



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO  
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E ENGENHARIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

**GUILHERME JOSÉ MORES**

**REGENERAÇÃO NATURAL E BANCO DE SEMENTES EM FLORESTA  
OMBRÓFILA Densa MONTANA PÓS-INCÊNDIO**

JERÔNIMO MONTEIRO – ES

2020

GUILHERME JOSÉ MORES

**REGENERAÇÃO NATURAL E BANCO DE SEMENTES EM FLORESTA  
OMBRÓFILA DENSA MONTANA PÓS-INCÊNDIO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais do Centro de Ciências Agrárias e Engenharias da Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em Ciências Florestais na Área de Ciências Florestais.  
Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Sustanis Horn Kunz  
Coorientador: Prof. Dr. Henrique Machado Dias

JERÔNIMO MONTEIRO – ES

2020

Ficha catalográfica disponibilizada pelo Sistema Integrado de  
Bibliotecas - SIBI/UFES e elaborada pelo autor

---

M835r Mores, Guilherme José, 1992-  
Regeneração natural e banco de sementes em Floresta  
Ombrófila Densa Montana pós-incêndio / Guilherme José Mores.  
- 2020.  
125 f. : il.

Orientadora: Sustanis Horn Kunz.  
Coorientador: Henrique Machado Dias.  
Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) -  
Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências  
Agrárias e Engenharias.

1. Mata Atlântica. 2. Incêndios Florestais. 3. Florestas -  
Regeneração natural. 4. Banco de sementes. I. Kunz, Sustanis  
Horn. II. Dias, Henrique Machado. III. Universidade Federal do  
Espírito Santo. Centro de Ciências Agrárias e Engenharias. IV.  
Título.

CDU: 630

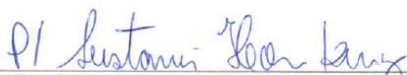
---

**REGENERAÇÃO NATURAL E BANCO DE SEMENTES EM FLORESTA  
OMBRÓFILA DENSA MONTANA PÓS INCÊNDIO**

**Guilherme José Mores**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais do Centro de Ciências Agrárias e Engenharias da Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em Ciências Florestais na Área de Concentração Ciências Florestais.

Aprovada em 20 de fevereiro de 2020.




**Prof. Dr. Fabricio Alvim Carvalho** (Examinador externo)  
Universidade Federal de Juíz de Fora



**Prof.ª Dr.ª Karla Maria Pedra de Abreu** (Examinadora externa)  
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo



**Prof. Dr. Henrique Machado Dias** (Coorientador)  
Universidade Federal do Espírito Santo



**Prof.ª Dr.ª Sustanis Horn Kunz** (Orientadora)  
Universidade Federal do Espírito Santo

## **Agradecimentos**

Primeiramente, gostaria de agradecer ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal do Espírito Santo, pela oportunidade que me foi concedida.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos - Código de Financiamento 001 -, onde, por meio dela, pude me dedicar integralmente na execução deste trabalho. Bem como, agradeço à Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Espírito Santo (FAPES) (Processo n. 80641130/17) pela ajuda de custo do projeto.

À Deus pela vida e por ter me proporcionado esse desafio tão enriquecedor e à Nossa Senhora Aparecida por todas as graças recebidas.

À minha orientadora Professora Sustanis Horn Kunz, por todos os ensinamentos, conversas (científicas ou não) e reflexões, bem como por estar sempre disposta a ajudar, por ter acreditado no meu potencial para realização desta pesquisa.

Ao meu coorientador, Henrique Machado Dias, por aceitar o convite, bem como pelo aprendizado e conversas. Muito Obrigado!

À minha noiva Kamila Mazurek, por todo amor, carinho, respeito, paciência e apoio durante esses dois anos. Agradeço por estar comigo neste momento tão importante da minha vida. Os dias são mais felizes e os desafios se tornam mais fáceis com você ao meu lado. E claro que não poderia me esquecer de agradecer por ter encarado essa aventura de rodar 1500 km, com uma Parati ano 94 para chegar até aqui, em Jerônimo Monteiro. Te Amo!

Aos meus pais, que mesmo não entendendo muito bem o que faço, estão ao meu lado, apoiando do jeitinho deles. À toda minha família e amigos pelos incentivos e palavras de apoio.

Aos meus queridos amigos que me ajudaram, Kézia Katein, Jéssica Tetzner de Oliveira, Marcello Zatta Péres, Izabel Barrada, Raquel Zorzanelli, Gabriel Severo, Aline Ramalho, Elbya Gibson, Juliana Krüger Arpini, Caroline Tavares, Elias Ferreira, Patrícia Borges Dias, Rodrigo Gorsani, Lhorayne Gomes, Naiara, Diego, João Vitor, Paulo André, Mônica, Thales, Ranieri, João Mário, Filipe Torres, enfim, todos os colegas do NUPEMASE, que ajudaram de forma direta ou indireta, seja no trabalho em campo, seja nas discussões para a melhora deste trabalho, ou ainda nas conversas e reflexões sobre a vida.

Um agradecimento especial ao professor Fabrício Alvim Carvalho, pela recepção calorosa na UFJF e por todo auxílio no processamento dos dados.

À banca examinadora pela disponibilidade em avaliar esta pesquisa.

Ao meu amigo João Paulo Fernandes Zorzanelli, por todo auxílio na identificação das espécies, pelas conversas, brincadeiras e por estar sempre disposto a dialogar e ajudar, mesmo com tantos afazeres. Muito Obrigado!

Agradeço também ao Senhor Aristides e Família e ao Senhor Plínio e Família, por terem autorizado que a pesquisa na deslumbrante Serra do Valentim fosse realizada. A Senhora Luciene, seu marido Márcio e seu filho Vitor, por todo apoio no alojamento, receptividade e risadas nos finais de semana.

Meu agradecimento aos professores e funcionários da UFES, em especial aos professores Marcos Vinicius e Rafael, pela amizade e palavras de apoio. Ao Senhor Alexandre, do laboratório de solos da UFES, pelo auxílio, explicações e pela paciência durante todo o processo das análises do solo e, também, à Eliane da biblioteca, que está sempre muito alegre e receptiva.

Enfim, agradeço à todos que estiveram ao meu lado durante esta trajetória, ajudando direta ou indiretamente.

## RESUMO

MORES, G. J. **Regeneração natural e banco de sementes em Floresta Ombrófila Densa Montana pós-incêndio.** 2020. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro – ES. Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Sustanis Horn Kunz. Coorientador: Prof. Dr. Henrique Machado Dias.

Os incêndios são uma das principais causas de perda de habitat e biodiversidade. Diante desse cenário, as áreas afetadas encontram maiores dificuldades de retomarem sua funcionalidade. Por isso, é de suma importância conhecer os mecanismos que darão suporte na restauração, bem como as mudanças na composição pós-fogo. À vista disso, o presente estudo teve como objetivo investigar os padrões de composição florística e estrutura da comunidade adulta, da regeneração natural e do banco de sementes do solo e sua relação com as variáveis ambientais em um fragmento de Floresta Ombrófila Densa Montana pós-fogo, na Serra do Valentim, município de Lúna, ES. Para a realização deste trabalho foram mensurados os indivíduos lenhosos do estrato adulto e da regeneração natural em 30 parcelas de 5x10m (2 áreas de referência e 1 área incendiada, sendo 10 parcelas em cada). Foram considerados indivíduos adultos todos aqueles que tinham acima de 2,5cm de diâmetro à altura do peito (DAP) e, abaixo disso, com altura mínima de 60 cm, foram considerados regenerantes. No estrato regenerante foi avaliado se o indivíduo era proveniente de rebrota, a qual foi classificada em rebrota de caule, base e raiz. Para a amostragem do banco de sementes foram retiradas três amostras de solo (25cmx25cmx8cm) por parcela e homogeneizadas, compondo apenas uma, totalizando 30 amostras de banco de sementes do solo por área e por estação (seca e chuvosa). As amostras foram acondicionadas em bandejas plásticas e mantidas em casa de sombra sob tela de sombrite (65% de sombra) para indução da germinação. Para a análise das variáveis ambientais, foram coletadas informações de abertura de dossel, umidade e densidade do solo e amostras de solo superficial (20 cm de profundidade), para análise de rotina (química e física). Foram amostrados para a comunidade adulta 735 indivíduos distribuídos em 45 famílias e 165 espécies, com destaque para a referência 1, com 47% dos indivíduos. Para a regeneração natural, foram contabilizados 2172 indivíduos, 42 famílias botânicas e 220 espécies. A área incendiada foi a que mais se destacou, com 119 espécies, apresentando também maior número de indivíduos rebrotantes, 54% do total. Para o

banco de sementes foram contabilizados 1642 indivíduos, distribuídos em 31 famílias e 174 espécies, onde a área queimada apresentou maior número de espécies e a estação chuvosa maior densidade de espécies 654,4 m<sup>2</sup>. O índice de diversidade de Shannon e a equabilidade de Pielou para área incendiada foi de  $H' = 2,99 \text{ nats.ind}^{-1}$   $J' = 0,82$  para comunidade adulta,  $H' = 3,86 \text{ nats.ind}^{-1}$  e  $J' = 0,80$  para regeneração natural e  $H' = 2,90 \text{ nats.ind}^{-1}$  e  $J' = 0,66$  para o banco de sementes. A análise de correspondência distendida (DCA) demonstrou formações de grupos distintos entre as áreas, principalmente na comunidade adulta e no estrato regenerante, ao passo que, para o banco de sementes do solo, apenas as parcelas dos ecossistemas de referência formaram grupos, enquanto a área incendiada demonstrou grande heterogeneidade na distribuição das parcelas. A análise de correspondência canônica (CCA), para o estrato regenerante e adulto, mostrou que a área incendiada está mais correlacionada com as variáveis abertura de dossel, pH, fósforo e potássio, enquanto que sódio, umidade, CTC e argila, estão mais correlacionadas com os ecossistemas de referência. Para o banco de sementes, os eixos ainda seguiram a mesma tendência, no entanto, com as parcelas mais heterogêneas no diagrama. A área incendiada está em avançado processo de sucessão devido à abundância de espécies zoocóricas e alta contribuição de espécies pioneiras, secundárias iniciais e tardias. Acredita-se que o banco de sementes possa garantir a resiliência do local. No entanto, a área incendiada tende a formar um novo habitat, distinta dos demais ecossistemas de referência avaliados.

Palavras chave: floresta tropical úmida, efeito do fogo, estrato regenerante, relação vegetação-ambiente, Serra do Valentim.



## ABSTRACT

MORES, G. J. **Natural regeneration and seed bank in montane rainforest after fire.** 2020. Dissertation (Masters in Forest Sciences) - Federal University of Espírito Santo, Jerônimo Monteiro - ES. Adviser: Sustanis Horn Kunz. Co-adviser: Henrique Machado Dias.

Fires are a major cause of habitat loss and biodiversity. Faced with this scenario, the affected areas find it more difficult to resume their functionality. Therefore, it is extremely important to know the mechanisms that will support restoration, as well as changes in the post-fire composition. Thus, the present study aimed to investigate the patterns of floristic composition and structure of the adult community, the natural regeneration and the soil seed bank and its association with environmental variables, in a fragment of in montane rainforest after fire, in Serra do Valentim, municipality of Iúna, ES. Woody individuals from the adult stratum and natural regeneration were measured in 30 5x10m plots (2 reference areas and 1 burned area, with 10 plots each). Adult individuals were considered all those with diameter at breast height (DBH) over 2.5 cm. Below 2.5 cm and with a minimum height of 60 cm were considered regenerating.. In the regenerating stratum it was evaluated whether the individual originated from regrowth, which was classified as stem, base and root regrowth. For the seed bank sampling, three soil samples (25cmx25cmx8cm) were taken per plot and homogenized, resulting in only one, totalizing 30 soil seed bank samples per area and season (dry and rainy). The samples were placed in plastic trays and kept in a shade house to induce germination. To analyze the environmental variables, were collected information on canopy opening, soil moisture and density and samples of topsoil (20 cm deep) for routine analysis (chemical and physical). A total of 735 individuals were sampled for the adult community, distributed in 45 families and 165 species, with emphasis to reference 1 with 47% of the individuals. For the natural regeneration, we counted 2172 individuals, 42 botanical families and 220 species. Highlight for the burned area with 119 species, which also presented a greater number of regrowth individuals, 54% of the total. For the seed bank, 1642 individuals were counted, distributed in 31 families and 174 species. The burned area had a greater number of species and the rainy season had a greater density of species 654.4 m<sup>2</sup>. Shannon's diversity index and Pielou's equability for the burnt area were  $H' = 2.99 \text{ nats.ind}^{-1}$  and  $J' = 0.82$  for the adult community,  $H' = 3.86 \text{ nats.ind}^{-1}$

and  $J' = 0.80$  for natural regeneration and  $H' = 2.90 \text{ nats.ind}^{-1}$  and  $J' = 0.66$  for the seed bank. The extended correspondence analysis (DCA) demonstrated the formation of distinct groups between the areas, mainly in the adult community and in the regenerating stratum, whereas for the soil seed bank, only the portions of the reference ecosystems formed groups, while the post-fire area demonstrated high heterogeneity in the distribution of plots. Canonical correspondence analysis (CCA) for the regenerating and adult strata indicated that the burned area is more correlated with the variables canopy opening, pH, phosphorus and potassium, while sodium, moisture, CTC and clay, are more correlated with reference ecosystems. For the seed bank, the axes followed the same trend, however, with the most heterogeneous plots in the diagram. The burnt area is in an advanced process of succession, due to the abundance of zoochoric species and a high contribution of pioneer, early and late secondary species. It is believed that the seed bank can guarantee the resilience of the place. However, the burned area tends to form a new habitat, distinct from the other reference ecosystems evaluated.

Keywords: humid tropical forest, fire effect, regenerating stratum, vegetation-environment relationship, Serra do Valentim.

## SUMÁRIO

<b>RESUMO</b> .....	<b>7</b>
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	<b>11</b>
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>13</b>
2.1 Incêndios em Florestas Tropicais.....	13
2.2 Mecanismos de Regeneração Natural .....	15
2.2.1 Banco de Sementes.....	16
2.2.2 Rebrotas .....	18
2.3 Ecossistemas de Referência.....	20
<b>3. METODOLOGIA</b> .....	<b>21</b>
3.1 Área de Estudo .....	21
3.2 Desenho Amostral.....	23
3.3 Amostragem dos Dados.....	25
3.4 Análise dos Dados .....	29
<b>4. RESULTADOS</b> .....	<b>35</b>
4.1 Comunidade lenhosa adulta .....	53
4.2 Regeneração Natural .....	59
4.3 Banco de sementes do solo.....	66
<b>5. DISCUSSÃO</b> .....	<b>85</b>
5.1 Comunidade adulta .....	86
5.2 Regeneração Natural .....	89
5.3 Banco de Sementes .....	94
<b>6. CONCLUSÕES</b> .....	<b>99</b>
<b>7. REFERÊNCIAS</b> .....	<b>100</b>

## 1. INTRODUÇÃO

Há milhares de anos o homem vem desenvolvendo atividades impactantes sobre a natureza, sendo o desmatamento um grande fator de degradação (REIS et al., 1999). No Brasil, um dos biomas mais devastados é a Mata Atlântica, devido, principalmente, ao desenvolvimento econômico e a expansão agrícola, comprometendo, grande parte dos fragmentos (TUCCI; CLARKE, 1997; SANTOS et al., 2006; ALMEIDA et al., 2011; SERRANO et al., 2013).

Em face das crescentes ameaças às florestas tropicais, é essencial não apenas conhecer sua vulnerabilidade, mas também apoiar estratégias para conservação e manutenção da biodiversidade (LINERA; MOHENO; BARRERA, 2016). Neste contexto, o Brasil desempenha um importante papel na proteção da biodiversidade biológica, visto que o país possui duas áreas extremamente importantes, o Cerrado e a Mata Atlântica, que apresentam habitats com alto endemismo e de constante perda (PIROVANI et al., 2014; PANETO et al., 2015).

A perda de habitat é ocasionada pela escassez de planejamento e, principalmente, pelo consumo acelerado dos recursos naturais em proporções que o ambiente não consegue renovar (MORAES; JORDÃO, 2002), resultando em fragmentos mais susceptíveis a degenerações (SANDOR; CHAZDON, 2014). Dentre os fatores da degradação ambiental, destacam-se os incêndios florestais, que provocam danos às pessoas, à fauna e à flora (SANTOS et al., 2006), ocasionando a destruição de fazendas, áreas de conservação, plantios florestais e unidades de conservação (MEDEIROS; FIEDLER, 2003).

A região sudeste apresenta muitas áreas degradadas (RODRIGUES, 2011) decorrentes, em grande parte, de incêndios florestais (INPE, 2018). A maior parte destes incêndios tem origem humana (SANTOS et al., 2006), devido a utilização da prática para limpeza de terrenos (PRIMACK; RODRIGUES, 2001; HANSEN et al., 2013). A ocorrência dos incêndios também é influenciada pelos ciclos climáticos como El Niño e pela proximidade das áreas antropizadas (FEARNSIDE, 2006).

Os incêndios são altamente prejudiciais, especialmente em florestas, onde não é comum sua ocorrência, e, grandes danos são gerados, como alteração do microclima e de sua funcionalidade (FEARNSIDE, 2005). Além disso, a sua ocorrência pode afetar a composição e estrutura florística (ARAUJO et al., 2013; CHAZDON, 2016), resultando no desaparecimento de habitats (SANTOS et al., 2006).

O restabelecimento da funcionalidade dos ecossistemas depende, primordialmente, da regeneração natural ou da rebrota, sendo esta última uma peculiaridade de algumas espécies em emitir brotos pós-distúrbio (KENNARD et al., 2002; SIMÕES; MARQUES, 2007). De forma que, o sucesso da rebrota depende diretamente do nível do dano causado à planta (PACIOREK et al., 2000).

O sucesso da regeneração natural em florestas tropicais pós-incêndio, depende diretamente da frequência e da intensidade do fogo, assim como da chuva e banco de sementes (CHAZDON, 2016). Todavia, ressalta-se que as florestas tropicais permanecem em um estado muito sensível após a ocorrência do incêndio, razão pela qual, outros distúrbios poderão agravar a sua recuperação, tendo em vista a alta taxa de mortalidade e alteração do equilíbrio (VAN NIEUWSTADT et al., 2001; NUMATA et al., 2017).

Assim, a recuperação das florestas é relativamente lenta e são grandes os impactos sobre sua estrutura e perda de biomassa (NUMATA et al., 2017). Essas mudanças na cobertura florestal afetam a prestação de diversos serviços ecossistêmicos, incluindo a redução da biodiversidade, regulação do clima e abastecimento de água (HANSEN et al., 2013; LAWRENCE; VANDECAR, 2015).

Todos esses impactos causados na floresta afetam drasticamente o potencial de regeneração por meio do banco de sementes (MARTINS; ENGEL, 2007), resultando na diminuição da densidade e riqueza de espécies (MAROD et al., 2002; COUTO et al., 2006). Além disso, o fogo é altamente prejudicial na qualidade do banco de sementes presentes nas camadas superficiais, reduzindo a densidade de sementes viáveis no solo (UHL, et al., 1981; VAN NIEUWSTADT et al., 2001).

Desse modo, há uma preocupação com as florestas tropicais úmidas, devido às altas taxas de mortalidade das espécies, associado ao aumento da temperatura e de incêndios, resultando em maior vulnerabilidade (MCDOWELL et al., 2018). Além disso, as florestas tropicais úmidas ocupam uma pequena porção da superfície terrestre e, diante do contexto descrito, sua biodiversidade está extremamente ameaçada (PRIMACK; RODRIGUES, 2001). À vista disso, faz-se necessário compreender a dinâmica dos ecossistemas, a fim de proteger e restaurar os serviços e funções ecossistêmicas (LIU et al., 2018).

Com o objetivo de conhecer e manejar conscientemente a Mata Atlântica são necessários estudos relacionados à dinâmica florestal pós-incêndio. Nesse contexto, o objetivo desse trabalho foi trazer contribuições para melhor entendimento à respeito do comportamento de uma Floresta Ombrófila Densa Montana pós-

incêndio, a fim de conhecer a distribuição das espécies em função das variáveis ambientais.

Deste modo, este trabalho foi norteado pelos seguintes questionamentos: qual é a similaridade florística entre os estratos regenerantes e arbóreos na área incendiada e nos ecossistemas de referência? Qual a contribuição do banco de sementes do solo e da rebrota na área incendiada? E, qual é a relação na distribuição das espécies entre as variáveis ambientais cinco anos após o incêndio?

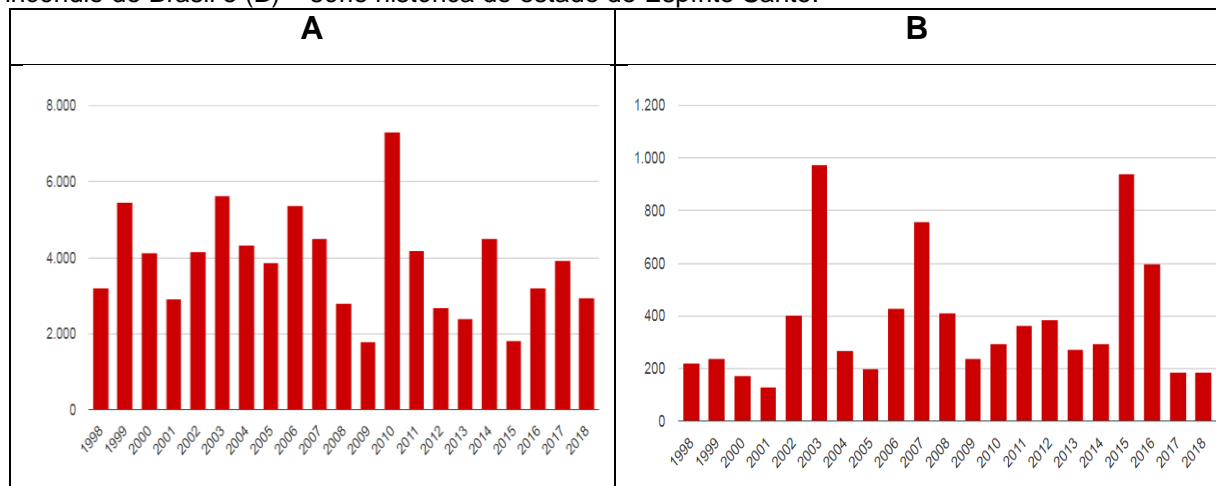
## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 Incêndios em Florestas Tropicais

Diversas questões ambientais globais, como a perda de biodiversidade, poluição e desertificação, estão levantando preocupações sobre as atividades populacionais sobre o meio ambiente (TUCCI; CLARKE, 1997; SANTOS et al., 2006; LIU et al., 2018). Um dos fatores preocupantes são os incêndios, que alteram a composição dos habitats e, por consequência, podem causar o desaparecimento de diversas variedades de cultivares (KLINK; MACHADO, 2005).

No Brasil, a alta ocorrência de incêndios florestais demonstrado na Figura 1, está demonstrada uma série histórica dos focos de incêndio detectados pelos satélites de referência entre os períodos de 1998 a 2018 (INPE, 2018). Percebe-se que no estado do Espírito Santo houve um aumento no número de incêndios nos anos de 2015 e 2016, isso pode estar associado também ao estresse hídrico que o estado passou neste período.

Figura 1. Histórico de focos de incêndio entre os anos de 1998 a 2018. (A) Série histórica de focos de incêndio do Brasil e (B) – série histórica do estado do Espírito Santo.



Fonte: Adaptado de INPE (2018).

Esses incêndios quando atingem florestas naturais em que o fogo não é natural, reduzem o estabelecimento de espécies arbóreas e arbustivas (MIRANDA et al., 2002). Entretanto, a incidência de espécies pioneiras em florestas recém-incendiadas é maior quando comparada a florestas não queimadas (NUMATA et al., 2017).

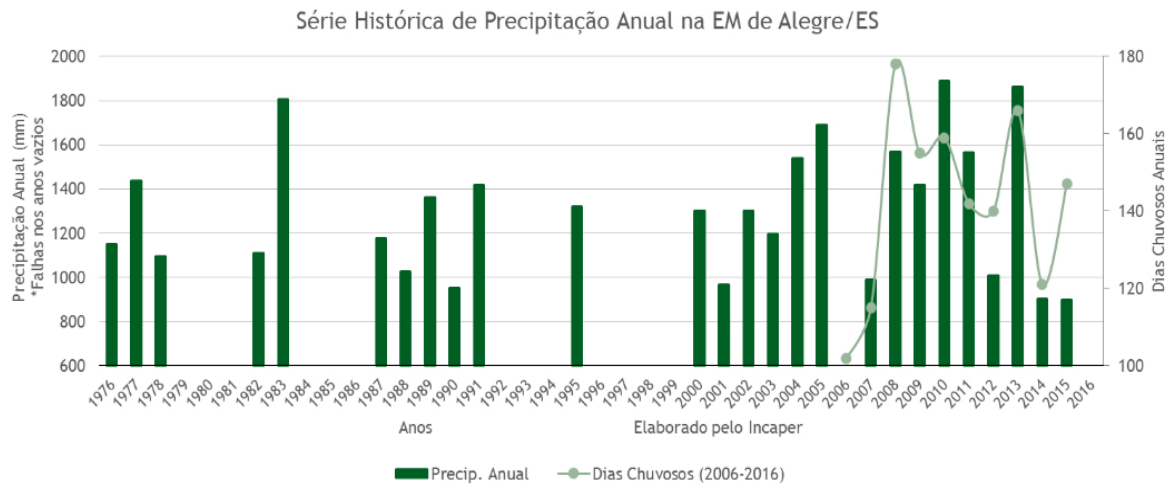
As perdas causadas pelos incêndios florestais são grandes, e acarretam na perda de habitats (SANTOS et al., 2006), bem como ocasionam a alta emissão de gases que agravam o efeito estufa (BARBOSA; FEARNSTIDE, 1999). Além do mais, os incêndios aliados a outras formas de desmatamento geraram uma perda de aproximadamente 89% da Mata Atlântica (RIBEIRO et al., 2009).

Os incêndios alteram drasticamente o processo de sucessão, reduzindo a incidência de novos brotos, bem como a diversidade e qualidade do banco de sementes (UHL et al., 1981). Em muitos ecossistemas propensos ao fogo, podem-se observar duas estratégias de plantas lenhosas. A primeira estratégia é das espécies semeadoras obrigatórias, que não sobrevivem ao fogo quando adultas, mas que possuem alto estabelecimento de plântulas pós-incêndio. A segunda é de indivíduos rebrotantes, que sobrevivem ao fogo devido aos diferentes tipos de rebrota (HOFFMANN; MOREIRA, 2002).

Os incêndios em florestas tropicais úmidas são tipicamente menos inflamáveis em relação às savanas, devido ao dossel ser mais denso diminuindo a ocorrência de gramíneas (HENNENBERG et al., 2006). Neste contexto, a presença de gramíneas nos limites das florestas podem favorecer a penetração do fogo mais profundamente (VAN LANGEVELDE et al., 2003), tendo em vista que são um importante material combustível, devido sua alta inflamabilidade e por desempenharem um papel essencial na ignição do fogo (STOTT, 2000).

Outro fator que aumenta a ocorrência de incêndios florestais é a diminuição da precipitação e longos períodos de estiagem. Neste contexto, percebe-se na Figura 2 uma redução na precipitação anual a partir de 2014, onde o estado do Espírito Santo passou por alguns anos de déficit hídrico (INCAPER, 2018).

Figura 2: Série histórica de precipitação anual entre os anos de 1976 a 2016 para o município de Alegre, ES.



Fonte: INCAPER (2018).

Diante desse cenário, o fogo, aliado com a fragmentação, faz com que a exposição das bordas seja mais acentuada, aumentando os riscos de perturbações antropogênicas (NUMATA et al., 2017). Deste modo, as perturbações nas florestas representam um problema de longo prazo, motivo pelo qual, medidas de restauração e diminuição dos fatores impactantes nos ecossistemas devem ser propostas (FEARNSIDE, 2005; SANTOS et al., 2019).

Assim, para minimizar os impactos degradantes nas florestas tropicais, é necessário empreender a ampla gama de medidas políticas e abordar problemáticas particulares de cada região (MYERS, 1991).

## 2.2 Mecanismos de Regeneração Natural

A regeneração natural é um processo pelo qual uma área segue uma sucessão, buscando o enriquecimento gradual de espécies e o aumento da sua complexidade e funcionalidade em uma área que antes continha floresta (CHAZDON, 2012). As florestas utilizam para a regeneração natural a chuva de sementes via dispersão, banco de plântulas do solo e o banco de sementes (VIEIRA, 1996). Neste contexto, a presença e o acúmulo de propágulos nas florestas tropicais são fundamentais para o sucesso do processo de sucessão florestal (LINERA; MOHENO; BARRERA, 2016).

A chuva de sementes é fonte de propágulos proveniente das áreas externas ou da própria área que chega a determinada superfície do solo, determinando a



potencialidade do fragmento num tempo conhecido (ARAUJO et al., 2004; TRES et al., 2007; MAZA-VILLALOBOS et al., 2011). Este mecanismo auxilia na entrada de propágulos no solo, formando o banco de sementes (CORREIA; MARTINS, 2015; SOUZA et al., 2017).

O banco de sementes do solo é um importante mecanismo para o sucesso da restauração, pois ele abriga vasta diversidade de espécies que germinam após distúrbio. Porém, o banco de sementes é dependente da chuva de sementes e do nível de preservação da floresta (GRONBONE-GUARATINI; RODRIGUES, 2002; PLUE; COUSINS, 2013; CORREIA; MARTINS, 2015; SOUZA et al., 2017b).

Ocorre que algumas espécies podem apresentar pequena chuva de sementes, onde o banco de sementes e a rebrota podem ser a única forma de regeneração das florestas pós-distúrbio (VIEIRA, 1996). A rebrota é uma resposta do elemento vegetal pós-ataque, porém, o seu sucesso depende da severidade do ataque (CLARKE et al., 2013). Assim, este mecanismo é de suma importância na recomposição da estrutura florística, devido ao seu rápido desenvolvimento. (UHL et al., 1981; SAKAI et al. 1995; MARTINS et al., 2002; KENNARD et al., 2002; SIMÕES; MARQUES, 2007).

