenii (Steph.) Bischl.	EPX						TP	S.R. Visnadi 7861 p.p.

Tabela 2 | *Table 2.* (Continua) | *(Continue)*

Espécies	Parque Santo Dias		Parque Burle Marx		Parque Alfredo Volpi		Forma de vida	*Voucher*
	FOD	AA	FOD	AA	FOD	AA		
Harpalejeunea stricta (Lindenb. & Gottsche) Steph.	COR						TP	S.R. Visnadi 7867
Lejeunea flaccida Lindenb. & Gottsche			COR	COR	COR		TP	S.R. Visnadi 8232
Lejeunea flava (Sw.) Nees	COR, MT	COR	COR, EPX, SAX	COR, EPX	COR, EPX	COR, EPX	TP	S.R. Visnadi 8435
Lejeunea glaucescens Gottsche	CO, COR, EPX	CO, COR, EPX	COR, EPX	CO, COR, EPX, MT	CO, COR, EPX, TER	CO, COR, EPX, TER	TP	S.R. Visnadi 8090
Lejeunea grossitexta (Steph.) E. Reiner & Goda	COR		COR				TP	S.R. Visnadi 7747 p.p.
Lejeunea laetevirens Nees & Mont.	COR	COR	COR				TP	S.R. Visnadi & F.C. Trindade 7818
Lejeunea phyllobola Nees & Mont.	COR	COR		COR		CO, EPX, TI	TP	S.R. Visnadi 7766
Lejeunea trinitensis Lindenb.				COR			TP	S.R. Visnadi 8143
Microlejeunea bullata (Taylor) Steph.		COR					TP	S.R. Visnadi 7711
Microlejeunea globosa (Spruce) Steph.	COR	COR	COR	COR			TP	S.R. Visnadi 7941
Schiffneriolejeunea polycarpa (Nees) Gradst.		COR			COR		TP	S.R. Visnadi & G. J. Mercês 8360
Symbiezidium barbiflorum (Lindenb. & Gottsche) A. Evans	COR						TP	S.R. Visnadi 7760
Lepidoziaceae								
Telaranea nematodes (Gottsche ex Austin) M.A. Howe	TER		EPX, TER		TER		TP	S.R. Visnadi 8402
Lophocoleaceae								
Cryptolophocolea martiana (Nees) L. Söderstr., Crand.-Stotl. & Stotler	COR, EPX, TER		COR, EPX, MT, TER	EPX	EPX, TER		TP	S.R. Visnadi 8304
Lophocolea bidentata (L.) Dumort.		EPX			EPX		TP	S.R. Visnadi 8384

Tabela 2 | *Table 2.* (Conclusão) | *(Conclusion)*

Espécies	Parque Santo Dias		Parque Burle Marx		Parque Alfredo Volpi		Forma de vida	*Voucher*
	FOD	AA	FOD	AA	FOD	AA		
Metzgeriaceae								
Metzgeria furcata (L.) Dumort.	COR		COR	COR	COR	EPX	TL	S.R. Visnadi & F.C. Trindade 7813
Metzgeria hegewaldii Kuwah.	COR	COR	COR	COR	COR	COR	TL	S.R. Visnadi 8285
Pallaviciniaceae								
Symphyogyna brasiliensis (Nees) Nees & Mont.			TER		TER		TL	S.R. Visnadi 8206
Symphyogyna podophylla (Thunb.) Mont. & Nees					TER		TL	S.R. Visnadi 8315 p.p.
Plagiochilaceae								
Plagiochila corrugata (Nees) Nees & Mont.	COR	COR	COR	COR	COR		F	S.R. Visnadi 7960
Plagiochila crispabilis Lindenb.			COR				F	S.R. Visnadi 8280
Plagiochila patula (Sw.) Nees & Mont. ex Lindenb.	COR		COR	COR	COR		F	S.R. Visnadi & F.C. Trindade 7819
Plagiochila simplex (Sw.) Lindenb.			COR				F	S.R. Visnadi 8281
Radulaceae								
Radula recubans Taylor	COR						TP	S.R. Visnadi 7944
Radula tectiloba Steph.				COR			TP	S.R. Visnadi 8140
Total de espécies	57	43	45	48	38	17		
Percentagem de amostras	18%	14%	20%	21%	22%	5%		

RESULTADOS E DISCUSSÃO

COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E RIQUEZA DE ESPÉCIES

A brioflora foi registrada pela primeira vez para os parques Santo Dias, Burle Marx e Alfredo Volpi (103 espécies e três variedades, em 63 gêneros e 33 famílias; Tabela 2). Recentemente, as briófitas foram consideradas um dos indicadores da flora na cidade de São Paulo, pois são o segundo grupo taxonômico de plantas que melhor representa a biodiversidade paulistana (São Paulo, 2020).

Os musgos (62 espécies e três variedades, em 40 gêneros e 22 famílias; 64% das amostras) superam as hepáticas (41 espécies, em 23 gêneros e 11 famílias; 36% das amostras) nas áreas de estudo. Musgos predominam em muitas partes do planeta (Tan & Pócs, 2000), especificamente, na cidade de Enna, na Itália (Giudice et al., 1997), bem como em parques urbanos extensos; a população que procura as áreas verdes como locais favoráveis para viver comumente interfere no ambiente, promovendo maior disponibilidade de diferentes *habitats* e maior riqueza para alguns grupos de espécies (Adler & Tanner, 2015). Musgos igualmente caracterizam a brioflora das áreas verdes urbanas, sob domínio do bioma Mata Atlântica, nos estados da Bahia (Bastos & Yano, 1993), de Minas Gerais (Machado & Luizi-Ponzo, 2011; Paiva et al., 2015), do Rio de Janeiro (Molinaro & D. Costa, 2001), do Paraná (Borella et al., 2019) e do Rio Grande do Sul

(Bordin & Yano, 2009), no estado paulista (Mello et al., 2001) e, particularmente, na RMSP (Mello et al., 2011; Prudêncio et al., 2015; Visnadi, 2015b, 2018, 2019, 2022), além daquelas outras áreas verdes urbanas, da região Sudeste, sob domínio dos biomas Mata Atlântica e Cerrado (Visnadi & Monteiro, 1990; Peñaloza-Bojacá et al., 2017).

A brioflora poderia ter um número maior de espécies (Figura 2, Tabela 2), mas a curva de acumulação não se estabiliza para florestas tropicais, devido à alta riqueza em espécies (Schilling & Batista, 2008), nem para áreas urbanas, devido, nesse caso, aos seus vários *habitats* fragmentados, que são diversificados e contrastantes, dificultando o deslocamento das espécies (Adler & Tanner, 2015). Confirmando essas informações, a riqueza da brioflora já foi relacionada aos diferentes *habitats* das cidades (Grdović & Stevanović, 2006; Fudali, 2019). Curvas de acumulação também não se estabilizaram para outras áreas verdes urbanas paulistanas, onde a brioflora é ainda mais pobre em espécies (bosque heterogêneo), em comparação com a floresta ombrófila densa (Visnadi, 2018, 2019, 2022).

As seis áreas dos três parques possuem valores próximos e mais altos de número de espécies e de percentagem de amostras, exceto a área antrópica do Parque Alfredo Volpi, com os menores valores (Tabela 2). Além disso, na análise de rarefação, apenas para esta última área, a curva tende a se estabilizar (Figura 3). O estacionamento, que representa quase toda a extensão da área antrópica estudada no Parque Alfredo Volpi, possui árvores esparsas e trânsito constante de veículos. A situação é diferente no Parque Santo Dias, onde o estacionamento é restrito aos seus funcionários; no Parque Burle Marx, o seu amplo estacionamento para todos está, no entanto, distante das outras áreas antrópicas estudadas. Parques urbanos paulistanos, com áreas antrópicas possuindo vegetação arbustivo-arbórea esparsa (Parque Independência), ou trânsito mais intenso de veículos (Parque Ibirapuera), também dispõem de brioflora empobrecida (Visnadi, 2019, 2022). Além disso, mais de 7 milhões de automóveis circulam em São Paulo, condição essa insustentável para qualquer cidade (Artaxo, 2019). Embora o aumento de dióxido de carbono

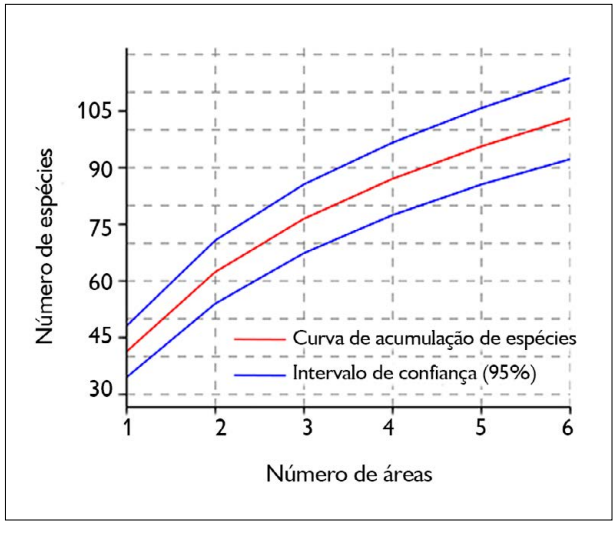

Figura 2. Curva de acumulação de espécies para as briófitas encontradas nas áreas estudadas dos parques Santo Dias, Burle Marx e Alfredo Volpi.

Figure 2. Species accumulation curve for the bryophytes found in the studied areas of the Santo Dias, Burle Marx and Alfredo Volpi parks.

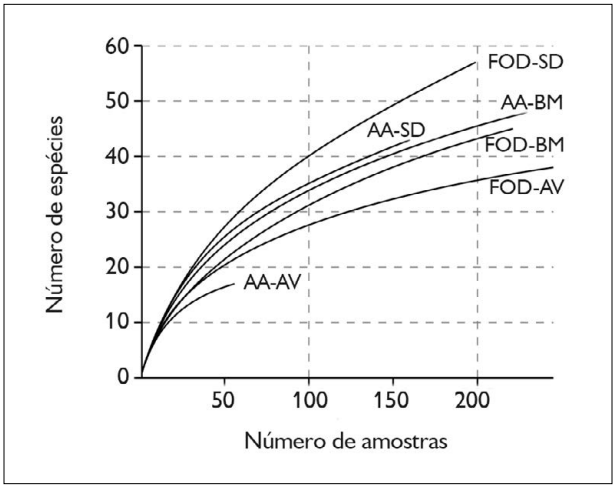

Figura 3. Riqueza de espécies de briófitas (rarefação individual) para as áreas estudadas. Legendas: AA = área antrópica; FOD = floresta ombrófila densa; SD = Santo Dias; BM = Burle Marx; AV = Alfredo Volpi.

Figure 3. Bryophyte species richness (individual rarefaction) for the studied areas. Legends: AA = anthropic area; FOD = dense ombrophilous forest; SD = Santo Dias; BM = Burle Marx; AV = Alfredo Volpi.

atmosférico sirva de nutriente para o crescimento vegetal urbano, poucos organismos toleram ambientes com incessantes perturbações, e as espécies mais sensíveis podem desaparecer, mesmo estando em parques, devido à poluição (Guaratini, 2010; Adler & Tanner, 2015), que é, por exemplo, um dos principais fatores responsáveis pelo empobrecimento das briófitas em ambientes urbanos (Giudice et al., 1997). Essas plantas, indicadoras das condições ambientais (Glime, 2007), sofrem com a fumaça tóxica dos veículos, que foram limitados, por essa razão, no estacionamento dos jardins de musgos, em Quioto, no Japão (Schenk, 1997).

OCORRÊNCIA NAS ÁREAS DE ESTUDO

Números quase similares de briófitas foram totalizados para a floresta ombrófila densa (80 espécies) e para as áreas antrópicas (62 espécies) dos três parques (Tabela 2), como para as áreas florestais (161 espécies) e antrópicas (153 espécies) do PEFI, onde as primeiras ao redor das segundas áreas minimizam as consequências do desmatamento na brioflora (Visnadi, 2015b).

PARQUE SANTO DIAS

Santo Dias é o parque com a maior riqueza em espécies e em espécies restritas, as quais representam quase 1/3 da sua brioflora (Tabela 2, Figura 4). O parque possui importante remanescente da mata original para a conservação da biodiversidade (Garcia & Pirani, 2001; Branco, 2011), sendo que alta diversidade em espécies de briófitas ocorre nas florestas naturais urbanas (Fudali, 1996). Aliás, as briófitas crescem de forma exuberante nas florestas úmidas, que são o principal *habitat* delas na região tropical; existe uma relação direta entre a diversidade de espécies de briófitas e a heterogeneidade estrutural de fragmentos de floresta (Gradstein et al., 2001; Glime, 2017a). No Brasil, a brioflora mais rica ocorre na Mata Atlântica, especificamente na floresta ombrófila densa (D. Costa & Peralta, 2015).

Além disso, o parque apresenta ambientes antrópicos diferentes, nos quais as briófitas foram encontradas, como áreas para atividade física, academia da terceira idade, quadras para práticas esportivas, viveiro de mudas e de plantas medicinais (Marchesi, 2014), duas portarias em locais distintos e o Centro de Convivência e Cooperativa (CECCO). Áreas urbanas com diversidade de *habitats* possuem biota mais rica (Adler & Tanner, 2015) e maior riqueza em espécies de briófitas (Visnadi, 2018).

Por outro lado, Santo Dias é o menor parque (Tabela 1), e rica biota é geralmente relacionada a ambientes urbanos maiores (Adler & Tanner, 2015), assim como rica brioflora a grandes fragmentos de vegetação (Alvarenga & Pôrto, 2007; Alvarenga et al., 2010). Todavia, na capital paulista, alguns parques menores também possuem brioflora mais rica, em comparação a outros parques maiores, cuja brioflora é mais empobrecida (Visnadi, 2018, 2022).

Além disso, o parque se localiza em Capão Redondo, distrito que possui índice de cobertura vegetal (ICV) baixo (Tabela 1) e menos de um hectare de vegetação nativa conectada (São Paulo, 2020), sendo, portanto, prioritárias para a região a implantação de mais parques e a arborização urbana (Sepe & Gomes, 2008; Buckeridge, 2015). Ampliar a oferta das áreas verdes públicas e promover a sua conexão, através de caminhos verdes, são ações que incorporam as diretrizes da política de desenvolvimento urbano para o município de São Paulo (Lei nº 16.050 de 31 de julho de 2014), lembrando que maior riqueza em espécies de briófitas ocorre em parques cujo entorno urbano é mais densamente arborizado (Visnadi, 2018, 2022).

