

Vegetação em Afloramentos Rochosos Litorâneos Perturbados por Incêndios na Região Metropolitana Fluminense, Estado do Rio de Janeiro

Izar Araujo Aximoff¹, Massimo Giuseppe Bovini² & Claudio Nicoletti Fraga²

Recebido em 26/10/2015 – Aceito em 29/05/2016

RESUMO – Um dos principais distúrbios com ocorrência nos afloramentos rochosos litorâneos fluminenses é o fogo, geralmente originado por ação antrópica. Considerando a diversidade vegetal elevada e restrita a cada montanha, o entendimento de como a vegetação rupícola responde a distúrbios que causam impactos diretos faz-se necessário para auxiliar na conservação desse ambiente. Este trabalho objetiva conhecer a composição e estrutura da vegetação de sítios recém-queimados sobre afloramentos rochosos litorâneos fluminenses, visando à discussão e sugestão de estratégias e de ações de proteção necessárias de serem promovidas pelas autoridades ambientais. Em quatro diferentes unidades de conservação foram analisados seis sítios, numa cronosequência de regeneração (2, 4, 5, 6, 30 e 96 meses após a última queimada), registrando-se a presença de 5, 6, 10, 12, 18 e 20 espécies. Em dois sítios que não queimaram, foram amostradas, respectivamente, 31 e 55 espécies. Os registros indicam que a ocorrência elevada de queimadas nos afloramentos rochosos é causada principalmente pela soltura de balões. A regeneração da cobertura vegetal nas áreas com menor tempo de regeneração foi devida às espécies que rebrotaram, como *Alcantarea glaziouana*, que foi a espécie mais importante (VI) em todos os sítios. O sítio com maior tempo de regeneração (96 meses) apresentou parâmetros como cobertura e composição de espécies similares aos sítios onde não há registro recente de incêndios. A forma de vida caméfito e o hábito herbáceo foram dominantes em todos os sítios, principalmente devido à dominância de *A. glaziouana* e *Trilepis lhotzkiana*, sendo mais frequente nos sítios queimados a espécie exótica invasora *Megathyrsus maximum* (capim colônia). Essa espécie deve ser manejada a fim de evitar novas ocorrências de incêndios. O rápido crescimento de *A. glaziouana* pode resultar em um aumento de sua dominância pós-fogo, o que, por outro lado, promove condições para o estabelecimento de outras espécies. Embora ocorra a regeneração da vegetação rupícola, espécies endêmicas e ameaçadas sensíveis à ação do fogo podem não estar sobrevivendo nesses afloramentos rochosos.

Palavras-chave: *Alcantarea glaziouana*; incêndio antrópico; Rio de Janeiro.

ABSTRACT – A major disturbance that occurs in Rio de Janeiro coastal rocky outcrops is generally the fire originated by human action. Considering the high plant diversity and restricted to each mountain, the understanding of how rupicolous vegetation responds to disturbances that cause direct impacts, it is necessary to assist in the conservation of the environment. This study aims to know the composition and structure of burned vegetation on rocky outcrops in the coastal of Rio de Janeiro State, in order to discuss the strategies and protective actions to be promoted by environmental authorities. On four different protected areas six sites were examined, in a regeneration chronological sequence (2, 4, 5, 6, 30 and 96 months after the last burn), for the presence plant species. As a control site we used an area that did not burn in the last... (need to be more than 96 months). Total number of plant species were While the control site had 31 species and a place also without a history of burning a floristic survey identified 55 species. The occurrence

Afiliação

¹ Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Escola Nacional de Botânica Tropical, Mestrado Profissional. Rua Pacheco Leão, 2040 – Solar da Imperatriz, Rio de Janeiro/RJ, Brasil. CEP: 22460-036.

² Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Diretoria de Pesquisas. Rua Pacheco Leão, 915, Rio de Janeiro/RJ, Brasil. CEP: 22460-030.

E-mails

izar@jbrj.gov.br; mbovini@jbrj.gov.br; cnfraga@jbrj.gov.br

of fires in the rocky outcrops was high and mainly caused by the release of balloons. The regeneration of vegetation cover areas with less regeneration time was because the species which sprouted as *Alcantarea glaziouana*, which was the most important species (VI) at all sites. The site with the highest regeneration time (96 months) presented parameters as cover and species composition similar to the site unburned. The way of life chamaephytes and herbaceous habit were dominant in all sites, mainly due dominance *A. glaziouana*, and *Trilepis lhotzkiana*, and the most frequent species in the burned sites was the exotic invasive *Megathyrus maximum*. This specie should be managed so as to avoid new fire occurrences. The rapid growth of *A. glaziouana* may result in an increase of their dominance after fire, which promotes better conditions for the establishment of other species. Although regeneration occurs rupicolous of vegetation, endemic and endangered species susceptible to the action of fire cannot be surviving on rocky outcrops.

Keywords: *Alcantarea glaziouana*; anthropic fire; Rio de Janeiro.

RESUMEN – Uno de los principales disturbios con ocurrencia en los afloramientos rocosos litorales fluminenses es el fuego, generalmente, originado por la acción antrópica. Considerando la diversidad vegetal elevada y restringida a cada montaña, se hace necesaria la comprensión de como la vegetación rupícola responde a los disturbios que causan impactos directos para ayudar a la conservación de este ambiente. Este trabajo tiene como objetivo conocer la composición y estructura de la vegetación de sitios recién quemados sobre afloramientos rocosos litorales fluminenses, buscando la discusión y sugestión de estrategias y de acciones de protección necesarias de ser promovidas por las autoridades ambientales. En cuatro diferentes Unidades de Conservación fueron analizados seis sitios, en una cronosecuencia de regeneración (2, 4, 5, 6, 30 y 96 meses después la última quema), registrándose la presencia de 5, 6, 10, 12, 18 y 20 especies. En dos sitios que no quemaron fueron muestreados respectivamente 31 y 55 especies. Los registros indican que la ocurrencia elevada de quemas en los afloramientos rocosos es causada principalmente por la suelta de globos. La regeneración de la cobertura vegetal en las áreas con menor tiempo de regeneración fue debida a las especies que rebrotan, como *Alcantarea glaziouana*, que fue la especie más importante (VI) en todos los sitios. El sitio con mayor tiempo de regeneración (96 meses) presentó parámetros como cobertura y composición de especies similar a los sitios donde no hay registro reciente de incendios. La forma de vida caméfito y el habito herbáceo fueron dominantes en todos los sitios, principalmente, debido a la dominancia de *A. glaziouana*, *Trilepis lhotzkiana*, siendo más frecuente en los sitios quemados la especie exótica invasora *Megathyrus maximum* (capim colônia). Esta especie debe ser manejada a fin de evitar nuevas ocurrencias de incendios. El rápido crecimiento de *A. glaziouana* puede resultar en un aumento de su dominancia después del fuego, lo que, por otro lado, promueve condiciones para el establecimiento de otras especies. Aunque ocurra la regeneración de la vegetación rupícola, especies endémicas y amenazadas sensibles a la acción del fuego pueden no estar sobreviviendo en estos afloramientos rocosos.

Palabras clave: *Alcantarea glaziouana*; fuego antrópico; Rio de Janeiro.

Introdução

Grande parte dos afloramentos rochosos e *inselbergs* graníticos do Brasil estão localizados no *hotspot* global de biodiversidade da Mata Atlântica, principalmente na região sudeste (Porembski *et al.* 1998, Myers *et al.* 2000, Scarano 2007), e são reconhecidos por abrigarem elevado número de espécies endêmicas e ameaçadas de extinção (Porembski 2007). Especificamente na região metropolitana do estado do Rio de Janeiro, próximo ao litoral, existem diversos *inselbergs* e montanhas com afloramentos rochosos distribuídos na unidade geoambiental denominada Maciços Costeiros (Dantas *et al.* 2000). Estudos realizados nessa área constataram que, além da elevada diversidade vegetal presente nos afloramentos rochosos, existem espécies restritas a cada montanha ou mesmo a cada vertente de uma mesma montanha (Oliveira *et al.* 1975, Carauta & Oliveira 1984, Meirelles *et al.* 1999, Ribeiro 2002, Santos & Sylvestre 2006, Cunha & Forzza 2007, Barros 2008, Saddi 2008, Verçosa & Bastos 2013, Bovini *et al.* 2014).

A ausência ou mínima profundidade do solo, baixa disponibilidade hídrica, escassez de nutrientes, incidência de ventos, inclinação acentuada em alguns trechos, exposição à insolação, a salinidade e o calor de mais de 60°C representam condições restritivas e limitantes para o estabelecimento de espécies vegetais sobre rocha (Carauta & Oliveira 1982, Meirelles *et al.*

1999, Larson *et al.* 2000, Scarano 2007). Neste sentido, a presença de espécies pioneiras herbáceas isoladas ou em associação com outras, formando tapetes sobre a rocha (Porembiski 2007), desempenham importante papel ecológico, por alterarem o microclima e fornecerem substrato para germinação (Carauta & Oliveira 1982), e assim esse conjunto de plantas facilitam o estabelecimento de outras espécies sucessoras menos tolerantes (Larson *et al.* 2000, Tewksbury & Lloyd 2001, Medina *et al.* 2006). Algumas dessas espécies menos tolerantes apresentam crescimento lento e gradual, sendo conhecidos casos de espécies que levam 150 anos para crescer cinquenta centímetros (Alves 1994).

A colonização lenta e a sucessão complexa, aliadas à facilidade com que a vegetação rupícola pode ser removida da rocha, fazem com que esse sistema seja considerado frágil, embora possua espécies capazes de viver em ambiente de alto estresse. Em locais de alta declividade onde a vegetação foi removida, vias de escalada abandonadas, algumas há mais 50 anos, a regeneração natural não ocorreu (Ribeiro 2002). Em função desse complexo processo ecológico e também do alto grau de endemismo dessa região, os *inselbergs* fluminenses passaram a receber cada vez mais atenção por parte de pesquisadores, e vêm sendo registradas uma série de ameaças a esse ambiente, como extrativismo ilegal, mineração, pisoteio da vegetação, presença de lixo e, sobretudo, queimadas (Meirelles *et al.* 1999, Cunha 2005, Barros 2008, Pessanha *et al.* 2014). Além disso, pouco se sabe sobre o processo de recolonização dessa biota após as queimadas, mesmo sendo essa a principal e mais frequente ameaça à vegetação rupícola (Aximoff 2014).

Considerando que o fogo não parece ter atuado como fator condicionante da evolução e da adaptação das comunidades vegetais na Mata Atlântica (Penna-Firme *et al.* 2005), como acontece em outros ecossistemas brasileiros, seus impactos tendem a ser catastróficos. Nesse ambiente e em outros ecossistemas associados à Mata Atlântica, como campos de altitude e restinga, as queimadas de origem natural são raras, restringem-se àquelas causadas por raios, que correspondem a menos de 10% das ocorrências, e são conhecidas por impactar apenas pequenas áreas, por ocorrerem associadas à chuva (Aximoff & Rodrigues 2011), enquanto os demais 90% das ocorrências possuem origem humana (Cirne & Scarano 2001, Menezes & Araujo 2004, Aximoff 2011, Aximoff & Rodriguez 2011).