Em áreas pós-incêndio as espécies são afetadas de maneira diferente, alterando a taxa de mortalidade. Deste modo, indivíduos menores são mais afetados pelo fogo (ARAUJO et al., 2013). À vista disso, o número de espécies que compõem a regeneração natural é reduzida, assim, o sucesso do processo de sucessão depende de fontes externas de propágulos (MELO; DURIGAN, 2010).

Todos estes mecanismos são fundamentais para o conhecimento da riqueza de espécies, contribuindo para a formação do estrato da regeneração natural das florestas, bem como para obter informações a respeito da sucessão florestal (COUTO et al., 2006; COSTA et al., 2013).

### 2.2.1 Banco de Sementes

O banco de sementes do solo pode ser uma importante fonte de regeneração, especialmente para espécies pioneiras, que formam, principalmente, banco de sementes persistentes (GRONBONE-GUARATINI; RODRIGUES, 2002; PLUE; COUSINS, 2013). A presença de espécies ruderais pode representar uma restrição para o processo de sucessão, decorrente do seu rápido crescimento e facilidade de colonização (LINERA; MOHENO; BARRERA, 2016; SOUZA et al., 2017a). No

entanto, estas espécies promovem o aumento nos teores de matéria orgânica, carbono orgânico e na capacidade de troca de cátions, fatores importantes para o estabelecimento de outras espécies (SANTOS et al., 2001).

As sementes viáveis do solo ou associadas à serapilheira formam o banco de sementes, que são capazes de produzir fisiologicamente indivíduos independentes (ANDRADE; MIRANDA, 2014). Estas sementes podem ser transitórias, que germinam em pouco tempo, ou persistentes, sementes que permanecem do solo por mais tempo (CALDATO et al., 1996). A germinação destas sementes pode ser influenciada pela abertura de clareiras que impulsionam o crescimento da regeneração natural, pois nestas áreas a disponibilidade de luz é alta (CARVALHO et al., 2000). Assim, o banco de sementes contribui para a reconstrução do dossel da floresta (BAIDER et al., 1999; COUTO et al., 2006).

O banco de sementes é essencial para os processos de restauração da vegetação das florestas tropicais, pois eles podem abrigar elevado número de espécies arbóreas pioneiras e secundárias, porém, essa diversidade depende do grau de preservação das florestas (LINERA; MOHENO; BARRERA, 2016). Em geral, as espécies não pioneiras germinam logo após a dispersão, formando o banco de plântulas (LOPES et al., 2006).

A perda de sementes do solo está relacionada com a predação por animais e ataque de patógenos, que influenciam diretamente sua germinação e viabilidade (SOUZA et al., 2017b). Também ocorre a perda de sementes pela fragmentação e incêndios florestais, assim, o banco de sementes é uma alternativa para a perpetuidade das espécies. Neste contexto, o efeito temporal do armazenamento das espécies adia sua extinção local até que a última semente do banco tenha sido predada ou decomposta (PLUE; COUSINS, 2013).

A análise do banco de sementes do solo pode ser amostrada de várias maneiras, uma delas é via germinação e contagem (CALDATO et al., 1996; LACERDA, 2007; BRAGA et al., 2008; PLUE; COUSINS, 2013; COSTA et al., 2013). O método da emergência é o mais utilizado para detectar a presença de sementes viáveis no solo, porém, apresenta erros, devido a algumas sementes permanecerem por longo período sem germinar. Outra desvantagem deste método é a necessidade de um amplo e estruturado espaço para acondicionar o solo (LACERDA, 2007; COSTA et al., 2013).

Outro método é o da contagem, que envolve o peneiramento, flutuação e separação manual das sementes. Este recurso além de ser barato, pois não

necessita de amplo espaço físico, funciona muito bem para espécies de sementes grandes, entretanto, espécies pequenas podem ser excluídas no processo. Outra desvantagem desta técnica, além de ser trabalhosa, é de superestimar o número de sementes contabilizando as inviáveis, porém, este erro pode ser minimizado utilizando testes de viabilidade com cloreto de tetrazólio (BUHLER; MAXWELL, 1993; COSTA et al., 2013). Contudo, a imersão com tetrazólio é demorada e pode prejudicar a viabilidade das sementes (BUHLER; MAXWELL, 1993).

Diversos estudos buscam compreender a dinâmica do banco de sementes em florestas pós-incêndio. Acerca disso, verificou-se que o potencial de regeneração das florestas tropicais úmidas pós-incêndio é reduzido, devido às espécies não suportarem a ação do fogo. Assim, o banco de sementes atingido pelo fogo apresenta perdas de riqueza e de densidade de espécies (MAROD et al., 2002; COUTO et al., 2006). Entretanto, o solo é um isolante térmico, e, de acordo com a intensidade e frequência do fogo, o banco de sementes pode ter uma porção preservada (KENNARD et al., 2002).

Os incêndios florestais afetam drasticamente a regeneração proveniente do banco de sementes, implicando em alterações dos valores nos parâmetros estruturais, bem como na distribuição das espécies nas áreas pós-fogo (XAVIER et al., 2011). Estas mudanças resultam em um novo habitat e um desafio para o reestabelecimento dos indivíduos (LIEBSCH; MARQUES; GOLDENBERG, 2008), devido à alta iluminação, escassez de água e temperatura elevada (COUTO et al., 2006).

### 2.2.2 Rebrotas

A rebrota é um importante mecanismo de recuperação das florestas, devido ao fato da capacidade de muitas espécies em emitir brotos após a ocorrência do dano (UHL et al., 1981; MARTINS et al., 2002; MELO; DURIGAN, 2010; CLARKE et al., 2013).

As florestas passam por diversas ações antrópicas, como desmatamento, incêndios e fragmentação (REIS et al., 1999; TUCCI; CLARKE, 1997; SANTOS et al., 2006; ALMEIDA et al., 2011). Estes distúrbios resultam na abertura de áreas onde o papel da rebrota é fundamental para a recuperação, pois ela auxilia na reconstituição de clareiras, seja pela emissão de novos brotos de indivíduos quebrados ou cortados, ou pelo preenchimento via rebrota por galhos do dossel (CARVALHO, 2017). Além disso, a rebrota também auxilia na retomada da riqueza

de espécies em florestas pós-incêndio (UHL et al., 1981; MARTINS et al., 2002; MELO; DURIGAN, 2010).

O restabelecimento da dinâmica da população é depende de três parâmetros: primeiro, a taxa de dano, seja ela por quebra da haste, doença ou herbivoria; segundo, a contribuição da rebrota dos indivíduos danificados; e terceiro, o desempenho desses indivíduos em relação ao crescimento, mortalidade e reprodução (PACIOREK et al., 2000). No entanto, não são todas as espécies que apresentam este mecanismo adaptativo (CLARKE et al., 2013).

A fim de compreender a rebrota, CLARKE et al. (2013), demonstraram a existência de três eixos para a sua caracterização, a de caule (botões aéreos), a de base (botões basais) e a de raiz (botões subterrâneos). Entretanto, há certa diferença no comportamento de ambos justamente no uso de recursos de nutrientes e carboidratos para promover seu desenvolvimento (VIEIRA, 2006).

Outro fator importante, mas pouco estudado, é a proteção, localização e a quantidade das brotações. Estes fatores são fundamentais para caracterizar o sucesso ecológico, visto que, os botões aéreos são protegidos por casca e folhas que ajudam na proteção contra o fogo. Enquanto as gemas basais são protegidas principalmente pela casca, os brotos subterrâneos são protegidos pelo solo, e ambos podem resultar na disseminação horizontal e na clonalidade (CLARKE et al., 2013).

Em florestas pós-incêndio, a rebrota auxilia na retomada da riqueza de espécies, devido ao fato dos sistemas radiculares dos indivíduos não serem afetados (CARVALHO, 2017). As plântulas rebrotantes possuem vantagem quando comparada as plântulas via semente, visto que a planta tem maior quantidade e disponibilidade de extrair reservas de carboidratos (SAKAI et al. 1995; KENNARD et al., 2002; SIMÕES; MARQUES, 2007) devido ao fato da maior abundância de raízes presentes no solo (CARVALHO, 2017).

Em florestas tropicais úmidas, a rebrota é pouco estudada e o conhecimento a respeito ainda é muito vago. Entretanto, é um mecanismo extremamente importante para o restabelecimento da comunidade vegetal (HOFFMANN; MOREIRA, 2002), principalmente em florestas onde o incêndio é natural (ARRUDA et al., 2018).

### 2.3 Ecossistemas de Referência

Em diversos trabalhos científicos são utilizados ecossistemas de referência ou áreas controle. Estas áreas, em sua maioria, são florestas preservadas ou com mínima intervenção antrópica (MELO et al., 2007; MAZA-VILLALOBOS et al., 2011; NUMATA et al., 2017; FONSECA et al., 2017). Assim, estes ecossistemas são utilizados como fonte de comparação dos aspectos ecológicos, estruturais e funcionais, como a estabilidade, sucessão e resiliência (NERY et al., 2013).

Neste contexto, as florestas tropicais apresentam espécies típicas com características bem determinadas, que podem caracterizar esses ecossistemas tropicais independente da sua composição florística, funcionando como padrões para referência (GANDARA; KAGEYAMA, 1998). No entanto, há um elevado nível de perturbações antrópicas, que atenuam o grau de isolamento e a heterogeneidade da paisagem (GANDARA; KAGEYAMA, 1998; VIANA; PINHEIRO, 1998; ALMEIDA et al., 2011; SERRANO et al., 2013).

Deste modo, as florestas tropicais são altamente degradadas pelas ações antrópicas, como também pelas características pedológicas, em que os solos geralmente são pobres em nutrientes e estão propensos a erosão pela alta taxa pluviométrica (PRIMACK; RODRIGUES, 2001).

Antes de propor medidas de restauração e proteção dos serviços e funções dos ecossistemas, faz-se necessário compreender a dinâmica passada das terras úmidas, principalmente sua resiliência, a fim de construir condições de referências para a restauração destas terras (LIU et al., 2018). Ainda, para essas atividades de conservação em florestas naturais também se faz necessário considerar o potencial genético evolutivo das populações (SEBBENN; SEOANE, 2005).

As populações naturais podem apresentar algum grau de endogamia e parentesco, decorrente de algumas espécies arbóreas apresentarem dispersão de sementes próxima à árvore matriz (SEBBENN; SEOANE, 2005). Por isso, é fundamental que haja uma compreensão mais completa dos processos que promovem o estabelecimento de plântulas nas florestas, visto que diversos fatores atenuam seu desenvolvimento, como abertura de dossel, estrutura da floresta, entre outros (FARRIS-LOPES et al., 2004).

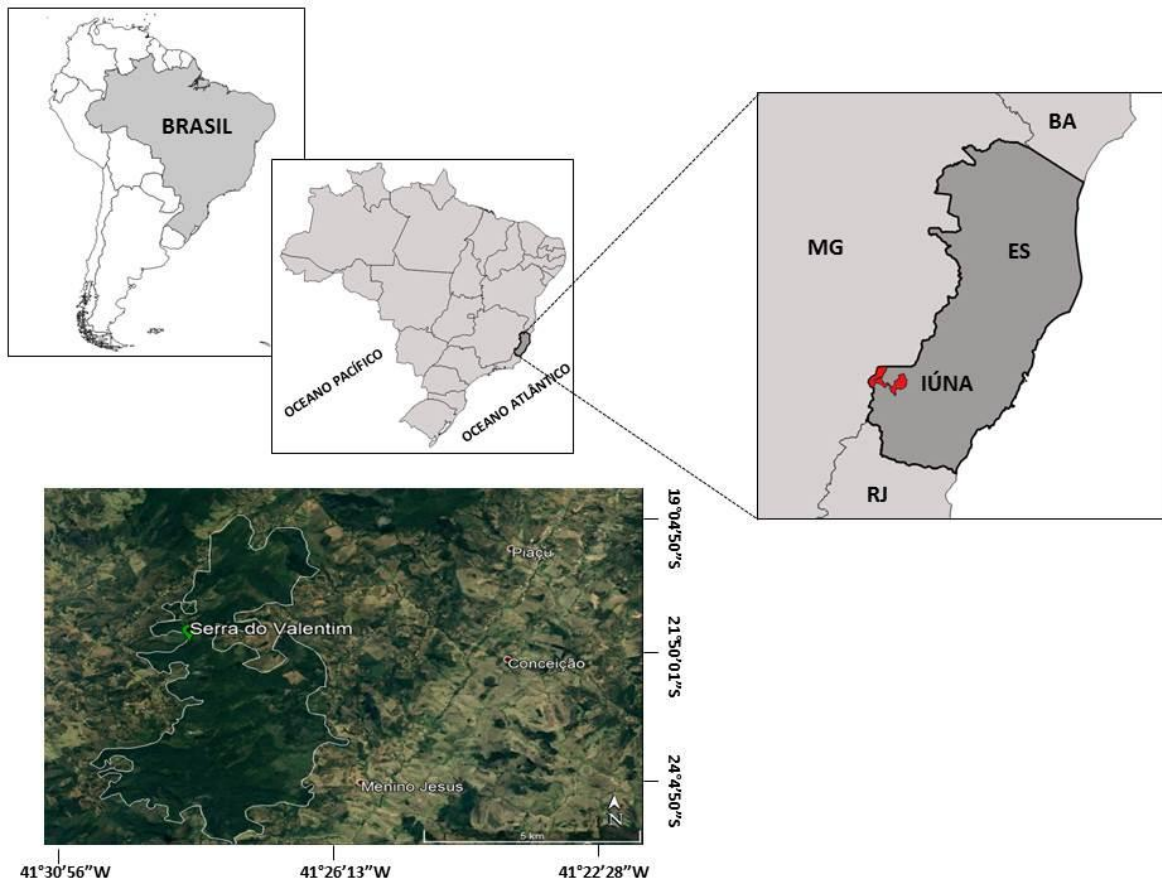
### 3. METODOLOGIA

#### 3.1 Área de Estudo

Esse estudo foi desenvolvido na Serra do Valentim, localizada no município de Iúna, região sul do estado do Espírito Santo, Brasil. O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é Cwa, temperado úmido com inverno seco e verão chuvoso. A temperatura média anual encontra-se entre 18 e 20°C (CASTRO et al., 2010) e a precipitação média anual para região é de 1.414 mm (PAIVA et al., 2010).

O fragmento avaliado é categorizado como Floresta Ombrófila Densa Montana do bioma Mata Atlântica (JOLY et al., 2014), situado nas coordenadas 41°28'2"W e 20°23'8"S, ao sul e 41°28'22"W e 20°21'38"S, tendo elevações entre 1000m e 1650m. No limite sul da Serra do Valentim, foi criada uma Unidade de Conservação denominada como Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Toca da Onça, localizada no município de Muniz Freire, ES (ZORZANELLI, 2012). O restante do entorno da Serra do Valentim é circundado por propriedades, cujas principais atividades são o cultivo de café arábica (*Coffea arabica* L.), plantios de eucalipto (*Eucalyptus* sp.) e pecuária (Figura 3).

**Figura 3.** Localização da área de estudo, Serra do Valentim, Iúna, Espírito Santo, Brasil.

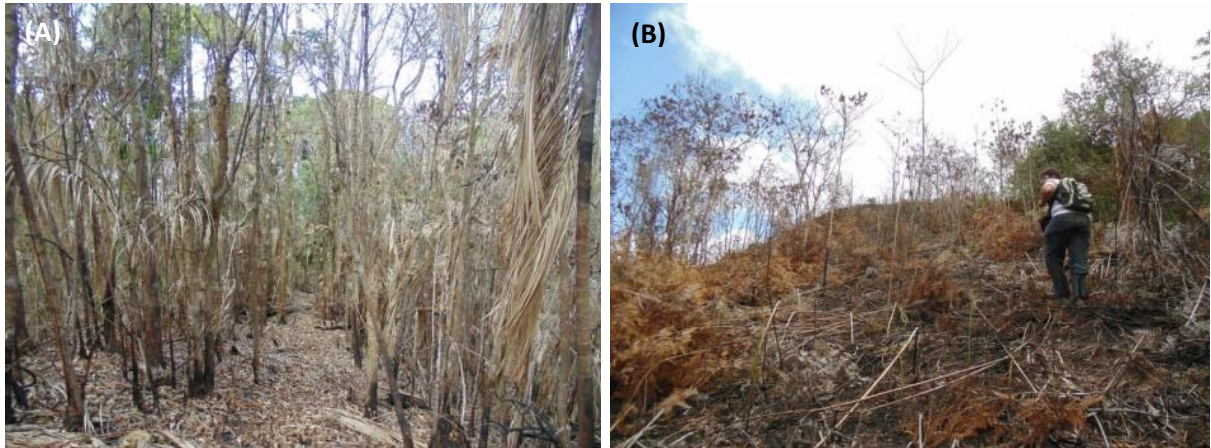


Fonte: o autor.

A Serra do Valentim está muito susceptível à ações antrópicas, decorrente da extração ilegal do palmito-juçara (*Euterpe edulis* Mart.), que ocorre em seu interior e da frequente ocorrência de queimadas nas proximidades (ZORZANELLI, et al., 2017). Outra ação que torna vulnerável esse ambiente montanhoso, são as trilhas abertas por motociclistas para a prática de motocross.

Segundo o INPE (2018), houve um aumento no número de incêndios no estado do Espírito Santo entre os anos de 2014 e 2016, onde, em dezembro de 2014, aproximadamente quatro hectares da Serra do Valentim foram destruídos pelos incêndios (Figura 4), proveniente das práticas de manejo dos solos das propriedades ao entorno da área (TEIXEIRA, 2017).

Figura 4: Detalhes da área incendiada em 2014, onde (A) Área nas proximidades onde foram alocadas as parcelas e (B) área próxima ao pico da Serra.



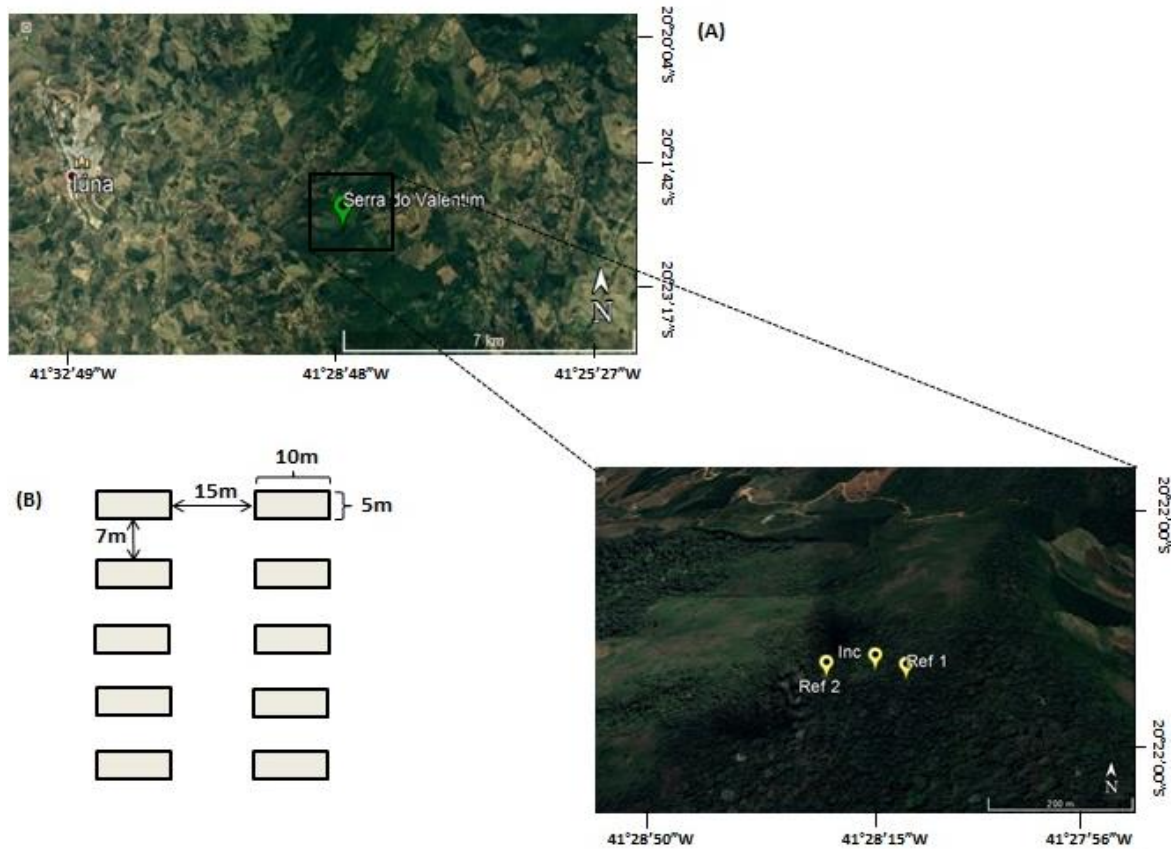
Fonte: Adaptado de ZORZANELLI, R. F.(2014).

### 3.2 Desenho Amostral

Para a amostragem nesse estudo foram reavaliadas as parcelas instaladas por Teixeira (2017). Estas foram alocadas em uma porção da Serra do Valentim, contemplando três áreas, sendo dois ecossistemas de referência (REF1 e REF2), e uma área incendiada (INC). Para cada área, avaliou-se a estrutura da floresta em relação aos indivíduos adultos, a regeneração natural e o banco de sementes do solo, por meio da medição de 10 parcelas de 5mX10m (50m<sup>2</sup>). As parcelas foram alocadas com distanciamento de 15m entre linhas e 7m entre as parcelas (Figura 5), distribuídas de forma paralela e homogênea, utilizando como referência os trabalhos de Martínez-Garza e González-Montagut (1999; 2002), totalizando 10 parcelas por área.



**Figura 5.** Desenho amostral da área experimental. (A) Localização da Serra do Valentim. Ecosistema de referência 1 (REF1), ecossistema de referência 2 (REF2) e o fragmento incendiado (INC). (B) Croqui da distribuição das parcelas nas áreas.



Fonte: o autor.

Na área incendiada (Figura 6D) foi avaliada apenas a região onde o incêndio foi mais severo. Nessa região ocorreu a destruição do sub-bosque e do estrato herbáceo da vegetação (área não conhecida antes do incêndio). Segundo relatos dos moradores, o incêndio ocorrido em dezembro de 2014 foi o único nos últimos 50 anos (TEIXEIRA, 2017).

A justificativa de adotar dois ecossistemas de referência foi devido ao fato de não conhecermos o histórico da área, bem como suas características ambientais (ENGEL; PARROTA, 2008), além de possuírem características distintas (Figura 6b/c). O ecossistema de referência REF1 possui maior declividade e altitude de aproximadamente 1422m com presença de espécies, principalmente da família Melastomataceae e amplitude diamétrica menor (7cm a 18cm). Esta área apresenta sua face voltada para leste, recebendo menor radiação solar. Quanto ao ecossistema de referência REF2, o mesmo encontra-se com menor declividade e altitude de aproximadamente 1398m, com indivíduos com amplitude diamétrica

maior (10cm à 22cm). Esse ecossistema recebe maior radiação solar (TEIXEIRA, 2017) e constante exploração do palmito juçara. Em ambas as áreas, há ocorrência de epífitas, taquarais (*Poaceae*) e *Euterpe edulis* Mart. (palmito juçara).

Figura 6: Representação da área de estudo. (A) Paisagem da Serra, (B) Ecossistema de referência 1 (REF1), (C) ecossistema de referência 2 (REF2) e (D) fragmento incendiado (INC).



Fonte: o autor.

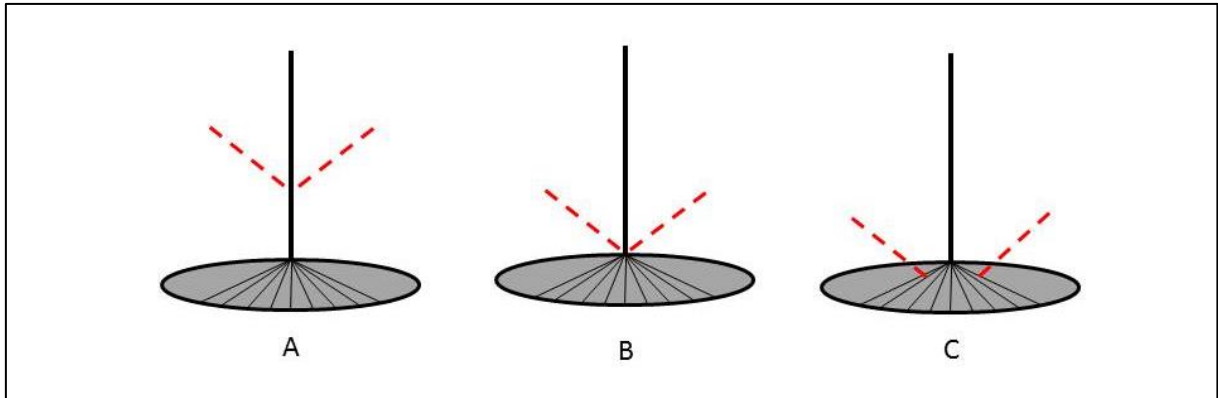
### 3.3 Amostragem dos Dados

Para amostragem dos dados da comunidade lenhosa adulta, mediu-se a altura e o diâmetro à altura do peito (DAP) de todos os indivíduos com  $(DAP) \geq 2,5\text{cm}$ . Para o estrato regenerante foi medida a altura, bem como o diâmetro à altura do solo (DAS) com o auxílio de um paquímetro digital, de todos os indivíduos arbustivo-arbóreo com altura  $\geq 60\text{ cm}$  e  $DAP < 2,5\text{ cm}$ .

Para as espécies rebrotadoras (arbustivo-arbóreas), foram contabilizados os indivíduos que apresentaram a parte aérea morta, seguindo os procedimentos metodológicos de Marrinan et al. (2005), Vieira et al. (2006) e Souza et al. (2015). Para verificar se o broto não é resultado do banco de sementes, sua base foi desenterrada para verificação da rebrota (MARRINAN et al., 2005; VIERA et al., 2006; SOUZA et al., 2015), classificando-os em três categorias: rebrota de caule (botões aéreos), de base (botões basais) e de raiz (botões subterrâneos), como ilustrado na Figura 7 (MARRINAN et al., 2005; CLARKE et al., 2013). Essas

categorias foram adotadas devido à diferença no comportamento no uso de carboidratos para o desenvolvimento do vegetal (VIEIRA, 2006).

Figura 7: Categoria dos diferentes tipos de rebrota, onde (A) rebrota de caule, (B) rebrota de base e (C) rebrota de raiz. Linhas tracejadas em vermelho representam o broto, haste principal corresponde à parte morta do indivíduo e o solo representado pela circunferência cinza.



Fonte: Adaptado de Marrinan et al., (2005) e Gill; Bradstock (1992).

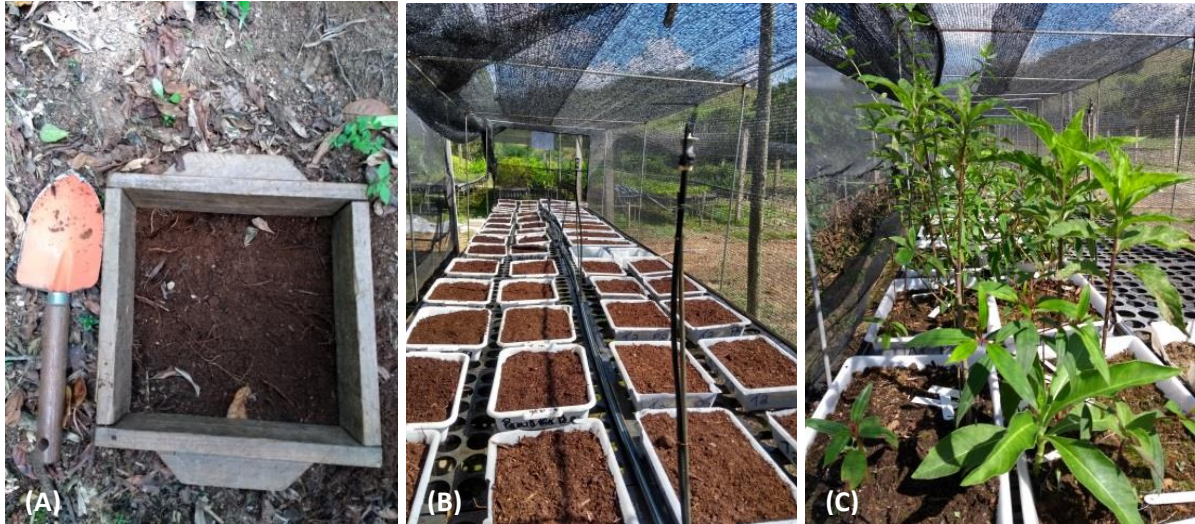
Todos os indivíduos amostrados foram marcados com uma etiqueta de alumínio possuindo um número identificador, iniciando-se a contagem em cada parcela. Os adultos receberam plaquetas com letra A mais o número indicador, os rebrotantes com a letra R e os indivíduos regenerantes receberam o número 0 em frente ao número identificador. Além disso, nas expedições a campo, foram coletados todos os espécimes que estavam férteis, dentro ou fora das parcelas, para que a identificação fosse realizada com maior acurácia.

O banco de sementes do solo foi amostrado de forma aleatória dentro de cada parcela, coletando uma porção do solo utilizando um gabarito de madeira (25cmx25cmx8cm) (BRAGA et al., 2008; KUNZ; MARTINS, 2016). Foram retiradas três amostras aleatórias por parcela, sendo posteriormente, homogêneas a fim de compor apenas uma amostra, maximizando, assim, a representatividade das unidades amostrais.

O material coletado foi acondicionado em sacos plásticos identificados por área e parcela, em seguida dispostos em bandejas plásticas com dimensões de 43,5cm x 29,6cm x 7,5 cm, que foram conduzidas à casa de sombra sob tela de sombrite (65% de sombra), com irrigação automática, no viveiro florestal da UFES – Jerônimo Monteiro, para indução da germinação e crescimento dos propágulos. Para o controle da contaminação proveniente de propágulos externos, foram

alocadas, aleatoriamente, bandejas controle com areia grossa esterilizada (Figura 8).

Figura 8: (A) Material utilizado para amostragem do banco de sementes, (B) Bandejas acomodadas na casa de sombra com irrigação automática e (C) Desenvolvimento e identificação dos indivíduos.