Além do mais, o parque está ao lado de estação de metrô e de indústria. Capão Redondo é um distrito predominantemente residencial do tipo horizontal, mais voltado à moradia da população de baixa renda, sendo um dos mais populosos da cidade (268.729 habitantes); possui comércio e serviços, mas concentra grande número de favelas, apresentando alta precariedade urbana (Prefeitura do Município de São Paulo, s.d.b, 2022; Sepe & Gomes, 2008; Branco, 2011; Lei nº 16.402 de 22 de março de 2016; São Paulo, 2016). Embora a biota seja menos rica nos locais mais densamente construídos, maior riqueza, no

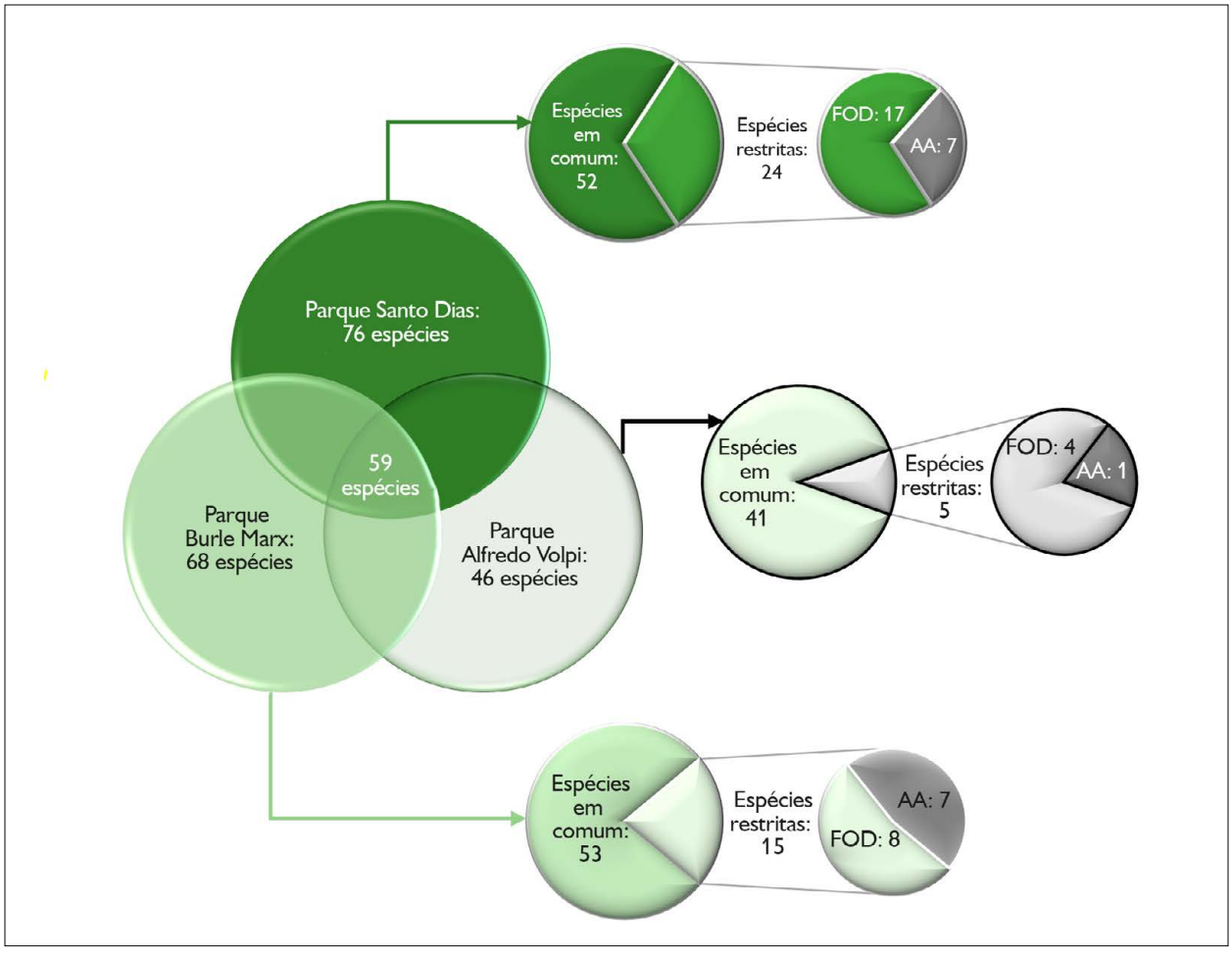

Figura 4. Total de espécies para os parques Santo Dias, Burle Marx e Alfredo Volpi, número de espécies em comum e número de espécies restritas por tipo de área nesses três parques da cidade de São Paulo. Legendas: AA = área antrópica; FOD = floresta ombrófila densa.

Figure 4. Total of species for the Santo Dias, Burle Marx and Alfredo Volpi parks, number of species in common and number of restricted species by type of area in these three parks of the São Paulo city. Legends: AA = anthropic area; FOD = dense ombrophilous forest.

entanto, já foi constatada em locais densamente povoados, devido às preferências da população pelas áreas naturais, ou da biota pelas áreas povoadas, ou ainda da população e da biota por áreas similares, adequadas à sobrevivência delas (Adler & Tanner, 2015).

O Parque Santo Dias se localiza também na periferia da capital paulista (Figura 1), e o número de briófitas epífitas aumenta do centro em direção à periferia da cidade (Glime, 2017a). Todavia, o parque está sob forte ilha de calor urbana (Barros & Lombardo, 2016), sendo que maior riqueza da brioflora ocorre em parques cujo entorno urbano possui temperaturas mais amenas (Visnadi, 2018, 2022). São Paulo possui periferias geralmente mais frias do que o seu centro urbano, mas áreas com pouco verde e densamente ocupadas apresentam temperaturas mais altas (Nobre et al., 2011); áreas com moradores de baixa renda também tendem a ser mais quentes, devido à redução da cobertura vegetal (Adler & Tanner, 2015). Maior suscetibilidade a mudanças climáticas já foi relacionada às espécies isoladas em remanescentes

florestais (Tabarelli et al., 2012), incluindo as briófitas em florestas tropicais (M. Silva et al., 2014). Um dos graves problemas na cidade de São Paulo é a ocupação das áreas de preservação permanente; entre as áreas da cidade, que são mais urbanizadas e aquelas mais arborizadas, a temperatura pode variar em até 9 °C; assim sendo, reduzir as ilhas de calor, por meio de plantios, também integra o plano municipal pela biodiversidade, além da política de desenvolvimento urbano para a capital paulista (Branco, 2011; Lei nº 16.050 de 31 de julho de 2014).

Por outro lado, o isolamento do Parque Santo Dias tem pouco tempo, pois a urbanização de parte do seu entorno é relativamente recente (Takiya, 2002; Tabela 1). A mata foi conservada entre 1915 e 1983, mas parte da área do parque foi desmatada em 1987 para a construção de conjuntos habitacionais, ocasionando a poluição do solo e o aparecimento de voçoroca (Garcia & Pirani, 2001). A brioflora, no entanto, é rica em fragmentos de vegetação, que estão menos isolados (Alvarenga & Pôrto, 2007); além disso, as briófitas desempenham papel importante no controle e na prevenção da erosão do solo, por exemplo (Glime, 2007).

PARQUE ALFREDO VOLPI

Alfredo Volpi é o parque mais pobre em espécies e em espécies restritas, as quais representam apenas cerca de 1/10 da sua brioflora, além de possuir a menor percentagem de amostras (Tabela 2, Figura 4).

Os parques Alfredo Volpi e Santo Dias dispõem de quantidades parecidas de material estudado (259 e 267 exsicatas, respectivamente). Ambos os parques abrigam importantes remanescentes da mata original, mas é no Parque Santo Dias que ela se encontra em melhor estado de preservação (Takiya, 2002; Branco, 2011). A vegetação, contudo, já foi considerada em avançado estado de recuperação no Parque Alfredo Volpi (Burger, 2007), sendo ainda enquadrada entre os fragmentos mais significativos da Mata Atlântica da zona oeste da cidade de São Paulo (Malagoli et al., 2008a).

O Parque Alfredo Volpi dispõe de poucos ambientes antrópicos, onde as briófitas foram registradas (estacionamento com algumas edificações associadas). O plantio de vegetação nativa em parques, no entanto, diversifica o ambiente (Campbell et al., 2012), sendo a brioflora mais rica em parques com diferentes tipos de ambientes (Visnadi, 2018). O aumento do florestamento e do reflorestamento também contribui para os ecossistemas se adaptarem às mudanças climáticas, reduzindo as suas vulnerabilidades (Oliveira & Alves, 2014; Martins et al., 2017).

Alfredo Volpi é o parque com mais tempo de isolamento, pois a expansão da área urbanizada do seu entorno é a mais antiga (Tabela 1), e biodiversidade menor ocorre frequentemente em fragmentos florestais que ficaram mais tempo isolados pelo entorno urbano, aumentando a extinção e reduzindo a colonização (R. Costa, 2007; Adler & Tanner, 2015). Todavia, em 2019, foram plantadas 32.292 mudas arbóreas de espécies nativas na cidade de São Paulo. Aumentar as áreas verdes, incorporando-as ao espaço urbano, é benéfico para a gestão urbana, pois o aumento de 10% na cobertura vegetal, como regra geral, reduz a temperatura em cerca de três graus (Macedo, 2019; São Paulo, 2020). Portanto, manter ou recuperar a vegetação nativa é também uma das estratégias para mitigação do aquecimento nas cidades (Grupo de Trabalho Intersecretarial, 2019).

O Parque Alfredo Volpi é o maior e mais antigo (Tabela 1) e, portanto, deveria apresentar biota mais rica, inclusive de briófitas (Alvarenga & Pôrto, 2007; Alvarenga et al., 2010; Adler & Tanner, 2015). Além disso, embora o parque avizinhe vias destinadas à maior fluidez do tráfego, ele está situado no Morumbi, distrito exclusivamente residencial do tipo horizontal, de médio e alto padrão, onde as condições socioeconômicas são menos heterogêneas; Morumbi possui a mais baixa densidade demográfica (46.957 habitantes) e a menor precariedade urbana em comparação aos distritos onde se localizam os outros dois parques, sendo ainda menor a proporção da população que mora em favelas, entre

elas, o Real Parque (Prefeitura do Município de São Paulo, s.d.b, 2022; Sepe & Gomes, 2008; Lei nº 16.402 de 22 de março de 2016; São Paulo, 2016).

Além do mais, o Parque Alfredo Volpi é uma área verde importante para o distrito Morumbi, onde o ICV é alto (Tabela 1), havendo registro de temperaturas mais amenas nessas áreas privilegiadas pelo verde (Takiya, 2002; Nobre et al., 2011; Grupo de Trabalho Intersecretarial, 2019). Todavia, em Morumbi, a cobertura vegetal pouco representa a mata nativa (Sepe & Gomes, 2008), e maior riqueza em espécies vegetais ocorre em bairros, inclusive mais novos, que implantaram vegetação nativa (Adler & Tanner, 2015). A perda da biodiversidade é um dos graves problemas da degradação ambiental na capital paulista (Branco, 2011). A expansão urbana e a fragmentação da vegetação estão alterando rapidamente os *hotspots* (*habitats* importantes para a conservação da biodiversidade mundial), como a Mata Atlântica, por exemplo (Campbell et al., 2012). Para a brioflora, a perda de *habitats* naturais é um dos principais fatores responsáveis pelo seu empobrecimento nos ambientes urbanos (Giudice et al., 1997) e nas florestas tropicais úmidas (Glime, 2017a). A conservação de paisagens fragmentadas requer proteção, maior disponibilidade e melhor qualidade de *habitats*, além do gerenciamento dos processos de perturbação (Bennett & Saunders, 2011).

Ecossistemas com baixa biodiversidade, no entanto, também podem proporcionar bens e serviços valiosos à população (Campbell et al., 2012). O Parque Alfredo Volpi, por exemplo, foi incluído na proposta de amplo corredor verde, permeando trecho da várzea do rio Pinheiros, que ligaria parques e instituições públicas de alguns distritos, com a finalidade de se melhorar a qualidade ambiental da cidade de São Paulo (Franco, 2010; R. Santos et al., 2017; Perim, 2019) e, ainda, em outra proposta de conexão verde, porém menor, que ligaria apenas esse parque a uma área quase vizinha, o Parque do Povo Mário Pimenta Camargo, visando ao aspecto social, mas, sobretudo, a conservação da floresta do próprio Parque Alfredo Volpi (Suassuna & Franco, 2019). Ampliar a área de cobertura vegetal, interligando parques, por exemplo, a fim de que fossem formados corredores verdes para a manutenção da biodiversidade, também integra o "Plano municipal de estratégias e ações locais pela biodiversidade de São Paulo" (citado em Branco, 2011).

Atualmente, o Parque Alfredo Volpi se situa em região da cidade de São Paulo com menos de um hectare de vegetação nativa interligada, e sabe-se que maior biodiversidade em uma cidade se relaciona à maior proporção das suas áreas naturais (São Paulo, 2020). Manutenção da biodiversidade em florestas secundárias depende dos fragmentos de vegetação, mas também da paisagem onde eles estão inseridos; nesse caso, fragmentos florestais devem permanecer conectados para fornecer *habitats* para as espécies adaptadas às perturbações, bem como para aquelas dependentes da floresta (Tabarelli et al., 2012). A conectividade ambiental é, inclusive, uma prioridade para a região metropolitana de Campinas, no estado de São Paulo, e esse desafio inclui desde o levantamento e a recuperação de fragmentos de vegetação até a criação de corredores ecológicos e de parques lineares e a arborização urbana (Travassos & Picarelli, 2019).

PARQUE BURLE MARX

O Parque Burle Marx possui tamanho intermediário (Tabela 1) e, para ele, foram também registrados números intermediários de riqueza de espécies e de espécies restritas, as quais representam cerca de 1/5 da sua brioflora (Tabela 2, Figura 4).

Burle Marx foi o parque menos isolado, pois a expansão da área urbanizada de parte de seu entorno é a mais recente, além de Vila Andrade, distrito onde ele se localiza, possuir ICV alto e temperaturas mais amenas, sendo esses aspectos relacionados à maior riqueza da brioflora (Tabela 1; Takiya, 2002; Alvarenga & Pôrto, 2007; Nobre et al., 2011; Adler & Tanner, 2015; Visnadi, 2018, 2022; Grupo de Trabalho Intersecretarial, 2019).

Por outro lado, embora o Parque Burle Marx represente uma área verde importante para Vila Andrade, a cobertura vegetal desse distrito é, no entanto, pobremente representada pela mata nativa, aspecto esse relacionado à menor riqueza em espécies vegetais (Sepe & Gomes, 2008; Adler & Tanner, 2015). O parque estudado é um remanescente da Chácara Tangará (Marchesi, 2014), propriedade com vegetação arbustiva-arbórea sem ocupação, que significava as melhores condições ambientais para seu entorno até 1980; o projeto urbanístico do bairro, no entanto, trouxe o adensamento populacional, a abertura de vias com maior circulação de veículos, o aumento de ruídos e da poluição do ar e, com o parcelamento dessa chácara, perdeu-se um pequeno, porém significativo, testemunho da Mata Atlântica na metrópole paulistana (Barroso, 2007). Atualmente, o parque se situa em região com menos de um hectare de vegetação nativa conectada (São Paulo, 2020) e a riqueza de briófitas epífitas também diminui em florestas tropicais úmidas, devido ao desmatamento (Glime, 2017a).

O Parque Burle Marx é o menos antigo, e essa particularidade também se relaciona à menor riqueza em espécies (Tabela 1; Adler & Tanner, 2015), além do fato de ele estar em área predominantemente residencial (Vila Andrade), que possui número intermediário de habitantes (127.015) e alta precariedade urbana; as heterogeneidades socioeconômicas são evidenciadas pela habitação do tipo vertical, de médio e alto padrão, convivendo com a segunda maior favela (Paraisópolis) da cidade de São Paulo (Prefeitura do Município de São Paulo, s.d.b, 2022; Sepe & Gomes, 2008; Barros & Lombardo, 2016; Lei nº 16.402 de 22 de março de 2016; São Paulo, 2016). O parque também avizinha a Marginal Pinheiros, uma via de tráfego intenso de veículos. Segundo Giudice et al. (1997), a poluição contribui para a menor riqueza da brioflora urbana.

Burle Marx, contudo, é o parque que totaliza mais material estudado (341 exsicatas e 41% do total de amostras) e isso se deve ao fato de ele possuir rica brioflora nas áreas antrópicas (Tabela 2), pois as briófitas foram encontradas no amplo estacionamento, na Estação Compostagem, no Gramado Central, no Jardim Burle Marx e no Bosque das Jabuticabeiras, nas imediações da horta comunitária, do viveiro e do espaço para alimentação e ao longo de caminhos de concreto, que também são locais arborizados. Riqueza em espécies é frequentemente associada à heterogeneidade da paisagem (Bennett & Saunders, 2011). Especificamente para as briófitas urbanas, riqueza e distribuição já foram relacionadas às atividades antrópicas (Giudice et al., 1997), à heterogeneidade de *habitats* em parques (Visnadi, 2018) e em cidade (Grdović & Stevanović, 2006; Fudali, 2019). Além disso, se a mata é mantida, as áreas verdes antrópicas podem fornecer novos nichos, aumentando a diversidade das briófitas; árvores da floresta remanescente, que permanecem em pastos, são também *habitats* ricos onde as briófitas podem ser conservadas (Visnadi, 2015b; Glime, 2017a).