Nos afloramentos rochosos, a camada de solo é praticamente inexistente, fazendo com que as plantas fiquem mais vulneráveis à ação do fogo do que em ambientes terrestres, onde algumas espécies apresentam a gema principal protegida abaixo do solo, que atua como isolante térmico, resguardando os órgãos subterrâneos (Menezes & Araujo 2004). Embora os efeitos do fogo nos ecossistemas da Mata Atlântica ainda não sejam bem compreendidos, é razoável considerar que características que confirmam resistência e estratégias que potencializem a regeneração, como maior taxa de crescimento, sejam decisivas em determinar a composição de espécies durante os primeiros estágios pós-fogo (Castellani & Stubblebine 1993, Whelan 1995, Goto *et al.* 1996).

Este trabalho objetiva conhecer a composição e estrutura da vegetação de sítios recém-queimados sobre afloramentos rochosos litorâneos fluminenses, visando à discussão e sugestão de estratégias e de ações de proteção necessárias de serem promovidas pelas autoridades ambientais.

Materiais e métodos

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido na região metropolitana do estado do Rio de Janeiro, na faixa litorânea dos municípios do Rio de Janeiro, Niterói e Maricá, na unidade geoambiental dos Maciços Costeiros, estabelecida por Dantas *et al.* (2000). Nessa área existem diversas montanhas, como os maciços da Pedra Branca e Tijuca, e *inselbergs* litorâneos, como o morro do Pão de Açúcar e o costão de Itacoatiara, dentre outros, com alta suscetibilidade a processos de erosão e movimentos de massa (Oliveira *et al.* 1975). A maior parte dessa área está inserida em unidades de conservação

(Aximoff 2014). Os maciços são formados por terrenos intemperizados, recobertos por vegetação florestal em diversos estádios sucessionais, enquanto os *inselbergs* são afloramentos granitóides, com amplitudes topográficas superiores a 150 m, com paredões escarpados e verticais (Dantas *et al.* 2000) recobertos por manchas de vegetação rupícola, estando essas áreas circundadas predominantemente por matriz urbana ou pelo mar, e raramente por floresta ombrófila densa submontana e restinga, como fora preteritamente (*sensu* IBGE 2012).

Para o desenvolvimento deste estudo, foram selecionados *inselbergs* litorâneos com vegetação rupícola, com registro de ocorrência de uma única queimada em diferentes momentos entre os anos de 2000 e 2014, além de um sítio com histórico de ausência de queimadas recentes (>25 anos) e um sítio para realização de levantamento florístico. A busca inicial por informações sobre ocorrência de queimadas nessas áreas deu-se por fontes diversas, considerando informações contidas em artigos científicos, *sites* jornalísticos na internet, *sites* das próprias UC, corpo de bombeiros militar, órgãos ambientais (na sede ou na própria UC em consulta aos gestores e ao plano de manejo), similar à realizada por Aximoff (2011). Posteriormente, as informações foram detalhadas em relação a aspectos como a área atingida pelas queimadas, a origem do fogo e as suas consequências. Foram então selecionadas seis áreas em quatro *inselbergs* no interior de unidades de conservação de proteção integral (Tabela 1). As unidades de conservação (UC) estudadas são formadas, em sua maioria, por um conjunto de montanhas costeiras (Figura 1), sendo que apenas o Parque Estadual da Serra da Tiririca (PEST), que inclui trechos terrestres e marinhos, está localizado nos municípios de Niterói e Maricá. As demais UC estão situadas no município do Rio de Janeiro. No Morro do Focinho do Cavalo, onde está localizado o morrote do Túnel do Metro, no Itanhangá, na zona de amortecimento do Parque Nacional da Tijuca, foi amostrado o sítio sem queimadas recentes, próximo, a pouco menos de 200 m das outras duas áreas queimadas. O sítio para levantamento florístico foi definido no Monumento Natural das Ilhas Cagarras (MNIC), UC federal situada a menos de 3 km da orla da Praia de Copacabana. A maior distância entre os *inselbergs* estudados foi de 55 km, separando o morro dos Cabritos (PNMP) do costão de Itacoatiara (PEST).

O clima na região de estudo enquadra-se como Tropical Chuvoso (Köppen 1948), com média anual de temperatura de 22°C e precipitação variando de 1.000 a 2.000mm (Carauta & Oliveira 1984, Dantas *et al.* 2000, Barros 2008). O período de menor pluviosidade vai de abril a agosto, e o de maior pluviosidade inicia-se em setembro e estende-se até março. Agosto é o mês mais seco e janeiro o mais chuvoso (Dereczynski *et al.* 2009).

Tabela 1 – Unidades de conservação com a presença de *inselbergs* litorâneos queimados entre 2000 e 2014 e selecionados para este estudo.

Unidades de conservação	Área da UC (hectares)	<i>Inselbergs</i> litorâneos e respectivas altitudes		Queimada Mês/Ano	Localidade/ altitude
		Próximos	Estudados		
Parque Nacional da Tijuca – PNT	3.972	Morro do Focinho do Cavalo (322 m), Pedra Bonita (524 m), Pico dos Quatro (678 m) e Pedra da Gávea (842 m)	Morrote do Túnel do Metro (132 m)	dez/12	Face sul/30 m*
				fev/14	Face sudeste/30 m
				Sem ocorrência	Face sudoeste/20 m
Parque Estadual da Serra da Tiririca – PEST	2.400	Morro Alto Mourão (412 m)	Costão de Itacoatiara (217 m)	set/12	Face leste/150 m
Parque Municipal da Prainha – PMP	160	Morro da Boa Vista (456 m) e Morro dos Cabritos (217 m)	Morro dos Cabritos	out/02 jan/15	Face nordeste/180 m
Monumento Natural dos Morros da Urca e Pão de Açúcar – MNUP	91,5	Morros da Urca (220 m) e Pão de Açúcar (396 m)	Morro do Pão de Açúcar	mai/02	Face leste/50 m
				set/10	Face leste e sul/150 m
Monumento Natural das Ilhas Cagarras – MNIC	105,93	Ilhas Redonda (228 m) e Cagarras (79 m) as mais elevadas	Todas as quatro ilhas	Sem ocorrência	Afloramentos rochosos

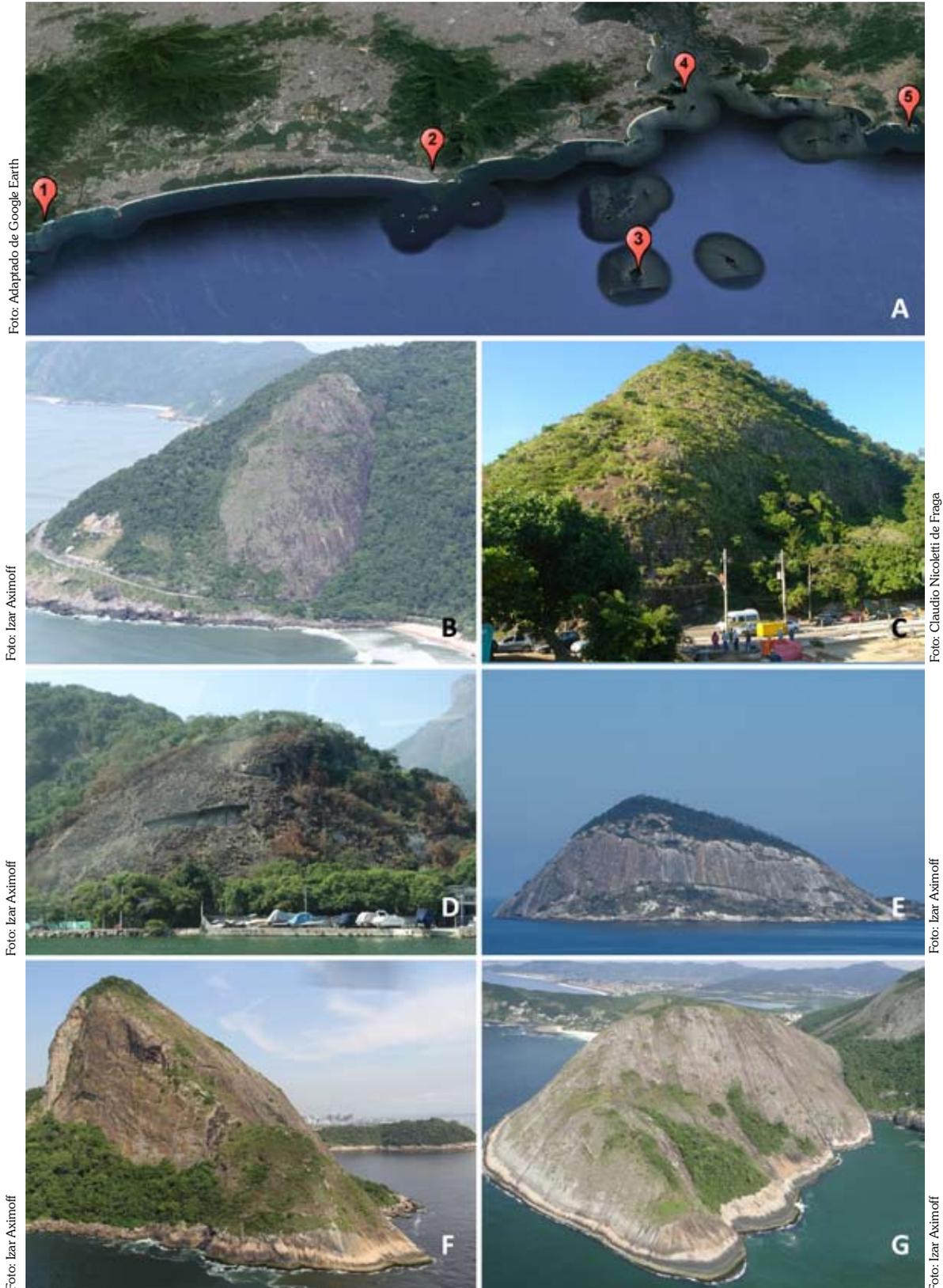


Figura 1 – Localidades de estudo nos *inselbergs* litorâneos nos municípios do Rio de Janeiro e Niterói. 1A) Parque Municipal da Prainha (PMP), 2A) Parque Nacional da Tijuca (PNT), 3A) Monumento Natural das Ilhas Cagarras (MNIC), 4A) Monumento Natural dos Morros da Urca e do Pão de Açúcar (MNUP), 5A) Parque Estadual da Serra da Tiririca (PEST), B) Morro dos Cabritos (PMP), C e D) Morro do Túnel do Metro (PNT), E) Ilha Redonda (MNIC), F) Morro do Pão de Açúcar (MNUP), e G) Costão do Itacoatiara (PEST).