Fonte: o autor.

As amostras para compor o banco de sementes do solo foram realizadas ao final da estação seca (06/10/2018) e final da estação chuvosa (25/05/2019), totalizando 60 amostras (30 por estação), avaliadas durante seis meses (KUNZ; MARTINS, 2016). Os propágulos de indivíduos foram avaliados pelo método da emergência e contagem direta (SIMPSON et al., 1989), para compor a estimativa de densidade e riqueza do banco de sementes. Os indivíduos não identificados foram transferidos em vasos plásticos com substrato comercial para promover seu desenvolvimento, a fim de facilitar a identificação.

As famílias botânicas para as angiospermas foram classificadas segundo o *Angiosperm Phylogeny Group IV* (CHASE et al., 2016). A grafia, a autoria das espécies e as sinônimas foram checadas por meio da Lista de Espécies da Flora do Brasil 2020 (FLORA DO BRASIL 2020 - INSTITUTO JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO, 2019), Rede SpeciesLink (REDE SPECIES LINK, 2019) e Herbário Virtual do Jardim Botânico do Rio de Janeiro (JABOT, 2019). As exsicatas dos materiais botânicos férteis serão incorporadas ao acervo do Herbário Capixaba – CAP em Jerônimo Monteiro/UFES.

A partir da identificação das amostras, as espécies foram classificadas quanto ao grupo ecológico em pioneiras, secundárias iniciais e secundárias tardias, (GANDOLFI; LEITÃO FILHO; BEZERRA, 1995). A partir de consultas a diversos

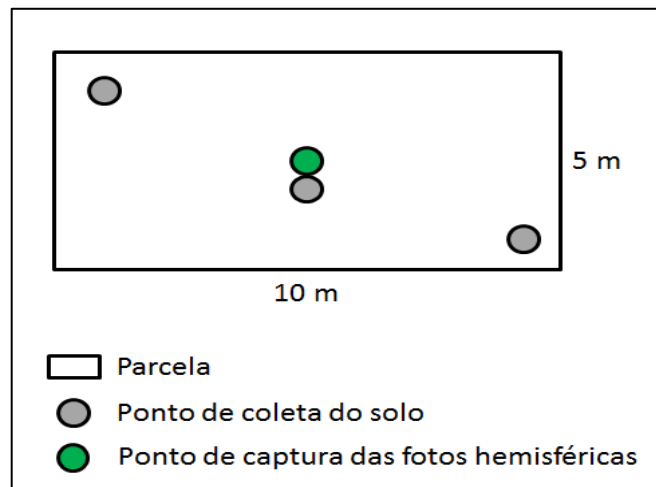
artigos científicos e observações de campo quanto à síndrome de dispersão de sementes em autocórica, anemocórica e zoocórica (VAN DER PIJL, 1982) e forma de vida herbácea, arbustiva, arbórea, erva e liana, com base em observações em campo e características das espécies constantes Flora do Brasil 2020 (FLORA DO BRASIL 2020 - INSTITUTO JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO, 2019). Em seguida, contabilizaram-se as espécies mais abundantes no estrato adulto, regeneração e das espécies rebrotadoras, sendo obtidos aspectos da distribuição vertical e horizontal.

A abertura de dossel foi estimada utilizando fotografias digitais hemisféricas, capturadas por um smartphone com lente hemisférica (*fisheye*) acoplada (JENNINGS et al., 1999; TICHÝ, 2016). O aparelho foi alocado no centro de cada parcela a 1,00m acima do nível do solo, com a lente apontada para o céu (LIMA, 2016), como demonstra a Figura 9. As fotografias foram registradas a cada três meses, de outubro de 2018 à outubro de 2019, sendo capturadas 30 imagens por coleta (10 por área). Os registros eram realizados, preferencialmente, em horários com baixa incidência dos raios solares, a fim de obter imagens com alto contraste entre o céu e a folhagem do dossel, possibilitando maior acurácia na classificação da imagem. Posteriormente, as imagens foram processadas por meio do *software* Gap Light Analyzer Mobile Application – GLAMA versão 3.0 (TICHÝ, 2016).

Para caracterização do solo na área de estudo, foram realizadas análises químicas e físicas, onde foram coletadas com o auxílio de um trado holandês, na profundidade de 0 a 20 cm. Em cada parcela foram coletadas três amostras, sendo estas homogêneas para compor apenas uma amostra composta, totalizando 30 amostras, 10 por área (Figura 9).

A análise de densidade e umidade do solo seguiu a metodologia proposta pela Embrapa (2011). Foi coletada uma amostra indeformada no centro de cada parcela utilizando o amostrador, tipo Uhland, contendo em seu interior anel volumétrico. Todas as amostras foram acondicionadas em recipientes de alumínio devidamente identificadas por área e por parcela.

Figura 9: Detalhamento dos pontos de coleta das amostras de solo e captura das imagens da abertura de dossel da Serra do Valentim, Iúna, ES.



Fonte: O autor.

As análises químicas e físicas do solo foram realizadas no Laboratório de Recursos Hídricos e Solos da UFES/Jerônimo Monteiro seguindo a metodologia proposta pela Embrapa, (2011), onde se avaliou os atributos físico-químicos: pH (potencial hidrogeniônico), Ca (cálcio), Mg (magnésio), K (potássio), Na (sódio), P (fósforo), H+Al (acidez potencial), MO (matéria orgânica), SB (soma de bases), CTC (Capacidade de Troca de Cátions), teor de areia, teor de argila, teor de silte e carbono. Para a determinação da umidade e densidade do solo, as amostras foram pesadas úmidas e levadas à estufa a 105°C por 48 horas e posteriormente aferido o peso seco. Ambas as pesagens foram realizadas em balança analítica de 0,0001g de precisão, seguindo a metodologia de Embrapa (2011). Os resultados de todas as variáveis ambientais encontram-se na Tabela 1.

### 3.4 Análise dos Dados

Para análise da estrutura horizontal da vegetação (estrato adulto e da regeneração natural) foram estimados os descritores a densidade absoluta, densidade relativa, dominância absoluta, dominância relativa, frequência absoluta, frequência relativa e valor de importância descritos por Brower et al. (1998), utilizando o software FITOPAC versão 2.1 (SHEPHERD, 2010). A abundância e riqueza de espécies para cada componente (estrato adulto, regeneração natural e

banco de sementes do solo) na área estudada, foram avaliadas usando o índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ) (MORENO, 2001) e equabilidade de Pielou ( $J$ ) (1975).

Para evidenciar diferenças na comunidade vegetal (estrato adulto, regenerantes e banco de sementes) entre as áreas avaliadas, realizou-se a comparação florística. Para isso, foram utilizadas, somente as espécies arbustiva-arbóreas classificadas, pelo menos, em nível de gênero, excluindo os indivíduos classificados apenas em nível de família. Posteriormente, foi elaborada uma matriz binária de presença e ausência. A similaridade florística foi calculada por meio do índice de Jaccard, como proposto por Rossato, Toniato e Durigan (2008) e Parizotto et al., (2019). A rotina da análise foi realizada por intermédio do software PAST versão 3.26 (HAMMER et al., 2001).

Para comparar o número de espécies e de indivíduos da comunidade adulta, do estrato regenerante e do banco de sementes do solo entre as áreas, realizou-se uma análise não paramétrica de Kruskal-Wallis. Tais análises foram realizadas com o auxílio do software R STUDIO (R DEVELOPENTE CORE TEAM, 2016).

As relações de similaridade florística entre parcelas foram investigadas por meio da Análise de Correspondência Distendida (DCA), para observar se há a formação de grupos distintos entre a área incendiada e os ecossistemas de referência. Para isso, foi construída uma matriz de abundância de espécies por área e parcela, considerando todas as espécies ocorrentes. Foi realizada uma Análise de Agrupamento – *Cluster*, utilizando o índice de Mortisita-Horn (FELFILI et al., 2011), com o objetivo de auxiliar a interpretação da (DCA). Este índice independe do tamanho das amostras e da diversidade das espécies (WOLDA, 1981). Posteriormente, para comprovar a significância dos grupos formados, realizou-se o teste de permutação de Análise de Similaridade (ANOSIM), a partir da matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis (CLARKE, 1993). As análises foram implementadas no software PAST versão 3.26 (HAMMER et al., 2001).

Para verificar a interação entre a vegetação e as variáveis ambientais por área, foi realizada uma Análise de Correspondência Canônica (CCA) no software PAST versão 3.26 (HAMMER et al., 2001). Para isso, foram confeccionadas duas matrizes, a primeira, contendo os valores de abundância de todas as espécies, e a segunda formada pelos dados das variáveis ambientais, ambas por área e por parcela.

Realizou-se uma segunda CCA, a fim de ser verificado quais espécies estão mais correlacionadas com as variáveis ambientais. Para isso, confeccionaram-se

duas matrizes, a primeira, contendo os valores das 30 espécies mais abundantes e a segunda, com as variáveis ambientais.

Os dados das variáveis ambientais foram submetidos a um teste de normalidade de Shapiro-Wilk. Após a conferência da normalidade, realizou-se o teste de correlação de Pearson com as variáveis par a par, a fim de verificar a correlação entre as variáveis, para que apenas as variáveis mais explicativas fossem mantidas. As variáveis que apresentaram p-valor  $> 0,05$  foram excluídas das análises (FERNANDES et al., 2009). Esses procedimentos foram realizados com o auxílio do software R STUDIO (R DEVELOPMENTS CORE TEAM, 2016). Das 21 variáveis ambientais iniciais, apenas 8 permaneceram na matriz final, sendo elas: Na – sódio, P – fósforo, K – potássio, CTC – capacidade de troca de cátions, AD – abertura de dossel, umidade, argila e pH.

Após o processamento da CCA realizou-se o teste de permutação de Monte Carlo para avaliar a significância das correlações dos eixos da ordenação, adotando o nível de significância de 95% (FELFILI et al., 2011).

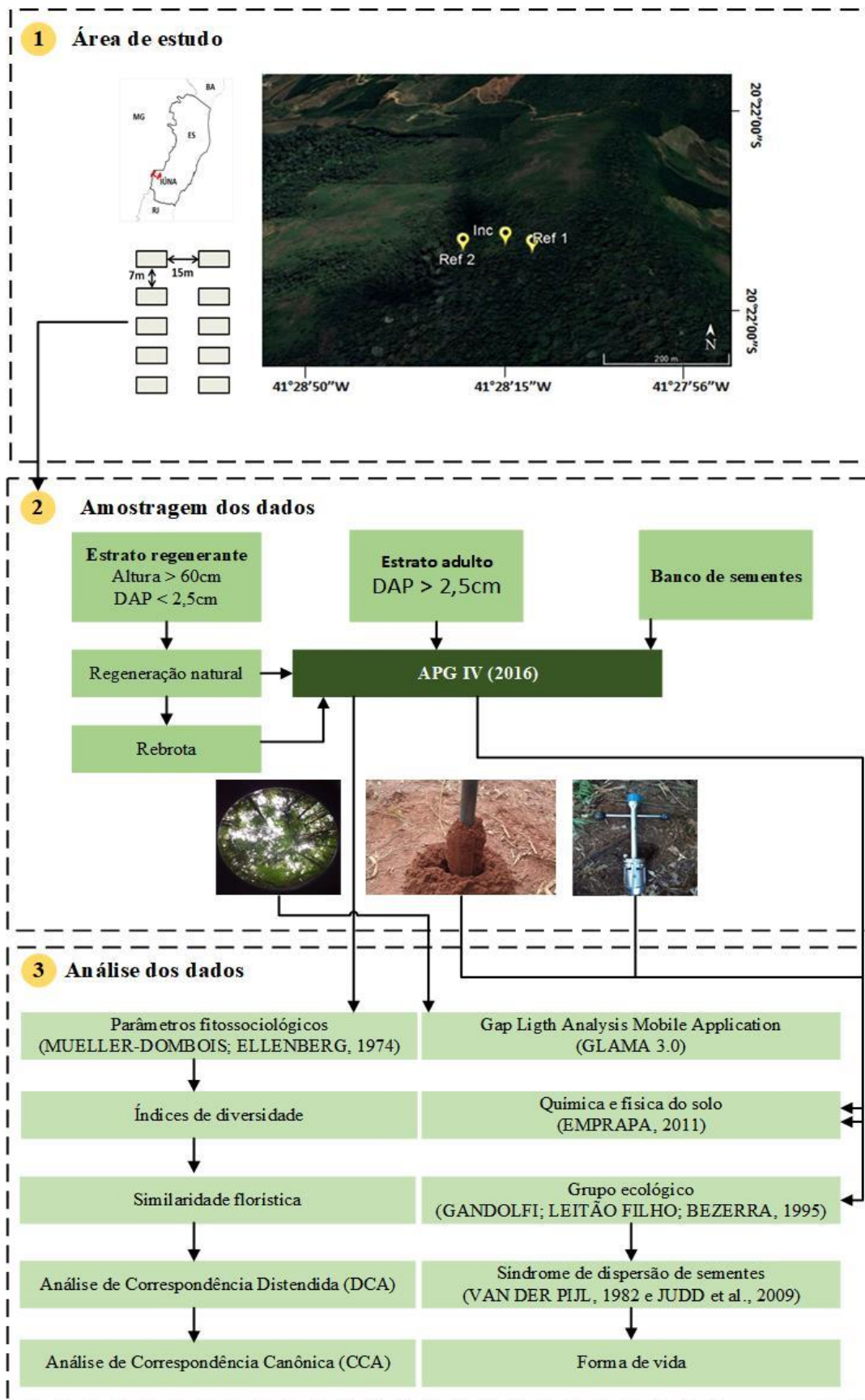


Tabela 1- Caracterização das 21 variáveis ambientais das 30 unidades amostrais da Serra do Valentim, Iúna, ES, Brasil. P: fósforo, K: potássio, Na: sódio, Ca: cálcio, Mg: magnésio, Al: alumínio, H+Al: soma de hidrogênio e alumínio, C: carbono, MO: matéria orgânica, Den: densidade do solo, CTC: capacidade de troca de cátions, SB: soma de bases, V: porcentagem por saturação de bases, m: porcentagem por saturação de alumínio, ISNa: índice de saturação por sódio, Umi: Umidade do solo, AD: abertura de dossel.

Parcelas	pH	P	K	Na	Ca	Mg	Al	H+Al	C	M.O.	Den	CTC	S.B.	V	m	ISNa	Argila	Silte	Areia	Umi	AD
	H <sub>2</sub> O	mg/dm <sup>3</sup>			cmol/dm <sup>3</sup>			g.kg <sup>-1</sup>			cmol/dm <sup>3</sup>			%							
REF1-P1	4,52	0,86	42	13	0,29	0,22	2,70	34,57	136,36	235,09	0,6	35,25	0,68	1,92	79,93	0,16	26,94	19,65	53,4	55,74	9,8
REF1-P2	4,80	0,67	42	12	1,39	0,67	1,90	29,24	123,64	213,15	0,62	31,47	2,23	7,08	46,03	0,17	24,13	13,85	62,02	52,04	9,73
REF1-P3	4,80	5,31	35	11	0,56	0,49	1,50	23,74	115,76	199,57	0,79	24,92	1,18	4,75	55,88	0,19	25,14	15,15	59,71	47,99	8,52
REF1-P4	4,65	1,92	43	16	0,54	0,24	1,60	23,99	112,73	194,34	0,83	24,95	0,96	3,87	62,39	0,28	28,84	12,01	59,15	63,21	9,30
REF1-P5	4,84	2,66	70	13	1,52	0,73	2,10	38,15	138,79	239,27	0,80	40,65	2,49	6,14	45,71	0,14	26,52	26,42	47,06	56,04	12,47
REF1-P6	4,45	2,81	73	17	0,72	0,66	3,60	43,98	124,24	214,19	0,86	45,62	1,64	3,59	68,71	0,16	23,48	19,62	56,91	47,63	7,51
REF1-P7	4,68	1,95	52	16	1,28	0,72	2,70	32,15	130,91	225,69	1,51	34,35	2,20	6,40	55,12	0,20	21,93	14,82	63,24	47,52	9,68
REF1-P8	4,83	1,56	41	13	0,71	0,68	1,80	18,74	90,61	156,20	1,21	20,29	1,55	7,63	53,76	0,28	16,12	9,10	74,78	41,19	6,04
REF1-P9	5,09	3,83	31	15	0,44	0,33	1,80	25,32	95,45	164,56	1,00	26,23	0,91	3,47	66,44	0,25	23,86	23,77	52,37	46,16	10,02
REF1-P10	4,92	5,42	57	13	2,41	1,33	1,70	31,74	134,85	232,48	1,32	35,68	3,95	11,06	30,11	0,16	21,27	26,3	52,43	29,87	12,76
<b>Média</b>	4,76	2,70	48,6	13,9	0,99	0,61	2,14	30,16	120,33	207,45	0,95	31,94	1,78	5,59	56,41	0,20	23,82	18,07	58,11	48,74	9,58
REF2-P1	3,96	4,22	59	9	0,89	0,40	2,80	33,49	116,36	200,61	0,40	34,97	1,48	4,24	65,39	0,11	36,81	20,89	42,29	33,92	10,42
REF2-P2	4,17	3,67	48	8	0,45	0,33	2,40	40,82	97,88	168,74	1,19	41,76	0,94	2,25	71,88	0,08	32,29	16,48	51,23	41,10	9,67
REF2-P3	3,84	21,6	41	10	0,52	0,21	3,60	32,90	119,70	206,36	1,47	33,78	0,88	2,61	80,35	0,13	34,28	18,55	47,17	40,61	9,72
REF2-P4	4,08	1,84	50	17	0,45	0,45	2,80	32,82	120,61	207,92	0,84	33,92	1,10	3,25	71,78	0,22	35,66	18,42	45,92	48,12	9,41
REF2-P5	4,02	5,27	71	12	1,01	0,61	2,80	47,06	155,15	267,48	0,61	48,91	1,85	3,77	60,27	0,11	34,60	24,15	41,24	55,06	9,12
REF2-P6	4,06	5,35	79	15	1,43	0,59	2,70	47,15	155,45	268,00	0,55	49,44	2,29	4,64	54,09	0,13	33,42	25,69	40,89	38,89	8,20
REF2-P7	4,22	2,23	54	12	1,41	0,53	1,90	21,41	84,24	145,23	0,93	23,54	2,13	9,05	47,13	0,22	32,72	12,66	54,62	31,68	10,63
REF2-P8	3,99	4,49	44	7	0,48	0,22	2,90	29,16	95,15	164,04	1,03	3,000	0,85	2,83	77,38	0,10	38,88	20,57	40,56	45,80	11,02
REF2-P9	3,85	2,97	47	6	0,38	0,18	3,00	28,07	91,82	158,29	1,20	28,78	0,70	2,45	80,97	0,09	41,74	19,66	38,60	35,41	11,07
REF2-P10	4,15	2,54	52	10	0,41	0,32	2,20	20,83	79,39	136,88	1,24	21,73	0,91	4,18	70,77	0,20	34,58	18,27	47,14	37,58	10,47
<b>Média</b>	4,03	5,42	54,5	10,6	0,74	0,39	2,71	33,37	111,58	192,36	0,95	34,68	1,31	3,93	68,00	0,14	35,50	19,53	44,97	40,82	9,97

Parcelas	pH	P	K	Na	Ca	Mg	Al	H+Al	C	M.O.	Den	CTC	S.B.	V	m	ISNa	Argila	Silte	Areia	Umi	AD
	H <sub>2</sub> O	mg/dm <sup>3</sup>			cmol/dm <sup>3</sup>				g.kg-1			cmol/dm <sup>3</sup>		%							
<b>INC-P1</b>	5,13	11,74	82	9	1,94	0,84	1,00	33,07	166,06	286,29	0,68	36,10	3,02	8,38	24,85	0,11	19,90	30,06	50,05	36,85	28,86
<b>INC-P2</b>	5,44	25,54	54	8	1,39	0,68	0,50	21,16	124,24	214,19	1,28	23,40	2,25	9,60	18,21	0,15	19,14	24,47	56,39	29,09	16,70
<b>INC-P3</b>	5,27	14,90	82	7	0,97	0,40	1,20	21,82	110,00	189,64	1,53	23,44	1,62	6,90	42,61	0,13	23,36	21,38	55,27	32,13	23,85
<b>INC-P4</b>	4,81	9,17	112	10	0,66	0,53	1,70	24,49	144,55	249,20	1,62	26,00	1,51	5,82	52,90	0,17	29,16	17,55	53,30	24,99	13,93
<b>INC-P5</b>	5,10	14,70	77	7	1,61	0,82	1,10	30,65	144,55	249,20	0,81	33,31	2,66	7,98	29,25	0,09	25,14	28,75	46,11	44,10	23,88
<b>INC-P6</b>	4,74	4,84	55	8	0,80	0,36	1,40	20,99	90,30	155,68	1,12	22,33	1,34	6,01	51,05	0,16	31,31	15,20	53,50	30,86	17,81
<b>INC-P7</b>	4,94	10,49	80	8	0,88	0,49	1,30	23,99	123,03	212,10	0,97	25,59	1,60	6,26	44,79	0,14	29,99	17,85	52,16	31,47	23,19
<b>INC-P8</b>	5,13	5,58	99	6	2,02	1,04	0,60	17,99	80,91	139,49	1,63	21,34	3,35	15,69	15,20	0,12	30,16	15,53	54,31	22,47	13,67
<b>INC-P9</b>	5,22	15,05	91	8	1,78	0,65	0,50	19,66	82,73	142,62	1,52	22,36	2,70	12,09	15,61	0,16	28,93	16,72	54,35	24,83	22,07
<b>INC-P10</b>	4,94	4,33	97	7	1,43	0,48	1,00	15,91	81,52	140,53	1,58	18,10	2,19	12,12	31,31	0,17	31,15	16,67	52,19	29,99	10,48
<b>Média</b>	5,07	11,63	82,9	7,8	1,35	0,63	1,03	22,97	114,79	197,89	1,27	25,20	2,23	9,08	32,58	0,14	26,82	20,42	52,76	30,68	19,44

Figura 10. Fluxograma metodológico dos passos necessários para o estudo da avaliação do comportamento de florestas pós-incêndio.



Fonte: O autor.

#### **4. RESULTADOS**

Foram contabilizados 735 indivíduos da comunidade adulta, distribuídos em 80 gêneros e 45 famílias. Desses, 97 morfotipos foram identificados em nível de espécie, 29 encontram-se identificados em nível de gênero, 8 morfotipos em nível de família e 31 estão indeterminados. Para a regeneração natural foram mensurados 2172 indivíduos, distribuídos em 92 gêneros e 46 famílias botânicas. Desses, 129 morfotipos foram identificados em nível de espécie, 42 morfotipos encontram-se identificados em nível de gênero, 31 morfotipos em nível de família e 18 indeterminados (Tabela 2).

**Tabela 2** – Lista de espécies e parâmetros ecológicos da comunidade adulta e do estrato regenerante da Serra do Valentim, Iúna, ES, categorizadas quanto ao valor de importância (VI), forma de vida – HV (Arb = arbusto; Árv = árvore), grupo ecológico – GE ( P = pioneira; SI = secundária inicial; ST = secundária tardia) e síndrome de dispersão – SD ( ANE = anemocórica; AUT = autocórica; ZOO = zoocórica). Em que: REF1 - Ecossistema de Referência 1, REF2 - Ecossistema de Referência 2 e INC - Área Incendiada.

Família/Espécie	HV	GS	SD	Regeneração			Adulto		
				REF1	REF2	INC	REF1	REF2	INC
<b>Annonaceae</b>									
<i>Annona cf. sylvatica</i> A. St.-Hil.	Árv.	Si	Zoo.		0,18	0,18			
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	Árv.	St	Zoo.	0,63		2,18		0,87	
<i>Guatteria sellowiana</i> Schltldl.	Árv.	Si	Zoo.		0,29			0,89	
<b>Aquifoliaceae</b>									
<i>Ilex</i> sp.1	Árv.	Sc	Zoo.				0,51		
<i>Ilex</i> sp.2	Árv.	Sc	Zoo.					0,42	
<b>Araliaceae</b>									
<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.	Árv.	Si	Zoo.	0,64			0,44		
<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	Árv.	St	Zoo.					1,59	
<b>Arecaceae</b>									
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	Erva	St	Zoo.	36,93 (1º)	15,86 (2º)	0,96	15,08 (2º)	16,94 (1º)	8,67 (2º)
<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	Erva	St	Zoo.	1,38	1,86		0,75	0,37	
<b>Asteraceae</b>									
Asteraceae sp.1	Arb.	-	Ane.			0,25			
Asteraceae sp.2	Arb.	-	Ane.			0,21			
Asteraceae sp.3	Arb.	-	Ane.			0,17			
Asteraceae sp.4	Arb.	-	Ane.			0,61			
Asteraceae sp.5	Arb.	-	Ane.			0,40			

Continua...

Continuação (Tabela 2)

Família/Espécie	HV	GS	SD	Regeneração			Adulto		
				REF1	REF2	INC	REF1	REF2	INC
<i>Baccharis rufidula</i> (Spreng.) Joch.Müll.	Arb.	Pi	Ane.	0,54		0,31			
<i>Baccharis serrulata</i> (Lam.) Pers.	Arb.	Pi	Ane.			0,55			
<i>Baccharis</i> sp.	Arb.	-	Ane.			0,17			
<i>Cyrtocymura scorpioides</i> (Lam.) H.Rob *	Arb.	Pi	Ane.			0,37			
<i>Heterocondylus alatus</i> (Vell.) R.M.King & H.Rob.	Arb.	Si	Ane.			1,73			
<i>Vernonanthura</i> cf. <i>phosphorica</i> (Vell.) H.Rob.	Arb.	Pi	Ane.			1,18			
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H. Rob.	Arb.	Pi	Ane.		0,54	2,32	1,42		5,22
<i>Vernonanthura polyanthes</i> (Spreng.) A.J.Vega & Dematt.	Arb.	Pi	Ane.			2,15			0,68
<i>Vernonanthura</i> sp.	Arb.	-	Ane.			0,36			
<b>Bignoniaceae</b>									
<i>Begonia digitata</i> Raddi.	Arb.	-	Aut.	1,46					
<i>Handroanthus</i> sp.1 *	Árv.	-	Ane.	0,21					
<i>Handroanthus</i> sp.2	Árv.	-	Ane.				0,43	0,56	
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	Árv.	Si	Ane.						0,70
<b>Celastraceae</b>									
<i>Celastraceae</i> sp.	Árv.	-	-			0,17			
<i>Cheilochlinium cognatum</i> (Miers) A.C. Sm.	Árv.	Si	Zoo.	0,21	1,24			0,74	
<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek	Árv.	Si	Zoo.			0,21			
<i>Maytenus</i> sp.1 *	Árv.	-	Zoo.		0,44			1,30	
<i>Maytenus</i> sp.2	Árv.	-	Zoo.	0,23		0,18			
<b>Chloranthaceae</b>									

Continua...

Continuação (Tabela 2)

Família/Espécie	HV	GS	SD	Regeneração			Adulto		
				REF1	REF2	INC	REF1	REF2	INC
<i>Hedyosmum brasiliense</i> Mart. ex Miq.	Árv.	Pi	Zoo.	0,94			6,30 (4°)		
<b>Chrysobalanaceae</b>									
<i>Licania aff spicata</i> Hook.f.	Árv.	Si	Zoo.		0,51				
<b>Clethraceae</b>									
<i>Clethra scabra</i> Pers.	Árv.	Si	Aut.	0,84		0,26	17,63 (1°)		5,15
<b>Clusiaceae</b>									
<i>Clusia arrudea</i> Planch. & Triana ex Engl.	Árv.	Sc	Zoo.				0,39		
<i>Clusia organensis</i> Planch. & Triana	Árv.	Sc	Zoo.	0,53			0,39		
<i>Tovomitopsis paniculata</i> (Spreng.) Planch. & Triana	Árv.	Pi	Zoo.	1,89 (5°)	1,07	2,74	3,06	0,37	1,68
<b>Combretaceae</b>									
<i>Terminalia</i> sp.	Árv.	-	Ane.					1,18	
<b>Cunoniaceae</b>									
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	Árv.	Pi	Ane.		0,40	0,16			
<i>Weinmannia pinnata</i> L. *	Árv.	Sc	Ane.			0,31	1,34		
<b>Cyatheaceae</b>									
<i>Cyathea delgadii</i> Sternb	Árv.	St	Ane.	1,79	0,71		3,20 (5°)	0,42	
<b>Dichapetalaceae</b>									
<i>Stephanopodium organense</i> (Rizzini) Prance	Árv.	Sc	Zoo.		1,03			0,78	

Continua...

Continuação (Tabela 2)

Família/Espécie	HV	GS	SD	Regeneração			Adulto		
				REF1	REF2	INC	REF1	REF2	INC
<b>Euphorbiaceae</b>									
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	Árv.	Si	Zoo.	0,50	0,46	2,74	2,44		6,83 <b>(4º)</b>
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) morong	Árv.	Si	Zoo.			1,45	0,40		2,05
<i>Sapium</i> sp. *	Árv.	-	-	0,21					
<i>Tetrorchidium parvulum</i> Müll. Arg.	Árv.	Sc	Aut.				0,81		0,74
<b>Fabaceae</b>									
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton.	Árv.	Si	Ane.		0,76	3,70 <b>(5º)</b>	0,38		0,67
Fabaceae sp.	Árv.	-	-			0,16			
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	Árv.	Pi	Zoo.			0,70			
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	Árv.	Pi	Zoo.			0,33			
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	Árv.	Pi	Ane.		0,18	0,17			
<i>Ormosia cf arborea</i> (Vell.) Harms	Árv.	St	Zoo.		0,22				
<i>Senegalia</i> sp.	Árv.	-	-			0,22			
<i>Senna macranthera</i> (DC. Ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	Árv.	Pi	Aut.			0,22			
<i>Swartzia aff pilulifera</i> Benth.	Árv.	Sc	Zoo.	1,24	0,49	2,05	2,40	0,37	
<b>Hernandiaceae</b>									
<i>Sparattanthelium botocudorum</i> Mart.*	Arb.	Pi	Ane.			0,16			
<b>Lamiaceae</b>									
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	Árv.	Si	Zoo.			0,17			

Continua...