ESPÉCIES, GÊNEROS E FAMÍLIAS

A brioflora é rara (77 espécies, 74,8%), pois 14 espécies (entre 2,8 e 0,3% das amostras) se restringem a três das seis áreas estudadas; 19 espécies (entre 0,8 e 0,2% das amostras), a duas áreas de parques distintos e 44 espécies (apenas *Callicostella merkelii* com 1,3%, tendo as demais entre 0,4 e 0,1% das amostras), à uma única área (Figura 5, Tabela 2). Brioflora rara também caracteriza praças, em Rio Claro (Visnadi & Monteiro, 1990), e outros parques, em São Paulo (Visnadi, 2019, 2022), no estado de São Paulo, e em Maringá, no estado do Paraná (Borella et al., 2019).

Algumas dessas espécies mais raras ocorrem apenas nas áreas antrópicas dos parques estudados, como *Bryum argenteum* (0,5% das amostras), *Schlotheimia jamesonii* e *Lejeunea trinitensis* (cada uma em 0,1% das amostras) (Figura 5, Tabela 2). A primeira espécie prefere ambientes perturbados, a terceira espécie é tolerante ao estresse (Glime, 2017a), e a segunda espécie já foi indicada como potencial biomonitor da deposição atmosférica de metais,

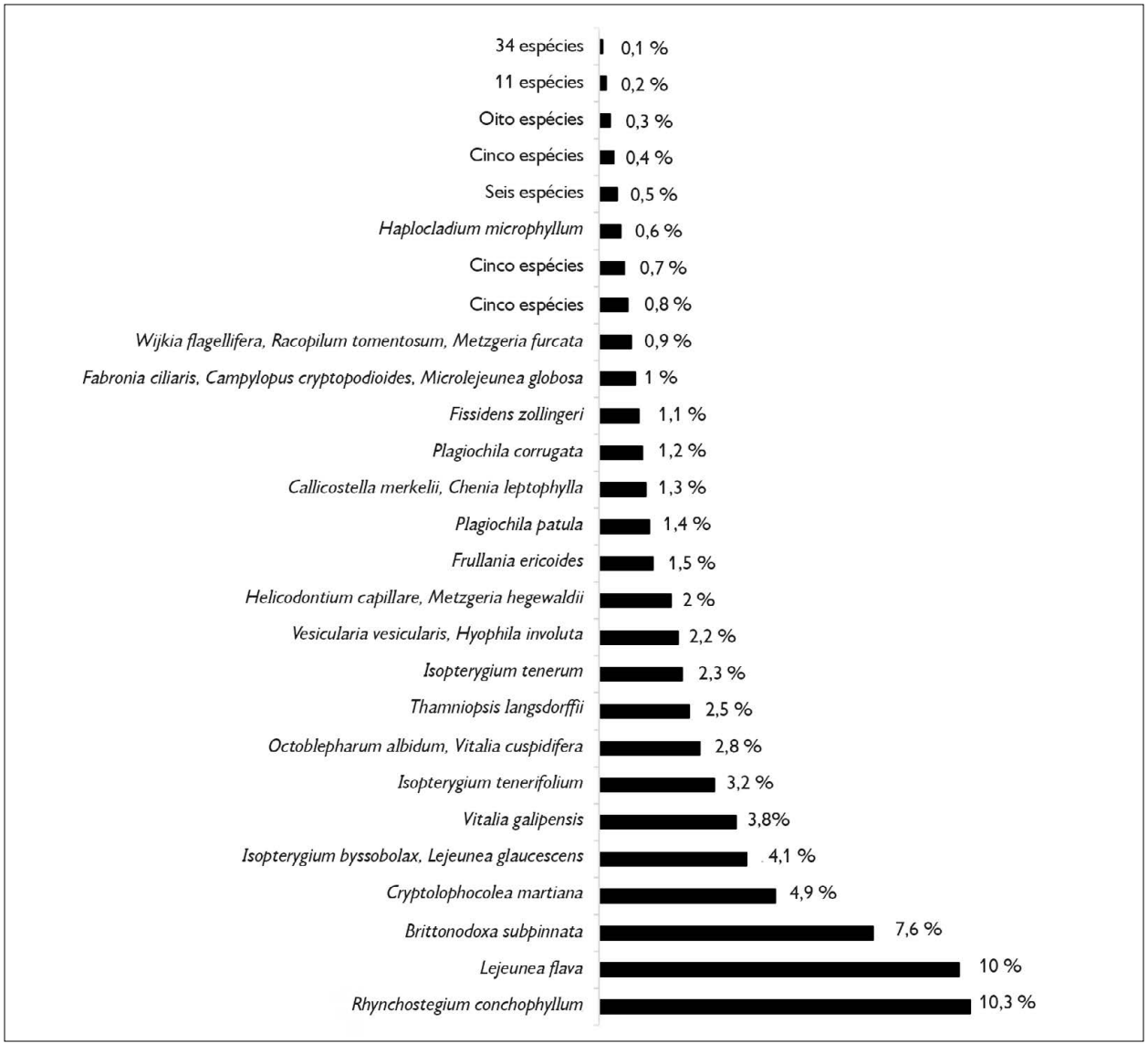

Figura 5. Percentagem de amostras para as espécies de briófitas encontradas nos parques Santo Dias, Burle Marx e Alfredo Volpi.

Figure 5. Percentage of samples for the bryophyte species found in the Santo Dias, Burle Marx and Alfredo Volpi parks.

em Caxias do Sul, no estado do Rio Grande do Sul (Mazzoni et al., 2012).

Syrrhopodon gaudichaudii (0,4% das amostras) se restringe à mata (Figura 5, Tabela 2). A espécie ocorre apenas no PEFI e no Parque Eucaliptos, entre os 11 parques urbanos já estudados na cidade de São Paulo (Visnadi, 2015b, 2018, 2019, 2022), sendo a raridade dessa espécie associada à limitação de *habitats* devido a perturbações na Mata Atlântica (Farias et al., 2017).

As demais espécies são comuns nos parques (26 espécies, 25,2%), estando sete delas distribuídas pelas seis áreas estudadas e possuindo as maiores percentagens de amostras (*Rhynchostegium conchophyllum*, *Lejeunea flava* e *Brittonodoxa subpinnata*), ou menos material

estudado (*Isopterygium byssobolax*, *Lejeunea glaucescens*, *Vitalia galipensis* e *Metzgeria hegewaldii*); seis espécies (*Isopterygium tenerifolium*, *Octoblepharum albidum*, *Helicodontium capillare*, *Plagiochila corrugata*, *Racopilum tomentosum* e *Metzgeria furcata*) ocorrem em cinco áreas, embora totalizem menos amostras, e 13 espécies (entre 4,9% e 0,7% das amostras) se distribuem por quatro das seis áreas estudadas (Figura 5, Tabela 2). A biodiversidade não precisa ser rara para ser valiosa, sendo importante monitorar a situação das espécies comuns, pois flutuações em suas populações podem indicar problemas ambientais (Campbell et al., 2012).

Entre essas espécies, *Rhynchostegium conchophyllum*, *Lejeunea flava* e *Brittonodoxa subpinnata* são também comuns em outros parques urbanos paulistanos (Visnadi, 2015b, 2018, 2019, 2022), sendo a última e *Helicodontium capillare* indicadas como biomonitores da poluição atmosférica, no Sul do Brasil (Mazzoni et al., 2012); *Hyophila involuta* e *Frullania ericoides* predominam nas áreas antrópicas, sendo raras na mata (Figura 5, Tabela 2), pois, enquanto a última é tolerante à perturbação do ambiente (Carmo et al., 2015), a primeira espécie é conhecida por recolonizar áreas perturbadas (Glime, 2017a). Florestas secundárias em manchas pequenas e isoladas podem representar *habitat* adequado apenas para espécies adaptadas à perturbação (Tabarelli et al., 2012).

Fissidens Hedw. (2,2% das amostras) e *Lejeunea* Lib. (16,4% das amostras) predominam em número de espécies, sendo *F. zollingeri* e *L. flava*, as mais comuns; a primeira foi mais encontrada nas áreas antrópicas e a segunda, geralmente na mata (Tabela 2, Figura 5). *Lejeunea flava* é comum na Mata Alântica paulista (Visnadi, 2005) e particularmente no PEFI, que possui floresta ombrófila densa; *Fissidens* é rico em espécies nos parques das cidades de São Paulo e de Maringá (Visnadi, 2015b, 2018, 2022; Borella et al., 2019) e em outras áreas urbanas perturbadas, onde *F. zollingeri* é a espécie mais comum, além de indicador da perturbação nesses tipos de ambientes (Glime, 2017a).

Outros gêneros, embora com menos espécies que *Fissidens* Hedw., totalizam mais amostras, como *Isopterygium* Mitt. (9,5%), *Vitalia* P.E.A.S. Câmara, Carv.-Silva & W.R. Buck (6,6%), *Cryptolophocolea* L. Söderstr., Crand.-Stotl., Stotler & Váňa (4,9%), *Thamniopsis* (Mitt.) M. Fleisch. (3%), *Metzgeria* Raddi (2,9%), *Plagiochila* (Dumort.) Dumort. (2,8%) e *Frullania* Raddi (2,5%). Os primeiros gêneros ocorrem em *habitats* úmidos a mésicos das florestas tropicais, mas o último é mais comum nos *habitats* abertos dessas florestas, ou ocorre em florestas mais secas e em vegetação de áreas antrópicas (Gradstein et al., 2001).

Lejeuneaceae predomina em número de gêneros e de espécies e em percentagem de amostras (19,9%) na área estudada (Figura 6, Tabela 2). A família caracteriza a brioflora, em outras áreas verdes urbanas, na RMSP, em São Paulo (Visnadi, 2015b, 2018, 2019, 2022) e em Mauá (Mello et al., 2011), no estado paulista (Visnadi & Monteiro, 1990; Mello et al., 2001), além de outros estados do Brasil (Molinaro & D. Costa, 2001; Bordin & Yano, 2009; Machado & Luizi-Ponzo, 2011; Paiva et al., 2015; Souza et al., 2016; Borella et al., 2019).

Sematophyllaceae possui o maior número de gêneros entre os musgos (Figura 6, Tabela 2) e totaliza muitas amostras (14,9%), assim como Brachytheciaceae (12,7%) e Pylaisiadelphaceae (10,4%). Essas três famílias são comuns em outros parques urbanos paulistanos (Visnadi, 2015b, 2018, 2022), mas a primeira, em particular, o é no Parque Ibirapuera (Visnadi, 2019).

Outras 26 famílias, também distribuídas pelas áreas de estudo, são mais raras, possuindo entre 5,1% e 1,4% das amostras (12 famílias), como Lophocoleaceae (5,1%), Pilotrichaceae (4,6%), Pottiaceae (4,2%), Hypnaceae (3%), Metzgeriaceae (2,9%), Octoblepharaceae e Plagiochilaceae (2,8%, cada uma), Frullaniaceae (2,5%), Fissidentaceae (2,2%), Fabroniaceae (1,8%), Bryaceae (1,6%) e Leucobryaceae (1,4%), e entre 0,9 e 0,2% das amostras (14 famílias), como Racopilaceae e Pallaviciniaceae (0,9%, cada uma), Erpodiaceae (0,8%), Calymperaceae e

Leskeaceae (0,6%, cada uma), Neckeraceae, Aneuraceae e Lepidoziaceae (0,5%, cada uma), Rhizogoniaceae e Radulaceae (0,4%, cada uma), Chonecoleaceae (0,3%), Hypopterygiaceae, Orthotrichaceae e Calypogeiaceae (0,2%, cada uma) (Figura 6, Tabela 2). Todas elas caracterizam a floresta ombrófila densa na cidade de São Paulo, pois também ocorrem no PEFI (Visnadi, 2015b).

Entre essas 26 famílias, Hypopterygiaceae, Neckeraceae e Pallaviciniaceae estão restritas às áreas de estudo (Tabela 2) e ao PEFI (Visnadi, 2015b), na cidade de São Paulo, pois *Hypopterygium* Brid. (Hypopterygiaceae), Neckeraceae e *Symphyogyna* Nees & Mont. (Pallaviciniaceae) são comuns em florestas tropicais úmidas, embora o último gênero também ocorra em *habitats* perturbados (Gradstein et al., 2001). Esses dados evidenciam a importância dos parques estudados para a proteção da brioflora ocorrente nos seus fragmentos de floresta ombrófila densa.

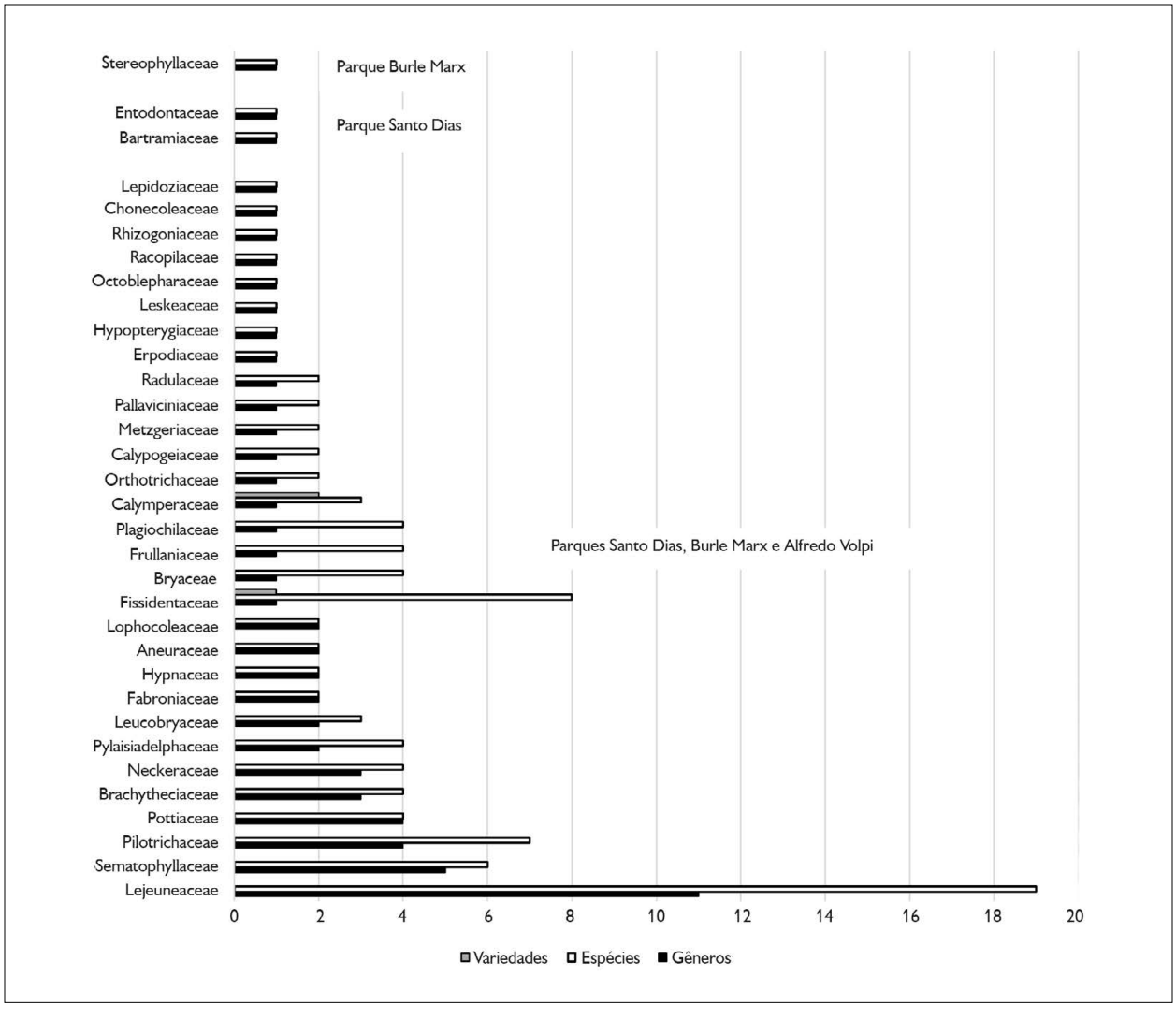

Figura 6. Total de táxons para as famílias de briófitas ocorrentes nos parques Santo Dias, Burle Marx e Alfredo Volpi.