Amostragem

Para cada um dos seis sítios queimados e para a área sem registro de incêndios recentes, foram estabelecidas 25 parcelas de 4 m² (2 m x 2 m) para registro da composição florística e análise estrutural da vegetação. No total foram distribuídas 175 parcelas para todo estudo (700 m² = 0,07 ha). A distância entre as parcelas variou de acordo com a extensão das áreas queimadas. Embora os limites de ocorrência das áreas queimadas não tenham sido georreferenciados pelos órgãos ambientais, como deve constar nos registros de ocorrência, com base nas observações de campo dos vestígios de carvão, é possível afirmar que todas as parcelas foram alocadas em áreas queimadas, exceto a área sem histórico recente de incêndio. Em outra área sem histórico de queimada, no Monumento Natural das Ilhas Cagarras, foi feito levantamento florístico com base em Bovini *et al.* (2014), sem utilização de parcelas, com objetivo apenas de comparação da composição de espécies. A terminologia utilizada para identificar o sítio na unidade de conservação em regeneração por meses pós-fogo (UC, n° meses – PF) foi adaptada de Menezes & Araujo (2004).

O estabelecimento das parcelas e a posterior coleta de informações botânicas foram realizadas entre os meses de dezembro de 2012 a outubro de 2014. Foram levantadas informações sobre as famílias, gêneros, espécies de angiospermas, samambaias e licófitas presentes nas parcelas nos sete sítios. A análise florística comparativa entre os sítios procedeu-se com o uso do índice de similaridade de Sørensen. As variações fisionômicas entre os sítios com diferentes tempos de regeneração após o fogo foram observadas por meio da classificação das espécies vegetais presentes em formas de vida (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974, Meirelles *et al.* 1999, Safford & Martinelli 2000, IBGE 2012), hábito, frequência (presença em cada parcela) e dominância (área de cobertura pela espécie em m²/área total).

Para aumentar a precisão da estimativa visual da área de cobertura das espécies, correspondente à projeção da parte aérea da planta (estimada como uma porcentagem e expressa em m²), em cada parcela de 4 m² foram alocadas quatro subparcelas de 1 m² (Brower & Zar 1984). Assim, para cada um dos sítios foi estimada a dominância por meio da estimativa da área de cobertura das espécies (m²/ha). A soma dos valores de todas as áreas de cobertura das espécies pode ser superior a 700 m² devido à sobreposição das plantas nas ilhas de vegetação, sendo também medida a área com superfície rochosa desnuda.

A densidade não foi determinada devido à dificuldade de individualização das plantas, principalmente daquelas formadoras de touceiras e que rebrotam. Müller-Dombois & Ellenberg (1974) consideraram as estimativas de cobertura e frequência, utilizadas para determinar o valor de importância (VI), como suficientes para a análise descritiva de formações herbáceas ou baixo-arbustivas. Esse procedimento foi adotado em estudos estruturais em campos de altitude (Caiafa & Silva 2007) e em restingas (Menezes & Araujo 2004). Indivíduos carbonizados e que não apresentavam rebrotas tiveram partes dos ramos cortados, e seus sistemas subterrâneos investigados para a confirmação da morte dos mesmos. Estudos sobre estrutura fitossociológica em afloramentos rochosos graníticos são raros na literatura (Meirelles *et al.* 1999, Ribeiro *et al.* 2007, Caiafa & Silva 2007) e não há consenso sobre o método mais apropriado para aferição da estrutura dessas comunidades rupícolas.

As espécies foram identificadas com auxílio de literatura e de especialistas do Instituto de Pesquisas do Jardim Botânico do Rio de Janeiro, além da consulta ao Herbário (RB) desta mesma instituição. O sistema de classificação adotado foi o *Angiosperm Phylogeny Group* (APG III, 2011). Os nomes das espécies e de seus autores estão citados de acordo com a lista de espécies da Flora do Brasil – 2012 (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2014/>). A lista de espécies ameaçadas de extinção foi realizada com base na Portaria do MMA n° 443, publicada em 2014.

Resultados e discussão

Queimadas nos inselbergs litorâneos fluminenses

A busca inicial pelas informações de ocorrências de queimadas nas áreas dos Maciços Costeiros revelou que as unidades de conservação estaduais e municipais não realizam coleta

e sistematização de dados e compilação dos registros históricos de ocorrências de incêndios, padrão que se repete para outras unidades de conservação em áreas montanhosas no estado (Aximoff & Rodrigues 2011, Aximoff 2011, 2014), estando esses dados compilados apenas para a unidade de conservação federal do Parque Nacional da Tijuca (PNT). Em relação à qualidade das informações depositadas nos Registros de Ocorrência de Incêndios do Parque Nacional da Tijuca obtidos *on line* (<http://siscom.ibama.gov.br/sisfogo/>) e nos dados obtidos junto ao Parque Estadual da Serra da Tiririca, existe ausência de informações essenciais, como tipo de vegetação e espécies afetadas, limites das áreas queimadas, agentes causadores e causas das queimadas.

Analisando informações contidas no *site* do Prevfogo, associadas aos estudos de Silva Matos *et al.* (2002), que trabalharam com dados do Grupamento Florestal e Meio Ambiente do Corpo de Bombeiros do Rio de Janeiro e de Carapiá (2006), além de registros de ocorrências mais recentes (obs.pess.), foram contabilizados pouco mais de 800 ocorrências em todo Maciço da Tijuca para um período de quase 25 anos (Tabela 2). Afloramentos rochosos, como Pedra da Gávea, Pedra Bonita e Pico da Tijuca, foram atingidos em 15,3% das ocorrências (Figura 2).

A maior parte dos incêndios tiveram origem e agentes causadores desconhecidos (41,5%), sendo que do restante das ocorrências, 95,3% foram provocadas por ação humana, sendo a maior parte dessas a soltura de balões (49,2%), seguida por práticas religiosas (20%) e queima de lixo (19,7%) (Tabela 2). A maioria das ocorrências foi registrada durante os meses com menor precipitação, que coincide com o período em que se verifica maior frequência de soltura de balões, durante as festas juninas. Contudo, assim como identificado em outros estudos, na maior parte das ocorrências, o agente causador e a origem são indeterminados, e em pouquíssimas ocasiões são apresentadas informações sobre os impactos na vegetação (Aximoff 2011).

Esses resultados são similares aos registrados para outros ambientes naturais em outras áreas do estado (Tanizaki & Bohrer 2009, Aximoff 2011, Aximoff & Rodriguez 2011) e também do Brasil (Soares & Santos 2002). As queimadas causadas por raios são raras na área estudada, apenas um registro obtido aqui para o Morrote do Túnel do Metro em dezembro de 2012. Normalmente, ocorrem em raros períodos longos de estiagem (acima de 15 dias) durante os meses com maior precipitação e temperatura, fatores que favorecem as tempestades com descargas elétricas (Carapiá 2006).

Tabela 2 – Agentes causadores e causas dos incêndios no Parque Nacional da Tijuca e entorno.

Agentes causadores	Causas					
	Limpeza de terreno/ Queima de lixo	Desconhecido	Intencional	Balão/Fogos de artifício	Práticas religiosas	Natural
Morador	89	-	23	-	-	-
Transeunte	-	-	12	-	12	-
Indeterminado	42	293	-	-	-	-
Incendiário	-	-	15	222	78	-
Raio	-	-	-	-	-	22

Fonte: Dados compilados do site do Prevfogo (PNT), Silva Matos *et al.* 2002, Carapiá (2006) e de observação pessoal do primeiro autor.

Além dos espécimes queimados e dos gastos envolvidos com combate aos incêndios, que são diversos e elevados (Aximoff 2011), um impacto indireto dos incêndios está relacionado ao deslizamento de blocos de pedra pela encosta, que ocorre em função da destruição dos sistemas radiculares de algumas espécies e de alguns caules que serviam como escoras de blocos que se movimentaram e não caíram no passado. Além disso, a queda pela encosta de bromélias de grande porte e de outras plantas em chamus representa riscos adicionais de acidentes, sobretudo considerando que alguns desses *inselbergs* estão em zona urbana. A ausência ou a baixa qualidade das informações dificulta ou mesmo impede que sejam produzidos planos eficientes para prevenção, mitigação e controle dos incêndios, uma das ocorrências mais impactantes e frequentes nos *inselbergs* litorâneos da área estudada (Aximoff 2014).

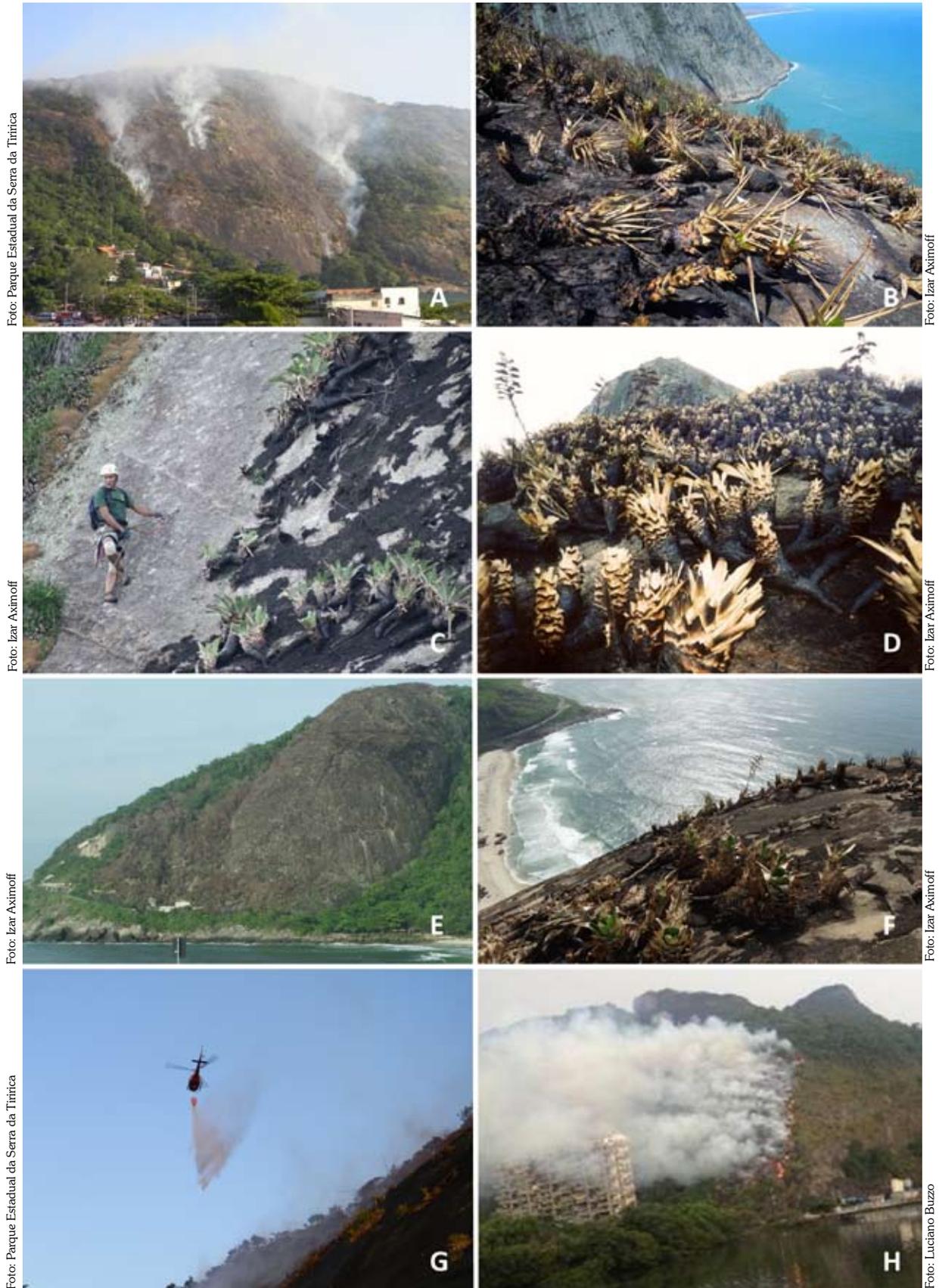


Figura 2 – Imagens do fogo e seu impacto nos afloramentos rochosos estudados. A) Costão de Itacoatiara, B) Topo do Costão de Itacoatiara, C) Face Sul do Pão de Açúcar, D) Face Leste do Pão de Açúcar, E) Morro dos Cabritos na Prainha, F) Topo do Morro dos Cabritos, G) Helicóptero do Bombeiro durante o combate ao fogo, H) Fogo no Morro do Túnel do Metro.