Continuação (Tabela 2)

Família/Espécie	HV	GS	SD	Regeneração			Adulto		
				REF1	REF2	INC	REF1	REF2	INC
<b>Lauraceae</b>									
<i>Aiouea saligna</i> Meisn.	Árv.	Pi	Zoo.			0,19			
<i>Aiouea</i> sp.1	Árv.	-	Zoo.					0,37	
<i>Aiouea</i> sp.2	Árv.	-	Zoo.	0,21	0,18				
<i>Aiouea</i> sp.3	Árv.	-	Zoo.				0,38		
<i>Aiouea</i> sp.4	Árv.	-	Zoo.	0,42					
<i>Aniba firmula</i> (Nees & Mart.) Mez *	Árv.	St	Zoo.			0,35		0,41	
<i>Aniba</i> sp.	Árv.	-	Zoo.	0,41					1,32
<i>Cryptocarya micrantha</i> Meisn. *	Árv.	St	Zoo.			0,70	0,46		
Lauraceae sp.1	Árv.	-	Zoo.						0,69
Lauraceae sp.2 *	Árv.	-	Zoo.		0,18	0,18			
Lauraceae sp.3 *	Árv.	-	Zoo.	0,20	0,18				
Lauraceae sp.4	Árv.	-	Zoo.					0,50	
Lauraceae sp.5	Árv.	-	Zoo.	0,20	0,17				
Lauraceae sp.6 *	Árv.	-	Zoo.		0,19			0,85	
Lauraceae sp.7	Árv.	-	Zoo.	0,20					
Lauraceae sp.8	Árv.	-	Zoo.					0,47	
Lauraceae sp.9	Árv.	-	Zoo.	0,27					
Lauraceae sp.10	Árv.	-	Zoo.	0,23					
<i>Licania</i> sp.	Árv.	-	-						0,70
<i>Licaria</i> sp.1	Árv.	-	-					0,38	
<i>Licaria</i> sp.2	Árv.	-	-		0,52				

Continua...

Continuação (Tabela 2)

Família/Espécie	HV	GS	SD	Regeneração			Adulto		
				REF1	REF2	INC	REF1	REF2	INC
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees.	Árv.	St	Zoo.					0,38	
<i>Ocotea brachybotrya</i> (Meisn.) Mez *	Árv.	Sc	Zoo.			0,17			
<i>Ocotea cf nutans</i> (Nees) Mez	Árv.	Sc	Zoo.		0,18				
<i>Ocotea nunesiana</i> (Vattimo-Gil) Baitello *	Árv.	St	Zoo.		0,18	0,20			0,69
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	Árv.	St	Zoo.					0,37	
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Árv.	St	Zoo.	0,83					
<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil	Árv.	St	Zoo.		0,19		0,59		
<i>Ocotea</i> sp.1	Árv.	-	Zoo.					0,39	
<i>Ocotea</i> sp.2 *	Árv.	-	Zoo.			0,16			
<i>Persea willdenovii</i> Kosterm.	Árv.	Sc	Zoo.				0,55		
<i>Rhodostemonodaphne macrocalyx</i> (Meisn.) Rohwer ex Madriñán	Árv.	St	Zoo.	0,20	0,70			0,38	
<b>Loganiaceae</b>									
<i>Strychnos guianensis</i> (Aubl.) Mart.	Árv.	Sc	Zoo.		0,17				
<i>Strychnos</i> sp.	Árv.	-	-					0,37	
<b>Malpighiaceae</b>									
<i>Byrsonima stipulacea</i> Adr. Juss.	Árv.	St	Zoo.	0,21				0,60	
<b>Melastomataceae</b>									
<i>Leandra melastomoides</i> Raddi	Árv.	St	Zoo.	1,79			0,69		
<i>Leandra</i> sp.1	Árv.	-	Zoo.	1,29			0,78		
<i>Leandra</i> sp.2 *	Árv.	-	Zoo.		0,17				
<i>Melastomataceae</i> sp.1	Árv.	-	-	1,28					

Continua...

Continuação (Tabela 2)

Família/Espécie	HV	GS	SD	Regeneração			Adulto		
				REF1	REF2	INC	REF1	REF2	INC
<i>Melastomataceae</i> sp.2	Árv.	-	-	0,21					
<i>Meriania clausseii</i> (Naudin) Triana	Árv.	Sc	Zoo.	0,81	0,39	0,22		1,20	
<i>Miconia atlantica</i> Caddah & R.Goldenb.	Árv.	Sc	Zoo.		0,36				
<i>Miconia cf fomsosa</i> Cogn.	Árv.	Sc	Zoo.					0,37	
<i>Miconia cf willdenowii</i> Klotzsch ex Naudin	Árv.	Sc	Zoo.	0,99	0,17		1,24		
<i>Miconia chartacea</i> Triana.	Árv.	Sc	Zoo.				1,54		
<i>Miconia fasciculata</i> Gardner	Árv.	Pi	Zoo.				0,85		
<i>Miconia flammea</i> Casar.	Árv.	Sc	Zoo.	2,82 (2º)					
<i>Miconia latecrenata</i> (DC.) Naudin	Árv.	Pi	Zoo.	1,02	0,58	0,16			
<i>Miconia longicuspis</i> Cogn.	Árv.	Sc	Zoo.	1,34			0,78		
<i>Miconia paniculata</i> (DC.) Naudin	Árv.	Pi	Zoo.		2,02			0,37	
<i>Miconia</i> sp.1	Árv.	-	Zoo.	0,39			0,39		
<i>Miconia</i> sp.2	Árv.	-	Zoo.					0,38	
<i>Miconia</i> sp.3	Árv.	-	Zoo.	0,21	0,22				
<i>Miconia</i> sp.4	Árv.	-	Zoo.		0,17				
<i>Miconia valentinensis</i> Bacci & R.Goldenb.	Árv.	Sc	Zoo.	1,72	0,17				
<i>Tibouchina estrellensis</i> (Raddi) Cogn.	Árv.	Pi	Ane.			1,11			
<i>Tibouchina</i> sp.1	Árv.	-	-				0,48		
<i>Tibouchina</i> sp.2	Árv.	-	-		0,28				
<b>Meliaceae</b>									
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Árv.	Pi	Zoo.					1,02	
<i>Trichilia</i> sp.1	Árv.	-	Zoo.	0,48					

Continua...

Continuação (Tabela 2)

Família/Espécie	HV	GS	SD	Regeneração			Adulto		
				REF1	REF2	INC	REF1	REF2	INC
<i>Trichilia</i> sp.2	Árv.	-	Zoo.		0,23				
<b>Monimiaceae</b>									
<i>Mollinedia gilgiana</i> Perkins. *	Árv.	St	Zoo.	0,20	0,18			0,54	
<i>Mollinedia heteranthera</i> Perkins	Árv.	Sc	Zoo.	0,42	0,42				
<i>Mollinedia</i> sp.	Árv.	-	-	0,30				0,38	
<i>Mollinedia stenophylla</i> Perkins	Árv.	Sc	Zoo.				0,44		
Monimiaceae sp.	Árv.	-	-					0,53	
<i>Siparuna brasiliensis</i> (Spreng.) A. DC.	Arb.	-	Zoo.	0,74	0,18	0,16			
<b>Moraceae</b>									
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	Arb.	Si	Zoo.	0,47	2,66 (5°)	0,66		1,84	
<b>Myristiaceae</b>									
<i>Virola bicuhyba</i> (Schott ex Spreng.) Warb. *	Árv.	St	Zoo.		0,19			0,52	
<b>Myrtaceae</b>									
<i>Calyptanthes obovata</i> Kiaersk.	Árv.	Sc	Zoo.	0,72	0,82			2,19	
<i>Campomanesia</i> cf <i>laurifolia</i> Gardner	Árv.	Si	Zoo.		0,75				
<i>Eugenia bracteata</i> (Vell.) DC.	Árv.	-	Zoo.					0,46	
<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.	Árv.	St	Zoo.	0,22		0,28		0,38	
<i>Eugenia</i> cf <i>cereja</i> D.Legrand	Árv.	Sc	Zoo.	0,43	0,36	0,69		0,55	
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	Árv.	St	Zoo.	0,83					
<i>Eugenia oblongata</i> O.Berg	Árv.	St	Zoo.		1,14	0,20			
<i>Eugenia</i> sp.	Árv.	-	Zoo.		0,36				

Continua...

Continuação (Tabela 2)

Família/Espécie	HV	GS	SD	Regeneração			Adulto		
				REF1	REF2	INC	REF1	REF2	INC
<i>Eugenia</i> sp.2	Árv.	-	Zoo.	0,20	0,38	0,24		1,35	
<i>Eugenia</i> sp.3	Árv.	-	Zoo.		2,26	0,17	0,50	0,79	
<i>Eugenia</i> sp.4	Árv.	-	Zoo.		0,21				
<i>Marlierea excoriata</i> Mart.	Árv.	St	Zoo.		0,68	0,16		0,57	
<i>Myrceugenia acutiflora</i> (Kiaerski.) D. Legrand & Kausel	Árv.	St	Zoo.		0,20				
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand & Kausel	Árv.	Si	Zoo.					0,40	
<i>Myrceugenia</i> sp.1	Árv.	-	Zoo.			0,18			
<i>Myrceugenia</i> sp.2	Árv.	-	Zoo.	0,22					
<i>Myrcia espiritosantensis</i> B. S. Amorim	Árv.	-	-	0,76	0,46		0,39	1,85	
<i>Myrcia hebepetala</i> DC.	Árv.	St	Zoo.		0,37	0,23			
<i>Myrcia lineata</i> (O.Berg) Nied.	Árv.	St	Zoo.	2,58 (4º)				0,37	
<i>Myrcia</i> sp.1	Árv.	-	Zoo.	0,47					
<i>Myrcia</i> sp.2 *	Árv.	-	Zoo.	0,21	0,18			0,65	
<i>Myrcia</i> sp.3	Árv.	-	Zoo.					0,37	
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Árv.	Si	Zoo.	1,40	1,03	1,93	1,58	2,41	0,82
Myrtaceae sp.1	Árv.	-	Zoo.		0,85			0,88	
Myrtaceae sp.2	Árv.	-	Zoo.			0,20		1,71	
Myrtaceae sp.3	Árv.	-	Zoo.		0,21				
Myrtaceae sp.4	Árv.	-	Zoo.		0,18				
Myrtaceae sp.5 *	Árv.	-	Zoo.			0,17			
Myrtaceae sp.6	Árv.	-	Zoo.					0,49	

Continua...

Continuação (Tabela 2)

Família/Espécie	HV	GS	SD	Regeneração			Adulto		
				REF1	REF2	INC	REF1	REF2	INC
<i>Psidium</i> sp.1	Árv.	-	Zoo.			0,35			
<i>Psidium</i> sp.2	Árv.	-	Zoo.					0,37	
<b>Nyctaginaceae</b>									
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Árv.	St	Zoo.		1,38	0,93		2,71 (3º)	1,13
<b>Ochnaceae</b>									
<i>Ouratea multiflora</i> (Pohl) Engl.	Árv.	Si	Zoo.	0,20	0,17	0,59		0,74	
<b>Picramniaceae</b>									
<i>Picramnia glazioviana</i> Engl.	Árv.	St	Zoo.		0,38	0,20		0,39	
<b>Piperaceae</b>									
<i>Piper cf hispidum</i> Sw.	Arb.	Pi	Zoo.		0,62	0,56			
<i>Piper</i> sp.	Arb.	-	Ane.					0,37	
<b>Polygonaceae</b>									
<i>Coccoloba</i> sp.1	Árv.	-	-			0,17			
<b>Primulaceae</b>									
<i>Cybianthus peruvianus</i> (A.DC.) Miq.	Árv.	Sc	Zoo.					0,40	
<i>Myrsine cf lancifolia</i> Mart.	Árv.	St	Zoo.	1,31	0,18	0,76	0,42		
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	Árv.	Pi	Zoo.			0,48			
<i>Myrsine</i> sp.	Árv.	-	-	0,82		0,28			
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Árv.	Si	Zoo.	0,73		1,29	1,79		
<i>Primulaceae</i> sp. *	Árv.	-	-	0,20					
<i>Stylogyne lhotzkyana</i> (A.DC.) Mez	Árv.	Si	Zoo.		3,11 (4º)	0,82		1,29	

Continua...

Continuação (Tabela 2)

Família/Espécie	HV	GS	SD	Regeneração			Adulto		
				REF1	REF2	INC	REF1	REF2	INC
<b>Proteaceae</b>									
<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	Árv.	Si	Ane.				0,43		
<i>Roupala montana</i> Aubl.	Árv.	Si	Ane.	1,83	1,75	0,75	7,00 (3º)	0,89	
<b>Quiinaceae</b>									
<i>Lacunaria crenata</i> (Tul.) A. C. Sm.	Árv.	Si	Zoo.		0,17		0,75	0,45	
<b>Rubiaceae</b>									
<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f. *	Árv.	St	Zoo.	0,20	0,18				5,69 (5º)
<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll. Arg.	Árv.	St	Zoo.				0,75		
<i>Coussarea</i> sp.	Árv.	-	-				0,38	0,46	
<i>Eumachia chaenotricha</i> (DC.) C.M. Taylor & Razafim.	Árb.	Sc	Zoo.	0,20	20,30 (1º)	4,33 (4º)		1,10	
<i>Ixora</i> sp. *	Árv.	-	-	0,21			0,50		
<i>Ladenbergia hexandra</i> (Pohl) Klotzsch	Árv.	St	Zoo.						
<i>Margaritopsis cephalantha</i> (Müll.Arg.) C.M.Taylor	Árb.	Sc	Zoo.		0,17	0,56			
<i>Margaritopsis</i> sp.1	Árb.	-	-		0,86				
<i>Margaritopsis</i> sp.2	Árb.	-	-		0,61				
<i>Palicourea</i> cf. <i>longipedunculata</i> Gardner	Árv.	Sc	Zoo.					1,24	
<i>Palicourea</i> sp.1 *	Árv.	-	-		0,18				
<i>Palicourea</i> sp.2	Árv.	-	-		2,17			0,54	
<i>Psychotria</i> cf. <i>alto-macahensis</i> M. Gomes	Árb.	Sc	Zoo.			0,45			
<i>Psychotria</i> cf. <i>rhytidocarpa</i> Müll. Arg.	Árb.	St	Zoo.	0,21	0,23	0,32			

Continua...

Continuação (Tabela 2)

Família/Espécie	HV	GS	SD	Regeneração			Adulto		
				REF1	REF2	INC	REF1	REF2	INC
<i>Psychotria hastisepala</i> Müll.Arg.	Arb.	St	Zoo.		1,15	0,78		0,38	
<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schltl.	Arb.	St	Zoo.		1,68	0,17		0,79	
<i>Psychotria nemorosa</i> Gardner	Árv.	St	Zoo.		0,19	0,22			
<i>Psychotria pleiocephala</i> Müll.Arg.	Árv.	St	Zoo.	2,75 (3º)	3,33 (3º)	10,31 (1º)	1,69	1,66	1,38
<i>Psychotria pubigera</i> Schltl.	Arb.	Sc	Zoo.	0,49	0,66				
<i>Psychotria ruelliifolia</i> (Cham. & Schltl.) Müll.Arg.	Arb.	Sc	Zoo.	0,20	0,24	0,79			
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	Árv.	Si	Zoo.	1,69	0,99	1,20	0,79	1,80	2,79
Rubiaceae sp.1	Arb.	-	-		1,40				
Rubiaceae sp.2	Arb.	-	-	0,21	0,81				
Rubiaceae sp.3	Arb.	-	-	1,10					
Rubiaceae sp.4	Arb.	-	-	0,22	0,22				
Rubiaceae sp.5	Arb.	-	-	0,27					
Rubiaceae sp.6	Arb.	-	-		0,35				
<i>Rudgea sessilis</i> (Vell.) Müll.Arg.	Arb.	Sc	Zoo.					0,37	
<b>Sabiaceae</b>									
<i>Meliosma itatiaiae</i> Urb.	Árv.	St	Zoo.	0,73	0,43		1,29	1,39	
<b>Salicaceae</b>									
<i>Casearia espiritosantensis</i> R. Marquete et Mansano	Árv.	Sc	Zoo.	0,56	0,64	0,66		2,97 (5º)	
<i>Casearia</i> sp.	Árv.	-	Zoo.					0,85	
<b>Sapindaceae</b>									
<i>Cupania racemosa</i> (Vell.) Radlk.	Árv.	Pi	Zoo.	0,88	1,05	3,05	0,39	0,44	0,71

Continua...



Continuação (Tabela 2)

Família/Espécie	HV	GS	SD	Regeneração			Adulto		
				REF1	REF2	INC	REF1	REF2	INC
<i>Cupania</i> sp. *	Árv.	Sc	Zoo.		0,17				
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Árv.	Si	Zoo.	0,21	0,50	1,69			0,68
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Árv.	St	Zoo.			0,21			
<i>Matayba guianensis</i> Aubl. *	Árv.	Si	Zoo.			0,92			
<i>Matayba sylvatica</i> (Casar.) Radlk.	Árv.	Sc	Zoo.	1,80	0,35	2,12	1,20	0,37	
Sapindaceae sp. *	Árv.	-	-			0,38			
<b>Sapotaceae</b>									
<i>Diploon cf cuspidatum</i> (Hoehne) Cronq.	Árv.	St	Zoo.					2,66 (4º)	
<i>Pouteria cf torta</i> (Mart.) Radlk.	Árv.	Si	Zoo.						0,68
<i>Pouteria gardneri</i> (Mart. & Miq.) Baehni *	Árv.	St	Zoo.			0,17		0,68	
<i>Pouteria</i> sp.	Árv.	-	-			0,18		0,37	
Sapotaceae sp.1	Árv.	-	-			0,38		0,37	
Sapotaceae sp.2	Árv.	-	-				0,17		
<b>Smilacaceae</b>									
<i>Smilax</i> sp.	-	-	-			0,24			
<b>Solanaceae</b>									
<i>Athenaea cuspidata</i> Witasek	Árv.	Pi	Zoo.			0,16			4,07
<i>Athenaea picta</i> (Mart.) Sendtn.	Arb.	Pi	Zoo.			0,17	2,28		10,24 (1º)
<i>Aureliana fasciculata</i> (Vell.) Sendtn.	Árv.	Pi	Zoo.				0,22		
<i>Brunfelsia brasiliensis</i> (Spreng.) L.B.Sm. & Downs	Árv.	Si	Zoo.	0,66	0,42	4,60 (3º)			0,71

Continua...

Continuação (Tabela 2)

Família/Espécie	HV	GS	SD	Regeneração			Adulto		
				REF1	REF2	INC	REF1	REF2	INC
<i>Capsicum</i> sp. *	Árv.	-	-		0,18				
<i>Cestrum bracteatum</i> Link & Otto	Arb.	St	Zoo.	0,28	0,32	1,09			
<i>Solanum</i> cf <i>pseudoquina</i> A.St.-Hil.	Árv.	Pi	Zoo.			1,03			3,30
<i>Solanum</i> cf <i>swartzianum</i> Roem. & Schult.	Árv.	Pi	Zoo.			1,11			1,35
<i>Solanum cinnamomeum</i> Sendtn.	Árv.	Pi	Zoo.			5,09 (2º)	0,93		7,82 (3º)
<i>Solanum decompositiflorum</i> Sendtn.	Arb.	-	Zoo.			0,19			
<i>Solanum didymum</i> Dunal	Arb.	-	Zoo.			0,83			
<i>Solanum leucodendron</i> Sendtn.	Árv.	St	Zoo.			0,48			0,71
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	Árv.	Pi	Zoo.			1,03			3,30
<i>Solanum</i> sp.1	Árv.	-	-			0,16			
<i>Solanum</i> sp.2	Árv.	-	-		0,33				
<i>Solanum</i> sp.3	Árv.	-	-				0,51		
<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.	Árv.	Si	Zoo.			1,11			1,35
<b>Styracaceae</b>									
<i>Styrax acuminatus</i> Pohl	Árv.	St	Zoo.	0,80	0,19	0,16			
<b>Symplocaceae</b>									
<i>Symplocos falcata</i> Brand. *	Árv.	Si	Zoo.	0,20					
<i>Symplocos celastrinea</i> Mart.	Árv.	St	Zoo.	0,21					
<b>Theaceae</b>									
<i>Laplacea fruticosa</i> (Schrad.) Kobuski	Árv.	Si	Zoo.			1,68	2,19		0,68
<b>Urticaceae</b>									

Continua...

Continuação (Tabela 2)

Família/Espécie	HV	GS	SD	Regeneração			Adulto		
				REF1	REF2	INC	REF1	REF2	INC
<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	Árv.	Pi	Zoo.		0,18	0,60			0,77
<i>Coussapoa pachyphylla</i> R.W.A. P. Akkermans & C. C. Berg	Árv.	Sc	Zoo.			0,50		2,93 (2º)	
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	Árv.	Pi	Zoo.			1,25		2,08	3,70
<b>Vochysiaceae</b>									
<i>Vochysia bifalcata</i> Warm.	Árv.	Si	Ane.	0,50			1,01		
<b>Winteraceae</b>									
<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	Árv.	St	Zoo.						0,69
<b>Indeterminados</b>									
Indet 1	-	-	-		0,18				
Indet 2	-	-	-			0,16			
Indet 3	-	-	-				0,48		
Indet 4	-	-	-			0,24			
Indet 5	-	-	-			0,22			
Indet 6	-	-	-			0,17			
Indet 7	-	-	-			0,20			
Indet 8	-	-	-	0,20					
Indet 9	-	-	-	0,20					
Indet 10	-	-	-		0,19				
Indet 11	-	-	-		0,24				
Indet 12	-	-	-			0,33			
Indet 13	-	-	-			0,16			

Continua...

Continuação (Tabela 2)

Família/Espécie	HV	GS	SD	Regeneração			Adulto		
				REF1	REF2	INC	REF1	REF2	INC
Indet 14	-	-	-			0,17			
Indet 15	-	-	-			0,16			
Indet 16 *	-	-	-	0,20					
Indet 17 *	-	-	-	0,20					
Indet 18 *	-	-	-		0,37				
Indet 19 *	-	-	-		0,17				
Indet 20	-	-	-				1,33		
Indet 21	-	-	-				0,62		
Indet 22	-	-	-				0,81		
Indet 23	-	-	-				0,41		
Indet 24	-	-	-				1,33		
Indet 25	-	-	-				0,83		
Indet 26	-	-	-				0,96		
Indet 27	-	-	-				0,39		
Indet 28	-	-	-					0,58	
Indet 29	-	-	-					0,58	
Indet 30	-	-	-					0,78	
Indet 31	-	-	-					0,66	
Indet 32	-	-	-					0,41	
Indet 33	-	-	-					0,39	
Indet 34	-	-	-					0,77	
Indet 35	-	-	-					1,53	

Continua...

Continuação (Tabela 2)

Família/Espécie	HV	GS	SD	Regeneração			Adulto		
				REF1	REF2	INC	REF1	REF2	INC
Indet 36	-	-	-					1,15	
Indet 37	-	-	-					0,84	
Indet 38	-	-	-					0,75	
Indet 39	-	-	-					0,37	
Indet 40	-	-	-					0,37	
Indet 41	-	-	-					0,63	
Indet 42	-	-	-					1,38	
Indet 43	-	-	-					0,55	
Indet 44	-	-	-					1,87	
Indet 45	-	-	-						5,02
Indet 46	-	-	-						3,78
Indet 47	-	-	-						1,89
Indet 48	-	-	-						2,78
Indet 49	-	-	-						2,83

(\*) Corresponde a espécies exclusivas da rebrota.

Fonte: O autor.

A similaridade florística para a comunidade adulta da área incendiada foi mais similar em composição florística à REF1, com 20% de similaridade, ao passo que, para a regeneração natural, a área incendiada foi mais similar à REF2 (34%). Já o banco de sementes do solo apresentou maior valor de similaridade entre a REF1 (43%) e REF2 (45%) (Tabela 3).

Tabela 3- Similaridade florística da comunidade adulta, estrato regenerante e banco de sementes do solo da Serra do Valentim, Iúna, ES, de acordo com o índice de Jaccard. (REF1) - Ecossistema de Referência 1, (REF2) - Ecossistema de Referência 2 e (INC) - Área Incendiada. (A) Adultos, (R) Regeneração Natural e (BS) Banco de sementes do solo.

	REF1 A	REF2 A	INC A	REF1 R	REF2 R	INC R	REF1 BS	REF2 BS	INC BS
REF1 A	1	-	-	-	-	-	-	-	-
REF2 A	0,17	1	-	-	-	-	-	-	-
INC A	<b>0,20</b>	0,08	1	-	-	-	-	-	-
REF1 R	0,29	0,26	0,13	1	-	-	-	-	-
REF2 R	0,19	0,35	0,15	0,35	1	-	-	-	-
INC R	0,18	0,22	0,25	0,25	<b>0,34</b>	1	-	-	-
REF1 BS	0,07	0,01	0,13	0,03	0,02	0,11	1	-	-
REF2 BS	0,07	0,03	0,14	0,05	0,03	0,12	<b>0,53</b>	1	-
INC BS	0,06	0,02	0,18	0,04	0,03	0,12	<b>0,43</b>	<b>0,45</b>	1

Fonte: O autor.

#### 4.1 Comunidade lenhosa adulta

As espécies com maior valor de importância para a comunidade adulta foram: *Euterpe edulis* (12,36%), *Clethra scabra* (7,28%), *Roupala montana* (2,73%), *Hedyosmum brasiliense* (1,95%), *Myrcia splendens* (1,75%), *Cecropia hololeuca* (1,65%), *Solanum cinnamomeum* (1,57%), *Tovomitopsis paniculata* (1,57%), *Athenaea picta* (1,55%) e *Alchornea triplinervia* (1,53%). *E. edulis* obteve o primeiro lugar, devido sua elevada abundância e ampla contribuição nas áreas, pois foram amostrados indivíduos em todas as parcelas do ecossistema 1, 60% das parcelas do ecossistema 2 e da área incendiada.

Para a área incendiada foram amostrados 138 indivíduos adultos, onde as espécies com maior valor de importância foram *Athenaea picta*, *Euterpe edulis*, *Solanum cinnamomeum* e *Alchornea triplinervia*. As três áreas compartilharam apenas 6 spp., enquanto os ecossistemas de referência 18 spp., já a área incendiada com REF1 14 spp. e INC com o REF2 8 spp. Dentre as famílias com maior abundância de espécies na área incendiada destaca-se a Solanaceae (7 spp.), Lauraceae (4 spp.), Euphorbiaceae (3 spp.) e Rubiaceae (3 spp.).

O teste não paramétrico de Kruskal-Wallis resultou em diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) em relação às áreas amostrais para a comunidade adulta, onde a área incendiada apresentou menores valores de indivíduos, espécies e famílias. Já a REF2 apresentou maior diversidade de Shannon ( $H'$ ) em comparação as outras áreas (Tabela 4).

Tabela 4 - Parâmetros gerais da comunidade adulta da Serra do Valentim, Iúna, ES. Ecosistema de referência 1 (REF1), Ecosistema de referência 2 (REF2) e Área incendiada (INC)

<b>Parâmetros</b>	<b>REF1</b>	<b>REF2</b>	<b>INC</b>
Nº. Indivíduos	347 a	250 a	138 b
Nº. Espécies	62 a	100 a	38 b
Nº. Famílias	35a	51 a	22 b
Shannon-Wiener ( $H'$ )	2,89	3,52	2,99
Equabilidade(J)	0,70	0,76	0,82

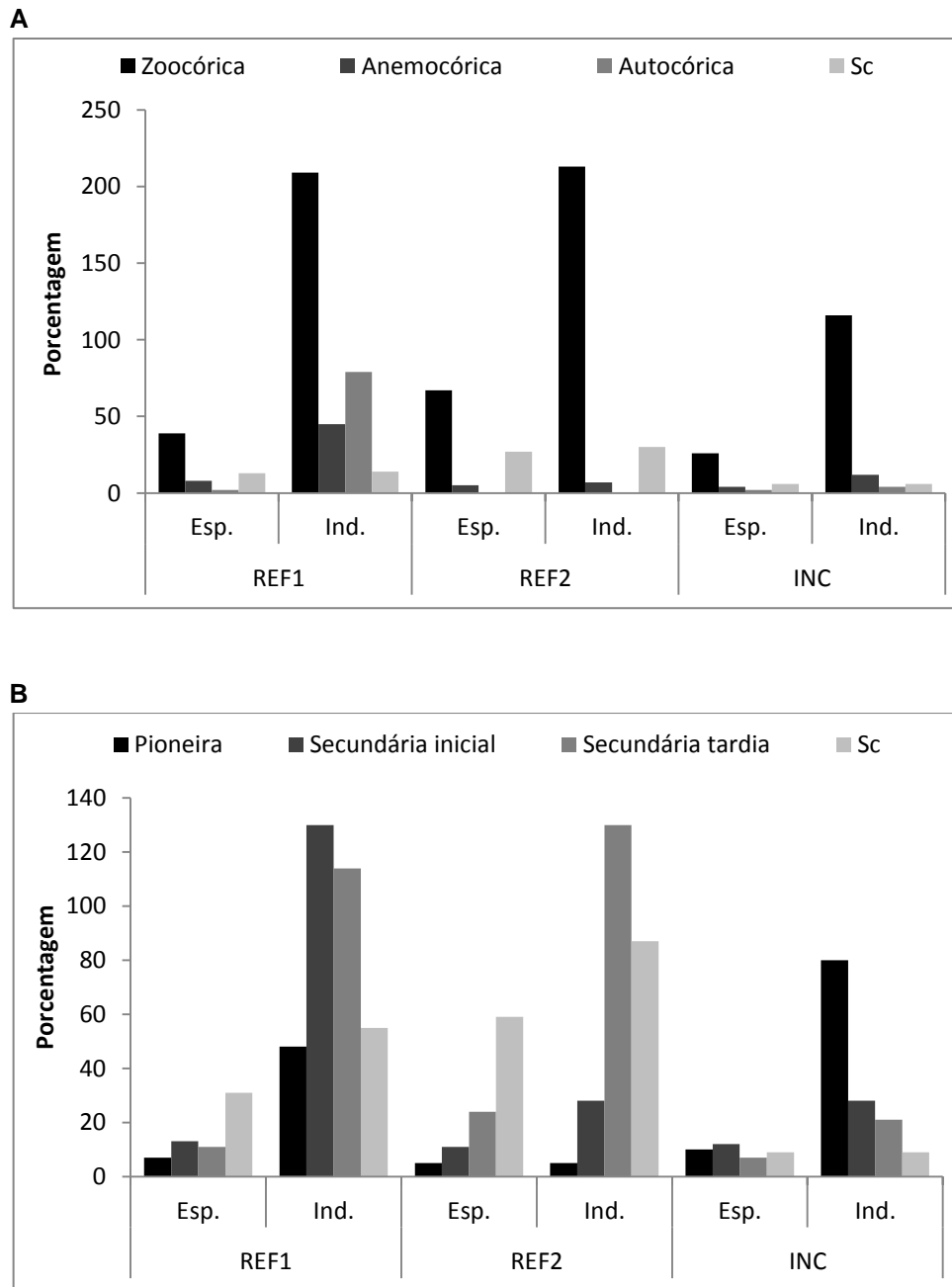
Médias seguidas de mesma letra nas linhas não diferem estatisticamente pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ).