Figure 6. Total of taxa for the bryophyte families occurring in the Santo Dias, Burle Marx and Alfredo Volpi parks.

Por outro lado, entre as demais 23 dessas 26 famílias, seis delas (Leskeaceae, Orthotrichaceae, Rhizogoniaceae, Aneuraceae, Lepidoziaceae e Radulaceae) também ocorrem em alguns outros parques da capital paulista, mas 17 delas (Bryaceae, Calymperaceae, Erpodiaceae, Fabroniaceae, Fissidentaceae, Hypnaceae, Leucobryaceae, Pilotrichaceae, Octoblepharaceae, Plagiochilaceae, Pottiaceae, Racopilaceae, Calypogeiaceae, Chonecoleaceae, Frullaniaceae, Lophocoleaceae e Metzgeriaceae), em todos os 11 parques urbanos estudados na cidade de São Paulo e que possuem floresta ombrófila densa e bosque heterogêneo (Visnadi, 2015b, 2018, 2019, 2022).

Apenas três famílias (0,1% das amostras cada uma) se restringem às áreas antrópicas de dois parques estudados (Figura 6, Tabela 2) e do PEFI (Visnadi, 2015b), ocorrendo também em bosque heterogêneo, nos parques Cordeiro Martin Luther King (Bartramiaceae), Previdência e Ibirapuera (Entodontaceae) e no Parque Ibirapuera (Sterophyllaceae) (Visnadi, 2018, 2019, 2022), na capital paulista. *Philonotis uncinata* (Bartramiaceae) é geralmente associada a locais úmidos com água corrente e Entodontaceae, a florestas tropicais úmidas, mas *Entodontopsis nitens* (Sterophyllaceae) ocorre geralmente em *habitats* mésicos de florestas abertas (Gradstein et al., 2001).

Segundo informações na literatura indicada para o estudo das briófitas tropicais (Frahm, 2003), em Bordin e Yano (2013) e em bancos de dados (The Plant List, 2013; JBRJ, 2020), as briófitas estudadas são, em geral, neotropicais (49 espécies, 47,6%), afro-americanas (19 espécies, 18,4%) ou pantropicais (17 espécies, 16,5%); algumas briófitas são cosmopolitas (cinco espécies, 4,8%) ou ocorrem no continente americano (quatro espécies, 3,9%), ou se restringem à América do Sul (duas espécies, 1,9%), ou ao Brasil (*Callicostella apophysata*, *Fissidens pseudoplurisetus*, *Lepidopilum caudicaule*, *Pterogoniopsis paulista*, 3,9%), ou alcançam também a Argentina (uma espécie, 1%), ou ainda se distribuem pela América tropical e subtropical (uma espécie, 1%), ou pelas regiões temperadas do Hemisfério Sul, no Sudeste do Brasil, na Colômbia e na África (uma espécie, 1%). O "Plano municipal de estratégias e ações locais pela biodiversidade de São Paulo" considera que as áreas com espécies endêmicas (como os quatro musgos restritos ao Brasil, por exemplo, relacionados anteriormente) são prioritárias para a conservação da biodiversidade paulistana (Tabela 2; citado em Branco, 2011).

O padrão de distribuição das briófitas na área estudada – como espécies neotropicais predominando sobre as espécies pantropicais, várias espécies possuindo distribuição disjunta entre a América e a África, sendo escassas as espécies cosmopolitas (Tabelas 1 e 2) – é observado no mundo (Tan & Pócs, 2000; Gignac, 2001; Shaw, 2009) e, particularmente, em outros dois parques urbanos paulistanos (Visnadi, 2022). Todavia, para Glime (2017a), é o desmatamento que origina os padrões disjuntos na região tropical, onde maior riqueza em espécies de briófitas é encontrada nas florestas.

As briófitas ocorrentes em áreas verdes urbanas, no entanto, possuem distribuição geográfica ampla pelo planeta, como registrado em estudos para outros estados do Brasil (Molinaro & D. Costa, 2001; Souza et al., 2016; Peñaloza-Bojacá et al., 2017; Borella et al., 2019) e, especificamente, para a cidade de São Paulo (Visnadi, 2015b, 2018, 2019, 2022).

As 103 espécies estudadas (Tabela 2) também se distribuem por vários estados do Brasil, exceto aquelas registradas apenas para quatro (*Dimerodontium mendozense*, *Rhynchostegium serrulatum*, *Cololejeunea paucifolia*), três (*Callicostella apophysata*, *Fissidens bryoides*, *Metzgeria hegewaldii*) e dois (*Pterogoniopsis paulista*) estados, além de *Fissidens pseudoplurisetus*, que se restringe ao estado paulista; a brioflora em outros parques urbanos paulistanos é também amplamente distribuída pelo país (Yano, 2011; Bordin & Yano, 2013; Visnadi, 2015b, 2018, 2019, 2022; JBRJ, 2020), mas, para M. Silva et al. (2014), a maior parte das briófitas ocorrentes na Mata Atlântica está distribuída de forma restrita ou esparsa pelo território brasileiro.

Metzgeria hegewaldii ocorre nos estados da Bahia, de Minas Gerais, São Paulo e Santa Catariana, do Paraná

e Rio Grande do Sul (Söderström et al., 2019). A espécie é considerada vulnerável (VU), devido à sua distribuição escassa e fragmentada (América do Sul) e à sua ausência em unidade de conservação (Brasil) (JBRJ, 2020). Em São Paulo, *M. hegewaldii* também se encontra nessa categoria da lista vermelha das espécies ameaçadas, da União Internacional para Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN); no estado paulista, a hepática se restringe à capital, onde ela ocorre em dez parques (incluindo as áreas de estudo), os quais, embora protegidos pela administração pública municipal, possuem vegetação arbustivo-arbórea em fragmentos circundados pelo entorno urbano (Tabela 2; Mamede et al., 2007; Visnadi, 2018, 2019, 2022; IUCN, 2022). Além disso, segundo o "Plano municipal de estratégias e ações locais pela biodiversidade de São Paulo", as áreas que possuem espécies ameaçadas de extinção são prioritárias para a conservação da diversidade biológica paulistana (citado em Branco, 2011).

Metzgeria hegewaldii se distribui pelos três parques estudados (Tabela 2), totalizando, no entanto, mais amostras para as áreas antrópicas (1,5% das amostras) do que para as áreas com floresta ombrófila densa (0,5% amostras) (Figura 5). Essa hepática apresenta abrangentes espectros ecológicos (Souza et al., 2016), mas prefere ambientes com maior disponibilidade de luz e menor umidade em outros parques urbanos paulistanos, sendo comum na vegetação de bosque heterogêneo e particularmente rara na floresta ombrófila densa (Parque Previdência), além de ausente (Parque Independência) e incomum (Parque Ibirapuera) nas extensas áreas antrópicas dos dois últimos parques (Visnadi, 2018, 2019, 2022).

As 103 espécies já foram registradas para os tipos de vegetação que também ocorrem na RMSP, como a floresta ombrófila densa (floresta tropical pluvial), a floresta estacional semidecidual (floresta tropical subcaducifólia) e a savana (cerrado); em outros parques urbanos paulistanos, a brioflora é igualmente típica dos tipos de vegetação ocorrentes nessa metrópole; muitas cidades mantêm uma proporção significativa da sua biodiversidade, pois cerca de 70% das espécies vegetais encontradas em áreas urbanas são nativas da região adjacente. As espécies estudadas também já foram relacionadas para áreas antrópicas, incluindo as urbanas, exceto *Callicostella apophysata*, *C. merkelii*, *Fissidens pseudoplurisetus*, *Ochrobryum gardneri*, *Porotrichum longirostre*, *Schlotheimia torquata*, *Syrrhopodon parasiticus*, *Plagiochila simplex* e *Radula tectiloba*; o homem introduz diretamente na cidade, de forma voluntária ou não, muitas espécies da área rural vizinha, e os organismos urbanos se ajustam ao meio, sendo mais adaptáveis que os organismos não urbanos; entretanto, no caso das briófitas, as espécies urbanas, em particular, foram apontadas como tolerantes à urbanização e não adaptadas ao ambiente das cidades (Tabela 2; Aragaki & Mantovani, 1998; N. Santos et al., 2011; Campbell et al., 2012; IBGE, 2012; Bordin & Yano, 2013; Visnadi, 2013, 2015a, 2015b, 2018, 2019, 2022; Adler & Tanner, 2015; Carmo et al., 2015; JBRJ, 2020).

COMPARAÇÃO COM OUTROS FRAGMENTOS DE VEGETAÇÃO URBANA

Quanto maior é o número de espécies de briófitas, maior é a similaridade entre os parques (Figuras 4 e 7), como em outras áreas verdes urbanas paulistanas (Visnadi, 2018).

Todavia, os parques Santo Dias e Burle Marx são mais similares (Figura 7), devido às suas áreas antrópicas (Figura 8), com números mais próximos de briófitas (Tabela 2), possuindo vários tipos de ambientes onde essas plantas foram encontradas. As áreas urbanas, total ou parcialmente construídas, visam atender às necessidades humanas que são semelhantes no mundo inteiro, e essa homogeneização do *habitat* resulta na homogeneização das espécies (Adler & Tanner, 2015), inclusive de briófitas, nas áreas onde a interferência antrópica é mais intensa (Giudice et al., 1997).

A área antrópica do Parque Alfredo Volpi, com poucos ambientes diferentes, sendo representada quase totalmente pelo estacionamento, é mais distinta (Figura 8) e bem mais pobre em espécies (Tabela 2). A brioflora difere entre as áreas urbanas que estão sob diferentes

intensidades de interferências antrópicas (Giudice et al., 1997), incluindo a poluição urbana (Glime, 2007). Além disso, apenas algumas espécies de briófitas das florestas tropicais são capazes de sobreviver em *habitats* artificiais (Glime, 2017a).

Embora as áreas de mata sejam similares nos três parques, a floresta ombrófila densa é mais distinta em Santo Dias, por ser muito rica em espécies (Figura 8, Tabela 2). A brioflora é mais rica e heterogênea nas áreas onde a ação humana exerce menor influência (Giudice et al., 1997).

Os parques Burle Marx e Alfredo Volpi são mais similares (Figuras 9 e 10), devido às suas áreas com floresta ombrófila densa (Figura 8), com números mais próximos de espécies (Tabela 2). Ambos os parques possuem entorno urbano com ICV alto, embora, nos distritos onde se situam, a cobertura vegetal pouco represente a mata nativa (Tabela 1; Sepe & Gomes, 2008). Catharino e Aragaki (2008) já constataram que os fragmentos florestais nos parques Alfredo Volpi e Santo Dias são pouco similares, evidenciando grande heterogeneidade da composição florística e alta diversidade regional. Além disso, na RMSP, a flora tende para a floresta estacional semidecidual (floresta tropical subcaducifólia) e para a savana (cerrado), ao norte, em direção ao planalto interiorano (o Parque Alfredo Volpi,

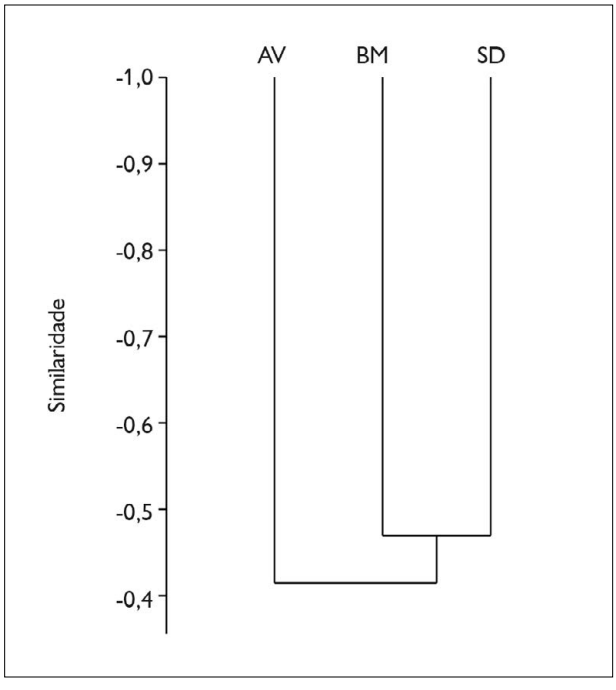

Figura 7. Agrupamento dos três parques em relação à presença das espécies de briófitas estudadas; correlação cofenética = 0,7442. A exclusão das espécies restritas não altera o padrão de distribuição, evidenciando apenas maior similaridade entre os parques (não ilustrado); correlação cofenética = 0,9972. Legendas: AV = Alfredo Volpi; BM = Burle Marx; SD = Santo Dias.

Figure 7. Grouping of the three parks in relation to the presence of the studied bryophyte species; cophenetic correlation = 0.7442. The exclusion of the restricted species does not change the distribution pattern, showing only greater similarity among the parks (not illustrated); cophenetic correlation = 0.9972. Legends: AV = Alfredo Volpi; BM = Burle Marx; SD = Santo Dias.

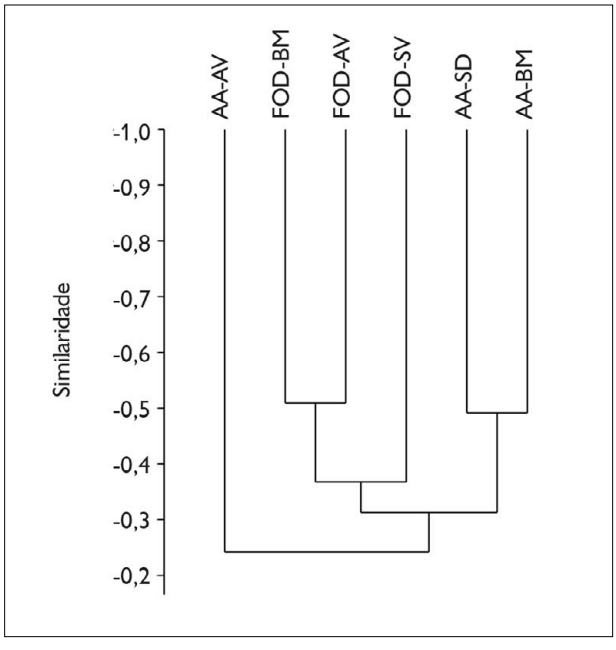

Figura 8. Agrupamento das seis áreas em relação à presença das espécies de briófitas estudadas; correlação cofenética = 0,8645. A exclusão das espécies restritas não altera o padrão de distribuição, evidenciando apenas maior similaridade entre as áreas (não ilustrado); correlação cofenética = 0,8551. Legendas: AA = área antrópica; FOD = floresta ombrófila densa; AV = Alfredo Volpi; BM = Burle Marx; SD = Santo Dias.