Composição florística

No total, considerando os 700m² (0,07ha) de afloramentos rochosos onde foram alocadas as parcelas e o sítio onde foi feito levantamento florístico, foram amostradas 91 espécies de plantas vasculares, distribuídas em 34 famílias de angiospermas e sete famílias de samambaias e licófitas (Tabela 3). Nos 600m² estudados pós-fogo foram amostradas 55 espécies, com a riqueza variando entre sítios de 5 a 31 espécies. Nos sítios sem ocorrência recente de incêndio e onde foi realizado o levantamento florístico, foram amostradas 72 espécies. Dentre as famílias de angiospermas registradas, as monocotiledôneas representaram a maior parte (42,9%), resultado similar ao obtido em outros estudos (Safford & Martinelli 2000; Ribeiro *et al.* 2007, Barros 2008). Meirelles *et al.* (1999), sugeriram que a dominância de monocotiledôneas seria devida à tolerância deste grupo a ambientes com condições estressantes, comuns a *inselbergs* litorâneos (Porembski & Barthlott 2000, Sacarano 2007, Porembski 2007).

Entre as famílias mais ricas, que representam quase 50% da riqueza total amostrada, estão Bromeliaceae (9 espécies), Cactaceae e Orchidaceae (7), Cyperaceae (5), Asteraceae, Convolvulaceae e Euphorbiaceae (4) e Pteridaceae (3). Para os sítios em regeneração, as famílias mais ricas foram Bromeliaceae, Cyperaceae e Orchidaceae (4 espécies), Cactaceae, Euphorbiaceae e Poaceae (3) e Asteraceae (2). As famílias Bromeliaceae, Orchidaceae e Cactaceae também haviam sido registradas entre as mais ricas para alguns dos *inselbergs* estudados aqui e outros próximos (Oliveira *et al.* 1975, Carauta & Oliveira 1982, Safford & Martinelli 2000, Barros 2008). Em afloramento rochoso na Ilha de Vitória, no Espírito Santo, Santos *et al.* (2010), também registraram Bromeliaceae como a família mais rica.

Em comparação com as espécies anteriormente amostradas em outros estudos, registramos 62% das espécies listadas por Meirelles *et al.* (1999) para quatro *inselbergs* litorâneos, e 53% das espécies registradas no Morro do Pão de Açúcar e adjacências por Safford & Martinelli (2000) e por Carauta & Oliveira (1982). Algumas das espécies endêmicas dos *inselbergs* litorâneos presentes na região metropolitana fluminense também foram amostradas, como *Mandevilla crassinoda*, *Alcantarea glaziouana*, *Pitcairnia albiflos*, *Sinningia bulbosa*, *Tibouchina corymbosa*, *Epidendrum ammophilum* e *Barbacenia purpurea*. Meirelles *et al.* (1999) já haviam chamado atenção para o elevado endemismo observado nos afloramentos rochosos do Rio de Janeiro. Das 69 espécies endêmicas do estado do Rio de Janeiro registradas por Barros (2008) no Parque Estadual da Serra da Tiririca, 30,4% são espécies associadas aos afloramentos rochosos.

Foram identificadas dez espécies ameaçadas de extinção, com quatro destas presentes na lista nacional (MMA, portaria nº443/2014) e nove presentes na lista do município do Rio de Janeiro (SMAC 2000). Algumas dessas espécies, como *Hippeastrum striatum*, *Aspidosperma gomezianum*, *Begonia maculata* e *Pitcairnia albiflos*, foram registradas apenas nos sítios que não queimaram. Uma espécie arbórea, associada à vegetação rupícola, que também foi atingida pela queimada no Costão de Itacoatiara, mas não registrada nas parcelas, foi *Chionanthus fluminensis* (Miers) P.S. Green (Oleaceae), considerada criticamente ameaçada de extinção (MMA 2014) e com distribuição restrita a menos de dez localidades (L.J.T. Cardoso comunicação pessoal).

A recorrência das queimadas pode causar a redução de populações de algumas espécies rupícolas que não resistem a esse distúrbio (Aximoff 2011). De acordo com Saddi (2008), na face norte da Pedra da Gávea, no Parque Nacional da Tijuca, as touceiras de *Cattleya loaba* Lindl. (Orchidaceae), uma das espécies mais ameaçada de extinção no Rio de Janeiro segundo Constatino & Fraga (2005), não são mais encontradas devido à ocorrência de incêndios no local. Segundo Senna (1993) e informações disponíveis na internet (<http://morrodoleme.tripod.com>), na face oeste do Morro do Leme, no interior do Parque Municipal Paisagem Carioca, diversos incêndios em anos quase consecutivos (1988, 1991, 1999, 2001, 2002) afetaram diretamente populações de espécies ameaçadas de extinção existentes no local (P.L. Senna, comunicação pessoal). Incêndios em florestas urbanas, que muitas vezes estão no entorno de afloramentos rochosos, têm aumentado de frequência, como os que ocorrem periodicamente nos maciços da Tijuca e da Pedra Branca, causados principalmente por balões (Penna-Firme *et al.* 2005).

Tabela 3 – Listagem das espécies registradas nos sítios queimados e sítio sem registro de incêndio recente em diferentes períodos nos *inselbergs* litorâneos da região metropolitana do estado do Rio de Janeiro. Abreviações: Formas de Vida (FV): geófito (G); hemiepipítio (H); liana (L); fanerófito (F); caméfito (C); terófito (T). Hábito: arbustivo (Ab); arbóreo (Av); herbáceo (Hb); epífita (Ep); liana (Ln); parasita (Pa). Fisionomias: afloramento rochoso (AF); campo gramínoide (CG). Status de Ameaça: Nacional (Portaria MMA n° 443/2014) e Municipal (SMAC 2000): Em Perigo (EN); Vulnerável (VU). Monumento Natural das Ilhas Cagarras (MNIC); Parque Municipal da Prainha (PMP); Monumento Natural dos Morros da Urca e Pão de Açúcar (MNUP); Parque Nacional da Tijuca (PNT); Parque Estadual da Serra da Tiririca (PEST).

Família/Espécie	FV	Hábito	MNIC	PNT	Unidades de conservação/meses pós-fogo							Status			Voucher
					PNMP	MNUP	PEST	MNUP	PNT	PNT	SMAC 2000	MMA 2014			
													96-PF	30-PF	
ANGIOSPERMAS															
AMARYLLIDACEAE															
<i>Hippeastrum striatum</i> (Lam.) H.E. Moore	G	Hb	X	X									EN	RB555195	
APOCYNACEAE															
<i>Aspidosperma gomezianum</i> A. DC.	F	Av		X									EN		
<i>Mandevilla crassinoda</i> (Gardner) Woodson	L	Li		X										RB456297	
ARACEAE															
<i>Anthurium coriaceum</i> G. Don	C	Hb	X	X	X					X				RB456284	
<i>Philodendron crassinervium</i> Lindl.	C	Hb		X										RB456301	
ARECACEAE															
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	H	Av	X			X									
ASPARAGACEAE															
<i>Herreria salsaparilla</i> Mart.	F	Hb	X												
ASTERACEAE															
<i>Baccharis serrulata</i> (Lam.) Pers.	F	Ab				X									
<i>Cyrtocymura scorpioides</i> (Lam.) H. Rob.	F	Ab	X	X	X					X				RB456286	
<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC. ex Wight	H	Hb	X											RB550853	
<i>Tilesia baccata</i> (L.f.) Pruski	F	Hb	X											RB550389	
BEGONIACEAE															
<i>Begonia maculata</i> Raddi	F	Ab		X									VU		
BIGNONIACEAE															
<i>Adenocalymma bracteatum</i> (Cham.) DC.	H	Li	X											RB564338	

CYPERACEAE												
<i>Bulbostylis capillaris</i> (L.) C.B. Clarke	F	Hb							X			
<i>Cyperus cortifolius</i> L.	F	Hb		X				X				
<i>Cyperus meyenianus</i> Kunth			X									RB554376
<i>Cyperus pohlii</i> (Nees) Steud.	F	Hb		X						X	X	RB456303
<i>Trilepis lhotzkiana</i> Nees ex Arn.	C	Hb		X	X	X	X	X	X	X	X	RB456302
DIOSCOREACEAE												
<i>Dioscorea cinnamomifolia</i> Hook	F	Li	X	X								RB456292
EUPHORBIACEAE												
<i>Croton compressus</i> Lam.	F	Ab				X						
<i>Manihot leptopoda</i> (Müll.Arg.) D.J.Rogers & Appan	F	Ab			X							
<i>Stillingia dichotoma</i> Müll.Arg.	F	Hb					X					
<i>Gynnanthes multiramea</i> (Klotzsch) Müll. Arg.	F	Hb		X								RB456294
FABACEAE												
<i>Chamaecrista glandulosa</i> L.	F	Ab		X					X			
<i>Senna pendula</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) H.S.Irwin & Barneby	F	Av	X									RB548046
GESNERIACEAE												
<i>Simningia bulbosa</i> (Ker Gawl.) Wiehler	H	Hb	X	X								RB555854
<i>Simningia speciosa</i> (Lodd.) Hiern	H	Hb	X									RB577848
LOASACEAE												
<i>Aosa parviflora</i> (Schrad. ex DC.) Weigend	F	Hb	X									RB564352
MALVACEAE												
<i>Sida spinosa</i> L.	F	Hb	X									RB550837
<i>Sidastrum micranthum</i> (A.St.-Hil.) Fryxell	F	Hb	X									RB547942
<i>Waltheria americana</i> L.	F	Hb	X									RB560883
MELASTOMATACEAE												
<i>Tibouchina corymbosa</i> (Raddii) Cogn.	F	Ab		X						M	M	
<i>Tibouchina heteromalla</i> (D.Don) Cogn.	F	Ab		X		X						RB456296
MOLLUGINACEAE												
<i>Mollugo verticillata</i> L.	H	Hb	X									RB547939