Fonte: o autor.

A maioria dos indivíduos adultos (76%), amostrados nas três áreas são classificados como zoocóricos, com destaque para a INC com mais de 80% de indivíduos zoocóricos (Figura 11A). As síndromes autocóricas e anemocóricas foram bem menos expressivas entre as áreas, com exceção da REF1, onde a autocoria se destacou devido à alta abundância de *Clethra scabra* nesta área. Em relação ao total de espécies, 66% pertencem à síndrome zoocórica.

Quanto ao grupo sucessional, houve expressiva diferença entre as áreas, com maior número de indivíduos e espécies pioneiros para área incendiada, e secundária inicial e tardia para os ecossistemas de referência (Figura 11B). Entretanto, a INC apresentou similaridade no número de espécies e indivíduos secundários iniciais com a REF2.

Figura 11 – Categorização da comunidade adulta quanto à síndrome de dispersão (A) e grupo sucessional (B) da Serra do Valentim, Iúna, ES. Os valores nas barras correspondem ao número de indivíduos e espécies de cada área em cada categoria. Sendo Sc: classificação.

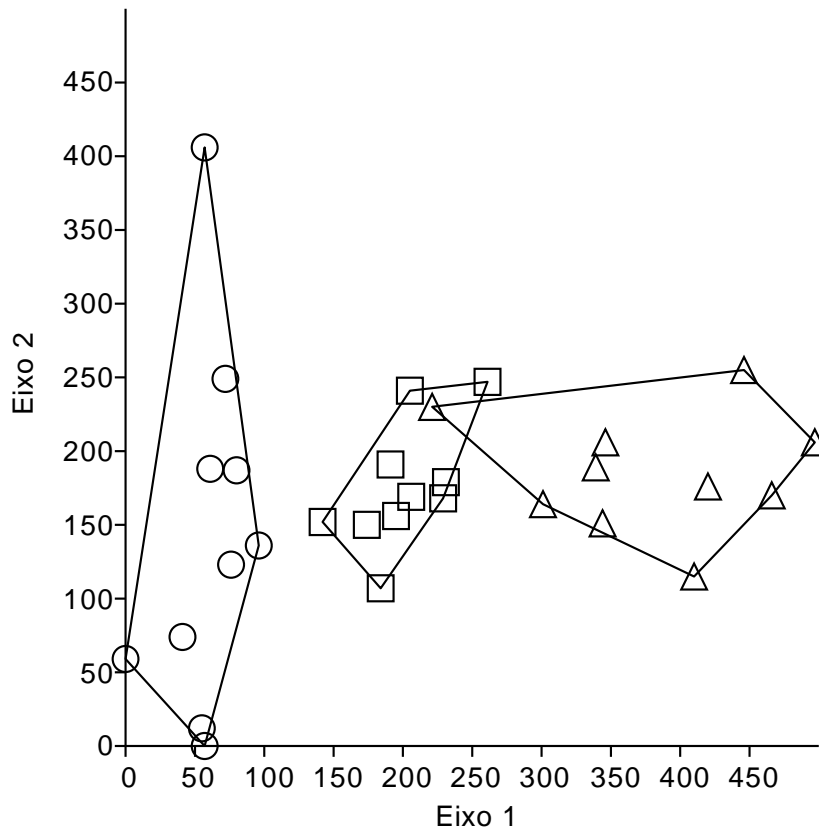


Fonte: O autor.

A Análise de Correspondência Distendida (DCA) resultou em uma divisão forte, principalmente para o primeiro eixo, apresentando autovalores de 0,75 para o eixo 1 e 0,55 para o eixo 2 (Figura 12). Houve a formação de três grupos distintos, evidenciando a diferença florística entre as três áreas avaliadas, com leve sobreposição entre as parcelas da INC e REF1.



Figura 12 – Diagrama de ordenação das parcelas da comunidade adulta resultante da Análise de Correspondência Distendida (DCA), na Serra do Valentim, Iúna, ES. (□= Ecossistema de referência1, o = Ecossistema de referência 2 e Δ= Área incendiada).



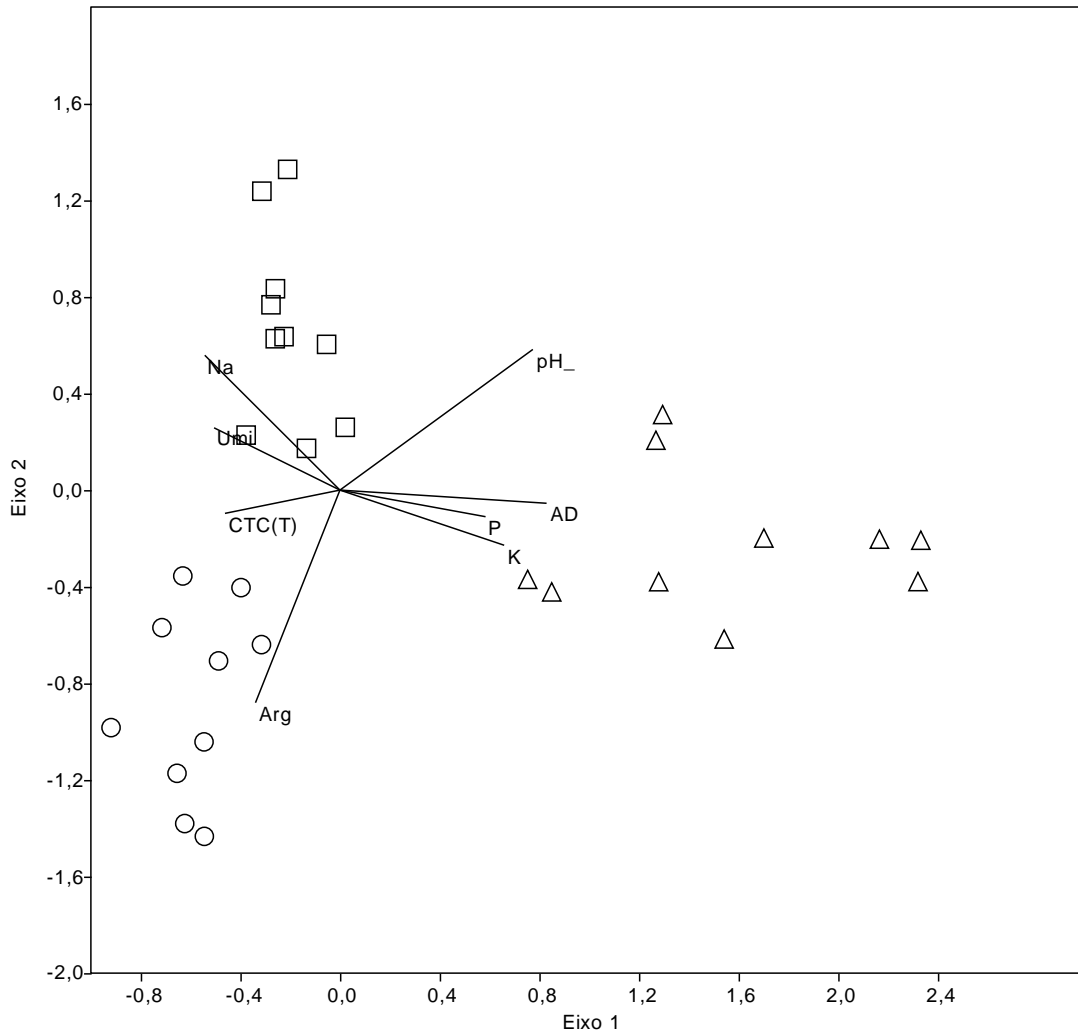
Fonte: O autor.

Por meio da similaridade florística entre as unidades amostrais, foi possível identificar a formação de grupos distintos, como confirmado pelo teste One-Way ANOSIM, que apresentou  $p < 0,05$ .

Quando da realização da análise da composição florística das parcelas, correlacionando com as variáveis ambientais, por meio da ordenação por Correspondência Canônica (CCA), constatou-se a formação de agrupamentos (Figura 13).

Observou-se que a área incendiada está fortemente correlacionada com as variáveis abertura de dossel, fósforo e potássio. Em contrapartida, as parcelas do ecossistema de referência 1 posicionaram-se próximas aos vetores de sódio e umidade do solo, e oposta a abertura de dossel, pois esta variável foi cerca de 50% a menos que na área incendiada. O ecossistema de referência 2 apresentou forte relação com a argila, onde esta variável apresentou maiores concentrações em comparação a INC e REF1.

Figura 13 – Diagrama de ordenação da comunidade adulta produzido pela Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre as parcelas e as variáveis ambientais, das três áreas da Serra do Valentim, Iúna, ES. As parcelas estão identificadas por símbolos pertencentes às respectivas áreas ( $\square$  = Ecossistema de referência 1,  $\circ$  = Ecossistema de referência 2 e  $\Delta$  = Área incendiada). As variáveis ambientais estão representadas pelos vetores e são: Na - sódio, P - fósforo, K - potássio, CTC - capacidade de troca de cátions, AD - abertura de dossel, Umi - umidade, Arg - argila e Ph.



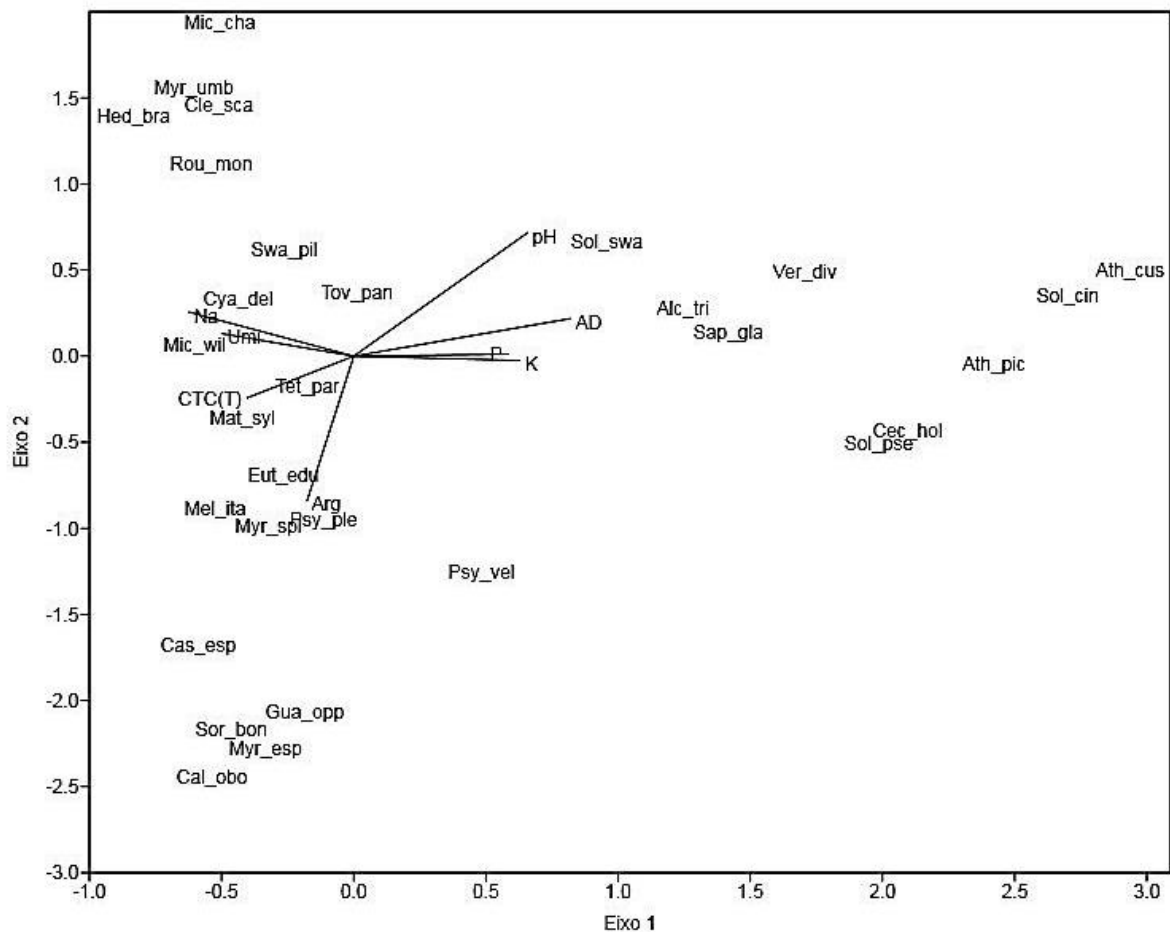
Fonte: O autor.

Os autovalores, principalmente para o primeiro e segundo eixo da ordenação, explicaram 47% dos dados de espécies (eixo 1 = 24,8%; eixo 2 = 22,2%). Segundo o teste de Monte Carlo, os valores foram estatisticamente significativos ( $p < 0,05$ ).

Quando realizamos a CCA para as 30 espécies de maior abundância, percebe-se que *Alchornea triplinervia* e *Sapium glandulosum*, posicionaram-se próximas ao vetor abertura de dossel. Além destas, *Vernonia divaricata* e *Athenaea picta* também estão fortemente associada a esse vetor, além de outras espécies da

família Solanaceae como *Athenaea cuspidata*, *Solanum cinnamomeum* e *Solanum pseudoquina*. Já as espécies *Meliosma itatiaiae*, *Psychotria pleiocephala*, *Euterpe edulis* e *Myrcia splendens*, estão mais correlacionadas com a variável argila. Para o Ph do solo a espécie *Solanun swartzianum* foi a mais correlacionada com essa variável (Figura 14).

Figura 14 - Análise de Correspondência Canônica (CCA) com ordenação entre as 30 espécies de maior abundância da comunidade adulta e as variáveis ambientais. As espécies estão representadas por códigos e as variáveis ambientais estão representadas pelos vetores e são: Na - sódio, P - fósforo, K - potássio, CTC - capacidade de troca de cátions, AD - abertura de dossel, Umi - umidade, Arg - argila e Ph.



Lista dos códigos das espécies utilizadas na análise. Alc\_tri = *Alchornea triplinervia*; Ath\_cus = *Athenaea cuspidata*; Ath\_pic = *Athenaea picta*; Cal\_obo = *Calyptanthes obovata*; Cas\_esp = *Casearia espiritosantensis*; Cec\_hol = *Cecropia hololeuca*; Cle\_sca = *Clethra scabra*; Cya\_del = *Cyathea delgadii*; Eut\_edu = *Euterpe edulis*; Gua\_opp = *Guatteria australis*; Hed\_bra = *Hedyosmum brasiliense*; Mat\_syl = *Matayba sylvatica*; Mel\_ita = *Meliosma itatiaiae*; Mic\_cha = *Miconia willdenowii*; Mic\_wil = *Miconia paniculata*; Myr\_esp = *Myrcia espiritosantensis*; Myr\_spl = *Myrcia splendens*; Myr\_umb = *Myrsine umbellata*; Psy\_ple = *Psychotria pleiocephala*; Psy\_vel = *Psychotria vellosiana*; Rou\_mon = *Roupala montana*; Sap\_gla = *Sapium glandulosum*; Sol\_cin = *Solanum cinnamomeum*; Sol\_pse = *Solanum pseudoquina*; Sol\_swa = *Solanum swartzianum*; Sor\_bon = *Sorocea bonplandii*; Swa\_pil = *Swartzia aff pilulifera*; Tet\_par = *Tetrorchidium parvulum*; Tov\_pan = *Tovomitopsis paniculata*; Ver\_div = *Vernonanthura divaricata*.

Fonte: O autor.

Os autovalores elevados, principalmente para o primeiro e segundo eixo da ordenação, explicaram 69,6% dos dados (eixo 1 = 43,4%; eixo 2 = 26,2%). O teste de Monte Carlo foi estatisticamente significativo ( $p < 0,05$ ), confirmando que a abundância das espécies está significativamente correlacionada com as variáveis ambientais utilizadas nesta análise.

#### 4.2 Regeneração Natural

As espécies de maior valor de importância para o estrato regenerante foram *Euterpe edulis* (16,28%), *Eumachia chaenotricha* (10,02%), *Psychotria pleiocephala* (4,67%), *Brunfelsia brasiliensis* (1,63%), *Tovomitopsis paniculata* (1,42%) e *Solanum cinnamomeum* (1,40%). Em relação às áreas, *Euterpe edulis* Mart apresentou maior abundância de indivíduos na REF1 e REF2 e para a INC, *Psychotria pleiocephala*, *Eumachia chaenotricha*, *Solanum cinnamomeum* e *Brunfelsia brasiliensis*.

Mesmo não sendo amostradas as lianas e as ervas neste estudo, foi encontrado, nas expedições a campo na área incendiada, um possível novo registro para estado ou para a ciência, uma erva pertencente à família Zingiberaceae.

A área incendiada obteve destaque em todos os parâmetros avaliados, porém, não houve diferença significativa ( $p < 0,05$ ) entre as áreas segundo o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (Tabela 5).

Tabela 5 - Parâmetros gerais do estrato regenerante da Serra do Valentim, Iúna, ES. Ecosistema de referência 1 (REF1), Ecosistema de referência 2 (REF2) e Área incendiada (INC)

Parâmetros	REF1	REF2	INC
Nº. Indivíduos	610 a	722 a	840 a
Nº. Espécies	92 a	114 a	119 a
Nº. Famílias	34 a	40 a	42 a
Shannon-Wiener (H')	3,35	3,69	3,86
Equabilidade (J)	0,74	0,78	0,80

Médias seguidas de mesma letra nas linhas não diferem estatisticamente pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ).

Fonte: o autor.

Foram contabilizadas 190 espécies da regeneração via semente e 131 morfotipos via rebrota, ambos os mecanismos compartilharam 98 espécies, sendo que 25% das espécies rebrotadoras são exclusivas da rebrota. No que diz respeito às áreas, contabilizamos 700 indivíduos rebrotantes (Tabela 6). Destaque para a INC, que apresentou maior número de indivíduos e espécies. Entre as mais

abundantes estão duas espécies da família Rubiaceae, *Eumachia chaenotricha* e *Psychotria pleiocephala*, que juntas contabilizaram 31,5% dos indivíduos desta área.

A área queimada foi o ambiente que apresentou maior destaque para a rebrota, onde aproximadamente 41% das espécies e 45% dos indivíduos da regeneração natural amostrados na INC pertencem a esse mecanismo. Para os ecossistemas de referência o número de indivíduos rebrotantes foi reduzido, porém, o REF2 apresentou, aproximadamente 50% a mais de indivíduos em relação o REF1 (Tabela 6).

Tabela 6 - Número de indivíduos e espécies para os diferentes mecanismos de regeneração natural da Serra do Valentim, Iúna, ES. Ecossistema de referência 1 (REF1), Ecossistema de referência 2 (REF2) e Área incendiada (INC). Número de espécies seguido do número de indivíduos entre parênteses.

<b>Regeneração Natural</b>	<b>REF1</b>	<b>REF2</b>	<b>INC</b>	<b>Total</b>
<b>Via semente</b>	80 (508)	87 (505)	95 (459)	190 (1472)
<b>Via rebrota</b>	49 (102)	64 (217)	66 (381)	131 (700)
<b>Total</b>	92 (610)	114 (722)	120 (840)	224 (2172)

Fonte: O autor.

As famílias que apresentaram maior riqueza de espécies para o mecanismo de rebrota para as três áreas foram Rubiaceae (20 spp.), Lauraceae (13 spp.), Melastomataceae e Myrtaceae (12 spp). Já a regeneração natural via sementes, as famílias de maior riqueza foram Myrtaceae (23 spp.), Rubiaceae (22 spp.), Melastomataceae (17 spp.) e Solanaceae (15 spp.). A família que apresentou maior número de indivíduos em ambos os mecanismos de regeneração natural foi a Arecaceae, com 333 indivíduos, destes, 94% pertencem à espécie *Euterpe Edulis*.

A rebrota de caule foi a mais significativa em termos de número de indivíduos e espécies, devido principalmente ao elevado valor do REF2. Já rebrota de base e raiz foram mais expressivas na área queimada, com elevada abundância de espécies e indivíduos (Tabela 7).

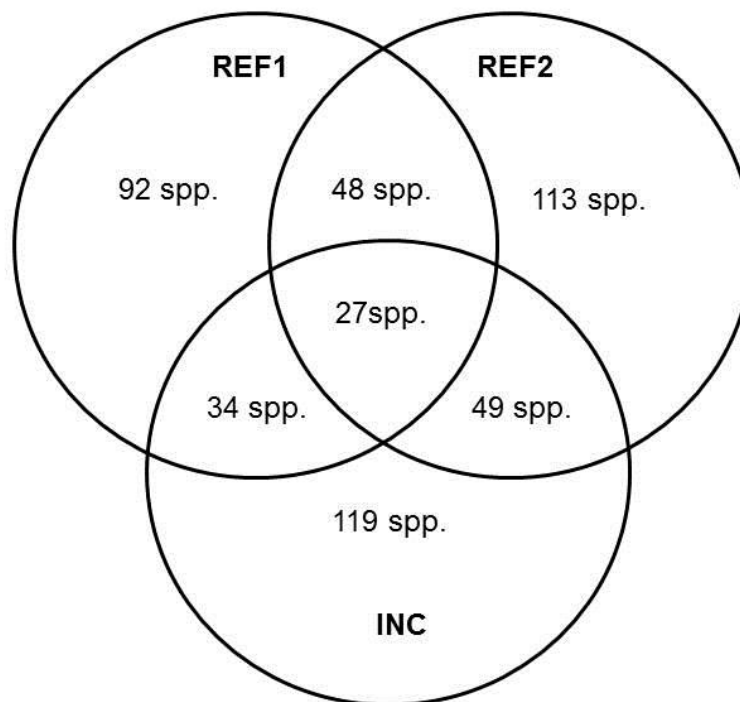
Tabela 7 - Número de indivíduos e espécies para as diferentes posições da rebrota da regeneração natural da Serra do Valentim, Iúna, ES. Ecossistema de referência 1 (REF1), Ecossistema de referência 2 (REF2) e Área incendiada (INC). Número de espécies seguido do número de indivíduos entre parênteses.

<b>Posições</b>	<b>REF1</b>	<b>REF2</b>	<b>INC</b>	<b>Total</b>
<b>Base</b>	9 (9)	17 (23)	57 (281)	72 (315)
<b>Caule</b>	44 (91)	56 (184)	31 (53)	102 (327)
<b>Raiz</b>	2 (2)	9 (10)	21 (47)	31 (59)
<b>Total</b>	49 (102)	64 (217)	66 (381)	131 (700)

Fonte: O autor.

Foram amostradas 220 espécies em todas as unidades amostrais, sendo compartilhadas entre si, apenas 27 spp. A área queimada foi o ambiente com maior exclusividade de espécies (29%), seguido pelo REF2 (20%) e REF1 (17%). A INC compartilhou 49 spp. com o REF2 e 34 spp. com o REF1, enquanto os ecossistemas compartilharam 48 spp. (Figura 15).

Figura 15 - Diagrama de Venn demonstrando a sobreposição de espécies do estrato regenerante entre as três áreas amostrais da Serra do Valentim, Iúna, ES.



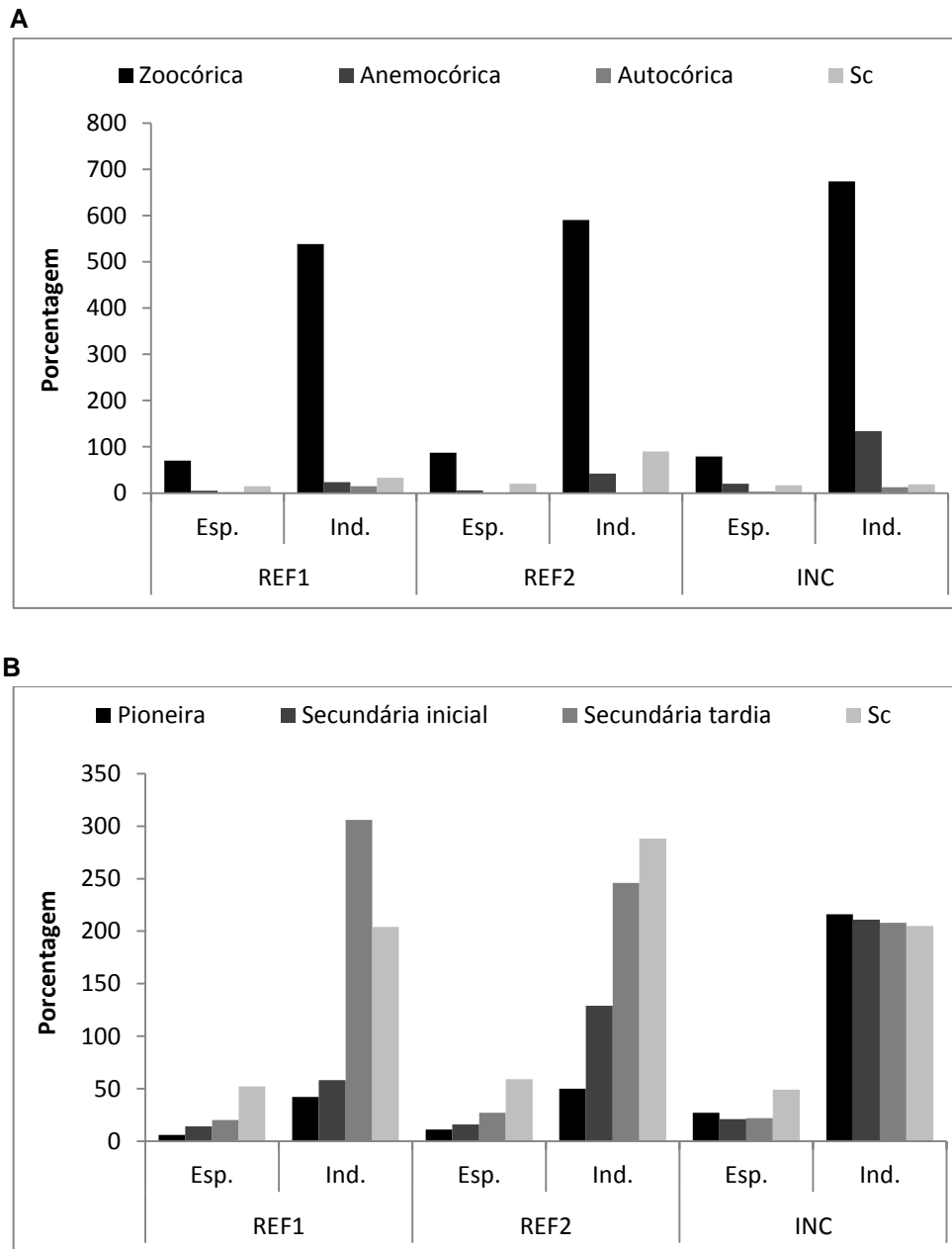
Fonte: O autor.

A maioria dos indivíduos amostrados nas três áreas são zoocóricos (83%), destacando-se a INC com 31% dos indivíduos, seguido pela REF2 (27%) e REF1 (25%). A área incendiada, além do elevado número de indivíduos, 68% das espécies pertencem à síndrome zoocórica (Figura 16A). Para o REF2 não foram amostrados indivíduos autocóricos, já para o REF1 o número de indivíduos desta síndrome é representado por apenas uma espécie, a *Clethra scabra*.

O grupo sucessional que demonstrou maior abundância de espécies para as três áreas foi a secundária tardia (40 spp.), seguido das pioneiras (30 spp.) e secundárias iniciais (28 spp.). Em comparação as áreas de referência, a INC apresentou elevado número de espécies de início de sucessão, com 48 spp., enquanto o REF1 20 spp. e REF2 com 27 spp. Houve um aumento gradativo entre

as áreas em relação à ocorrência de pioneiras e secundárias iniciais. Contudo, há maior concentração de indivíduos tardios nos ecossistemas de referência (Figura 16B).

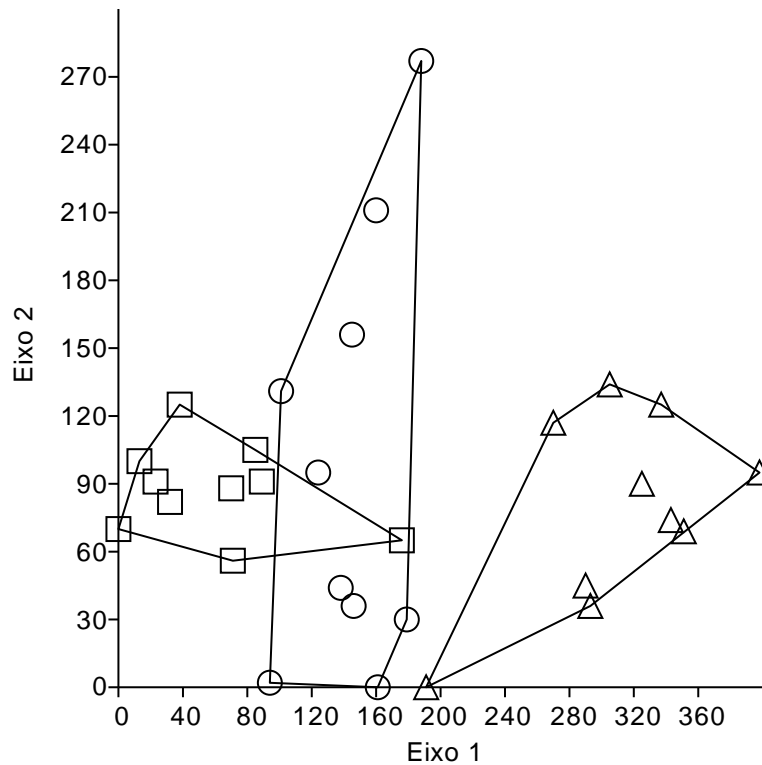
Figura 16 – Categorização da regeneração natural quanto à síndrome de dispersão (A) e grupo sucessional (B) da Serra do Valentim, Iúna, ES. Os valores nas barras correspondem ao número de indivíduos e espécies de cada área em cada categoria. Sendo Sc: classificação.