Figure 8. Grouping of the six areas in relation to the presence of the studied bryophyte species; cophenetic correlation = 0.8645. The exclusion of the restricted species does not change the distribution pattern, showing only greater similarity among the areas (not illustrated); cophenetic correlation = 0.8551. Legends: AA = anthropic area; FOD = dense ombrophilous forest; AV = Alfredo Volpi; BM = Burle Marx; SD = Santo Dias.

na zona centro-oeste, e o Parque Burle Marx, na zona sul da capital paulista, estão relativamente próximos um do outro), bem como para a floresta ombrófila densa (floresta tropical pluvial), ao sul, em direção ao litoral (o Parque Santo Dias, também na zona sul da capital paulista, está mais distante do Parque Burle Marx) (IBGE, 2012; Barretto & Catharino, 2015; Google Maps/Google Earth, 2022).

Os parques Santo Dias (76 espécies) e Previdência (61 espécies) são mais similares, pois abrigam importantes remanescentes da floresta ombrófila densa, além de áreas antrópicas parecidas (com edificações, quadras e áreas de estar), relativamente fechadas pela vegetação, onde o tráfego de veículos é reduzido (primeiro parque) ou não existe (segundo parque); embora o Parque Ibirapuera (63 espécies) apresente somente bosque heterogêneo, que é pobre em briófitas, essa área verde é bem mais extensa (158,4 ha) do que a área dos parques Santo Dias (13,4 ha) e Previdência (9,1 ha) (Figuras 4, 9 e 10, Tabela 1; Takiya, 2002; Visnadi, 2018, 2019, 2022).

As espécies restritas diferenciam os demais oito parques (Figuras 9 e 10), com vegetação de bosque heterogêneo (apenas Trianon possui floresta ombrófila

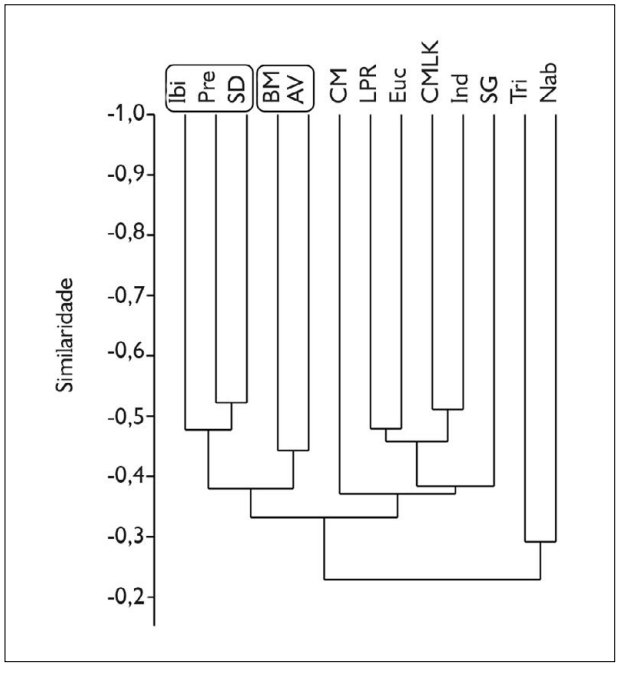

Figura 9. Agrupamento de 13 parques urbanos paulistanos em relação à presença das espécies de briófitas; correlação cofenética = 0,7971. Legendas: Ibi = Ibirapuera; Pre = Previdência; SD = Santo Dias; BM = Burle Marx; AV = Alfredo Volpi; CM = Casa Modernista; LPR = Lina e Paulo Raia; Euc = Eucaliptos; CMLK = Cordeiro Martin Luther King; Ind = Independência; SG = Severo Gomes; Tri = Trianon; Nab = Nabuco.

Figure 9. Grouping of 13 urban parks in the São Paulo city in relation to the presence of the bryophyte species; cophenetic correlation = 0.7971. Legends: Ibi = Ibirapuera; Pre = Previdência; SD = Santo Dias; BM = Burle Marx; AV = Alfredo Volpi; CM = Casa Modernista; LPR = Lina e Paulo Raia; Euc = Eucaliptos; CMLK = Cordeiro Martin Luther King; Ind = Independência; SG = Severo Gomes; Tri = Trianon; Nab = Nabuco.

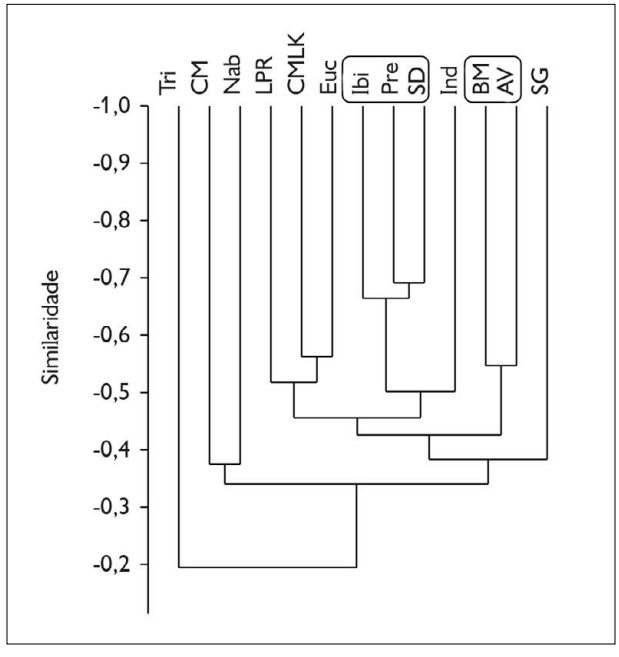

Figura 10. Agrupamento de 13 parques urbanos paulistanos em relação à presença das espécies de briófitas, excluindo-se as espécies restritas a determinado parque; correlação cofenética = 0,8772. Legendas: Tri = Trianon; CM = Casa Modernista; Nab = Nabuco; LPR = Lina e Paulo Raia; CMLK = Cordeiro Martin Luther King; Euc = Eucaliptos; Ibi = Ibirapuera; Pre = Previdência; SD = Santo Dias; Ind = Independência; BM = Burle Marx; AV = Alfredo Volpi; SG = Severo Gomes.

Figure 10. Grouping of 13 urban parks in the São Paulo city in relation to the presence of the bryophyte species, excluding the species restricted to particular park; cophenetic correlation = 0.8772. Legends: Tri = Trianon; CM = Casa Modernista; Nab = Nabuco; LPR = Lina e Paulo Raia; CMLK = Cordeiro Martin Luther King; Euc = Eucaliptos; Ibi = Ibirapuera; Pre = Previdência; SD = Santo Dias; Ind = Independência; BM = Burle Marx; AV = Alfredo Volpi; SG = Severo Gomes.

densa, que, no entanto, é muito antropizada, sendo o parque mais pobre em briófitas) e brioflora com, no máximo, 43 espécies; em parques urbanos paulistanos, a vegetação é mais esparsa em bosques heterogêneos do que na floresta ombrófila densa (Visnadi, 2015b, 2018, 2019, 2022). A distribuição das briófitas no sub-bosque está relacionada às condições ambientais (M. Silva & Pôrto, 2013); aberturas na vegetação impõem alterações microclimáticas, como aumento da incidência de luz e temperaturas extremas, turbulência do vento e dessecação de *habitats*, reduzindo a biodiversidade de epífitas, por exemplo (Guaratini, 2010; Tabarelli et al., 2012; Adler & Tanner, 2015).

A quase totalidade das briófitas estudadas (86 espécies, 83,5%) ocorre no PEFI, que possui floresta ombrófila densa (Visnadi, 2015b); as demais espécies (17 espécies, 16,5%) já foram registradas para esse último tipo de vegetação, exceto *Erythrodontium longisetum* (cerrado), *Fissidens pseudoplurisetus* e *Lejeunea obtusangula* (Mata Atlântica, sem especificar a formação florestal) (Bordin & Yano, 2013; JBRJ, 2020), confirmando a importância dos fragmentos florestais das áreas de estudo para a conservação da brioflora da Mata Atlântica.

Os três parques possuem brioflora mais pobre e totalizam uma área menos extensa (103 espécies, em 41,4 ha; Tabelas 1 e 2, Figura 4) que o PEFI (266 espécies, em 493,21 ha; Visnadi, 2015b), pois menos espécies conseguem ter sucesso em *habitats* urbanos fragmentados, como manchas pequenas e geralmente isoladas (Adler & Tanner, 2015). A diminuição das briófitas na região tropical deve-se, principalmente, à perda de *habitat* e, como a recuperação da sua diversidade, mesmo em florestas tropicais já recuperadas, pode levar muitos anos, a conservação dessas plantas é possível por meio da manutenção de mais áreas verdes, além de fragmentos de vegetação em maiores dimensões, evitando-se a supressão de árvores (Glime, 2017a). Fragmentos de florestas secundárias, como os de Mata Atlântica inseridos em paisagens muito alteradas, requerem proteção imediata, inclusive contra os distúrbios antrópicos, além do manejo da vegetação e da paisagem, aumentando a conectividade com outros fragmentos de vegetação (Brancalion et al., 2012). Embora alguns acordos internacionais pela sustentabilidade tenham sido assinados na última década, como as Metas de Aichi da Biodiversidade, em 2010, os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), da Agenda 2030, o Acordo do Clima de Paris, em 2015, e a Nova Agenda Urbana, em 2016 (Perpétuo & Jacobi, 2019), a perda da biodiversidade, cujos dados são ainda alarmantes, continua sendo um dos atuais desafios do mundo (Dale & Gonçalves, 2019).

As áreas de estudo (Tabelas 1 e 2) possuem mais espécies em comum com outras áreas verdes urbanas, sob domínio do bioma Mata Atlântica, da própria região Sudeste, nos estados do Rio de Janeiro e de Minas Gerais (71 espécies, 69%; Molinaro & D. Costa, 2001; Machado & Luizi-Ponzo, 2011; Paiva et al., 2015), do que com aquelas nas regiões Sul (54 espécies, 52,4%) e Nordeste (20 espécies, 19,4%); pouca similaridade da brioflora, no território brasileiro, foi relacionada a áreas situadas em regiões climáticas diferentes (zonas tropical e subtropical) ou distantes geograficamente umas das outras (Bastos & Yano, 1993; Bordin & Yano, 2009; Carmo et al., 2015; Souza et al., 2016; Borella et al., 2019).

Para o estado de São Paulo, em locais sob domínio do bioma Mata Atlântica, poucas briófitas (18 espécies, 17,5%) ocorrem simultaneamente entre as áreas estudadas (na malha urbana da capital paulista) e os parques urbanos, em Mauá e Ribeirão Pires (circunvizinhos do Parque Estadual da Serra do Mar), todos na RMSP; e ainda menos briófitas (14 espécies, 13,6%) são comuns entre as áreas de estudo, no planalto paulista, e o Parque Zoobotânico (Orquidário Municipal), na cidade litorânea de Santos (Figura 1, Tabelas 1 e 2; Mello et al., 2001, 2011; Prudêncio et al., 2015).

Por outro lado, mais briófitas listadas (20 espécies, 19,4%; Tabela 2) foram também registradas para áreas verdes urbanas, sob domínio dos biomas Mata Atlântica e Cerrado, em cidade paulista (Rio Claro; Visnadi & Monteiro,

1990) e mineira (Belo Horizonte; Peñaloza-Bojacá et al., 2017), e a vegetação desses dois biomas também ocorre no território da RMSP (Aragaki & Mantovani, 1998; IBGE, 2012; Barretto & Catharino, 2015).

COLONIZAÇÃO DO SUBSTRATO

As briófitas preferem os substratos naturais, sendo predominantemente corticícolas, principalmente em floresta ombrófila densa, nas áreas de estudo (Figura 11) e no Parque Previdência, também na capital paulista (Visnadi, 2022). A brioflora é igualmente mais comum nos substratos naturais de outros nove parques urbanos paulistanos, onde predominam as espécies corticícolas (Visnadi, 2015b, 2018, 2019). Essas últimas são também predominantes em fragmentos de vegetação de outras cidades, particularmente da RMSP (Mello et al., 2011; Prudêncio et al., 2015), do estado paulista (Visnadi & Monteiro, 1990), da Bahia, de Minas Gerais, do Rio de Janeiro, do Paraná e do Rio Grande do Sul (Molinaro & D. Costa, 2001; Bordin & Yano, 2009; Machado & Luizi-Ponzo, 2011; Paiva et al., 2015; Souza et al., 2016; Peñaloza-Bojacá et al., 2017; Borella et al., 2019). A riqueza e a cobertura das briófitas são maiores nas florestas, devido à maior umidade, em comparação às árvores que ficam isoladas, sob condições de seca, devido à maior exposição à luz solar (Glime, 2017a). A riqueza da brioflora é também menor nas áreas antrópicas estudadas, onde a vegetação arbustivo-arbórea é bem mais esparsa.

Epíxilas e terrícolas são menos comuns e saxícolas, mais raras, sendo todas elas, no entanto, mais encontradas na mata do que nas áreas antrópicas (Figura 11). Em florestas tropicais, as epíxilas mais comuns pertencem às famílias Lejeuneaceae, Pilotrichaceae e Sematophyllaceae (M. Silva & Pôrto, 2009; Glime, 2017a), inclusive nas áreas de estudo, além de Pylaisiadelphaceae (Tabela 2). Em outros parques urbanos paulistanos, abertos à visitação pública e sob constantes manutenções, epíxilas e terrícolas são também incomuns e saxícolas, igualmente esporádicas (Visnadi, 2015b, 2018, 2019, 2022).

Sabe-se que as briófitas corticícolas predominam nas florestas tropicais, além das briófitas epíxilas serem mais frequentes que as saxícolas, sendo, no entanto, as briófitas terrícolas comuns em solo perturbado (Richards, 1984). Essas florestas fornecem grande variedade de nichos nas diferentes alturas e partes (troncos, ramos e folhas) da sua vegetação, além de outros substratos (rochas) para a brioflora, mas o solo desses ambientes, com muitas folhas e pouca penetração de luz, dificulta a sobrevivência das briófitas (Glime, 2017a).

Parte das 103 espécies listadas (58 espécies, 56,3%) ocorre exclusivamente em um tipo de substrato, sendo, portanto, corticícola (39 espécies), terrícola (11 espécies), epíxila (sete espécies) ou saxícola (uma espécie) (Tabela 2), como em florestas tropicais, onde apenas parte das espécies de briófitas ocorre exclusivamente em córtex ou casca, solo, substratos em decomposição ou em rochas, respectivamente (Richards, 1984).

Epífilas não ocorrem nas áreas de estudo (Tabela 2). A floresta estudada é antropizada, possuindo árvores relativamente esparsas, cujo dossel nem sempre é fechado; por essa razão, o sub-bosque é relativamente iluminado pela luz solar; além disso, existem pequenas clareiras, onde crescem bambus, plantas herbáceas ou árvores jovens apoiadas por estacas; em vários trechos, a mata evidencia pisoteio em seu interior. Briófitas epífilas são raras no PEFI e no Parque Previdência (Visnadi, 2015b, 2022), onde a mata, no entanto, se encontra em melhor estado de conservação. Essas plantas estão associadas a *habitats* mais úmidos e sombreados das florestas tropicais, sendo sensíveis à perturbação do ambiente (Richards, 1984; Gradstein et al., 2001; Kersten & Waechter, 2011), à fragmentação da vegetação e ao seu isolamento (Alvarenga & Pôrto, 2007), indicando, por exemplo, áreas de Mata Atlântica em bom estado de conservação (N. Santos & D. Costa, 2008). A cobertura do dossel é fundamental para a manutenção da diversidade das briófitas nas florestas tropicais úmidas; as briófitas epífilas, em particular, são afetadas pela estrutura do dossel e pela exposição à

luz solar, fatores, por exemplo, que se alteram com o desmatamento ou desbaste da vegetação (Glime, 2017a). O plantio de árvores nativas é incentivado, na cidade de São Paulo, também com a finalidade de se aumentar a cobertura pelo dossel (São Paulo, 2020). Epífilas não ocorrem em outras áreas verdes urbanas, onde a ausência delas foi igualmente relacionada à perturbação do ambiente (Paiva et al., 2015; Visnadi, 2018, 2019).