MORACEAE												
<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini	H	Av							X			
<i>Ficus organensis</i> (Miq.) Miq.	F	Av	X									RB548087
ORCHIDACEAE												
<i>Cattleya forbesii</i> Lindl.	C	Hb	X									
<i>Cyrtopodium glutiniferum</i> Raddi	C	Hb		X								
<i>Epidendrum ammophilum</i> Barb. Rodr.	C	Hb			X							
<i>Epidendrum denticulatum</i> Barb. Rodr.	C	Hb	X									RB550872
<i>Epidendrum secundum</i> Jacq.	C	Hb			X							
<i>Prescottia plantaginifolia</i> Lindl. ex Hook.	C	Hb		X						X		
<i>Prescottia spiranthophylla</i> Barb. Rodr.	C	Hb			X							
PIPERACEAE												
<i>Peperomia pereskiaefolia</i> (Jacq.) Kunth	H	Hb	X									RB571493
POACEAE												
<i>Andropogon bicornis</i> L.	H	Hb				X						
<i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv.	C	Hb			X			X				
<i>Megathyrsus maximum</i> (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs	H	Hb	X			X		X		X		X
PRIMULACEAE												
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	F	Av	X									RB567426
RUBIACEAE												
<i>Borreria capitata</i> (Ruiz & Pav.) DC.	H	Ab	X									RB550865
<i>Chiococca alba</i> (L.) Hitchc.	H	Ab	X									RB575655
SAPINDACEAE												
<i>Serjania cuspidata</i> Cambess.	L	Li							X			RB456288
SAPOTACEAE												
<i>Mamillaria subsericea</i> (Mart.) Dubard	F	Av	X									RB550847
SOLANACEAE												
<i>Solanum argenteum</i> Dunal	F	Ab						X				RB456291
TALINACEAE												
<i>Talinum paniculatum</i> (Jacq.) Gaertn.	H	Hb	X									RB548045

VELLOZIACEAE												
<i>Barbarea purpurea</i> Hook.	C	Hb						X				EN
<i>Vellozia candida</i> J.C.Mikan	F	Ab		X	X				M			M
VERBENACEAE												
<i>Lantana camara</i> L.	F	Ab	X									RB555853
SAMAMBAIAS E LICOFITAS												
ANEMIACEAE												
<i>Anemia villosa</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	C	Hb					X					
BLECHNACEAE												
<i>Blechnum occidentale</i> L.	C	Hb	X									RB567471
DRYOPTERIDACEAE												
<i>Rumohra adiantiformis</i> (G.Forst.) Ching	C	Hb	X									RB550861
LOMARIOPSISIDACEAE												
<i>Nephrolepis pendula</i> (Raddi) J.Sm.	C	Hb	X									RB590888
POLYPODIACEAE												
<i>Microgramma crispata</i> (Fée) R.M.Tryon & A.F.Tryon	C	Hb	X									RB565042
<i>Microgramma vacciniifolia</i> (Langsd. & Fisch.) Copel.	C	Hb	X									RB560918
PTERIDACEAE												
<i>Doryopteris collina</i> (Raddi) J.Sm.	C	Hb		X	X		X	X				RB456299
<i>Hemionitis tomentosa</i> (Lam.) Raddi	C	Hb	X									RB565379
<i>Pteris splendens</i> Kauli.	C	Hb	X									RB578584
SELAGINELLACEAE												
<i>Selaginella sellowii</i> Hieron.	C	Hb		X	X						X	RB456300
<i>Selaginella convoluta</i> (Am.) Spring	C	Hb		X								RB456290
Riqueza			55	31	20	18	12	10	6	5		

Foram registradas duas espécies exóticas invasoras nas parcelas estudadas (*Melinis minutiflora* e *Megathyrsus maximum*) e uma terceira espécie registrada próxima às parcelas de quase todos os sítios, *Furcraea foetida* (L) Haw (Agavaceae), que tem histórico de invasão em diversos países (Dechoum & Ziller, 2007) e está presente em quase todos os estados da região costeira do Brasil (I3N-Brasil 2011). A presença de espécies ruderais e exóticas pode estar relacionada às modificações ecológicas geradas em função da passagem do fogo, possibilitando que espécies nativas menos resistentes ao fogo venham a ser substituídas por espécies mais adaptadas a esse distúrbio (Nykvist 1996, Aximoff 2011).

Características e estrutura da vegetação

O número de espécies amostradas em cada um dos seis sítios estudados parece estar relacionado ao tempo desde a última queima, porém outros fatores antrópicos ou a própria história ecológica dos ecossistemas podem estar influenciando o resultado encontrado, assim novas investigações devem ser feitas para avaliar adequadamente essa relação. No entanto, outros estudos haviam identificado relação positiva entre o aumento da riqueza e o tempo decorrente pós-fogo, em restingas próximas ao *inselbergs* estudados (Menezes & Araraju 2004) e também em afloramentos rochosos em campos de altitude (I. Aximoff, no prelo). Além disso, pelo menos 15 espécies amostradas nos dois sítios com maior tempo de regeneração (PNMP 96-PF e MNUP 30-PF) foram compartilhadas com o sítio sem ocorrência recente de incêndio, fazendo com que os valores de similaridade florística fossem elevados ($C_s > 0,25$; Tabela 4). Os sítios com menor tempo de regeneração, com dois e quatro meses pós-fogo (PNT 2-PF e PNT 4-PF), respectivamente com cinco e seis espécies, também apresentaram elevada similaridade entre si na composição de espécies, com duas Cyperaceae (*Trilepis lhotzkiana* e *Cyperus pohlii*), uma espécie de Bromeliaceae (*Alcantarea glaziouana*) e uma Poaceae (*Megathyrsus maximum*) ocorrendo nos dois sítios.

Em relação ao hábito das espécies amostradas, o predomínio de plantas herbáceas (64,8%), seguidas pelas arbustivas (16,5%), arbóreas (11%) e lianas (7,7%), também foi similar ao obtido em outros estudos para afloramentos rochosos litorâneos (Barros 2008) e em campos de altitude (Meireles *et al.* 2014, I. Aximoff no prelo). Além disso, foi registrado um aumento contínuo da presença de herbáceas ao longo da cronosequência pós-fogo em todos os sítios estudados (Figura 3) e a presença em maior porcentagem, das espécies arbustivas e arbóreas no sítio sem ocorrência de incêndio e naqueles com maior tempo de regeneração (20,4% no sítio 96-PF). Também houve semelhança entre valores de dominância dos hábitos no sítio com maior tempo de regeneração e no sítio sem ocorrência recente de incêndio.

Tabela 4 – Índice de similaridade de Sørensen nos sítios queimados e em sítio sem ocorrência em diferentes períodos nos *inselbergs* litorâneos da região metropolitana do estado do Rio de Janeiro.

Sítios / Riqueza	MNIC	Sem ocorrência	PNMP	MNUP	PEST	MNUP	PNT	PNT
			96-PF	30-PF	6-PF	5-PF	4-PF	2-PF
MNIC / 55	-	0,3412	0,2601	0,2599	0,2602	0,2676	0,2455	0,2487
PNT/ 31 – Sem ocorrência		-	0,3587	0,2805	0,2815	0,2805	0,2432	0,2487
PNMP 96-PF / 20			-	0,3211	0,3181	0,3488	0,3378	0,2528
MNUP 30-PF / 18				-	0,3265	0,3112	0,3676	0,2421
PEST 6-PF / 12					-	0,3106	0,2428	0,2638
MNUP 5-PF / 10						-	0,2598	0,2878
PNT 4-PF / 6							-	0,3732
PNT 2-PF / 5								-

A forma de vida mais frequente nas áreas sem ocorrência de incêndios e nos sítios foi fanerófita (41,8%), seguida por caméfito (35,2%), hemicriptófito (19,8%), liana (2,2%) e geófito (1,1%). Resultado similar ao registrado em outros afloramentos rochosos (Porembski *et al.* 1998, Meirelles *et al.* 1999, Neves & Conceição 2010). No Morro do Pão de Açúcar, Safford & Martinelli (2000) registraram 98 espécies representadas, em sua maior parte, por caméfitas (42,1%), seguidas por fanerófitas (38,9%). A dominância (área de cobertura) do hábito herbáceo e da forma de vida caméfito nas áreas em regeneração está relacionada com as espécies com maior valor de importância (*Alcantarea glaziouana*, *Trilepis lhotzkiana*, *Megathyrsus maximum*), que rebrotaram logo após os incêndios, tornando-se dominantes na paisagem (Figura 4, Tabela 4). Similar ao registrado nos campos rupestres queimados na Chapada Diamantina/BA, analisado por Neves & Conceição (2010) e em vegetação de restinga, publicados por Menezes & Araujo (2004).

Estudos referentes à estrutura das comunidades sobre afloramentos rochosos revelam a dominância de alguns táxons na vegetação (Meirelles 1996, Meirelles *et al.* 1999, Caiafa & Silva 2007, Conceição *et al.* 2007a). Caiafa & Silva (2007) que estudaram ambiente que não havia passado por queimada, também encontraram uma estrutura oligárquica com seis espécies detendo 98,3% da dominância. A espécie *Alcantarea glaziouana*, que havia sido considerada dominante neste ambiente (Oliveira *et al.* 1975, Meirelles *et al.* 1999, Barros 2008), após as queimadas manteve-se dominante pela resistência, devido à preservação de sua gema principal entre as camadas de folhas dispostas em roseta com grande capacidade de armazenamento de água, formando uma proteção contra as elevadas temperaturas do fogo, e também pelo seu rápido crescimento.

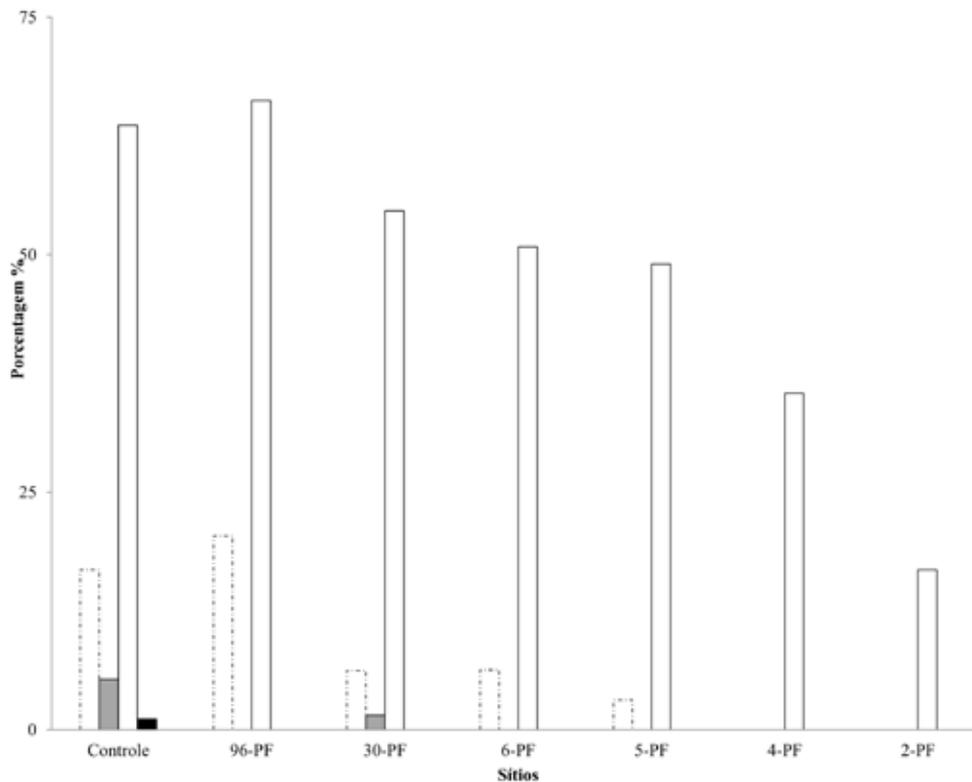


Figura 3 – Porcentagens da dominância (cobertura) por hábito das espécies amostradas nos sítios queimados e nos sítios sem ocorrência de incêndios em diferentes períodos nos *inselbergs* litorâneos da região metropolitana do estado do Rio de Janeiro. Herbáceas (barra branca), arbustivas (barra tracejada), arbóreo (barra cinza) e liana (barra preta).