Fonte: O autor.

A Análise de Correspondência Distendida (DCA) resultou em uma divisão entre as áreas amostrais, apresentando autovalores de 0,62 para o eixo 1 e 0,31 para o eixo 2. De maneira geral, o dendrograma mostra clara formação de grupos entre as áreas, havendo sobreposição entre os ecossistemas de referência (Figura 17).

Figura 17 – Diagrama de ordenação das espécies e parcelas do estrato regenerante resultante da Análise de Correspondência Distendida (DCA), na Serra do Valentim, Iúna, ES. (□= Ecosistema de referencia1, o = Ecosistema de referência 2 e Δ= Área incendiada).



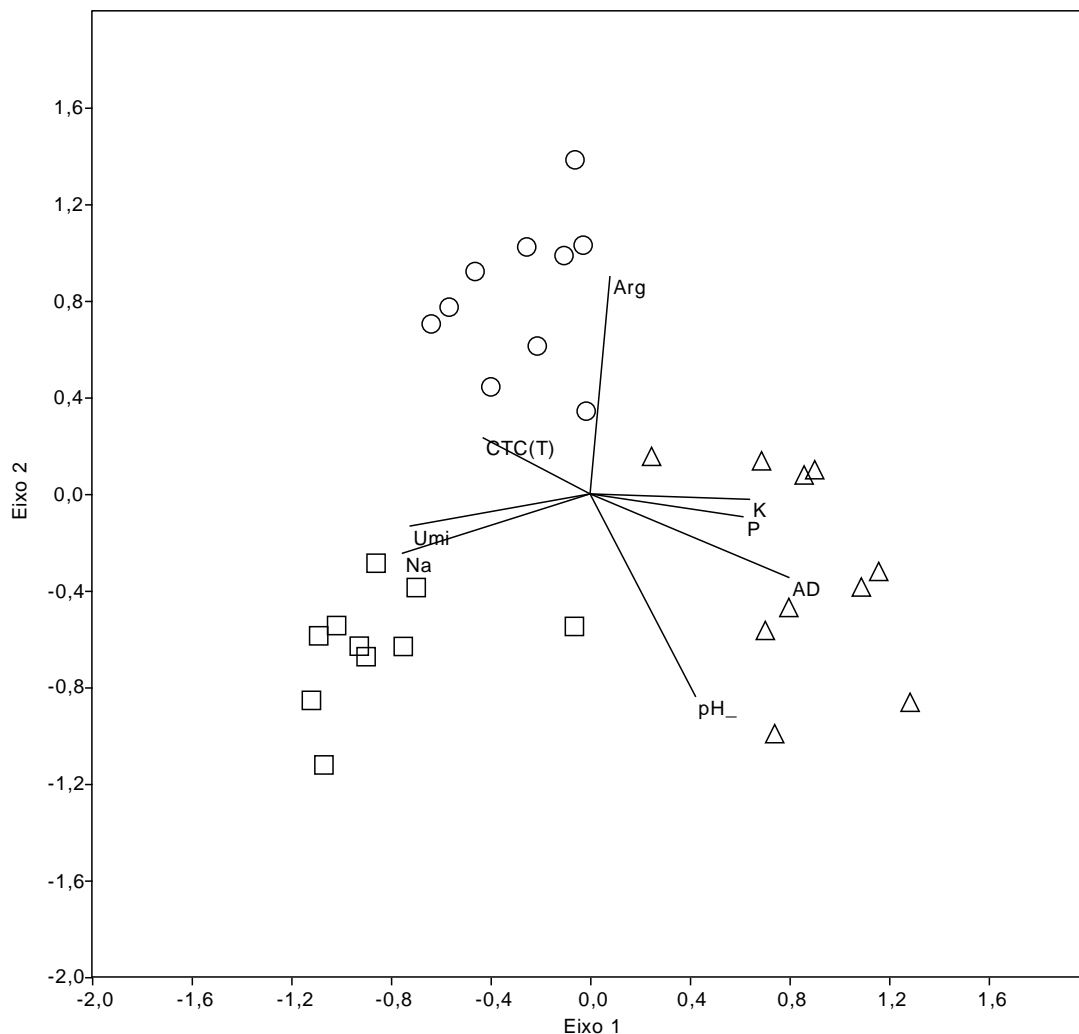
Fonte: O autor.

Os resultados obtidos por meio da análise de variância de similaridade One-Way ANOSIM mostraram diferença significativa entre as áreas ( $p < 0,05$ ) em relação à composição florística.

Na análise da composição florística das parcelas, realizada por meio da ordenação por Correspondência Canônica (CCA) entre as características ambientais das áreas, foram identificados agrupamentos (Figura 18). Para área incendiada observa-se uma forte correlação com vetores abertura de dossel, fósforo e potássio. Já os vetores de sódio e umidade do solo estão mais correlacionados com o REF1, enquanto o ecossistema de referência 2 apresentou forte relação com a argila .



Figura 18 – Diagrama de ordenação do estrato regenerante produzido pela Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre as parcelas e as variáveis ambientais, das três áreas da Serra do Valentim, Iúna, ES. As parcelas estão identificadas por símbolos pertencentes às respectivas áreas ( $\square$ = Ecossistema de referência1,  $\circ$  = Ecossistema de referência 2 e  $\Delta$ = Área incendiada). As variáveis ambientais estão representadas pelos vetores e são: Na - sódio, P - fósforo, K - potássio, CTC - capacidade de troca de cátions, AD - abertura de dossel, Umi - umidade, Arg - argila e Ph.

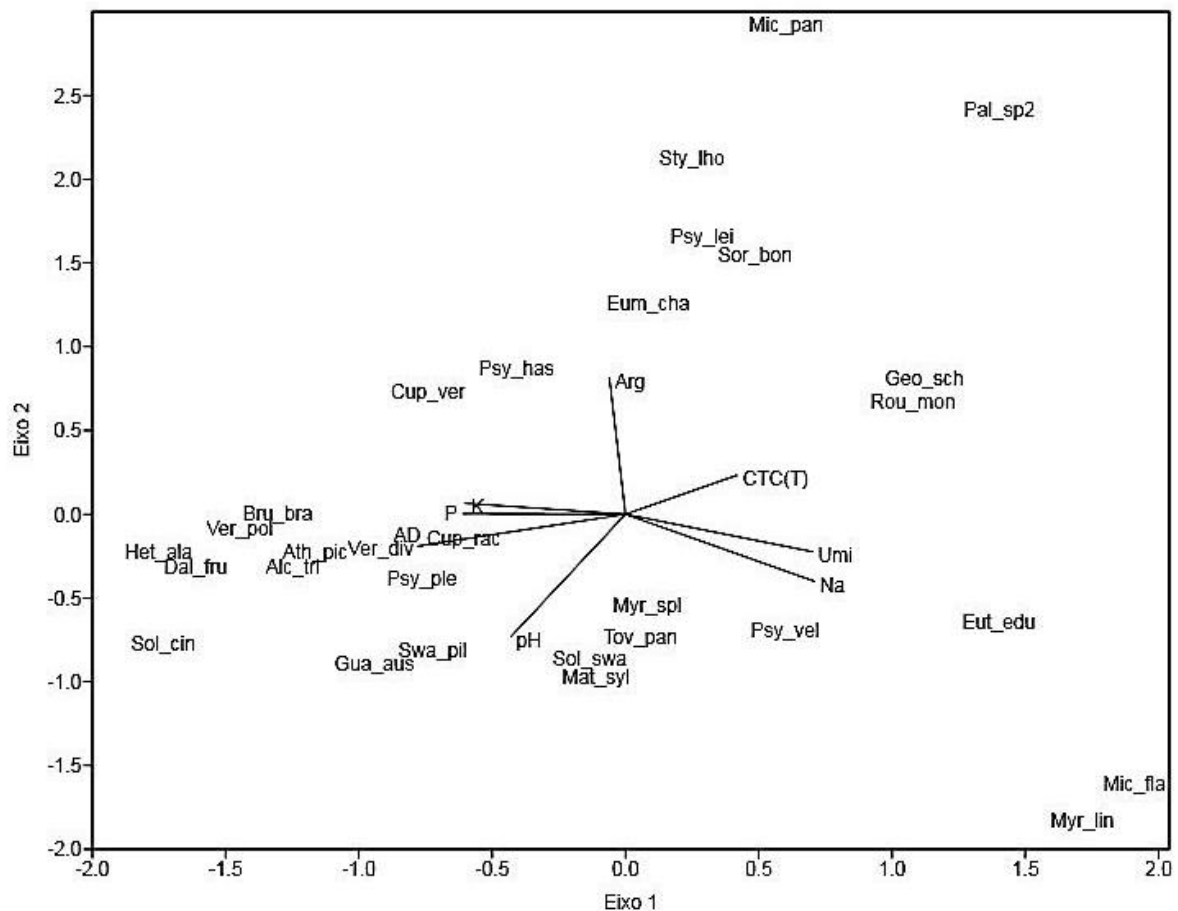


Fonte: O autor.

Os autovalores altos, principalmente para o primeiro e segundo eixo da ordenação, explicaram 50,7% dos dados de espécies (eixo 1 = 28,7%; eixo 2 = 22,0%). Segundo o teste de Monte Carlo, os valores foram estatisticamente significativos ( $p < 0,05$ ).

A CCA para as 30 espécies de maior abundância (Figura 19) demonstrou que *Euterpe edulis*, *Psychotria vellosiana*, *Myrcine lineata* e *Miconia flamea* estão fortemente relacionadas ao sódio e umidade do solo. Cerca de 50% das espécies estão correlacionadas com o pH, abertura do dossel, fósforo e potássio, com destaque para *Heterocondylus alatus*, *Vernonanthura polyanthes*, *Solanum cinnamomeum*, *Guatteria australis* e *Swartzia pilulifera*.

Figura 19 - Análise de Correspondência Canônica (CCA) com ordenação entre as 30 espécies de maior abundância do estrato regenerante e as variáveis ambientais. As espécies estão representadas por códigos e as variáveis ambientais estão representadas pelos vetores e são: Na - sódio, P - fósforo, K - potássio, CTC - capacidade de troca de cátions, AD - abertura de dossel, Umi - umidade, Arg - argila e Ph.



Lista dos códigos das espécies utilizadas na análise: Alc\_tri = *Alchornea triplinervia*; Ath\_pic = *Athenaea picta*; Bru\_bra = *Brunfelsia brasiliensis*; Cup\_rac = *Cupania racemosa*; Cup\_ver = *Cupania vernalis*; Dal\_fru = *Dalbergia frutescens*; Eum\_cha = *Eumachia chaenotricha*; Eut\_edu = *Euterpe edulis*; Geo\_sch = *Geonoma schottiana*; Gua\_auis = *Guapira opposita*; Het\_ala = *Heterocondylus alatus*; Mat\_syl = *Matayba sylvatica*; Mic\_flu = *Miconia chartaceae*; Mic\_pan = *Miconia flammea*; Myr\_lin = *Myrcia lineata*; Myr\_spl = *Myrcia splendens*; Psy\_has = *Psychotria hastisepala*; Psy\_lei = *Psychotria leiocarpa*; Psy\_ple = *Psychotria pleiocephala*; Psy\_vel = *Psychotria vellosiana*; Rou\_mon = *Roupala montana*; Pal\_sp2 = *Solanaceae sp*; Sol\_cin = *Solanum cinnamomeum*; Sol\_swa = *Solanum swartzianum*; Sor\_bon = *Sorocea bonplandii*; Sty\_lho = *Stylogyne lhotzkyana*; Swa\_pil = *Swartzia aff pilulifera*; Tov\_pan = *Tovomitopsis paniculata*; Ver\_div = *Vernonanthura divaricata*; Ver\_pol = *Vernonanthura polyanthes*.

Fonte: O autor.

As espécies *Eumachia chaenotricha*, *Psychotria hastisepala*, *Psychotria leiocarpa*, e *Sorocea bonplandii*, estão fortemente correlacionadas com a variável argila. Estas espécies apresentaram maior abundância de indivíduos no ecossistema de referência 2, onde foi constatado maior porcentagem de argila em relação as demais áreas.

Os autovalores, principalmente para o primeiro e segundo eixo da ordenação, explicaram 64% dos dados (eixo 1 = 38,8%; eixo 2 = 25,2%). O teste de Monte Carlo foi estatisticamente significativo ( $p < 0,05$ ), confirmando que a abundância das espécies está significativamente correlacionada com as variáveis ambientais utilizadas.

#### 4.3 Banco de sementes do solo

No banco de sementes do solo foram contabilizados 1642 indivíduos, distribuídos em 51 gêneros e 31 famílias botânicas (Tabela 8). Desses, 44 espécies foram identificadas em nível de espécie, 32 morfotipos encontram-se identificados em nível de gênero e 30 morfotipos em nível de família. Contabilizou-se 68 morfotipos indeterminados, além de 109 indivíduos que apresentavam altura inferior a 2 centímetros, não sendo possível a identificação botânica.

Tabela 8 – Lista de espécies e parâmetros ecológicos do banco de sementes do solo da Serra do Valentim, Iúna, ES, categorizadas quanto à forma de vida – HV (Arb = arbusto; Árv = árvore; Liana = liana/trepadeira; Sub = subarbusto), quando ao grupo ecológico – GE (P = pioneira; SI = secundária inicial; ST = secundária tardia) e quanto à síndrome de dispersão – SD (ANE = anemocórica; AUT = autocórica; ZOO = zoocórica). Em que, (REF1) – Ecossistema de Referência 1, (REF2) – Ecossistema de Referência 2 e (INC) – Área Incendiada.

Família/Espécie	Hv	GE	SD	Nº Indivíduos					
				Estação Seca			Estação Chuvosa		
				REF1	REF2	INC	REF1	REF2	INC
<b>Annonaceae</b>									
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	Árv.	St	Zoo.		1				
<b>Apocynaceae</b>									
Apocynaceae sp	-	-	-				1		
<b>Arecaceae</b>									
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	Erva	St	Zoo.		1	1			
<b>Asteraceae</b>									
Asteraceae sp1	Arb.	-	Ane.		2		3	2	9
Asteraceae sp2	Arb.	-	Ane.						5
Asteraceae sp3	Arb.	-	Ane.						4
Asteraceae sp4	Arb.	-	Ane.	1					
Asteraceae sp5	Arb.	-	Ane.			1			
Asteraceae sp6	Arb.	-	Ane.						1
Asteraceae sp7	Arb.	-	Ane.						1
Asteraceae sp8	Arb.	-	Ane.						3
Asteraceae sp9	Arb.	-	Ane.						6
<i>Baccharis rufidula</i> (Spreng.) Joch. Müll.	Liana	Pi	Ane.		1	2			
<i>Baccharis semiserrata</i> DC.	Arb.	Pi	Ane.			1			
<i>Baccharis serrulata</i> (Lam.) Pers	Arb.	-	-				2		
<i>Baccharis</i> sp1	Subarb	Pi	Ane.				5		2

Continua...

Continuação (Tabela 8)

Família/Espécie	Hv	GE	SD	Nº Indivíduos						
				Estação Seca			Estação Chuvosa			
				REF1	REF2	INC	REF1	REF2	INC	
<i>Chromolaena cf maximiliani</i> (Schrad. Ex DC.) R.M.King & H.Rob.	Subarb	Pi	Ane.	1						
<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M.king & H.Rob	Subarb	Pi	Ane.				4	1	2	
<i>Chromolaena</i> sp1	Subarb	-	Ane.							1
<i>Cyrtocymura scorpioides</i> (Lam.) H.Rob	Arb.	Pi	Ane.	5	2		1	3	3	
<i>Emilia sonchifolia</i> DC.	Erva	Pi	Ane.	1	2	16	2	4		
<i>Erechtites valerianifolius</i> (Wolf) DC.	Erva	Pi	Ane.							1
<i>Heterocondylus alatus</i> (Vell.) R.M.King & H.Rob.	Arb.	Si	Zoo.			15				2
<i>Lepidaploa canescens</i> (Kunth) H.Rob.	Subarb	Pi	Ane.			1	3			
<i>Mikania cf. cordifolia</i> (L.f.) Willd.	Liana	Sc	Ane.				12	86	47	
<i>Mikania</i> sp1	Liana	Sc	Ane.				3	2	2	
<i>Mikania</i> sp2	Liana	Sc	Ane.				1	1		
<i>Mikania</i> sp3	Liana	Sc	Ane.	1						
<i>Mikania</i> sp4	Liana	Sc	Ane.				1			
<i>Mikania</i> sp5	Liana	Sc	Ane.				1			
<i>Mikania</i> sp6	Liana	Sc	Ane.				1			
<i>Mikania</i> sp7	Liana	Sc	Ane.				1			
<i>Mikania</i> sp8	Liana	Sc	Ane.				1			
<i>Mikania</i> sp9	Liana	Sc	Ane.						1	
<i>Vernonanthura polyanthes</i> (Spreng.) A.J.Vega & Dematt.	Arb.	Pi	Ane.			5		2		
<i>Vernonanthura</i> sp	Arb.	-	-						1	

Continua...

Continuação (Tabela 8)

Família/Espécie	Hv	GE	SD	Nº Indivíduos						
				Estação Seca			Estação Chuvosa			
				REF1	REF2	INC	REF1	REF2	INC	
<b>Caesalpiniaceae</b>										
<i>Senna macranthera</i> (DC. Ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	Árv.	Pi	Aut.							1
<b>Campanulaceae</b>										
<i>Lobelia thapsoidea</i> Schott	Erva	Sc	Ane.			1	1			
<b>Chloranthaceae</b>										
<i>Hedyosmum brasiliense</i> Mart. ex Miq.	Árv.	Pi	Zoo.				16	1		
<b>Clethraceae</b>										
<i>Clethra scabra</i> Pers.	Árv.	Si	Aut.	1		9	88			1
<b>Cucubitaceae</b>										
Cucubitaceae sp1	-	-	-							1
<b>Cunoniaceae</b>										
<i>Weinmannia pinnata</i> L.	Árv.	Sc	Ane.				3	3		
<b>Dioscoreaceae</b>										
<i>Dioscorea hassleriana</i> Chodat	Liana	Sc	Ane.			1				
<i>Dioscorea</i> sp1	Liana	-	-			1	1			
<b>Euphorbiaceae</b>										
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg	Árv.	Si	Zoo.	1	3	3	2	3	1	
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Árv.	Pi	Zoo.						1	
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Árv.	Si	Zoo.	1	1		1			
<i>Sapium</i> sp	Árv.	-	-						1	
<b>Gesneriaceae</b>										
Gesneriaceae sp1	-	-	-			1				

Continua...

Continuação (Tabela 8)

Família/Espécie	Hv	GE	SD	Nº Indivíduos					
				Estação Seca			Estação Chuvosa		
				REF1	REF2	INC	REF1	REF2	INC
<b>Lamiaceae</b>									
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	Árv.	Pi	Zoo.	2			4	3	
Lamiaceae sp1	-	-	-	1					
<b>Melastomataceae</b>									
<i>Leandra aurea</i> (Cham.) Cogn.	Árv.	Si	Zoo.			1			
Melastomataceae sp1	Árv.	-	-					1	
<i>Miconia</i> sp1	Árv.	-	-		1				
<i>Pleroma heteromalla</i> D. Don (D. DON)	Árb.	Pi	Ane.	1	1	1	1		1
<i>Pleroma</i> sp1	Árv.	-	-			2			
<i>Pleroma fissinervia</i> Schrank et Mart. ex DC.	Árb.	Pi	Ane.	10	37	16	13	31	4
<i>Tibouchina estrellensis</i> (Raddi) Cogn.	Árv.	Pi	Ane.				13		
<b>Myrtaceae</b>									
Myrtaceae sp1	Árv.	-	-		1				
Myrtaceae sp2	Árv.	-	-		1				
<b>Oxalidaceae</b>									
<i>Oxalis barrelieri</i> L.	Erva	Sc	Aut.		1	4			
<b>Passifloraceae</b>									
<i>Passiflora porophylla</i> Vell.	Liana	Sc	-				14		
<i>Passiflora</i> sp1	Liana	-	-					1	
<b>Pentaphylacaceae</b>									
<i>Freziera atlantica</i> Zorzanelle & Amorim	Árv.	Sc	Zoo.	24	18	10	50	31	8
<b>Phytolaccaceae</b>									

Continua...

Continuação (Tabela 8)

Família/Espécie	Hv	GE	SD	Nº Indivíduos					
				Estação Seca			Estação Chuvosa		
				REF1	REF2	INC	REF1	REF2	INC
<i>Phytolacca thyrsoiflora</i> Fenzl ex Schimidt	Erva	Pi	Zoo.	3		1	5	10	8
<b>Plantaginaceae</b>									
<i>Achetaria ocymoides</i> (Cham. & Schtdl.) Wettst.	Erva	Pi	Aut.	1					
<b>Primulaceae</b>									
<i>Myrsine</i> sp1	-	-	-			1			
Primulaceae sp1	-	-	-				1		
<b>Pteridaceae</b>									
<i>Doryopteris</i> sp1	Erva	-	-	2					
<b>Rosaceae</b>									
Rosaceae sp1	-	-	-			1			
<i>Rubus rosifolius</i> Sm.	Arb.	Sc	Zoo.				3	3	1
<i>Rubus</i> sp1	Arb.	-	-				1		
<b>Rubiaceae</b>									
<i>Coccocypselum lanceolatum</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	Erva	Sc	Zoo.	1	1	1	5	1	
<i>Coccocypselum</i> sp1	Erva	-	-				1		
<i>Emmeorrhiza umbellata</i> (Spreng.) K.Schum.	Liana	Sc	Ane.	10		6	193		174
<i>Psychotria</i> sp1	-	-	-			1			
Rubiaceae sp1	-	-	-			1			
<b>Salicaceae</b>									
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Árv.	Si	Zoo.			1			
<b>Sapindaceae</b>									
<i>Paullinia carpopodea</i> Cambes.	Liana	Sc	Zoo.					1	
<b>Solanaceae</b>									

Continua...



Continuação (Tabela 8)

Família/Espécie	Hv	GE	SD	Nº Indivíduos					
				Estação Seca			Estação Chuvosa		
				REF1	REF2	INC	REF1	REF2	INC
<i>Athenaea picta</i> (Mart.) Sendtn.	Arb.	Pi	Zoo.				3	13	3
<i>Aureliana</i> sp1	Árv./Arb.	-	-			3			
<i>Aureliana</i> sp2	Árv./Arb.	-	-			3			
<i>Aureliana</i> sp3	Árv./Arb.	-	-			1			
<i>Aureliana</i> sp4	Árv./Arb.	-	-			1			
Solanaceae sp1	Árv.	-	-				8	11	
Solanaceae sp2	-	-	-				3	5	1
Solanaceae sp3	-	-	-					1	
Solanaceae sp4	-	-	-						1
Solanaceae sp5	-	-	-					1	
Solanaceae sp6	-	-	-			1			
Solanaceae sp7	-	-	-			1			
Solanaceae sp8	-	-	-				1		
Solanaceae sp9	-	-	-				1		
<i>Solanum atropurpureum</i> Schrank	Arb.	Sc	Zoo.						1
<i>Solanum cinnamomeum</i> Sendtn.	Árv.	Si	Zoo.			2	21	46	22
<i>Solanum leucodendron</i> Sendtn.	Árv.	St	Zoo.			2	3	2	
<i>Solanum</i> sp1	-	-	-					6	1
<i>Solanum</i> sp2	-	-	-				4		1
<i>Solanum</i> sp3	-	-	-			1			
<i>Solanum</i> sp4	-	-	-	1					
<i>Solanum</i> sp5	-	-	-			1			
<b>Urticaceae</b>									

Continua...

Continuação (Tabela 8)

Família/Espécie	Hv	GE	SD	Nº Indivíduos					
				Estação Seca			Estação Chuvosa		
				REF1	REF2	INC	REF1	REF2	INC
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	Árv.	Pi	Zoo.	5	1	1	1	31	1
<b>Verbenaceae</b>									
Verbenaceae sp1	-	-	-				1		
Verbenaceae sp2	-	-	-					1	
<b>Violaceae</b>									
<i>Anchietea pyrifolia</i> (Mart.) G.Don	Arb.	Pi	Ane.	1			2	1	
<b>ndeterminados</b>									
Indet 1	-	-	-				11	10	3
Indet 2	-	-	-	1					
Indet 3	-	-	-	1					
Indet 4	-	-	-	1					
Indet 5	-	-	-	1					
Indet 6	-	-	-	1					
Indet 7	-	-	-	1					
Indet 8	-	-	-	1					
Indet 9	-	-	-	1					
Indet 10	-	-	-	1					
Indet 11	-	-	-		1				
Indet 12	-	-	-		1				
Indet 13	-	-	-		1				
Indet 14	-	-	-		1				
Indet 15	-	-	-		1				
Indet 16	-	-	-		1				

Continua...

Continuação (Tabela 8)

Família/Espécie	Hv	GE	SD	Nº Indivíduos						
				Estação Seca			Estação Chuvosa			
				REF1	REF2	INC	REF1	REF2	INC	
Indet 17	-	-	-	1						
Indet 18	-	-	-	1						
Indet 19	-	-	-	1						
Indet 20	-	-	-	1						
Indet 21	-	-	-			1				
Indet 22	-	-	-			1	1	1		
Indet 23	-	-	-			1				
Indet 24	-	-	-			4				
Indet 25	-	-	-			2				
Indet 26	-	-	-			1				
Indet 27	-	-	-			1				
Indet 28	-	-	-			1				
Indet 29	-	-	-			1				
Indet 30	-	-	-				1			
Indet 31	-	-	-			1				
Indet 32	-	-	-			1				
Indet 33	-	-	-			1				
Indet 34	-	-	-			1				
Indet 35	-	-	-			1				
Indet 36	-	-	-				2	1	1	
Indet 37	-	-	-				2	1		
Indet 38	-	-	-				2			
Indet 39	-	-	-						5	

Continua...

Continuação (Tabela 8)

Família/Espécie	Hv	GE	SD	Nº Indivíduos						
				Estação Seca			Estação Chuvosa			
				REF1	REF2	INC	REF1	REF2	INC	
Indet 40	-	-	-					6		
Indet 41	-	-	-					2	4	
Indet 42	-	-	-				1			
Indet 43	-	-	-				1			
Indet 44	-	-	-				1			
Indet 45	-	-	-				1			
Indet 46	-	-	-				1			
Indet 47	-	-	-				2			
Indet 48	-	-	-				1			
Indet 49	-	-	-				1			
Indet 50	-	-	-				1			
Indet 51	-	-	-				1			
Indet 52	-	-	-				1			
Indet 53	-	-	-				1			
Indet 54	-	-	-				1			
Indet 55	-	-	-						1	
Indet 56	-	-	-						1	
Indet 57	-	-	-						1	
Indet 58	-	-	-						1	
Indet 59	-	-	-						1	
Indet 60	-	-	-						1	
Indet 61	-	-	-						1	
Indet 62	-	-	-						1	

Continua...

Continuação (Tabela 8)

Família/Espécie	Hv	GE	SD	Nº Indivíduos						
				Estação Seca			Estação Chuvosa			
				REF1	REF2	INC	REF1	REF2	INC	
Indet 63	-	-	-					1		
Indet 64	-	-	-					1		
Indet 65	-	-	-							1
Indet 66	-	-	-							1
Indet 67	-	-	-							6
Indet 68	-	-	-							1
Indets	-	-	-				68	31		10
<b>Total geral</b>				<b>78</b>	<b>95</b>	<b>142</b>	<b>601</b>	<b>381</b>		<b>345</b>

As espécies com maior abundância na área incendiada foram *Emmeorhiza umbellata* (180 indivíduos), *Mikania cf. cordifolia* (47), *Solanum cinnamomeum* (24), *Pleroma fissinervia* (20) e *Freziera atlantica* (18). No ecossistema de referência 1 foram *Emmeorhiza umbellata* (170), *Clethra scabra* (89), *Freziera atlântica* (73), *Pleroma fissinervia* (23) e *Solanum cinnamomeum* (21). Enquanto no ecossistema de referência 2 foram *Mikania cf. cordifolia* (86), *Pleroma fissinervia* (68), *Solanum cinnamomeum* (50), *Freziera atlântica* (49) e *Cecropia hololeuca* (36).

As espécies *F. atlantica*, *P. fissinervia* e *S. cinnamomeum* foram amostradas em todas as áreas e estão entre as cinco espécies de maior abundância, evidenciando alta proliferação de sementes destas espécies. Em contrapartida, foram contabilizados apenas dois indivíduos de *Euterpe edulis* (REF2 e INC), mesmo a espécie apresentando maior valor de importância na comunidade adulta e no estrato regenerante.

As famílias botânicas com maior número de espécies foram Asteraceae (34 spp.), Solanaceae (22 spp.), Melastomataceae (8 spp.), Rubiaceae (5 spp.) e Euphorbiaceae (4 spp.). Na área incendiada, a família que apresentou maior número de espécies foi Asteraceae (27 spp.), seguida por Solanaceae (16 spp.). Juntas, as duas famílias compreendem cerca de 56% do número total de espécies descritas nesta área. Destaca-se a alta ocorrência de espécies arbóreas como a *Alchornea triplinervia*, *Athenaea picta*, *Cecropia hololeuca*, *Freziera atlantica*, *Pleroma heteromalla*, *Pleroma fissinervia*, *Solanum cinnamomeum*, e *Solanum leucodendron* que emergiram em todas as áreas amostrais.

As três áreas compartilharam 21 spp. das 175 spp. contabilizadas. Já os ecossistemas de referência compartilharam 30 spp, enquanto a REF1 com a INC 28 spp. e o REF2 e INC 29 spp.

O teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, realizado entre as unidades amostrais, demonstrou apenas diferença no número de famílias, na qual a área incendiada apresentou menor número. Os demais parâmetros não apresentaram diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) (Tabela 9).

Tabela 9 - Parâmetros gerais do banco de sementes do solo da Serra do Valentim, Iúna, ES, entre as três áreas amostrais. Ecosistema de referência 1 (REF1), Ecosistema de referência 2 (REF2) e Área incendiada (INC), Densidade (sementes m<sup>2</sup>).

<b>Parâmetros</b>	<b>REF1</b>	<b>REF2</b>	<b>INC</b>
Densidade	325,85 a	240,53 a	254,40 a
Nº. Espécies	76 a	79 a	83 a
Nº. Famílias	21 a	26 a	14 b
Shannon-Wiener (H')	2,85	3,04	2,90
Equabilidade (J)	0,66	0,70	0,66

Médias seguidas de mesma letra nas linhas não diferem estatisticamente pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ).

Fonte: o autor.

Quando da comparação do banco de sementes nas diferentes estações, o teste de Kruskal-Wallis revelou diferenças significativas ( $p < 0,05$ ), em que a estação chuvosa apresentou maior número de famílias, espécies, indivíduos e densidade de sementes. Enquanto que o índice de Shannon (H') e a equabilidade de Pielou (J) foi maior na estação seca (Tabela 10).

Tabela 10 - Parâmetros gerais do banco de sementes do solo da estação seca e chuvosa da Serra do Valentim, Iúna. H' = Diversidade de Shannon-Wiener, J = Equabilidade de Pielou, Densidade (sementes m<sup>2</sup>).

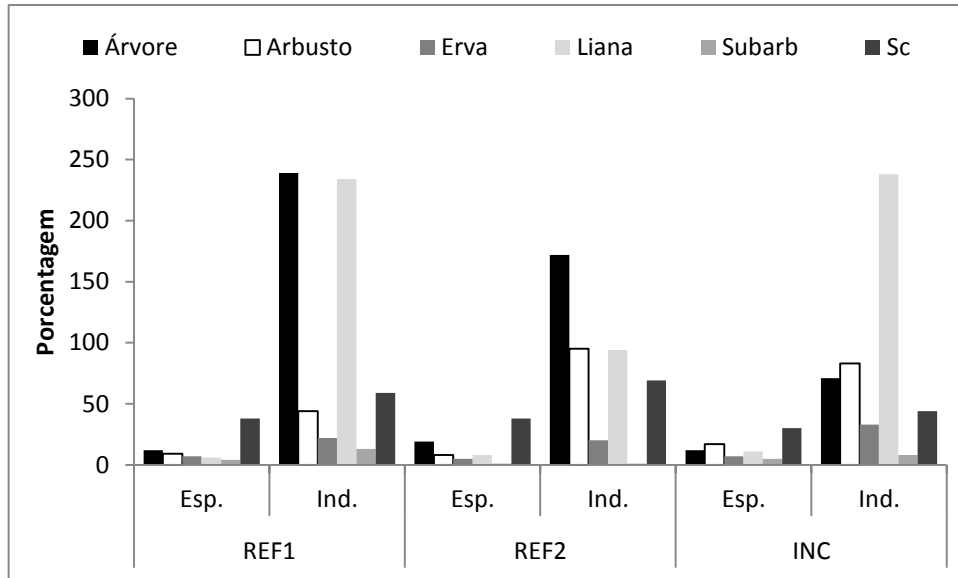
	<b>Densidade</b>	<b>Nº. Espécies</b>	<b>Nº. Indivíduos</b>	<b>Diversidade H'</b>	<b>Equabilidade J</b>
<b>Estação Chuvosa</b>	654,4 a	102 a	1227 a	2,94	0,63
<b>Estação seca</b>	168,0 b	95 b	315 b	3,44	0,75

Médias seguidas de mesma letra nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ).

Fonte: o autor.

As árvores foram a forma de vida que mais contribuiu para composição do banco de sementes do solo, somando 27 espécies nas três áreas com total de 482 indivíduos (Figura 20). A forma de vida que apresentou maior número de indivíduos foram as lianas, principalmente na INC e REF1, devido a alta representatividade das espécies *Emmeorhiza umbellata* e *Mikania cf. cordifolia*, que juntas somaram 93% dos indivíduos pertencentes a este grupo. Em relação à área incendiada, os arbustos e as árvores contribuíram substancialmente para a composição deste ambiente.

Figura 20 - Número de indivíduos por área quanto à forma de vida do banco de sementes do solo, da Serra do Valentim, Iúna, ES. Sendo Sc – sem classificação.



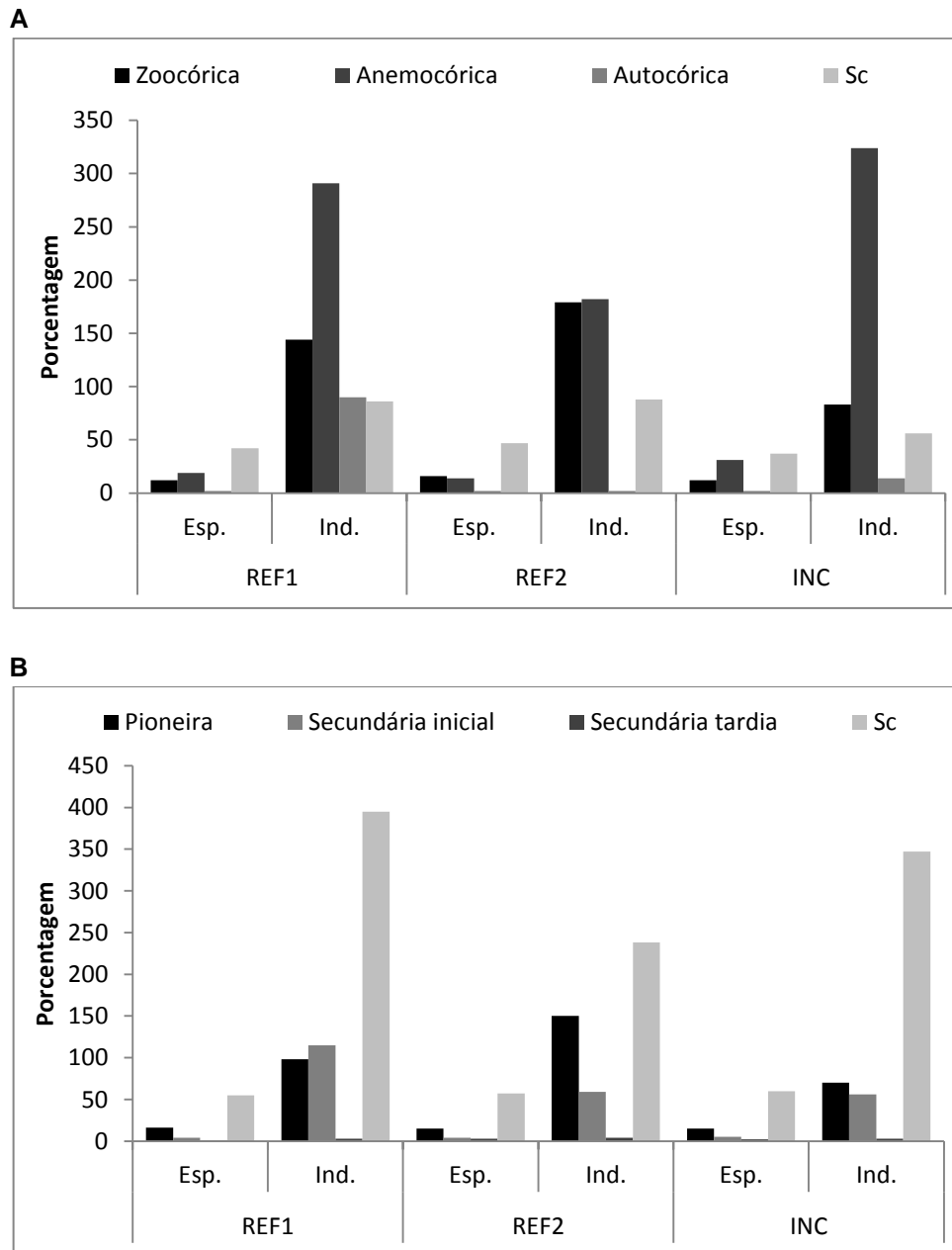
Fonte: O autor.

A síndrome de dispersão que apresentou maior número de indivíduos foi anemocórica, com 39 espécies, seguido da zoocórica (20 spp.). A área incendiada apresentou maior número de indivíduos anemocóricos, principalmente de propágulos da família Asteraceae e Rubiaceae, que juntas somaram 82% desta síndrome.

A categorização quanto ao grupo ecológico para área incendiada resultou em elevado número de espécies de início de sucessão, padrão este também observado nos ecossistemas de referência. As três áreas juntas contabilizaram 23 espécies pioneiras e 7 secundárias iniciais. Por outro lado, foram amostrados poucos indivíduos pertencentes ao grupo das secundárias tardias (Figura 21B).



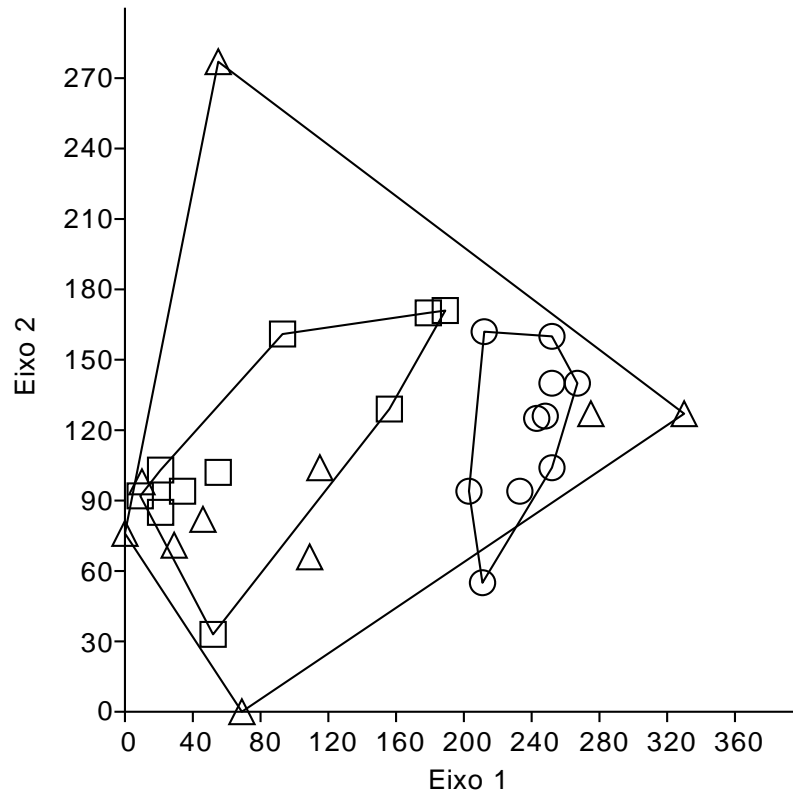
Figura 21 – Categorização do banco de sementes do solo quanto à síndrome de dispersão (A) e grupo sucessional (B) da Serra do Valentim, Iúna, ES. Os valores nas barras correspondem ao número de indivíduos e espécies de cada área em cada categoria. Sendo Sc: classificação.



Fonte: O autor.

A análise de Correspondência Distendida (DCA) mostrou diferenças entre as áreas. Os dois primeiros eixos do gráfico apresentaram autovalores de 0,59 para o eixo 1 e 0,38 para o eixo 2. Portanto, de modo geral, houve a formação de dois grupos, a REF1 e REF2. Porém, percebe-se na ordenação uma sobreposição das parcelas da INC com a REF1 e REF2, evidenciando certa semelhança entre a área queimada e os ecossistemas de referência (Figura 22).

Figura 22 – Diagrama de ordenação das espécies e parcelas do banco de sementes do solo resultante da análise de correspondência distendida (DCA), na Serra do Valentim, Iúna, ES. (□= Ecosistema de referência1 REF1, o = Ecosistema de referência 2 REF2 e Δ= Área incendiada INC).



Fonte: O autor.

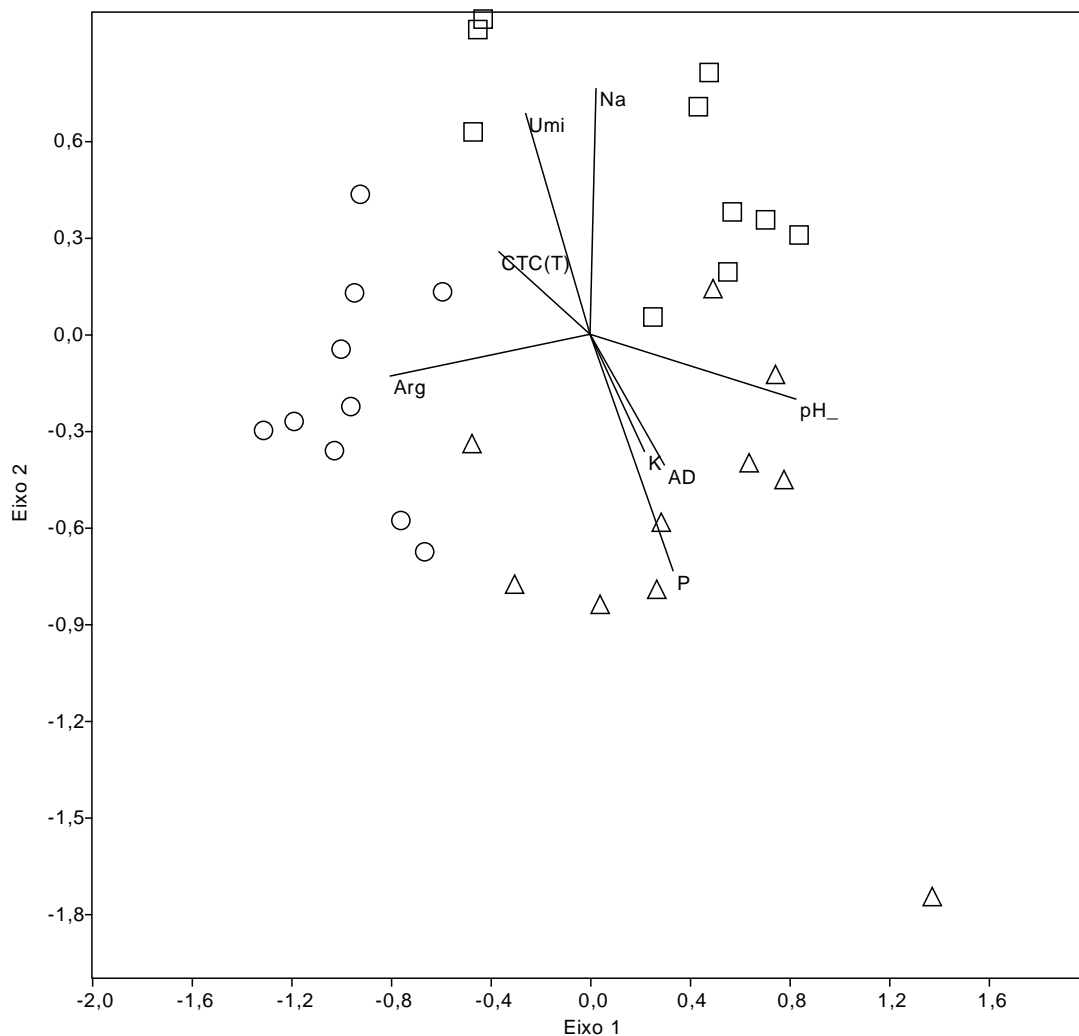
O teste estatístico ANOSIM indicou significativa dissimilaridade entre os grupos ( $p = 0,001$ ;  $R = 0,47$ ), visto que apresentou  $p < 0,05$ .

A Análise de Correspondência Canônica (CCA) evidenciou maior homogeneidade na distribuição das parcelas entre as áreas, quando comparadas a comunidade adulta e a regeneração natural. Entretanto, a área incendiada continua mais correlacionada com as variáveis ambientais Ph, fósforo, potássio e abertura de dossel. Umidade e sódio estão mais relacionadas às parcelas do ecossistema 1 e argila para o ecossistema de referência 2. Contudo, mesmo as parcelas tendendo a formar grupos distintos entre cada unidade amostral, houve maior aproximação entre parcelas de cada área (Figura 23).

Os autovalores, principalmente para o primeiro e segundo eixo da ordenação, explicaram 43,9% dos dados (eixo 1 = 25,2%; eixo 2 = 18,7%). Segundo o teste de Monte Carlo, o primeiro eixo não foi estatisticamente significativo ( $p=0,07$ ),

o que pode ser explicado pelo afastamento da parcela 2 da área incendiada, dado o número de indivíduos e a exclusividade de algumas espécies entre as demais parcelas.

Figura 23 – Diagrama de ordenação produzido pela Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre as parcelas das áreas, para o banco de sementes do solo das três áreas da Serra do Valentim, Iúna, ES. As áreas estão representadas por símbolos (□= Ecosistema de referência 1, ○ = Ecosistema de referência 2 e △= Área incendiada) e as variáveis ambientais representadas por setas. Na - sódio, P - fósforo, K - potássio, CTC - capacidade de troca de cátions, AD - abertura de dossel, Umi - umidade, Arg - argila e Ph.

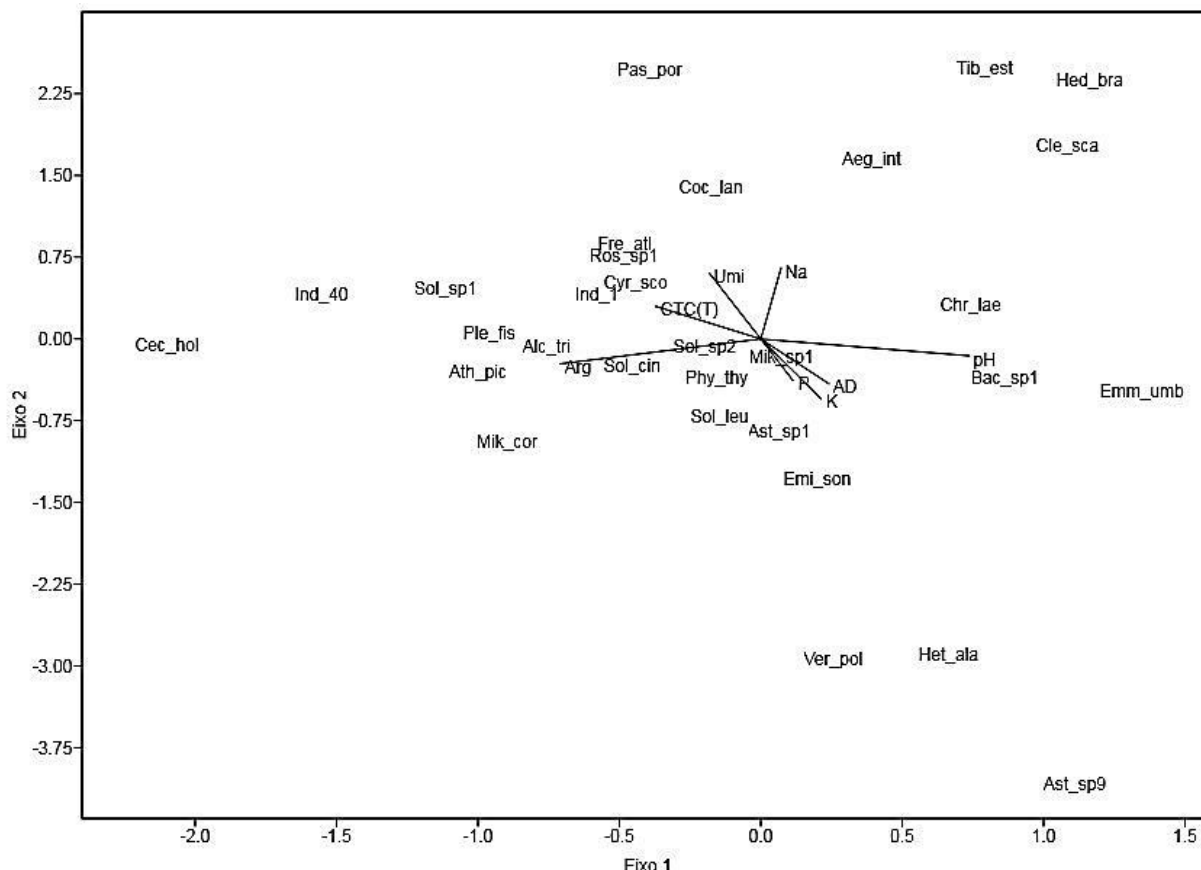


Fonte: O autor.

O diagrama de ordenação produzido pela CCA para as 30 espécies de maior abundância é apresentado na Figura 24. Em relação à distribuição das espécies e às variáveis ambientais, observa-se que, para as espécies da família Asteraceae, como *Heterocondylus alatus*, *Emilia sonchifolia*, *Asteraceae sp1* e *Asteraceae sp 9* e *Baccharis sp1*, as variáveis K, P, Ph e AD estão mais correlacionadas à essas espécies. Já as espécies *Athenaea picta*, *Solanum cinnamomeum* e *Alchornea*

*triplinervia* estão fortemente correlacionadas com a variável argila. *Freziera atlântica*, *Coccocypselum lanceolatum* e Rosaceae sp 1 estão mais correlacionadas com a umidade do solo.

Figura 24 – Diagrama *triplot* gerado pela (CCA) com ordenação entre as principais variáveis ambientais e as 30 espécies de maior abundância do banco de sementes. As espécies estão representadas por códigos e as variáveis ambientais representadas por setas. Na - sódio, P - fósforo, K - potássio, CTC - capacidade de troca de cátions, AD - abertura de dossel, Umi - umidade, Arg - argila e Ph.



Lista dos códigos das espécies utilizadas na análise: Aeg\_int = *Aegiphila integrifolia*; Alc\_tri = *Alchornea triplinervia*; Ast\_sp1 = Asteraceae sp.1; Ast\_sp9 = Asteraceae sp.9; Ath\_pic = *Athenaea picta*; Bac\_sp1 = *Baccharis* sp.1; Cec\_hol = *Cecropia hololeuca*; Chr\_lae = *Chromolaena laevigata*; Cle\_sca = *Clethra scabra*; Coc\_lan = *Coccocypselum lanceolatum*; Cyr\_sco = *Cyrtocymura scorpioides*; Emi\_son = *Emilia sonchifolia*; Emm\_umb = *Emmeorhiza umbellata*; Fre\_atl = *Freziera atlântica*; Hed\_bra = *Hedyosmum brasiliense*; Het\_ala = *Heterocondylus alatus*; Ind\_1 = Indet 1; Ind\_40 = Indet 40; Mik\_cor = *Mikania cordifolia*; Mik\_sp1 = *Mikania* sp1; Pas\_por = *Passiflora porophylla*; Phy\_thy = *Phytolacca thyrsoiflora*; Ple\_fis = *Pleroma fissinervia*; Ros\_sp1 = Rosaceae sp1; Sol\_cin = *Solanum cinnamomeum*; Sol\_leu = *Solanum leucodendron*; Sol\_sp1 = *Solanum* sp1; Sol\_sp2 = Solanaceae sp2; Tib\_est = *Tibouchina estrellensis*; Ver\_pol = *Vernonanthura polyanthes*.  
Fonte: O autor.

Os autovalores, principalmente para o primeiro e segundo eixo da ordenação, explicaram 61,6% dos dados de espécies (eixo 1 = 38,9%; eixo 2 = 22,7%). O teste de Monte Carlo foi estatisticamente significativo ( $p < 0,05$ ),

confirmando que a abundância das espécies está correlacionada com as variáveis ambientais utilizadas.

## 5. DISCUSSÃO

De maneira geral, os resultados indicaram que a comunidade possui grande representatividade ecológica e uma diversidade florística considerável, além de diferenças na composição de espécies e variáveis ambientais entre a área incendiada e os ecossistemas de referência. A análise de similaridade florística de Jaccard demonstrou alta dissimilaridade quando comparamos as áreas entre as diferentes variáveis (comunidade adulta, regeneração natural e banco de sementes do solo). Entretanto, quando a comparação é realizada entre as mesmas variáveis, podem-se observar valores mais expressivos.

Os resultados do presente estudo demonstram que houve diferenças em relação ao número de indivíduos e espécies entre as áreas avaliadas, mesmo entre os ecossistemas de referência, onde a similaridade florística foi baixa, principalmente na comunidade adulta e na regeneração natural. As análises estatísticas demonstraram que os grupos florísticos formados pela DCA apontam que as áreas tenderam a se distinguir uma das outras, principalmente para a regeneração natural e adulta, reforçando a ideia da afinidade de algumas espécies com as variáveis ambientais de cada área.

Quanto à semelhança entre a composição de espécies regenerantes, adultos e banco de sementes, os valores encontrados são baixos (<0,50), indicando baixa similaridade florística (FEREIRA JÚNIOR et al., 2008; ROSA et al., 2016). Esses resultados podem ser explicados devido às diferenças ecológicas das espécies de cada componente com o uso competitivo dos recursos. Segundo Leyser et al. (2012), os requisitos ecológicos das espécies regenerantes podem diferir substancialmente para as espécies do estrato superior, formando um gradiente rotacional ao longo do perfil da floresta, bem como de acordo com os distúrbios que ocorrem na comunidade.

Em relação a possível nova espécie encontrada na área queimada, ainda faz-se necessária coleta do material fértil para comprovação desta. Contudo na Serra do Valentim foram encontradas diversas espécies novas para a ciência bem como novos registros para o estado (ZORZANELLI et al., 2016; ARAÚJO et al., 2018).

## 5.1 Comunidade adulta

A alta riqueza de famílias como Solanaceae, Rubiaceae, Arecaceae, Euphorbiaceae, na área incendiada, estão em conformidade com os levantamentos florísticos em formações de florestas ombrófilas, (AMORIM et al., 2009; PIFANO et al., 2010; LIMA et al., 2011), porém, com menor número de espécies. Além disso, a área incendiada apresenta menor número de espécies e indivíduos em relação aos ecossistemas de referência, contudo, a INC obteve ingresso em comparação ao último estudo realizado por Teixeira (2017). Isso porque, a autora contabilizou 7 espécies e 43% de indivíduos a menos que o presente estudo.

O índice de Shannon estimado para todas as áreas foi relativamente baixo em comparação a outros estudos avaliando o estrato adulto em formações de Floresta Ombrófila Densa (SILVA et al., 2007; LIMA et al., 2011; ARAÚJO, 2016). Já a equabilidade de Pielou (J), principalmente da REF1 e da INC, revela certa discrepância na distribuição dos indivíduos, com grande número de indivíduos de algumas espécies. Isso fica evidente no somatório da densidade relativa (DR) das seis espécies de maior valor de importância, onde a REF1 apresenta 67% e a INC 54% de densidade. Diferentemente da REF2, que apesar de apresentar destaque na diversidade de espécies, a dominância se mostra mais reduzida. De modo geral, os fragmentos de Floresta Ombrófila Densa apresentaram valores próximos ao encontrado neste estudo  $J' = 0,86$  (SOUZA et al., 2002) e  $J' = 0,77$  (FERREIRA JUNIOR et al., 2008).

Com relação às análises multivariadas, a análise de correspondência distendida (DCA) resultou na formação de gradientes fortes, com autovalor significativo  $> 0,3$  (FELFILI et al., 2011), ficando evidente a formação de grupos. Mesmo havendo a proximidade das três áreas avaliadas, percebe-se que a comunidade apresenta certa heterogeneidade, onde as espécies de maior peso para a formação do grupo da área incendiada foi *Athenaea picta* e *Solanum cinnamomeum*.

O diagrama *triplot* gerado pela CCA mostra que as parcelas da área incendiada se correlacionaram mais com a abertura do dossel, fósforo e potássio, certamente por tais características da área, devido às alterações causadas pela passagem do fogo. O incêndio resultou em 10% a mais da abertura de dossel e maiores concentrações de fósforo (P) e potássio (K). A entrada de luz no sub-

bosque é mais acentuada em florestas pós-incêndio (RAY; NEPSTAD; MOUTINHO, 2005), ao passo que, o aumento expressivo de P e K, é devido à transformação da matéria orgânica durante a queima para forma inorgânica, aumentando a concentração de nutrientes na solução do solo (POMIANOSKI; DEDECEK; VILCAHUAMAN, 2006). Isso explica as concentrações mais altas destes elementos na INC.

O fogo pode ser benéfico para os atributos do solo, resultando na mineralização dos nutrientes, tornando-os disponíveis para planta, além de aumentar o teor de pH (HAMMER et al., 2014), fato este observado na INC, com pH mais alcalino em relação aos ecossistemas. Porém, o processo de queima da vegetação enriquece temporariamente apenas a camada superficial do solo (POMIANOSKI; DEDECEK; VILCAHUAMAN, 2006). No entanto, o fogo pode alterar os atributos físicos, químicos e biológicos do solo, sobretudo reduzir a população da mesofauna do solo (REDIN et al., 2011).

Já na área incendiada, constatou-se que as espécies *Solanum cinnamomeum*, *Athenaea picta*, *Alchornea triplinervia*, *Cecropia hololeuca* e *Sapium glandulosum*, posicionaram-se próximas ao vetor abertura de dossel e oposta à umidade. O número de indivíduos destas espécies foi de 85% a mais na INC em comparação aos ecossistemas. Além disso, a INC apresenta maior luminosidade incidente e cerca de 10% a menos de umidade no solo. Segundo Baldeck et al. (2013), a luz incidente e a umidade podem ser uma importante variável para explicar os padrões de distribuição de espécies em florestas tropicais.

As espécies *Myrcia espiritosantensis*, *Meliosma itatiaiae*, *Casearia espiritosantensis*, *Guapira opposita*, *Soroceae bomplandii* e *Calyptranthes obovata*, estão mais correlacionadas com a variável argila. Essas espécies apresentaram maior número de indivíduos na REF2, onde justamente o teor de argila foi mais elevado em relação às demais áreas. Essa correlação pode estar relacionada à preferência das espécies por sítios com maior disponibilidade de nutrientes, visto que, segundo Werle, Garcia e Rosolem (2008), a porcentagem de argila no solo está diretamente relacionada com a disponibilidade de nutrientes, pois as partículas de argila conseguem reter nutrientes e disponibilizar para as plantas na solução do solo.