Os substratos artificiais, ao contrário dos substratos naturais, são bem menos colonizados pelas briófitas, sendo, contudo, mais disponíveis a essas plantas nas áreas antrópicas, onde o concreto é o preferido (Figura 11, Tabela 2). O ambiente urbano é prejudicial a muitas briófitas sensíveis, sendo favorável àquelas tolerantes aos distúrbios antrópicos e que colonizam todos os substratos disponíveis na ausência de competidores (Giudice et al., 1997).

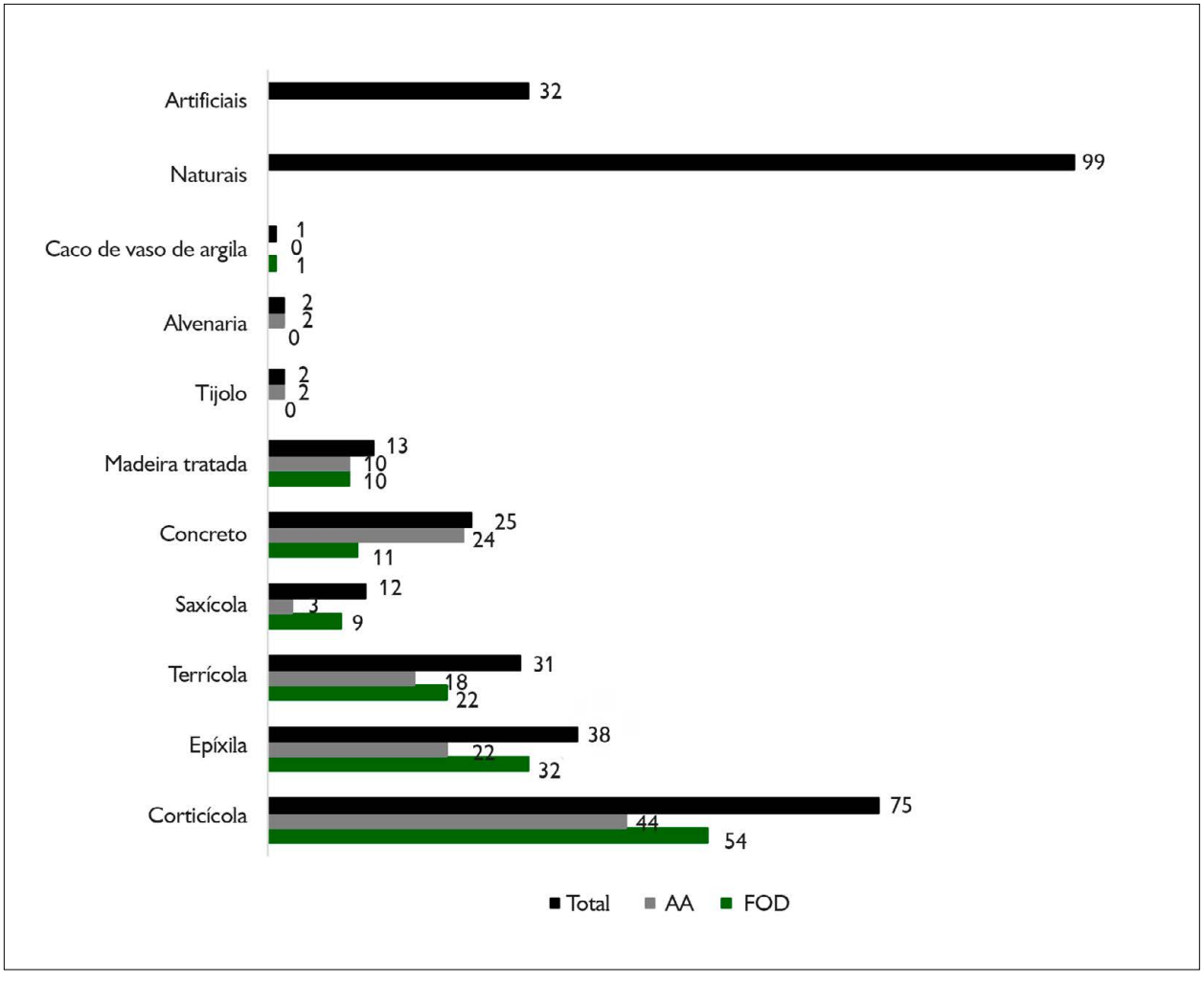

Figura 11. Número de espécies de briófitas ocorrentes em substratos naturais e artificiais e especificamente para os diferentes tipos desses substratos (segundo classificação adotada) encontrados nos parques Santo Dias, Burle Marx e Alfredo Volpi. Legendas: AA = área antrópica; FOD = floresta ombrófila densa.

Figure 11. Number of bryophyte species occurring in natural and artificial substrates and specifically for the different types of these substrates (according adopted classification) found in the Santo Dias, Burle Marx and Alfredo Volpi parks. Legends: AA = anthropic area; FOD = dense ombrophilous forest.

Algumas briófitas, portanto, podem prosperar nesses ambientes antrópicos, os quais, embora substituam os *habitats* naturais, dispõem de uma variedade de *habitats* artificiais para a brioflora (Glime, 2017a). Em outras áreas verdes urbanas, na capital paulista, concreto é também o substrato artificial mais colonizado pela brioflora (Visnadi, 2018, 2019, 2022).

Musgos encontram nichos adequados à sua sobrevivência, mesmo em áreas perturbadas (Glime, 2017a), como *Barbula indica* e *Philonotis uncinata*, restritos ao concreto, e *Fissidens spurio-limbatus*, restrito à madeira tratada (Tabela 2). As duas primeiras espécies são comuns em solo e rochas (Sharp et al., 1994) e a última, preferencialmente terrícola, é também corticícola e epíxila (Bordin & Yano, 2013).

Madeira tratada é o segundo substrato artificial mais disponível às briófitas, que são raras em tijolo e alvenaria, em várias áreas verdes urbanas da capital paulista (Visnadi, 2018, 2019) e igualmente nas áreas de estudo, onde as briófitas são ainda esporádicas em caco de vaso de argila (Figura 11, Tabela 2).

As briófitas estudadas (Tabela 2) caracterizam ambientes que estão mais estabilizados do que em regeneração (Peralta & Yano, 2008), pois a maior parte delas foi registrada para um tipo de substrato (61 espécies, 59,2%), restringindo-se à mata (35 espécies) e às áreas antrópicas (18 espécies) ou ocorrendo em ambos os ambientes (oito espécies); essas plantas foram registradas para os substratos naturais (58 espécies) ou artificiais (três espécies) e se distribuem por uma única área (42 espécies) ou por duas a seis áreas estudadas (19 espécies). Em outros parques urbanos paulistanos, no entanto, a brioflora caracteriza ambientes em regeneração de bosque heterogêneo e floresta ombrófila densa; entretanto, as espécies restritas a poucos tipos de substratos também se distribuem de forma mais restrita nos parques, predominando nos substratos naturais (Visnadi, 2015b, 2018, 2019, 2022)

Treze espécies (12,6%), que foram coletadas em dois tipos de substrato, distribuem-se na mata e nas áreas antrópicas ou se restringem a um dos dois tipos de ambientes, mas a maior parte delas ocorre nos substratos naturais, distribuindo-se em algumas das seis áreas estudadas; por outro lado, a maior parte das 29 espécies (28,2%), registradas para sete (uma espécie, 1%), cinco (cinco espécies, 4,9%), quatro (11 espécies, 10,7%) e três (12 espécies, 11,6%) tipos de substratos, ocorre na mata e nas áreas antrópicas, em substratos naturais e artificiais e nas seis áreas estudadas (Tabela 2). Espécies que crescem em vários tipos de substratos também estão mais amplamente distribuídas em outros parques paulistanos, ocorrendo tanto nos substratos naturais quanto nos artificiais (Visnadi, 2015b, 2018, 2019, 2022).

Além disso, em áreas urbanas perturbadas, as briófitas mais comuns são também aquelas ocorrentes no maior número de substratos (Glime, 2017a), como as três espécies (*Rhynchostegium conchophyllum*, *Lejeunea flava* e *Brittonodoxa subpinnata*) que totalizam muitas amostras, sendo registradas para as seis áreas estudadas e para vários dos nove tipos de substratos onde as briófitas foram encontradas (Figura 5, Tabela 2).

GRUPO ECOLÓGICO E FORMA DE VIDA

Todas as espécies são generalistas nas áreas de estudo (Tabela 2). Como relacionado anteriormente, para justificar a ausência de epífilas nos três parques, a mata estudada é muito antropizada. As florestas secundárias são mais abertas e, por essa razão, contribuem para o crescimento de briófitas com maior amplitude ecológica (Frahm, 2003). Todavia, a perda de espécies, principalmente de briófitas epífitas de sombra, já foi registrada em florestas no Brasil, onde poucas delas só retornaram 25 anos após o distúrbio na vegetação (Glime, 2017a). Além disso, em cidades, predominam as espécies generalistas (Campbell et al., 2012; Adler & Tanner, 2015), inclusive de briófitas (Carmo et al., 2015). Brioflora generalista é predominante em *habitats* fragmentados e perturbados (Alvarenga & Pôrto, 2007; Alvarenga et al., 2010) e em vários parques urbanos paulistanos (Visnadi, 2015b, 2018, 2019, 2022).

A variedade de formas de vida registrada para as briófitas – como tapete (57,3%), tufo (18,5%), flabelado (11,7%), taloso (5,8%), dendroide (1,9%), flabelado e tufo (1,9%), pendente (1,9%) e trama (1%) – está relacionada a ambientes com suprimento constante de água (Tabela 2; Glime, 2017b), como verificado para a brioflora no PEFI (Visnadi, 2015b). Deixar de reconhecer o papel das briófitas nos ciclos hidrológicos é o mesmo que ignorar a importância da água na manutenção de toda a vida e na sustentação do bem-estar econômico do homem (Gradstein et al., 2001). Essas plantas servem como diminutas esponjas, absorvendo e retendo água e nutrientes, os quais são liberados gradualmente, quando necessários ao ambiente; esse papel das briófitas é crucial na região tropical, que possui o maior número delas em espécies no mundo (Glime, 2017a).

Todavia, as formas de vida relacionadas às briófitas sensíveis à seca, que preferem ambientes úmidos e sombreados, são menos comuns (flabelado) ou mais raras (dendroide, pendente e trama) nas áreas estudadas (Tabela 2; Frahm, 2003; Oishi, 2009; Glime, 2017a; Spitale et al., 2020). Embora parques urbanos contribuam para a regulação do clima, impedindo, inclusive, a propagação das ilhas de calor no seu entorno, que é desprovido de cobertura vegetal, mudanças no clima interferem nas florestas, as quais também afetam o clima (Cerri et al., 2002; Malagoli et al., 2008b; Ribeiro, 2010).

A riqueza de formas de vida, no entanto, também se relaciona à heterogeneidade na intensidade de luz e na disponibilidade de umidade nos *habitats* das briófitas (Oishi, 2009). As formas de vida predominantes nas áreas de estudo associam-se a briófitas que ocorrem em ambientes úmidos e sombrios, ou mais secos (tapete), em *habitats* úmidos ou expostos, mais áridos e perturbados (tufo), como nas áreas antrópicas; briófitas também suportam a dessecação, mas a forma de vida taloso, comum em ambientes mais secos e abertos, não o é nos parques, bem como as briófitas com dois tipos de formas de vida (flabelado e tufo) (Tabela 2; Vanderpoorten & Goffinet, 2009; Visnadi, 2015b; Glime, 2017a; Spitale et al., 2020). As cidades se tornaram cada vez mais quentes nos últimos 80 anos; a ilha urbana de calor, uma consequência da urbanização, tende a aumentar a precipitação (Adler & Tanner, 2015), como na RMSP (Ambrizzi et al., 2019). Entretanto, para o estado de São Paulo, as alterações climáticas têm dificultado previsões mais acuradas sobre a precipitação e, para a capital paulista, os eventos climáticos extremos, como chuvas intensas e secas prolongadas, tornam crítica a disponibilidade hídrica; inclusive, recentemente, de 2013 a 2016, a cidade teve chuvas abaixo do normal (Artaxo, 2019).

CONCLUSÃO

A brioflora é heterogênea nos fragmentos de floresta ombrófila densa dos parques urbanos estudados na cidade de São Paulo. A maior riqueza em espécies está relacionada a parque com remanescentes importantes e melhor preservados da mata original, que também possui vários tipos de ambientes antrópicos onde as briófitas foram encontradas, e que ficou relativamente pouco tempo isolado pela expansão da urbanização (Parque Santo Dias). A brioflora mais pobre em espécies relaciona-se a parque cuja mata se encontra menos preservada e que também possui poucos ambientes antrópicos diferentes para as briófitas, além de há mais tempo isolado pela urbanização do entorno (Parque Alfredo Volpi). Já a riqueza intermediária de briófitas ocorre em remanescentes fragmentados de mata no parque, que, no entanto, dispõe de muitos tipos de ambientes antrópicos onde ocorrem as briófitas, sendo o local estudado que ficou menos tempo isolado pela expansão da urbanização (Parque Burle Marx).

Esses resultados demonstram a importância dos parques e dos seus fragmentos de floresta ombrófila densa para a conservação da biodiversidade da brioflora, característica do tipo de vegetação ocorrente na RMSP, além de possuir espécies endêmicas do Brasil (quatro musgos) e espécie ameaçada de extinção no estado de São Paulo (uma hepática).

AGRADECIMENTOS

A E. L. M. Catharino, pelos esclarecimentos sobre a vegetação dos parques estudados, pelas considerações ecológicas e definições de termos botânicos; a E. P. C. Gomes, pela orientação sobre termos botânicos e métodos de coleta, incluindo referência bibliográfica (Instituto de Pesquisas Ambientais); a F. C. Trindade (Parque Santo Dias), pelo apoio no trabalho de campo; aos administradores de cada parque, pela acolhida; à Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente (SVMA), da Prefeitura do Município de São Paulo, pela autorização da coleta de briófitas nos parques Santo Dias, Burle Marx e Alfredo Volpi (projeto de pesquisa "Flora de briófitas de parques da cidade de São Paulo-1", processo 2015-0.285.147-0), então sob administração do Departamento de Parques e Áreas Verdes (DEPAVE).

REFERÊNCIAS

Adler, F., & Tanner, C. J. (2015). *Ecossistemas urbanos: princípios ecológicos para o ambiente construído*. Oficina de Textos.

Albuquerque, M. A., Silva, E. L., Barros, K. N. N. O., & Xavier Junior, S. F. A. (2016). Comparação entre coeficientes de similaridade - uma aplicação em ciências florestais. *Matemática e Estatística em Foco*, *4*(2), 102-114.

Alvarenga, L. D. P., & Pôrto, K. C. (2007). Patch size and isolation effects on epiphytic and epiphyllous bryophytes in the fragmented Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, *134*(3), 415-427. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.08.031

Alvarenga, L. D. P., Pôrto, K. C., & Oliveira, J. R. P. M. (2010). *Habitat* loss effects on spatial distribution of non-vascular epiphytes in a Brazilian Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation*, *19*(3), 619-635. https://doi.org/10.1007/s10531-009-9723-2

Ambrizzi, T., Carvalho, J., & Fernanda, M. (2019). Eventos extremos no estado de São Paulo. In P. R. Jacobi & E. Trani (Orgs.), *Planejando o futuro hoje: Ods 13, adaptação e mudanças climáticas em São Paulo* (pp. 39-42). Instituto de Energia e Ambiente/Universidade de São Paulo.