Comunidades oligárquicas ou monodominantes foram comumente relatados para habitats associados ao bioma Mata Atlântica (Scarano 2002, Caiafa & Silva 2007), assim como a prevalência de interações positivas (i.e., facilitação) no processo de estruturação da comunidade

(Scarano 2002, Medina *et al.* 2006, Dias & Scarano 2007), que, como previsto pela literatura, tende a aumentar de importância em comunidades sujeitas a estresses ambientais (Callaway *et al.* 2002). Assim como na restinga, onde a regeneração e o crescimento acelerado dos indivíduos de *Alagoptera arenaria* (Gomes) Kuntze (Arecaceae) pós-fogo facilitam o estabelecimento de outras espécies que não conseguem germinar onde não há cobertura vegetal (Menezes & Araujo 2004), nos afloramentos rochosos *Alcantarea glaziouana* parece assumir esse papel, amenizando gradualmente as condições ambientais das ilhas de vegetação, tendo ainda uma vantagem sobre a *A. arenaria* por armazenar água, mantendo assim uma umidade constante ao seu redor.

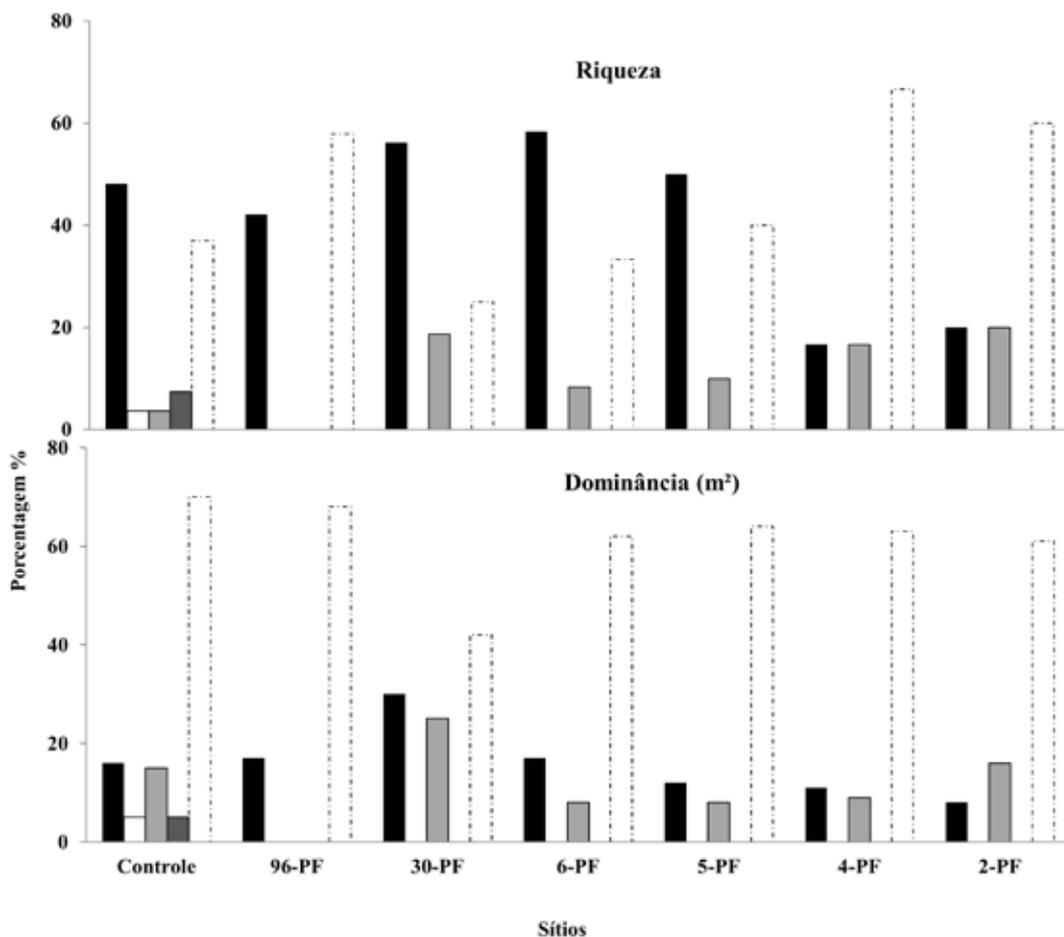


Figura 4 – Riqueza e dominância (cobertura) por formas de vida das espécies amostradas nos sítios queimados e nos sítios sem ocorrência de incêndios em diferentes períodos nos *inselbergs* litorâneos da região metropolitana do estado do Rio de Janeiro. Fanerófito (barra preta), Geófito (barra branca), Hemicriptófito (barra cinza claro), Liana (barra cinza escuro) e Caméfito (barra tracejada).

Em apenas 30 meses pós-fogo *Alcantarea glaziouana* apresenta número de folhas, comprimento das maiores folhas e área da roseta com valores similares ao registrado na área sem ocorrência recente de incêndio (Tabela 5). Este rápido crescimento foliar faz com que em dois meses pós-fogo *A. glaziouana* ocupe mais de 40% da cobertura (Figura 5), amenizando as condições microclimáticas e outras adversidades do ambiente para outras espécies (Porembski *et al.* 2000). *Trilepis lhotzkiana*, uma das espécies mais frequentes nos três sítios com menor tempo de regeneração, e *Selaginella sellowii* também foram consideradas fundamentais para o processo de regeneração natural, atuando como pioneira formadora de tapete sobre rocha, servindo de substrato para o estabelecimento de outras espécies (Meirelles *et al.* 1999, Caiafa & Silva 2007, Porembski 2007).

Tabela 4 – Parâmetros estruturais das espécies mais frequentes e dominantes (m²) nos sítios queimados e em sítio sem ocorrência de incêndios em diferentes períodos nos *inselbergs* litorâneos da região metropolitana do estado do Rio de Janeiro. Abreviações: Número de parcelas onde foi encontrada a espécie (NPe); Cobertura total da espécie (m²/ha) (CT); Frequência Relativa (FR); Dominância Relativa (DoR); Valor de Importância (VI); Número de meses pós-fogo (PF).

Espécies por sítio	Parâmetros fitossociológicos				
	Npe (%)	CT	FR	DoR	VI
Sítio sem ocorrência de fogo					
<i>Alcantarea glaziouana</i>	24 (96)	4834	31,2	83,7	114,8
<i>Trilepis lhotzkiana</i>	16 (64)	2123	20,8	36,7	57,5
<i>Megathyrsus maximum</i>	12 (48)	1488	15,6	25,8	41,3
<i>Cyrtocymura scorpioides</i>	11 (44)	1062	14,3	18,4	32,7
<i>Coleocephalocereus fluminenses</i>	14 (56)	1561	18,2	27,0	45,2
Parque Municipal da Prainha – 96-PF					
<i>Alcantarea glaziouana</i>	23 (92)	4899	32,4	84,8	117,2
<i>Melinis minutiflora</i>	17 (68)	1843	23,9	31,9	55,8
<i>Coleocephalocereus fluminenses</i>	11 (44)	899	15,5	15,6	31,1
<i>Clusia fluminensis</i>	10 (40)	786	14,1	13,6	27,7
<i>Selaginella sellowii</i>	10 (40)	852	14,1	14,7	28,8
Parque Nacional da Tijuca – 30-PF					
<i>Alcantarea glaziouana</i>	24 (96)	4210	25,5	72,9	98,4
<i>Cyperus coriifolius</i>	15 (60)	976	16,0	16,9	32,9
<i>Megathyrsus maximum</i>	20 (80)	2490	21,3	43,1	64,4
<i>Cyrtocymura scorpioides</i>	18 (72)	1230	19,1	21,3	40,4
<i>Coleocephalocereus fluminenses</i>	17 (68)	822	18,1	14,2	32,3
Parque Estadual da Serra da Tiririca – 6-PF					
<i>Alcantarea glaziouana</i>	23 (92)	4812	33,3	83,3	116,6
<i>Cyperus coriifolius</i>	11 (44)	887	15,9	15,4	31,3
<i>Trilepis lhotzkiana</i>	17 (68)	1340	24,6	23,2	47,8
<i>Megathyrsus maximum</i>	10 (40)	729	14,5	12,6	27,1
<i>Coleocephalocereus fluminenses</i>	8 (32)	762	11,6	13,2	24,8
Monumento Natural dos Morros da Urca e Pão de Açúcar – 5-PF					
<i>Alcantarea glaziouana</i>	22 (88)	4720	34,9	81,7	116,6
<i>Trilepis lhotzkiana</i>	17 (68)	1726	27,0	29,9	56,9
<i>Megathyrsus maximum</i>	11 (44)	865	17,5	15,0	32,4
<i>Cyrtocymura scorpioides</i>	7 (28)	632	11,1	10,9	22,1
<i>Clusia fluminensis</i>	6 (24)	567	9,5	9,8	19,3
Parque Nacional da Tijuca – 4-PF					
<i>Alcantarea glaziouana</i>	25 (100)	4201	37,9	72,7	110,6
<i>Cyperus pohlii</i>	12 (48)	1132	18,2	19,6	37,8
<i>Trilepis lhotzkiana</i>	13 (52)	1328	19,7	23,0	42,7
<i>Melinis minutiflora</i>	7 (28)	746	10,6	12,9	23,5
<i>Megathyrsus maximum</i>	9 (36)	856	13,6	14,8	28,5

Parque Nacional da Tijuca – 2-PF					
<i>Alcantarea glaziouana</i>	24 (96)	4178	37,5	72,3	109,8
<i>Cyperus pohlii</i>	7 (28)	637	10,9	11,0	22,0
<i>Trilepis lhotzkiana</i>	10 (40)	1120	15,6	19,4	35,0
<i>Megathyrsus maximum</i>	15 (60)	1569	23,4	27,2	50,6
<i>Selaginella sellowii</i>	8 (32)	822	12,5	14,2	26,7

Embora outros estudos citem a importância de Velloziaceae nos processos iniciais com a formação dos tapetes de monocotiledônea sobre a rocha (Barthlott *et al.* 1993, Caiafa 2002, Medina *et al.* 2006, Conceição *et al.* 2007a), na regeneração pós-fogo isso parece não ocorrer. Muitos indivíduos das espécies registradas (*Barbacenia purpurea* e *Vellozia candida*) foram encontrados totalmente carbonizados sem sinal de rebrota nos primeiros meses. Conforme sugeriram Neves & Conceição (2010), para ilhas de vegetação sobre rocha, é provável que as espécies dessa família sejam mais sensíveis ao fogo, em relação a outras espécies da mesma família que ocorrem em ambientes distintos e também sujeitos ao fogo. Paradoxalmente, a outra espécie de Bromeliaceae, *Tillandsia araujei*, considerada pioneira na formação de ilhas de vegetação (Meirelles *et al.* 1999), não apresenta resistência a queimadas e, portanto, não desempenha esse papel funcional pós-fogo. O mosaico formado por ilhas de vegetação queimadas e não queimadas sobre a rocha, conforme identificado por Neves & Conceição (2010), pode facilitar a recolonização por sementes, inclusive das espécies não resistentes às queimadas.