Aragaki, S., & Mantovani, W. (1998). Caracterização do clima e da vegetação de remanescente florestal no planalto paulistano (SP). *Anais do Simpósio de Ecossistemas Brasileiros*, *4*(2), 25-36.

Artaxo, P. (2019). Contribuição subnacional ao desafio das mudanças climáticas. In P. R. Jacobi & E. Trani (Orgs.), *Planejando o futuro hoje: Ods 13, adaptação e mudanças climáticas em São Paulo* (pp. 9-11). Instituto de Energia e Ambiente, Universidade de São Paulo.

Barretto, E. H. P., & Catharino, E. L. M. (2015). Florestas maduras da região metropolitana de São Paulo: diversidade, composição arbórea e variação florística ao longo de um gradiente litoral-interior, estado de São Paulo, Brasil. *Hoehnea*, *42*(3), 445-469. http://dx.doi.org/10.1590/2236-8906-72/2014

Barros, H. R., & Lombardo, M. A. (2016). A ilha de calor urbana e o uso e a cobertura do solo em São Paulo-SP. *Geousp - Espaço e Tempo*, *20*(1), 160-177. http://dx.doi.org/10.11606/issn.2179-0892.geousp.2016.97783

Barroso, D. A. (2007). O verde como estratégia de valorização imobiliária: a formação de um projeto urbanístico em São Paulo. *Cadernos Metrópole*, (18), 157-172.

Bastos, C. J. P., & Yano, O. (1993). Musgos da zona urbana de Salvador, Bahia, Brasil. *Hoehnea*, *20*(1-2), 23-33.

Bennett, A. F., & Saunders, D. A. (2011). *Habitat* fragmentation and landscape change. In N. S. Sodhi & P. R. Ehrlich (Eds.), *Conservation biology for all* (pp. 88-106). Oxford University Press Inc.

Bordin, J., & Yano, O. (2009). Briófitas do centro urbano de Caxias do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil. *Hoehnea*, *36*(1), 7-71. http://dx.doi.org/10.1590/S2236-89062009000100001

Bordin, J., & Yano, O. (2013). Fissidentaceae (Bryophyta) do Brasil. *Boletim do Instituto de Botânica*, *22*, 1-169.

Borella, T. A. C., Peralta, D. F., & Milaneze-Gutierre, M. A. (2019). Briófitas do Parque do Ingá, Maringá, estado do Paraná, Brasil. *Pesquisas, Botânica*, (73), 119-150.

Brancalion, P. H. S., Viani, R. A. G., Rodrigues, R. R., & César, R. G. (2012). Estratégias para auxiliar na conservação de florestas tropicais secundárias inseridas em paisagens alteradas. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, *7*(3), 219-234. https://doi.org/10.46357/bcnaturais.v7i3.588

Branco, A. M. (Coord.). (2011). *Ações pela biodiversidade da cidade de São Paulo: protegendo e preservando a biodiversidade paulistana*. Prefeitura da Cidade de São Paulo/Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente.

Buckeridge, M. (2015). Árvores urbanas em São Paulo: planejamento, economia e água. *Estudos Avançados*, *29*(84), 85-101. http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142015000200006

Buckeridge, M. S., Philippi Jr., A., & Silva, R. Y. (2019). Combate às mudanças climáticas globais nas cidades. In P. R. Jacobi & E. Trani (Orgs.), *Planejando o futuro hoje: Ods 13, adaptação e mudanças climáticas em São Paulo* (pp. 35-38). Instituto de Energia e Ambiente, Universidade de São Paulo.

Burger, D. M. (2007). Estimativa da fitomassa de florestas: desenvolvimento e aplicação de modelos. *Anais do Congresso de Ecologia do Brasil*, *8*, 1-2.

Campbell, K., Chan, L., Custot, J., Elmqvist, T., & Galt, R. (2012). *Panorama da biodiversidade nas cidades: ações e políticas - avaliação global das conexões entre urbanização, biodiversidade e serviços ecossistêmicos*. Ministério do Meio Ambiente.

Carmo, D. M., Gasparino, E. C., & Peralta, D. F. (2015). Análise comparativa de briófitas urbanas da região noroeste do estado de São Paulo com demais trabalhos em diferentes fitofisionomias brasileiras. *Pesquisas, Botânica*, (67), 255-272.

Catharino, E. L. M., & Aragaki, S. (2008). A vegetação do município de São Paulo: de Piratininga à metrópole paulistana. In L. R. Malagoli, F. B. Bajesteiro & M. Whately (Orgs.), *Além do concreto: contribuições para a proteção da biodiversidade paulistana* (pp. 56-91). Instituto Socioambiental.

Cerri, C. E. P., Bernoux, M., & Cerri, C. C. (2002). Influência das mudanças climáticas nos ecossistemas florestais. In D. C. Bicudo, M. C. Forti & C. E. M. Bicudo (Orgs.), *Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI): unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo* (pp. 213-220). Editora da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo.

Côrtes, P. L., & Nadruz, V. (2019). Redução de vulnerabilidades e mudanças climáticas. In P. R. Jacobi & E. Trani (Orgs.), *Planejando o futuro hoje: Ods 13, adaptação e mudanças climáticas em São Paulo* (pp. 74-77). Instituto de Energia e Ambiente, Universidade de São Paulo.

Costa, D. P., & Peralta, D. F. (2015). Bryophytes diversity in Brazil. *Rodriguésia*, *66*(4), 1063-1071. http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860201566409

Costa, R. (2007). *Parque Previdência: caderno de campo*. Prefeitura do Município de São Paulo/Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente.

Crandall-Stotler, B., Stotler, R. E., & Long, D. G. (2009). Morphology and classification of the Marchantiophyta. In B. Goffinet & A. J. Shaw (Eds.), *Bryophyte biology* (2. ed., pp. 1-54). Cambridge University Press.

Dale, P. J., & Gonçalves, L. R. (2019). Clima e biodiversidade – diálogos necessários para políticas públicas. In P. R. Jacobi & E. Trani (Orgs.), *Planejando o futuro hoje: Ods 13, adaptação e mudanças climáticas em São Paulo* (pp. 111-114). Instituto de Energia e Ambiente/Universidade de São Paulo.

Farias, R. S., Silva, M. P. P., Maciel-Silva, A. S., & Pôrto, K. C. (2017). Influence of environmental factors on the distribution of *Calymperes* and *Syrrhopodon* (Calymperaceae, Bryophyta) in the Atlantic Forest of Northeastern Brazil. *Flora*, *234*, 158-164. https://doi.org/10.1016/j.flora.2017.07.011

Frahm, J.-P. (2003). Manual of tropical bryology. *Bryophyte Diversity and Evolution*, *23*(1), 1-196. https://doi.org/10.11646/bde.23.1.1

Franco, M. A. R. (2010). Infraestrutura verde em São Paulo: o caso do corredor verde Ibirapuera-Villa Lobos. *Revista Labverde*, (1), 135-154. https://doi.org/10.11606/issn.2179-2275.v0i1p135-154

Fudali, E. (1996). Distribution of bryophytes in various urban-use complexes of Szczecin (NW Poland). *Fragmenta Floristica et Geobotanica*, *41*(2), 717-745.

Fudali, E. (2019). Distribution of epiphytic bryophytes in Wroclaw in relation to urban-use complexes. *Biodiversity Research and Conservation*, *54*(1), 11-21. https://doi.org/10.2478/biorc-2019-0007

Garcia, R. J. F., & Pirani, J. R. (2001). Estudo florístico dos componentes arbóreo e arbustivo da Mata do Parque Santo Dias, São Paulo, SP, Brasil. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo*, *19*, 15-42. https://doi.org/10.11606/issn.2316-9052.v19i0p15-42

Gignac, L. D. (2001). Bryophytes as indicators of climate change (Invited Essay, New Frontiers in Bryology and Lichenology). *The Bryologist*, *104*(3), 410-420.

Giudice, R. L., Mazimpaka, V., & Lara, F. (1997). The urban bryophyte flora of the city of Enna (Sicily, Italy). *Nova Hedwigia*, *64*(1-2), 249-265. https://doi.org/10.1127/nova.hedwigia/64/1997/249

Glime, J. M. (2007). Economic and ethnic uses of bryophytes. In Flora of North America Editorial Committee (Ed.), *Flora of North America* (Bryophytes: Mosses: Vol. 27, Bryophyta, Part 1, pp. 14-41). Oxford University Press.

Glime, J. M. (2017a). *Bryophyte ecology* (Vol. 4). Michigan Technological University and the International Association of Bryologists. https://digitalcommons.mtu.edu/bryophyte-ecology4/

Glime, J. M. (2017b). *Bryophyte ecology* (Vol. 1). Michigan Technological University/The International Association of Bryologists. https://digitalcommons.mtu.edu/bryophyte-ecology1/

Goffinet, B., & Buck, W. R. (s.d.). *Classification of the Bryophyta.* UCONN - University of Connecticut. http://bryology.uconn.edu/classification/

Google Maps/Google Earth. (2022). https://www.google.com.br/maps/

Gradstein, S. R., Churchill, S. T., & Salar-Allen, N. (2001). *Guide to the bryophytes of Tropical America* (Memoirs of the New York Botanical Garden, 86). NYBG Press.

Grdović, S., & Stevanović, V. (2006). The moss flora in the central urban area of Belgrade. *Archives of Biological Science Belgrade*, *58*(1), 55-59. http://dx.doi.org/10.2298/ABS0601055G

Grupo de Trabalho Intersecretarial. (2019). *PMSA: Plano Municipal de Conservação e Recuperação de Áreas Prestadoras de Serviços Ambientais* (pp. 1-151). Secretaria do Verde e do Meio Ambiente/Secretaria de Desenvolvimento Urbano/Prefeitura do Município de São Paulo. https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/PMSA_Plano.pdf

Guaratini, M. T. G. (2010). Como conhecer a biodiversidade. In V. L. R. Bononi (Coord.), *Biodiversidade* (pp. 51-67, Cadernos de Educação Ambiental, 4). Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo/Instituto de Botânica.

Hammer, Ø., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, *4*(1), 1-9. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). (2012). *Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos* (Série Manuais Técnicos em Geociências, 1). IBGE.

International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN). (2022). *The IUCN red list of threatened species*. Version 2021-3. https://www.iucnredlist.org/

Jardim Botânico do Rio de Janeiro (JBRJ). (2020). *Flora do Brasil 2020.* http://floradobrasil.jbrj.gov.br

Kersten, R. A., & Waechter, J. L. (2011). Métodos quantitativos no estudo de comunidades epifíticas. In J. M. Felfili, P. V. Eisenlohr, M. M. R. F. Melo, L. A. Andrade & J. A. A. Meira Neto (Eds.), *Fitossociologia no Brasil: métodos e estudo de casos* (Vol. 1, pp. 231-254). Editora da Universidade Federal de Viçosa.

Kibrit, R. (Org.). (2011). *Biodiversidade no estado de São Paulo*. Secretaria do Estado do Meio Ambiente.

Lei nº 16.050. (2014, jul. 31). Aprova a Política de Desenvolvimento Urbano e o Plano Diretor Estratégico do Município de São Paulo e revoga a Lei nº 13.430/2002. *Diário Oficial da Cidade de São Paulo*, *59*(140), 1-352 (Suplemento). http://legislacao.prefeitura.sp.gov.br/leis/lei-16050-de-31-de-julho-de-2014

Lei nº 16.402 (2016, mar. 22). Disciplina o parcelamento, o uso e a ocupação do solo no Município de São Paulo, de acordo com a Lei nº 16.050, de 31 de julho de 2014 - Plano Diretor Estratégico (PDE). *Diário Oficial da Cidade de São Paulo*, *61*(54), 1, 3-16. http://legislacao.prefeitura.sp.gov.br/leis/lei-16402-de-22-de-marco-de-2016

Luizi-Ponzo, A. P., Bastos, C. J. P., Costa, D. P., Pôrto, K. C., Câmara, P. E. A. S., Lisboa, R. C. L., & Vilas Bôas-Bastos, S. (2006). *Glossarium polyglottum bryologiae: versão brasileira do glossário briológico*. Universidade Federal de Juiz de Fora.

Macedo, L. S. V. (2019). Iniciativas verdes de cidades pelo clima. In P. R. Jacobi & E. Trani (Orgs.), *Planejando o futuro hoje: Ods 13, adaptação e mudanças climáticas em São Paulo* (pp. 71-73). Instituto de Energia e Ambiente/Universidade de São Paulo.

Machado, P. S., & Luizi-Ponzo, A. P. (2011). Urban bryophytes from Southeastern Brazilian area (Juiz de Fora, Minas Gerais, Brazil). *Boletim do Instituto de Botânica*, *21*, 223-261.

Mägdefrau, K. (1982). Life-forms of bryophytes. In A. J. E. Smith (Ed.), *Bryophyte ecology* (pp. 45-58). Chapman and Hall.

Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Science.

Malagoli, L. R., Bajesteiro, F. B., & Whately, M. (2008a). Banco de dados sobre biodiversidade no município de São Paulo. In L. R. Malagoli, F. B. Bajesteiro & M. Whately (Orgs.), *Além do concreto: contribuições para a proteção da biodiversidade paulistana* (pp. 40-52). Instituto Socioambiental. https://www.terrabrasilis.org.br/ecotecadigital/pdf/alem-do-concreto-contribuicoes-para-a-protecao-da-biodiversidade-paulistana.pdf

Malagoli, L. R., Bajesteiro, F. B., & Whately, M. (2008b). Biodiversidade do município de São Paulo. In L. R. Malagoli, F. B. Bajesteiro & M. Whately (Orgs.), *Além do concreto: contribuições para a proteção da biodiversidade paulistana* (pp. 17-22). Instituto Socioambiental. https://www.terrabrasilis.org.br/ecotecadigital/pdf/alem-do-concreto-contribuicoes-para-a-protecao-da-biodiversidade-paulistana.pdf

Mamede, M. C. H., Souza, V. C., Prado, J., Barros, F., Wanderley, M. G. L., & Rando, J. G. (2007). *Livro vermelho das espécies vegetais ameaçadas do estado de São Paulo*. Instituto de Botânica.

Marchesi, E. P. (Coord.) (2014). *Guia dos parques municipais de São Paulo* (4. ed.). Prefeitura do Município de São Paulo/Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente. http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/meio_ambiente/arquivos/guia-parques-municipais.pdf

Martins, A. C. S., Torres, P. H. C., Ikeda, R. M., Garcia, R. J. F., Ferreira, J. M. R., & Sartorello, R. (2017). *Plano municipal de conservação e recuperação da Mata Atlântica do município de São Paulo - PMMA São Paulo*. Prefeitura Municipal de São Paulo. Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente. https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/PMMA_final_8_jan%20ok.pdf

Mazzoni, A. C., Lanzer, R., Bordin, J., Schäfer, A., & Wasum, R. (2012). Mosses as indicators of atmospheric metal deposition in an industrial area of southern Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, *26*(3), 553-558.

Mello, Z. R., Lourenço, G. A., & Yano, O. (2001). Briófitas do Orquidário Municipal de Santos, São Paulo, Brasil. *Anais do Congresso Brasileiro de Pesquisas Ambientais*, *1*, 92-94.

Mello, Z. R., Carvalho, H. R., & Giordano, F. (2011). Bryophytes of Guapituba Park, Mauá, SP, Brazil. *Boletim do Instituto de Botânica*, *21*, 81-91.

Molinaro, L. C., & Costa, D. P. (2001). Briófitas do arboreto do Jardim Botânico do Rio de Janeiro. *Rodriguésia*, *52*(81), 107-124. http://dx.doi.org/10.1590/2175-78602001528105

Nalon, M. A., Sinsigalli, P. A. A., & Souza Júnior, W. C. (2019). Cenários para os serviços ecossistêmicos de São Paulo com as mudanças climáticas. In P. R. Jacobi & E. Trani (Orgs.), *Planejando o futuro hoje: Ods 13, adaptação e mudanças climáticas em São Paulo* (pp. 90-93). Instituto de Energia e Ambiente, Universidade de São Paulo.

Nobre, C. A., Young, A. F., Saldiva, P. H. N., Orsini, J. A. M., Nobre, A. D., Ogura, A., . . . Rodrigues, G. O. (2011). *Vulnerabilidades das megacidades brasileiras às mudanças climáticas: região metropolitana de São Paulo: relatório final*. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais/Universidade Estadual de Campinas. https://www.nepo.unicamp.br/publicacoes/livros/megacidades/megacidades_RMSP.pdf

Oishi, Y. (2009). A survey method for evaluating drought-sensitive bryophytes in fragmented forests: a bryophyte life-form based approach. *Biological Conservation*, *142*(12), 2854-2861. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.04.011

Oliveira, R. F., & Alves, J. W. S. (2014). *Mudanças climáticas globais no estado de São Paulo* (Cadernos de Educação Ambiental, 15). Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo/Coordenadoria de Educação Ambiental.

Paiva, L. A., Silva J. C., Passarella, M. A., & Luizi-Ponzo, A. P. (2015). Briófitas de um fragmento florestal urbano de Minas Gerais (Brasil). *Pesquisas, Botânica*, (67), 181-199.

Peñaloza-Bojacá, G. P., Fantecelle, L. B., Araújo, C. A. T., & Maciel-Silva, A. S. (2017). Briófitas na Estação Ecológica da Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil. *Iheringia, Série Botânica*, *72*(1), 44-56. http://dx.doi.org/10.21826/2446-8231201772105

Peralta, D. F., & Yano, O. (2008). Briófitas do Parque Estadual da Ilha Anchieta, Ubatuba, estado de São Paulo, Brasil. *Iheringia, Série Botânica*, *63*(1), 101-127.

Perim, M. A. (2019). Córrego Pirajussara: respirar para reviver. *Labverde*, *9*(2), 62-79. https://doi.org/10.11606/issn.2179-2275.v9i2p62-79

Perpétuo, R. O., & Jacobi, P. R. (2019). Redes globais, agendas e ações de adaptação. In P. R. Jacobi & E. Trani (Orgs.), *Planejando o futuro hoje: Ods 13, adaptação e mudanças climáticas em São Paulo* (pp. 52-55). Instituto de Energia e Ambiente, Universidade de São Paulo.

Phillips, O., & Miller, J. S. (2002). *Global patterns of plant diversity: Alwyn H. Gentry's forest transect data set* (Monographs in Systematic Botany, 89). Missouri Botanical Garden Press.

Prefeitura do Município de São Paulo. (2016a). *Mapa dos remanescentes de vegetação do bioma Mata Atlântica no município de São Paulo - PMMA São Paulo*. Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente/Fundação SOS Pró-Mata Atlântica. https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/meio_ambiente/arquivos/pmma/PMMA_2342.pdf

Prefeitura do Município de São Paulo. (2016b). *Mapa dos remanescentes de vegetação do bioma Mata Atlântica no município de São Paulo - PMMA São Paulo*. Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente/Fundação SOS Pró-Mata Atlântica. https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/meio_ambiente/arquivos/pmma/PMMA_3331.pdf

Prefeitura do Município de São Paulo. (2016c). *Mapa dos remanescentes de vegetação do bioma Mata Atlântica no município de São Paulo - PMMA São Paulo*. Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente/Fundação SOS Pró-Mata Atlântica. https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/meio_ambiente/arquivos/pmma/PMMA_3315.pdf

Prefeitura do Município de São Paulo. (2022). *Dados demográficos dos distritos pertencentes às subprefeituras*. Secretaria Municipal de Subprefeituras. https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/subprefeituras/subprefeituras/dados_demograficos/index.php?p=12758

Prefeitura do Município de São Paulo. (s.d.a). *Área urbanizada, segundo períodos de expansão: Região Metropolitana de São Paulo, 1881-2002* (Município em Mapas, Série Temática Panorama: Mapa 3). Secretaria Municipal de Planejamento. Prefeitura da Cidade de São Paulo. http://smul.prefeitura.sp.gov.br/panorama/pdf/pag03.pdf

Prefeitura do Município de São Paulo. (s.d.b). *Uso do solo predominante 2005* (Município em Mapas, Série Temática Panorama: Mapa 6). Secretaria Municipal de Planejamento. Prefeitura da Cidade de São Paulo. http://smul.prefeitura.sp.gov.br/panorama/pdf/pag06.pdf

Prudêncio, R. X. A., Domiciano, T. R., & Mello, Z. R. (2015). Briófitas do Parque Pérola da Serra, Ribeirão Pires, São Paulo, Brasil. *Pesquisas, Botânica*, (67), 119-130.

Ribeiro, M. C. (Coord.). (2010). *Guia dos parques municipais de São Paulo* (Vol. 2). Prefeitura do Município de São Paulo/Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente. https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/meio_ambiente/arquivos/guia_parques2_web.pdf

Richards, P. W. (1984). The ecology of tropical forest bryophytes. In R. M. Schuster (Ed.), *New manual of bryology* (Vol. 2, pp. 1233-1270). Hattori Botanical Laboratory.

Robbins, R. G. (1952). Bryophyte ecology of a dune area in New Zealand. *Vegetatio*, *4*(1), 1-31. https://doi.org/10.1007/BF00452923

Santos, A., Moraes, R., Isfer, A. C. A., & Alface, B. S. (2015). *Manual técnico de arborização urbana*. Assessoria de Comunicação, Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente, Prefeitura de São Paulo.

Santos, N. D., & Costa, D. P. (2008). A importância de Reservas Particulares do Patrimônio Natural para a conservação da brioflora da Mata Atlântica: um estudo em El Nagual, Magé, RJ, Brasil. *Acta Botanica Brasilica, 22*(2), 359-372. http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062008000200007

Santos, N. D., Costa, D. P., Kinoshita, L. S., & Shepherd, G. J. (2011). Aspectos brioflorísticos e fitogeográficos de duas formações costeiras de Floresta Atlântica da Serra do Mar, Ubatuba/SP, Brasil. *Biota Neotropica*, *11*(2), 425-438. http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032011000200040

Santos, R. G., Prata-Shimomura, A. R., Correia, E., Franco, M. A. R., & Lopes, A. S. (2017). Morfologia urbana e corredores de ventilação como subsídio à resiliência urbana. *Labverde*, *8*(2), 12-37.

São Paulo. (2016). *Parcelamento, uso e ocupação do solo do município de São Paulo: lei municipal nº 16.402, de 22 de março de 2016. Zoneamento ilustrado*. Secretaria Municipal de Desenvolvimento Urbano - SMDU. Prefeitura de São Paulo. https://gestaourbana.prefeitura.sp.gov.br/marco-regulatorio/zoneamento/arquivos/

São Paulo. (2020). *Índice BIOSAMPA 2019: 23 indicadores da biodiversidade paulistana*. Secretaria Municipal de Verde e do Meio Ambiente/Coordenação de Planejamento Ambiental. https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/BIOSAMPA_2019_150dpi.pdf

Schenk, G. (1997). *Moss gardening, including lichens, liverworts, and other miniatures*. Timber Press.

Schilling, A. C., & Batista, J. L. F. (2008). Curva de acumulação de espécies e suficiência amostral em florestas tropicais. *Revista Brasileira de Botânica*, *31*(1), 179-187. https://doi.org/10.1590/S0100-84042008000100016

Secretariado da Habitat III. (2019). *Nova agenda urbana*. Conferência das Nações Unidas sobre Habitação e Desenvolvimento Urbano Sustentável (Habitat III). http://habitat3.org/wp-content/uploads/NUA-Portuguese-Angola.pdf

Sepe, P. M., & Gomes, S. (2008). *Indicadores ambientais e gestão urbana: desafios para a construção da sustentabilidade na cidade de São Paulo*. Prefeitura do Município de São Paulo/Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente, Centro Brasileiro de Análises e Planejamento/Centro de Estudos da Metrópole, Imprensa Oficial. https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/arquivos/secretarias/meio_ambiente/publicacoes/0008/indicadoresambientais.pdf

Sharp, A. J., Crum, H., & Eckel, P. M. (1994). *The moss flora of Mexico* (Vol. 1-2, Memoirs of the New York Botanical Garden, 69). NYBG Press.

Shaw, A. J. (2009). Bryophyte species and speciation. In B. Goffinet & A. J. Shaw (Eds.), *Bryophyte biology* (2. ed., pp. 445-485). Cambridge University Press.

Silva, A. N., Xavier, A. F., Bolzani, D. B. M., Sério, F. C., Xavier, I., Braz, I. J. S., . . . Maldonado, W. (2014). *Unidades de conservação da natureza* (2. ed., Cadernos de Educação Ambiental, 3). Editora da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo.

Silva, M. P. P., & Pôrto, K. C. (2009). Effect of fragmentation on the community structure of epixylic bryophytes in Atlantic Forest remnants in the Northeast of Brazil. *Biodiversity and Conservation, 18*, 317-337. https://doi.org/10.1007/s10531-008-9487-0

Silva, M. P. P., & Pôrto, K. C. (2013). Bryophyte communities along horizontal and vertical gradients in a human-modified Atlantic forest remnant. *Botany*, *91*(3), 155-166. https://doi.org/10.1139/cjb-2012-0194

Silva, M. P. P., Kamino, L. H. Y., & Pôrto, K. C. (2014). Is the current network system of protected areas in the Atlantic Forest effective in conserving key species of bryophytes? *Tropical Conservation Science*, *7*(1), 61-74. https://doi.org/10.1177/194008291400700110

Sneath, P. H. A., & Sokal, R. R. (1973). *Numerical taxonomy: the principles and practice of numerical classification*. W. H. Freeman & Company.

Söderström, L., Hagborg, A., & von Konrat, M. (2019). *ELPT: Early Land Plants Today (version Jan 2019)*. Species 2000 & ITIS Catalogue of Life. http://www.catalogueoflife.org/annual-checklist/2019/details/species/id/6e337500dd168542b3f6c4901aa4823f

Souza, A. M., Valente, E. B., & Azevedo, C. O. (2015). Musgos de um fragmento de floresta estacional semidecidual do município de Vitória da Conquista, Bahia, Brasil. *Pesquisas, Botânica*, (67), 217-223.

Souza, A. M., Valente, E. B., Bastos, C. J. P., & Azevedo, C. O. (2016). Marchantiophyta da Reserva do Poço Escuro, Vitória da Conquista, Bahia, Brasil. *Natureza Online*, *14*(2), 64-72.

Souza, A. M., Valente, E. B., Peralta, D. F., & Gusmão, L. F. P. (2017). Biodiversity survey, ecology and new distribution records of Marchantiophyta in a remnant of Brazilian Atlantic Forest. *Iheringia, Série Botânica*, *72*(1), 133-141. https://doi.org/10.21826/2446-8231201772112

Spitale, D., Mair, P., & Nascimbene, J. (2020). Patterns of bryophyte life-forms are predictable across land cover types. *Ecological Indicators*, *109*, 1-7. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105799

Suassuna, S. B., & Franco, M. A. R. (2019). Conexão de manchas verdes urbanas em São Paulo [SP]. Estudo de caso: Parque Alfredo Volpi e Parque do Povo. *Labor & Engenho*, *13*, 1-12. https://doi.org/10.20396/labore.v13i0.8653733

Tabarelli, M., Santos, B. A., Arroyo-Rodríguez, V., & Melo, F. P. L. (2012). Secondary forests as biodiversity repositories in human modified landscapes: insights from the Neotropics. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, *7*(3), 319-328. https://doi.org/10.46357/bcnaturais.v7i3.593

Takiya, H. (2002, jul.). *Atlas ambiental do município de São Paulo. Fase I: diagnóstico e bases para a definição de políticas públicas para as áreas verdes no município de São Paulo. Relatório final.* Prefeitura do Município de São Paulo/Secretaria Municipal do Meio Ambiente/Secretaria Municipal de Planejamento Urbano. http://www.santoandre.sp.gov.br/pesquisa/ebooks/378749.PDF

Tan, B. C., & Pócs, T. (2000). Bryogeography and conservation of bryophytes. In B. Goffinet & A. J. Shaw (Eds.), *Bryophyte biology* (pp. 403-448). Cambridge University Press.

The Plant List. (2013). *The plant list: a working list of all plant species.* Royal Botanic Gardens/Missouri Botanical Garden. http://www.theplantlist.org

Travassos, L., & Picarelli, S. (2019). Soluções baseadas na natureza como instrumento de planejamento territorial. In P. R. Jacobi & E. Trani (Orgs.), *Planejando o futuro hoje: Ods 13, adaptação e mudanças climáticas em São Paulo* (pp. 86-89). Instituto de Energia e Ambiente/Universidade de São Paulo.

Tropicos. (2022). *Tropicos.org.* Missouri Botanical Garden. http://www.tropicos.org/

Vanderpoorten, A., & Goffinet, B. (2009). *Introduction to bryophytes*. Cambridge University Press.

Vanderpoorten, A., Papp, B., & Gradstein, R. (2010). Sampling of bryophytes. In J. Eymann, J. Degreef, C. H. Häuser, J. C. Monje, Y. Samyn & D. van den Spiegel (Eds.), *Manual on field recording techniques and protocols for all taxa biodiversity inventories and monitoring* (Vol. 8, Part 2, pp. 331-345). Abc Taxa.

Visnadi, S. R., & Monteiro, R. (1990). Briófitas da cidade de Rio Claro, estado de São Paulo, Brasil. *Hoehnea*, *17*(1), 71-84.

Visnadi, S. R. (2005). Brioflora da Mata Atlântica do estado de São Paulo: região norte. *Hoehnea*, *32*(2), 215-231.

Visnadi, S. R. (2013). Briófitas de áreas antrópicas do Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Picinguaba, Ubatuba, estado de São Paulo, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, *8*(1), 49-62. https://doi.org/10.46357/bcnaturais.v8i1.581

Visnadi, S. R. (2015a). Brioflora do Parque Estadual Intervales (São Paulo, Brasil): uma importante área para conservação da biodiversidade da Mata Atlântica do Sudeste brasileiro. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, *10*(1), 105-125. https://doi.org/10.46357/bcnaturais.v10i1.497

Visnadi, S. R. (2015b). Parque Estadual das Fontes do Ipiranga: unidade de conservação importante para a proteção da brioflora da Mata Atlântica na cidade de São Paulo, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, *10*(3), 437-469. https://doi.org/10.46357/bcnaturais.v10i3.476

Visnadi, S. R. (2018). Heterogeneidade florística da brioflora em fragmentos de vegetação e a conservação das áreas verdes urbanas. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, *13*(3), 327-354. https://doi.org/10.46357/bcnaturais.v13i3.341

Visnadi, S. R. (2019). Bosque como refúgio para as briófitas: o caso do parque Ibirapuera, em São Paulo, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, *14*(3), 331-361. https://doi.org/10.46357/bcnaturais.v14i3.221

Visnadi, S. R. (2022). Singularidade da brioflora em diferentes paisagens urbanas e o seu valor para a qualidade ambiental, na cidade de São Paulo. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais, 17*(2), 315-351. http://doi.org/10.46357/bcnaturais.v17i2.195

Whately, M., Santoro, P. F., Gonçalves, B. C., & Gonzatto, A. M. (2008). *Parques urbanos municipais de São Paulo: subsídios para a gestão*. Instituto Socioambiental. http://191.241.229.250/handle/11465/1208

Yano, O. (2011). *Catálogo de musgos brasileiros: literatura original, basiônimo, localidade-tipo e distribuição geográfica*. Instituto de Botânica. https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/institutodebotanica/wp-content/uploads/sites/235/2013/09/virtuais_2musgos.pdf