Tabela 5 – Parâmetros de *Alcantarea glaziouana* (Bromeliaceae) nos sítios queimados e em sítio sem ocorrência de incêndios em diferentes períodos nos *inselbergs* litorâneos da região metropolitana do estado do Rio de Janeiro.

Área/ Atributos	Número de indivíduos	Comprimento maior folha (cm)	Área da roseta (cm ²)	Número de folhas
Sem ocorrência	n=203	53,2 ± 9,3 ^a	1974,3 ± 851,0 ^a	38,6 ± 6,3 ^a
PMP 96-PF	n=188	48,6 ± 11,1 ^a	1680,3 ± 1002,0 ^a	27,5 ± 8,5 ^b
MNUP 30-PF	n=142	52,7 ± 11,6 ^a	1824,4 ± 933,3 ^a	29,5 ± 11,0 ^b
PEST 6-PF	n=156	32,4 ± 12,4 ^b	1132,1 ± 831,0 ^b	18,7 ± 6,1 ^c
MNUP 5-PF	n=124	28,2 ± 13,4 ^b	1189,6 ± 867,2 ^b	17,4 ± 8,3 ^c
PNT 4-PF	n=171	18,5 ± 6,7 ^c	767,4 ± 349,4 ^c	16,8 ± 7,9 ^c
PNT 2-PF	n=145	12,6 ± 8,3 ^c	541,1 ± 349,0 ^c	15,7 ± 3,4 ^c

Letras diferentes de mesmo parâmetro entre sítios estão relacionadas a diferenças significativas $P < 0,05$.

A segunda espécie mais abundante e presente no maior número de parcelas foi *Megathyrsus maximum* (capim-colônia); essa espécie exótica e invasora é considerada de difícil erradicação e também competidora agressiva com outras espécies nativas. Outra Poaceae exótica, *Melinis minutiflora* (capim-gordura, em outros estados conhecida como capim-meloso) também foi registrada, mas é considerada menos agressiva em seu crescimento. Essas duas espécies podem ser consideradas bem adaptadas à queima, apresentando rebrota rápida, a qual se dá devido ao contínuo crescimento foliar do meristema protegido na base das bainhas persistentes ficando normalmente enterradas no solo, formando comunidades quase homogêneas e altamente susceptíveis a novas ocorrências de fogo pelo acúmulo de biomassa, padrão identificado em outros ambientes rupestres (Safford 2001, Conceição *et al.* 2007, Neves & Conceição 2010), representando ameaça a integridade do ecossistema (Graeff & Pagani 1996, Boldo *et al.* 2007).

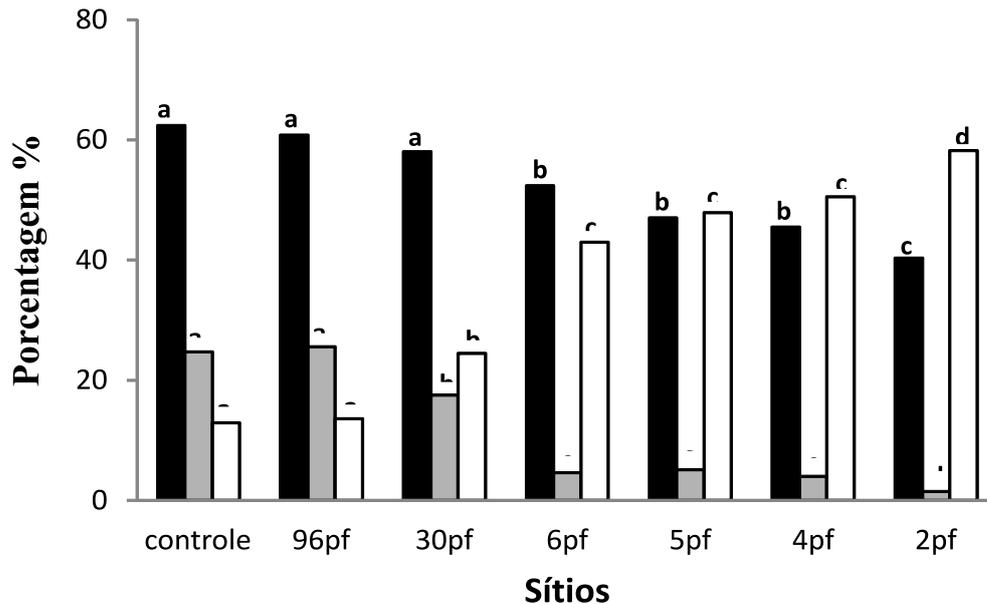


Figura 5 – Porcentagens de dominância (cobertura) para *Alcantarea glaziouana* (barra preta), outras espécies (barra cinza) e rocha nua (barra branca) nos sítios queimados e em sítio sem ocorrência recente de incêndio, em diferentes períodos, nos *inselbergs* litorâneos da região metropolitana do estado do Rio de Janeiro. Letras diferentes de mesmo parâmetro entre sítios estão relacionadas a diferenças significativas $P < 0,05$.

Silva (1969) relatou que durante o inverno ocorriam incêndios de grandes proporções nos morros da Urca e do Pão de Açúcar, propagados pela combustão das touceiras de capim-colonião, que nos anos seguintes apresentaram crescimento avassalador nas superfícies ensolaradas desses morros (Carauta & Oliveira 1984). Essa capacidade que o fogo tem de aumentar a inflamabilidade das paisagens, iniciando um ciclo de retroalimentação positiva, é conhecido também por causar mudanças na estrutura da comunidade (Nepstad *et al.* 1999, Penna-Firme *et al.* 2005). No Morro do Leme, na década de 90, após incêndio causado por pirotecnia durante as comemorações de *reiveillon*, a área queimada foi posteriormente ocupada por *Megathyrsus maximum*, que meses depois foi queimada novamente, atingindo a vegetação rupícola e florestal adjacente, ainda em processo de regeneração (Senna 1993). Levando Carauta & Oliveira (1982) considerarem *M. maximum* como fator impulsionador de desabamento de encosta e desflorestamento.

Assim como Meirelles (1999) sugeriu quinze anos atrás, a conservação dos *inselbergs* litorâneos e do ecossistema rupícola associado ainda recebe pouca atenção das autoridades ambientais, frente a diversas atividades impactantes a que estão submetidos, como turismo desordenado, coleta ilegal de espécies, mineração ilegal, atividades esportivas como escalada e surfe na pedra e as próprias queimadas (Barros 2008, Aximoff 2014).

O resultado do presente estudo mostrando semelhança entre sítios que queimaram há mais tempo pode indicar uma capacidade de regeneração da vegetação, mas isso precisa ser confirmado por outros estudos que monitorem a regeneração natural ao longo do tempo e não em uma cronosequência. Outro aspecto importante levantado pelo presente estudo é a necessidade de entender melhor o papel ecológico pós-fogo desempenhado pela *Alcantarea glaziouana*, a fim de avaliar quais atributos ou características microclimáticas resultantes de sua presença facilitam a chegada de novas espécies aos afloramentos rochosos, considerando que, em vias de escalada desativadas em que todas as espécies foram retiradas da rocha, a regeneração natural não ocorreu, mesmo com o passar de mais de cinquenta anos.

Agradecimentos

Aos órgãos ambientais pelas autorizações de pesquisas nas unidades de conservação: SISBIO n° 26755-1, INEA n° 025/2011 e SMAC n° 01/2011. Ao Consórcio Rio Barra S.A., pelo financiamento desta pesquisa. Aos pesquisadores Eduardo Saddi, Leandro J.T. Cardoso e Michelle Sampaio, pelas sugestões, e ao estagiário Vitor Ramos Goes, pelo apoio no trabalho de campo.

Referências bibliográficas

- Alves, R.J.V. 1994. Morphological age determination and longevity in some *Vellozia* populations in Brazil. **Folia Geobotanica Phytotaxa**, 29: 55-59.
- Aximoff, I. 2011. O que perdemos com a passagem do fogo pelos campos de altitude do Estado do Rio de Janeiro. **Revista Biodiversidade Brasileira**, 2: 180-200.
- Aximoff, I. 2014. **Biologia e conservação de duas espécies de bromélias ameaçadas e endêmicas de inselbergs litorâneos na região metropolitana do Estado do Rio de Janeiro**. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade em Unidades de Conservação) - Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro.
- Aximoff, I. & Rodrigues, R.C. 2011. Histórico dos incêndios florestais no Parque Nacional do Itatiaia. **Ciência Florestal**, 21 (1): 83-92.
- Barros, A.A.M. 2008. **Análise florística e estrutural do Parque Estadual da Serra da Tiririca, Niterói e Maricá, RJ, Brasil**. Tese (Doutorado em Botânica). Escola Nacional de Botânica Tropical, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 237p.
- Barthlott, W.; Gröger, A. & Porembski, S. 1993. Some remarks on the vegetation of tropical inselberg: diversity and ecological differentiation. **Biogeographica**, 69 (3):105-124.
- Boldo, E.L.; Simoni, G.L.; Butzke, A.; Lovatel, J.L.; Scur, L. & Wasum, R.A. 2007. Avaliação da produtividade primária e da diversidade florística dos campos de cima da serra em diferentes alternativas de manejo de campo. **Revista Brasileira Agroecologia**, 2: 1103-1106.
- Bovini, M.G.; Faria, M.; Oliveira, R.R. & Kurtz, B. 2014. Floristic diversity of the Cagarras Islands Natural Monument, Rio de Janeiro, Brazil. **Check List**, 10(2): 366-373.
- Brower, J.E. & Zar, J.H. 1984. **Field and laboratory methods for general ecology**. W.C. Brown Publishers, Boston.
- Caiafa, A.N. & Silva, A.F. 2007. Structural analysis of the vegetation on a rock outcrop in southeast Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, 30 (4): 657-664.
- Callaway, R.M.; Brooker, R.W.; Choler, P.; Kikvidze, Z.; Lortie, C.J. & Michalet, R. 2002 Positive interactions among alpine plants increase with stress. **Nature**, 417: 844-848.
- Carapiá, V.R. 2006. **Predição do índice de risco de incêndios e modelagem computacional do comportamento do avanço da frente do fogo no Parque Nacional da Floresta da Tijuca**. Rio de Janeiro: UFRJ, 197p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Carauta, J.P.P. & Oliveira, R.R. 1982. **Fitogeografia das encostas do Pão de Açúcar**. *Cadernos FEEMA – Série Trabalhos Técnicos II/82*. P. 9-31
- Carauta, J.P.P. & Oliveira, R.R. 1984. Plantas vasculares dos morros da Urca, Pão de Açúcar e Cara de Cão. **Rodriguésia**, 36: 13-24.
- Castellani, T.T. & Stubblebine, W.H. 1993. Sucessão secundária inicial em mata tropical mesófila, após perturbação por fogo. **Revista Brasileira de Botânica**, 16(2): 181-203.
- Cirne, P. & Scarano, F.R. 2001. Resprouting and growth dynamics after fire of the clonal shrub *Andira legalis* (Leguminosae) in a sandy coastal plain in south-eastern Brazil. **Journal of Ecology**, 89: 351-357.

- Conceição, A.A.; Giuletta, A.M. & Meirelles, S.T. 2007. Ilhas de solo em afloramento de quartzito-arenito no Morro do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, 21: 335-347.
- Constantino, P.A.L. & Fraga, C.N. 2005. Conservation strategy for *Laelia lobata* (Lindl.) H.J. Veitch: The most endangered orchid of Rio de Janeiro. **Selbyana**, 26(1,2): 85-88.
- Cunha, M.B. 2005. **A família Orchidaceae no Parque Natural Municipal da Prainha, Rio de Janeiro, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro.
- Cunha, M.B. & Forzza, R. 2007. Orchidaceae no Parque Natural Municipal da Prainha, RJ, Brasil. **Acta Botânica Brasileira**, 21(2): 383-400.
- Dantas, M.E.; Shinzato, E.; Medina, A.I.M.; Silva, C.R.; Pimentel, J.; Lumbreras, J.F.; Calderano, S.B. & Filho, A.C. 2000. **Diagnóstico geoambiental do estado do Rio de Janeiro + Mapa geoambiental do estado do Rio de Janeiro**. 35p.
- Dereczynski, C.P.; Oliveira, J.S.D. & Machado, C.O. 2009. Precipitation climatology of the city of Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Meteorologia**, 24(1): 24-38.
- Dias, A.T.C. & Scarano, F.R. 2007. *Clusia* as nurse plant. In: Lüttge, U. (ed.). **Clusia – a woody neotropical genus with remarkable plasticity and diversity**. Springer, Heidelberg. p.55-72.
- Goto, Y.; Yoshitake, T.; Okano, M. & Shimada, K. 1996. Seedling regeneration and vegetative resprouting after fires in *Pinus densiflora* forests. **Vegetatio** 122: 157-165.
- Graeff, A.R. & Pagani, Y.V. 1996. Associação fogo-capim-gordura e o desaparecimento de *Alcantarea imperialis*. **Bromélia**, 3(1): 13-15.
- Gurevitch, J.; Scheiner, S.M.; Fox, G.A. **Ecologia vegetal**. Tradução Fernando Gertum Becker ... [et al]. 2ed. Porto Alegre: Artmed, 592p. 2009.
- I3N-BRASIL, 2011. **Base de dados sobre espécies exóticas invasoras no Brasil**. Disponível em: <<http://www.i3n.institutohorus.org.br>>. Acesso em fevereiro de 2011.
- IBGE. 2012. **Manuel técnico da vegetação brasileira**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro. 271p.
- Ibisch, P.L. *et al.* 1995. Floristic, biogeographical and vegetation aspect of Pre-Cambrian rock outcrops (inselberg) in eastern Bolivia. **Flora**, 190: 299-314.
- Larson, D.W.; Matthes, U. & Kelly, P.E.. 2000. **Cliff ecology: pattern and process in cliff ecosystems**. Cambridge University Press. 340 pp
- Medina, B.M.O.; Ribeiro, K.T. & Scarano, F.R. 2006. Plant-plant and plant-topography interactions on a rock outcrop at high altitude in southeastern Brazil. **Biotropica**, 38: 1-7.
- Meireles, L.D.; Kinoshita, L.S. & Shepherd, G.J. 2014. Floristic composition of high-montane vegetation in the district of Monte Verde (Camanducaia, Minas Gerais), Serra da Mantiqueira Meridional, Southeast Brazil. **Rodriguésia**, 65 (4): 831-859.
- Meirelles, S.T. 1996. **Estrutura da comunidade e características funcionais dos componentes da vegetação de um afloramento rochoso em Atibaia – SP**. 270p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP.
- Meirelles, S.T.; Pivello, V.R. & Joly, C.A. 1999. The vegetation of granite rock outcrops in Rio de Janeiro, Brazil, and the need for its protection. **Environmental Conservation**, 1: 10-20.
- Menezes, L.F.T.D. & Araujo, D.S.D.D. 2004. Regeneração e riqueza da formação arbustiva de Palmae em uma cronosequência pós-fogo na restinga da Marambaia, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, 18 (4): 771-780.
- Mueller-Dombois, D. & Ellenberg, H. 1974. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York, John Wiley & Sons.
- Myers, N.; Mittermeier R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403: 853-858.



- Nepstad, D.; Verissimo, A.; Alencar, A.; Nobre, C.; Lima, E.; Lefebvre, P.; Schlesinger, P.; Potter, C.; Moutinho, P.; Mendoza, E.; Cochrane, M.E. & Brooks, V. 1999. Large-scale Impoverishment of Amazonian Forests by Logging and Fire. **Nature**, 398: 505-508.
- Neves, S.P.S. & Conceição, A.A. 2010. Campo rupestre recém-queimado na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: plantas de rebrota e sementes, com espécies endêmicas na rocha. **Acta Botanica Brasilica**, 24 (3): 697-707.
- Nykvist, N. (1996). Regrowth of secondary vegetation after the 'Borneo fire' of 1982–1983. **Journal of Tropical Ecology**, 12(02): 307-312.
- Oliveira, R.F.; Filho, A.F.C. & Silva, Z.L. 1975. Sobre a litosere: algumas espécies para revestimento de encostas rochosas. **Brasil Florestal**, 6 (24): 3-18.
- Penna-Firme, R.; Montezuma, R.C.; Lopes, R. & Oliveira, R.R. 2005. Aspectos estruturais da paisagem da Mata Atlântica em áreas alteradas por incêndios florestais. Pp. 183-207. In: Oliveira, R.O. (org.). **As marcas do homem na floresta: história Ambiental de um trecho de Mata Atlântica**. 1ed. Rio de Janeiro: Editora PUC-RIO.
- Pessanha, A.S.; Neto, L.M.; Forzza, R.C. & Nascimento, M. 2014. Composition and conservation of Orchidaceae on an inselberg in the Brazilian Atlantic Forest and floristic relationships with areas of Eastern Brazil. **Revista de Biologia Tropical**, 62(2): 829-841.
- Porembski, S. & Barthlott, W. 2000. *Inselbergs*. **Biotic diversity of isolated rock outcrops in tropical and temperate regions**. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- Porembski, S. 2007. Tropical **inselbergs**: habitat types, adaptive strategies and diversity patterns. *Revista Brasileira de Botânica*, 30 (4). <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042007000400004>
- Porembski, S. & Martinelli, G. 1998. Diversity and ecology of saxicolous vegetation mats on inselbergs in the Brazilian Atlantic Rainforest. **Biodiversity Research**, 4: 107-119.
- Porembski, S. & Barthlott, W. 2000. Granitic and gneissic outcrops (inselbergs) as centers of diversity for desiccation-tolerant vascular plants. **Plant Ecology**, 151:19-28.
- Porembski, S.; Brown, G. & Barthlott, W. 1995. An inverted latitudinal gradient of plant diversity in shallow depressions on invarian inselbergs. **Vegetatio** 117: 151-163.
- Porembski, S. 2007. Tropical inselbergs: habitat types, adaptive strategies and diversity patterns. **Revista Brasileira de Botânica**, 30 (4): 579-586.
- Ribeiro, K.T. & Medina, B.M.O. 2002. Estrutura, dinâmica e biogeografia das ilhas de vegetação sobre rocha do Planalto do Itatiaia, RJ. **Boletim do Parque Nacional do Itatiaia**, 10:11-82.
- Ribeiro, K.T.; Medina, B.M.O. & Scarano, F.R. 2007. species composition and biogeographic relations of the rock outcrop flora on the high plateau of Itatiaia, SE-Brazil, **Revista Brasileira de Botânica**, 30(4): 623-639.
- Scarano, F.R. 2007. Rock outcrop vegetation in Brazil: a brief overview. **Revista Brasileira de Botânica**, 30: 561-568.
- Saddi, E.M. 2008. **Orchidaceae dos afloramentos rochosos da Pedra da Gávea**. Dissertação de Mestrado. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro.
- Safford, H.D. 2001. Brazilian páramos III. Patterns and rates of postfire regeneration in the campos de altitude. **Biotropica**, 33: 282-302.
- Safford, H.D. & Martinelli, G. 2000. Southeast Brazil. Pp. 339-389. In: W. Barthlott & S. Porembski (eds.) **Inselbergs: biotic diversity of isolated rock outcrops in tropical and temperate regions**. Ecological Studies No. 146. Springer-Verlag, Berlin.
- Santos, M.G. & Sylvestre L.S. 2006. Aspectos florísticos e econômicos das pteridófitas de um afloramento rochoso do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, 20: 115-124.
- Scarano, F.R. 2002. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic rainforest. **Annals of Botany**, 90(4): 517- 524.

- Scarano, F.R. 2007 Perspectives on biodiversity science in Brazil. **Scientia Agricola**, 64, 439-447.
- Senna, P. 1993. Impacto Ambiental causado por eventos comemorativos na escarpa rochosa do Morro do Leme, Rio de Janeiro. **Revista Albertoa**, 3(15): 141-152.
- Silva, S.A.F. 1969. Contribuição ao estudo do “capim colonião” (*Panicum maximum* Jacq. var. *maximum*) II. Considerações sobre sua dispersão e seu controle. **Vellozia**, 1(7): 3-25.
- Soares, R.V. & Santos, J.F. 2002. Perfil dos incêndios florestais no Brasil de 1994 a 1997. **Revista Floresta**, 2(3). <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v32i2.2287>
- Tanizaki-Fonseca, K. & Bohrer, C.B.A. 2009. O fogo como fator de degradação de ecossistemas de Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro. Pp. 81-90. In: Bergallo, H.G. et al. (Orgs.). **estratégias e ações para a conservação da biodiversidade no Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Instituto Biomas.
- Tewksbury, J.J. & Lloyd, J.D. 2001. Positive interactions under nurse-plants: spatial scale, stress gradients and benefactor size. **Oecologia**, 127(3): 425-434.
- Verçoza, F.C. & Bastos, M.S. 2013. Bromeliaceae e Cactaceae dos afloramentos rochosos do Costão de Itacoatiara, Parque Estadual da Serra da Tiririca, Niterói, Rio de Janeiro, Brasil. **Natureza on line**: 11(1): 7-11
- Whelan, R.J. 1995. **The ecology of fire**. Cambridge, University Press.

Revista Biodiversidade Brasileira – BioBrasil. 2016, n. 2.

<http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR/issue/view/44>

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886