Em relação às espécies, *Euterpe edulis* apresentou alta dominância nos ecossistemas de referência, fato este também constatado por Zorzaneli (2012), ao



avaliar a florística na Serra do Valentim. Contudo, a área queimada demonstrou baixo número de indivíduos da espécie em comparação aos ecossistemas, devido, possivelmente, à passagem do fogo que acabou matando as palmeiras. Porém, mesmo a espécie apresentando apenas 10% de indivíduos em relação aos ecossistemas, o juçara é a segunda espécie de maior VI na INC. Além disso, Teixeira (2017), também relatou a ocorrência desta espécie no estrato adulto da área queimada. No entanto, percebe-se que a espécie ainda encontra dificuldade para o estabelecimento na área perturbada, tendo em vista a baixa ocorrência na regeneração natural e no banco de sementes do solo. Além de que, a INC apresenta maior abertura de dossel, e, por consequência, menor umidade, o que torna o ambiente desfavorável para a espécie (REIS, 1996).

Outro fato constatado nesta pesquisa, é que na REF2 a intensa exploração do palmito juçara reduziu em 45% o número de indivíduos em relação ao trabalho de Teixeira (2017), que avaliou a mesma área. A exploração ilegal da espécie é comum em florestas brasileiras (MATOS; BOVI, 2002; RAUPP; BRACK; LEITE, 2009), no entanto, esta prática pode provocar a erosão genética, atuando de forma negativa para a perpetuidade da espécie (MATOS; BOVI, 2002).

A abundância de indivíduos e espécies pioneiras e secundárias iniciais na área incendiada remete a uma comunidade em estágio inicial de sucessão (GANDOLFI; LEITÃO FILHO; BEZERRA, 1995). As espécies deste grupo dependem de maior taxa luminosa para seu desenvolvimento (CHAZDON, 2008), e justamente a área incendiada apresentou maior abertura do dossel, favorecendo as espécies de início de sucessão. Porém, com o avanço da sucessão, as espécies pioneiras tendem a diminuir, como constatado por Numata et al. (2017). Os autores relatam que em áreas recentemente queimadas a ocorrência de espécies pioneiras é mais elevada, ao passo que em áreas onde o incêndio ocorreu há cinco anos, a densidade relativa de espécies pioneiras é cerca de 10% a menos.

A área incendiada apresentou cerca de 86% dos indivíduos com ( $DAP < 10\text{cm}$ ) e muitos indivíduos próximos ao limite de inclusão adotado neste estudo, indicando que esta área está em fase inicial de estabelecimento (SOUZA; SOUZA; MEIRANETO, 2012).

## 5.2 Regeneração Natural

A riqueza das famílias Myrtaceae, Rubiaceae, Lauraceae, Asteraceae e Solanaceae na área incendiada, são também, as famílias observadas com elevada riqueza em florestas tropicais de altitude (COLONETTI et al., 2009; SCHEER; MOCOCHINSKI, 2009; NASCIMENTO; GIULIETTI; QUEIROZ, 2010; LIMA et al., 2011). Além disso, são importantes para compor o estrato regenerante, pois a ocorrência destas famílias demonstra a resiliência da área avaliada diante de distúrbios (FRANCO et al., 2012).

Segundo Albuquerque et al. (2013), espécies da família Melastomataceae, principalmente do gênero *Miconia*, são capazes de colonizar clareiras ou áreas que sofreram algum tipo de degradação. Contudo, mesmo esta família apresentando alta abundância em estudo na Mata Atlântica (OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2000) e também na própria Serra do Valentim (ZORZANELLI, 2012), constatou-se apenas três espécies, bem como reduzido número de indivíduos na área queimada em relação às áreas de referência.

Para a área incendiada os gêneros *Psychotria* e *Solanum*, apresentaram maiores número de indivíduos e estão em concordância com os trabalhos de Amorim et al. (2009) e Lima et al. (2011) que foram realizados em Florestas Ombrófilas Montanas de domínio atlântico. Além destes, *Miconia*, *Eugenia*, *Ocotea* e *Myrcia* também tiveram boa representatividade na INC, e são comumente observados em florestas montanas (OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2000).

Em relação ao número total de espécies e indivíduos regenerantes em comparação ao último estudo, realizado há três anos por Teixeira (2017), constatou-se que não houve grandes diferenças na composição dos ecossistemas de referência em comparação ao presente estudo. No entanto, na regeneração natural via semente na área incendiada, apresentou maior número de espécies (17) e 282 indivíduos a mais do que relatado pela referida autora. Já para o mecanismo de rebrota da INC, contabilizou-se apenas 35 indivíduos a mais. A grande contribuição da regeneração via semente, pode estar associada à chuva de sementes e do banco de sementes do solo (SOUZA et al., 2017; CORREIA; MARTINS, 2015; VIEIRA, 1996), enquanto que o maior número de indivíduos rebrotantes, pode estar relacionado à constante queda das árvores mortas pela passagem do fogo.

Com base no índice de diversidade de Shannon  $H' = 3,86 \text{ nats.ind}^{-1}$  para área incendiada, pode-se dizer que a área possui alta diversidade, já que, para as áreas de Floresta Atlântica, observa-se que este índice costuma sofrer uma variação relativa desde 1,5 a 5,85 (KNIGHT, 1975; LIMA et al., 2012). Diversidade próxima a este estudo foi constatada por Silva et al. (2007), ao avaliar a regeneração natural em Floresta Ombrófila Densa. Todavia, mesmo se tratando de uma área perturbada pelo fogo, o índice de diversidade pode ser considerado alto em comparação a outros estudos envolvendo a regeneração natural em formações de Floresta Ombrófila Densa não antropizadas (OLIVEIRA et al., 2013; MOURA; MANTOVANI, 2017).

O valor médio do índice de equabilidade de Pielou ( $J' = 0,77$ ) demonstrou uniformidade na distribuição e baixa dominância de espécies entre as parcelas. O maior índice encontrado foi da área incendiada ( $J' = 0,80$ ). Souza et al. (2002), avaliaram a dinâmica da regeneração natural e constataram que os índices de diversidade e equabilidade podem oscilar, mas tendem a aumentar com o processo de sucessão. Este resultado reflete certa uniformidade da abundância de espécies, revelando que a INC é composta por poucas espécies dominantes.

Em relação ao mecanismo de rebrota, as famílias Myrtaceae e Rubiaceae, parecem ter potencial para este mecanismo, devido ao maior número de espécies amostradas na área queimada. Contudo, as informações a respeito da rebrota em florestas ombrófilas ainda são escassas, sendo mais comum observar essa característica em espécies do Cerrado (SCHMID et al., 2016; RIOS; SOUSA-SILVA; MALAQUIAS, 2018). No Cerrado, a Myrtaceae destaca-se entre as famílias mais importantes em estudos onde o potencial rebrotante das espécies pós-fogo foi avaliado (MEIRA JUNIOR et al., 2016). Outra família com grande potencial rebrotante é a Fabaceae (NEVES; CONCEIÇÃO, 2010), encontrada na INC com destaque no número de indivíduos.

A rebrota apresentou grande contribuição no estrato regenerante, visto que 25% das espécies rebrotantes são exclusivas deste mecanismo. Já em relação às áreas, a INC apresentou maior número de indivíduos regenerantes em relação aos ecossistemas, além disso, 45% dos indivíduos desta área pertencem a rebrota. O elevado número de indivíduos deste mecanismo pode estar diretamente associado à morte da parte aérea das plantas, devido à passagem do fogo, bem como da queda constante das árvores de grande porte mortas pelo incêndio. Essa contribuição da

rebrota é um importante mecanismo para o restabelecimento das florestas pós-incêndio (UHL et al., 1981; MARTINS et al., 2002; MELO; DURIGAN, 2010; CLARKE et al., 2013). Já o alto número de indivíduos deste mecanismo na REF2 em comparação ao REF1, pode ser, em parte, devido à exploração ilegal do palmito juçara, que ocasiona a quebra da parte aérea das plantas, fato que não ocorre na REF1.

Os gêneros de maior destaque da rebrota na INC foram *Baccharis*, *Eugenia* e *Solanum*, estes estão em conformidade com outros trabalhos em que a rebrota foi avaliada (REZENDE; SANQUETA FIGUEIREDO FILHO, 2005; MEIRA JUNIOR et al., 2016).

Contabilizou-se na área incendiada grande número de indivíduos e espécies pertencentes a rebrota de base em comparação às áreas de referência. Esse resultado demonstra que o incêndio pode ter sido de média ou alta intensidade, devido à grande abundância da rebrota de caule e base em relação à de raiz, visto que a posição do rebroto revela a severidade do ataque (VIEIRA, 2006). Essa dominância da rebrota de caule pode estar relacionada ao fato do fogo consumir toda parte aérea da planta, restando apenas pequenos tocos e/ou brotos subterrâneos que resistiram à passagem do fogo (CLARCK et al., 2013). A alta ocorrência da rebrota de caule e base também foi encontrada por Camargos et al. (2010), em floresta de domínio atlântico. Os autores constataram que cerca de 80% das espécies estabelecidas pós-fogo emitiram brotos com essas características. Outra hipótese de que o fogo tenha sido de média ou alta intensidade, é a baixa representatividade da rebrota de raiz, pois é possível que a destruição da parte aérea causada pelo incêndio, induza as atividades meristemáticas das gemas subterrâneas (MENEZES; ARAUJO, 2004). Isso porque, o solo pode ser um isolante térmico, protegendo os brotos subterrâneos (CLARCK et al., 2013).

O grande número de espécies e indivíduos iniciais (pioneiras + secundárias iniciais) na regeneração natural, como na comunidade adulta, sugere a predominância de uma população mais jovem na área incendiada (GANDOLFI; LEITÃO FILHO; BEZERRA, 1995). Já o elevado número de espécies secundárias tardias nos ecossistemas de referência indica uma população mais madura (NERY et al., 2013; FONSECA et al., 2017). Chazdon et al. (2007), reforçam que é importante observar se a regeneração natural das florestas está floristicamente similar às maduras ou se a composição permanece distinta. No presente estudo,

mesmo compartilhando algumas espécies, as áreas tendem a formar grupos distintos, pois as análises de DCA indicaram diferenças significativas entre as mesmas (ANOSIM  $r = 0,741$ ;  $p = 0,001$ ).

A análise de composição de espécies entre as áreas demonstra que algumas espécies desaparecem de acordo com o avanço da sucessão, principalmente as pioneiras, como demonstra a queda do número de indivíduos quando comparada a área INC com os ecossistemas. Segundo Tabarelli e Mantovani (1999), as espécies, com destaque para os gêneros *Baccharis*, *Vernonia*, *Senna* e *Dalbergia*, tendem a desaparecer, fornecendo espaço para espécies da família Myrtaceae e Lauraceae, em sua maioria, tolerantes a sombra. À medida que aumenta o tempo após o distúrbio a floresta tende a se tornar mais complexa com o avanço do processo sucessional, a partir da maior ocupação de novas espécies do grupo das secundárias e tardias em detrimento as pioneiras (SILVA et al., 2004; OLIVEIRA; ANDRADE; FELIX, 2006).

A Análise de Correspondência Distendida (DCA) para a regeneração natural gerou a formação de grupos distintos entre as áreas com baixos níveis de similaridade, contudo, as parcelas da área incendiada têm mais afinidade com a REF2, justamente onde a similaridade de Jaccard apresentou maiores valores em comparação a REF1. Segundo Xavier et al. (2011), a passagem do fogo em florestas ombrófilas implicam alterações qualitativas e quantitativas nas áreas, ocasionando diferenças na composição e distribuição das espécies entre os fragmentos.

Em relação à distribuição das espécies, as pioneiras e secundárias iniciais com maior abundância na INC estão mais concentradas próximas aos vetores abertura de dossel, pH, fósforo e potássio, variáveis características de ambientes pós-fogo (RAY; NEPSTAD; MOUTINHO, 2005; COUTO et al., 2006; POMIANOSKI; DEDECEK; VILCAHUAMAN, 2006). Essas alterações causadas pelo fogo nas florestas tornam-se um grande desafio para o restabelecimento das espécies neste novo e recém-formado habitat (LIEBSCH; MARQUES; GOLDENBERG, 2008).

*Miconia flammea*, *Myrcine lineata* e *Euterpe edulis* foram as espécies regenerantes que apresentaram forte correlação com as variáveis umidade do solo e sódio. *M. flammea* e *M. lineata* são espécies exclusivas da REF1 e *E. edulis* apresentou 43% a mais de indivíduos neste ambiente em relação a REF2, além disso, as duas variáveis ambientais apresentaram maiores valores em comparação a

REF2 e INC. Deste modo, a abundância destas espécies no ecossistema 1 certamente está relacionada à umidade do solo, tendo em vista que este fator ocorre em menor concentração na INC e na REF2, em função da face das duas áreas estar voltada para o sol da tarde, tornando o solo mais seco. Importante destacar que a menor umidade da INC em relação a REF2 está relacionada à descontinuidade do dossel da área queimada.

A alta ocorrência de espécies das famílias Melastomataceae e Myrtaceae é comum em áreas com umidade elevada (MAÇANEIRO; SEUBERT; SCHOR, 2016), o que justifica a interação da umidade com as espécies citadas anteriormente. *Euterpe edulis* também é comumente encontrada em maior abundância nesses ambientes. Essa palmeira necessita de muita umidade no solo e, para isso, uma adaptação morfológica foi a captação da água da chuva a fim de direcioná-la para as raízes e sobreviver em áreas mais secas (REIS, 1996; LORENZON; DIAS; TONELLO, 2015).

Espécies rebrotadoras normalmente são mais comuns em ambientes onde as queimadas são mais frequentes (KAGEYAMA et al., 2003). À vista disso, observou-se haver uma diferença discrepante do número de *Euterpe edulis* na INC. Uma explicação plausível é a passagem do fogo, fato este já abordado nesta pesquisa, além disso, a espécie não apresenta capacidade de rebrota (ANDRADE; PEREIRA, 1997), resultando na morte dos indivíduos após corte ou queima.

A família Rubiaceae foi uma das mais abundantes na regeneração natural em todas as áreas avaliadas, principalmente espécies do gênero *Psychotria*. Essa alta representatividade é comum no estrato regenerante, além disso, espécies deste gênero apresentam boa distribuição em gradientes altitudinais, sendo bem adaptadas a florestas montanas (ROCHA; AMORIM, 2012; ARELLANO; MACÍA, 2014). *Psychotria pleiocephala* obteve grande representatividade nas três áreas, aparentando ser uma espécie generalista.

O predomínio de espécies e indivíduos com dispersão zoocórica verificado na comunidade adulta e na regeneração natural para as três áreas, reflete uma das características marcantes das comunidades das florestas ombrófilas, pois essa fitofisionomia apresenta maior ocorrência desta síndrome (TABARELLI; MANTOVANI, 1999; MARTINS, 2007; OLIVEIRA et al., 2011; ARAUJO, 2016; ABREU, 2017). Contudo, a área incendiada apresentou maior número de espécies e indivíduos anemocóricos em comparação aos ecossistemas de referência. No

entanto, estudos conduzidos na Floresta Atlântica sugerem que as espécies regenerantes de arbustos e árvores autocóricas e anemocóricas são substituídas gradualmente por espécies zoocóricas, por meio do processo de regeneração da floresta (TABARELLI; PERES, 2002).

A regeneração natural, principalmente na área incendiada, demonstra uma recuperação satisfatória, mesmo após curto período de tempo desde o incêndio. Esse avanço no processo de sucessão pode estar associado às características da área, devido a maior altitude, radiação solar e a curta distância entre os fragmentos (SANTOS et al., 2019). Além disso, outro fator que pode estar contribuindo para o restabelecimento da regeneração natural da INC é chuva de sementes e o banco de sementes do solo (SOUZA et al., 2017; CORREIA; MARTINS, 2015; VIEIRA, 1996), visto o elevado número de espécies regenerantes via semente.

### 5.3 Banco de Sementes

O banco de sementes do solo apresentou valores próximos ao estudo realizado por Teixeira (2017), na mesma área. A autora constatou 134 espécies nos ecossistemas de referência e 86 espécies na área queimada. Ao passo que, contabilizou-se, neste estudo, 127 espécies nos ecossistemas e 84 na INC. Em comparação ao número de indivíduos, foram amostrados cerca de 600 indivíduos a mais nas três áreas, e 36% a mais na área incendiada, principalmente espécies arbóreas, dentre elas a *Freziera atlantica*, *Pleroma fissinervia* e *Solanum cinnamomeum*. Essa discrepância pode estar associada à fenologia das espécies, dispersão e à presença de agentes dispersores (CAMPOS et al., 2009), bem como a contribuição dos diásporos dos fragmentos circunvizinhos e da própria área queimada, que estão contribuindo para a recomposição do banco de sementes do solo.

Um fator que pode ocasionar a variação na densidade de sementes no solo é a sazonalidade (GROMBONE-GUARATINI; RODRIGUES, 2002). Ressalta-se que a sazonalidade não é uma característica marcante da Floresta Ombrófila Densa. Porém, os resultados demonstraram diferenças significativas no aporte de propágulos germinados entre as estações chuvosa (BSC) e seca (BSS), de tal forma que o BSC foi o mais abundante. A alta diferença entre as estações também foi

constatada por Abreu (2017), em uma fitofisionomia de Floresta Ombrófila Densa no Parque Nacional do Caparaó. Maior riqueza e densidade de sementes na estação chuvosa, também foram observadas por Perini, Dias e Kunz (2019), na chuva de sementes no Parque do Caparaó. Segundo Castillo e Stevenson (2010), a discrepância entre o número de propágulos durante as estações pode ser influenciada pela produção de frutos e sementes. No entanto, a atividade reprodutiva das florestas tropicais costuma ser entre os meses de setembro e março (MORELLATO et al., 2000), justamente os meses da estação chuvosa deste estudo.

Observa-se, nas três áreas avaliadas, uma forte dominância de espécies germinantes no banco de sementes, visto que, cerca de 40% das espécies com maior abundância estão concentradas nas primeiras 12 espécies. Para o índice de diversidade a REF1 apresentou  $H' = 2,85 \text{ nats.ind}^{-1}$ , REF2  $H' = 3,04 \text{ nats.ind}^{-1}$  e INC  $H' 2,90 \text{ nats.ind}^{-1}$ , podendo-se aferir que as áreas possuem considerável diversidade de propágulos presentes no solo. Enquanto a equabilidade de Pielou oscilou entre 0,66 e 0,70, demonstrando que o banco de sementes da comunidade concentra grande número de indivíduos de algumas espécies. Valores próximos foram encontrados por Caldato et al. (1996) ( $J' = 0,63$ ), em fragmento de Floresta Ombrófila e por ABREU (2017) ( $J' = 0,75$ ) em uma Floresta Ombrófila Densa local.

Considerando todos os fragmentos, a síndrome de dispersão mais importante para o banco de sementes foi anemocórica, onde cerca de 62% das espécies classificadas pertencem a esta síndrome. Importante destacar que é comum observar o predomínio da síndrome zoocórica em formações de domínio atlântico (MARTINS et al., 2007; OLIVEIRA et al., 2011; ABREU, 2017; SOUZA; RODRIGUES; JOLY, 2017). Contudo, a área incendiada também apresentou elevado número espécies anemocóricas, devido, principalmente, à abundância de espécies da família Asteraceae, pois, em sua maioria, pertencem a esta síndrome (SPINA; FERREIRA LEITÃO FILHO, 2001; LIEBSCH; ACRA, 2007).

A família Asteraceae é comumente encontrada em estudos do banco de sementes do solo (LOPES et al., 2006; KUNZ; MARTINS, 2016), como foi observada também neste estudo, principalmente na área queimada. A elevada ocorrência de espécies da família Asteraceae no banco de sementes pode ser um bom indicativo do potencial regenerante das florestas, visto a facilidade de colonização da maioria das espécies (VENN et al., 2012; MANGELSDORFF et al., 2012). Além disso, as



espécies desta família possuem um importante papel ecológico no acúmulo de matéria orgânica (BECHARA et al., 2007).

Com relação ao grupo ecológico, de modo geral o banco de sementes apresentou baixa ocorrência de espécies tardias em todas as áreas, isso porque essas espécies tendem a formar o banco de plântulas (SOUZA et al., 2006). Já a elevada proporção de espécies pioneiras é comum em estudos com banco de sementes, principalmente em florestas pós-incêndio (LINERA; MOHENO; BARRERA, 2016; NUMATA et al., 2017). Espécies pioneiras costumam formar o banco de sementes persistentes (GRONBONE-GUARATINI; RODRIGUES, 2002; PLUE; COUSINS, 2013), e contribuem positivamente para o início do processo de sucessão ecológica (FRANCO et al., 2012; OLIVEIRA et al., 2018). Além disso, as espécies pioneiras são substituídas gradativamente no processo de sucessão, sendo esta sequência conduzida pelos ciclos de vida de cada espécie (MATTHES; MARTINS, 1996).

Um exemplo é a *Cecropia hololeuca*, que esteve presente no banco de sementes de todas as áreas. Esta espécie também obteve alta abundância no banco de sementes do solo no trabalho de Franco et al. (2012) e Teixeira (2017). Cumpre esclarecer que, na regeneração natural, mensurou-se apenas na INC, devido possivelmente ao seu caráter pioneiro e maior abertura de dossel, favorecendo seu desenvolvimento. Já nos ecossistemas de referência, a luminosidade incidente no sub-bosque é reduzida, impossibilitando seu desenvolvimento na regeneração, permanecendo estocadas apenas no banco de sementes.

Os ecossistemas de referência apresentaram 31% e a área incendiada 40% a mais na densidade de sementes por m<sup>2</sup> em comparação ao último estudo realizado há três anos por Teixeira (2017). Pode-se observar, no presente estudo, que houve um avanço na composição de espécies, principalmente na área queimada, onde não houve diferença significativa na densidade de sementes em relação aos ecossistemas de referência. Diferente do que foi observado no estudo de Melo, Durigan e Gorenstein, (2007) e, Alvino-Rayol e Rayol (2019), onde os autores constataram menor densidade de sementes presentes no banco de sementes do solo pós-incêndio.

O banco de sementes obteve duas lianas dominantes, *Emmeorrhiza umbellata* na REF1 e INC, e *Mikania* cf. *cordifolia* na REF2. Segundo Pereira, Alvarenga e Botelho (2010), o banco de sementes do solo geralmente é formado em grande

maioria por espécies fotoblásticas positivas, devido, principalmente, à homogeneização das amostras. Isso faz com que as sementes que estavam nas camadas mais profundas fiquem expostas a maior luminosidade favorecendo, assim, sua germinação. Isso também explica o elevado número de indivíduos herbáceos e espécies de início de sucessão em todas as áreas.

Com relação às análises multivariadas, o dendrograma obtido pela Análise de Correspondência Distendida (DCA) demonstrou a formação de grupos, principalmente entre a REF1 e REF2. Já a área incendiada apresentou maior similaridade florística com os ecossistemas de referência. Contudo, as parcelas da INC, que ficaram mais afastadas no dendrograma correspondem às parcelas que obtiveram menor número de indivíduos germinados e menor similaridade florística com as demais. Além disso, o banco de sementes da INC é formado, principalmente, por espécies arbustivas e arbóreas, oposto ao estudo de Teixeira (2017) onde o banco de sementes coletado na mesma área deste estudo, apresentou, em sua maioria, lianas e herbáceas. Isso demonstra que, após cinco anos do incêndio, o banco de sementes da área incendiada apresenta recuperação satisfatória e grande contribuição de sementes dos ecossistemas ao entorno.

A análise de correspondência canônica (CCA) demonstrou que as espécies herbáceas como a *Emilia sonchifolia*, *Baccharis* sp1 e Asteraceae sp1 estão mais correlacionadas com os eixos abertura de dossel, pH e fósforo, variáveis características da área incendiada. Segundo Avalos e Mulkey (1999), as espécies deste grupo necessitam de maior luminosidade para seu desenvolvimento, o que pode explicar o maior número de indivíduos dessas espécies na INC. Já para a REF1, as espécies *Freziera atlântica*, *Coccocypselum lanceolatum* e Rosaceae sp estão mais correlacionadas com a umidade do solo. Essas espécies foram mais abundantes neste ecossistema, onde justamente, apresentou maior umidade do solo.

Destaca-se a ocorrência de *F. atlântica*, uma das espécies arbóreas com maior abundância e frequência nas três áreas avaliadas. Ressalta-se que, informações desta espécie ainda são escassas, devido a sua descoberta ainda ser recente (ZORZANELLI et al., 2016). Acredita-se que seja uma espécie pioneira e sua característica seja fazer parte do banco de sementes persistentes, tendo em vista a abundância nas duas estações neste levantamento, e, no trabalho de Teixeira (2017). Outro fator intrigante é a não ocorrência dessa espécie no estrato

regenerante, nem mesmo na área incendiada, local onde obteve maior concentração de espécies pioneiras. Esta espécie também não foi encontrada no estrato regenerante no Parque Nacional do Caparaó (ABREU, 2017), porém, o autor também constatou a ocorrência da espécie no banco de sementes do solo.

## 6. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos permitem concluir que a área incendiada pouco se assemelha aos ecossistemas de referência em relação às espécies e algumas variáveis ambientais. Contudo, a área incendiada está em processo de sucessão e apresenta avanços na composição de espécies, haja vista, o incremento de espécies na comunidade adulta e a maior representatividade de espécies no estrato regenerante.

Apesar de a passagem do incêndio ter ocorrido há cinco anos, o estoque de sementes viáveis no solo está semelhante aos ecossistemas de referência, sendo composto, principalmente, por espécies de início de sucessão, indicando a capacidade de resiliência pós-distúrbio.

A rebrota, mesmo não sendo uma característica marcante das florestas tropicais úmidas, proporcionou considerável contribuição para a recuperação da área incendiada.

A dissimilaridade florística entre as áreas evidencia que as espécies possuem algumas preferências ambientais, tendo em vista a diferença das variáveis, bem como diante de que algumas espécies possuem ocorrência restrita em algumas áreas. A abertura de dossel e a qualidade do solo foram as variáveis mais preditoras na distribuição das espécies ao longo das áreas.

Contudo, a ocorrência frequente de incêndios em maiores escalas pode afetar severamente a composição dos fragmentos, bem como ocasionar alterações no banco de sementes do solo, além de favorecer espécies com capacidade de rebrota em detrimento das demais.

## 7. REFERÊNCIAS

ABREU, V. S. **Regeneração natural e banco de sementes do solo em um gradiente altitudinal de Floresta Ombrófila Densa**. 2017. 125 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2017.

ALBUQUERQUE, L. B. et al. Espécies de Melastomataceae Juss. com potencial para restauração ecológica de mata ripária no Cerrado. **Polibotânica**, n. 35, p. 1-19, 2013.

ALMEIDA, F. S., GOMES, D. S., QUEIROZ, J. M. DE. Estratégias para a conservação da diversidade biológica em florestas fragmentadas. **Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais**, v. 7, n. 2, p. 368-382, 2011.

ALVINO-RAYOL, F. O.; RAYOL, B. P. Efeito do fogo no banco de sementes do solo de sistemas agroflorestais, Pará, Brasil, **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 18, n. 4, 2019.

AMORIM, A. M.; JARDIM, J. G.; LOPES, M. M. M.; FIASCHI, P.; XAVIER, R. A.; PERDIZ, R. O.; THOMAS, W. W.. Angiospermas em remanescentes de Floresta Montana no sul da Bahia, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p.313-348, 2009.

ANDRADE, A. C. S. A.; PEREIRA, T. P. Comportamento de armazenamento de sementes de palmitero (*Euterpe edulis* Mart.). **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 32, n. 10, p. 937-99 1997.

ANDRADE, L. A. Z. de., MIRANDA, H. S. The dynamics of the soil seed bank after a fire event in a woody savanna in central Brazil. **Plant Ecology**, v. 215, n. 10, p. 1199–1209, 2014.

ARAÚJO, E. A. **Estrutura, composição florística e relação vegetação-ambiente em Floresta Ombrófila Densa no Parque Nacional do Caparaó, Espírito Santo**.

2016. 129 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2016.

ARAÚJO, E. A.; KUNZ, S. H.; DIAS, H. M.; CARRIJOS, T. T.; ZORZANELLI, J. P. F. Incentários florísticos na região do Caparaó Capixaba revelam novos registros para a flora do Espírito Santo. **Rodrigésia**, v. 69, n. 4, p. 1953-1963. 2018.

ARAUJO, H. J. B., OLIVEIRA, L. C., VASCONCELOS, S. S., CORREIA, M. F. Danos provocados pelo fogo sobre a vegetação natural em uma floresta primária no estado do acre, Amazônia brasileira. **Ciência Florestal, Santa Maria**, v. 23, n. 2, p. 297-308, 2013.

ARAUJO, M. M., LONGHI, S. J., BARROS, P. L. C. DE., BRENA, D. A. Caracterização da chuva de sementes, banco de sementes do solo e banco de plântulas em Floresta Estacional Decidual ripária Cachoeira do Sul, RS, Brasil. **Scientia Forestalis**, n. 66, p. 128-141, 2004.

ARELLANO, G.; MACÍA, M. J. Local and regional dominance of woody plants along an elevational gradient in a tropical montane forest of northwestern Bolivia. **Plant Ecology**, v. 215, n. 1, p. 39-54, 2014.

ARRUDA, F. V., SOUSA, D. G., TERESA, F. B., PRADO, V. H. M., CUNHA, H. F., IZZO, T. J. Trends and gaps of the scientific literature about the effects of fire on Brazilian Cerrado. **Biota Neotropica**. V. 18, n. 1, 2018.

AVALOS, G.; MULKEY, S. S. Photosynthetic acclimation of the liana *Stigmaphyllon lindenianum* to light changes in a tropical dry forest canopy. **Oecologia**, v. 120, n. 4, p. 475-484, 1999.

BAIDER, C., TABARELLI, M., MANTOVANI, W. O banco de sementes de um trecho de florestas atlântica montana (São Paulo, Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, p. 319-328, 1999.

BALDECK, C. A. et al. Soil resources and topography shape local tree community structure in tropical forests. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 280, n. 1753, p. 1-7, 2013.

BARBOSA, R.I.; FEARNside, P.M. Incêndios na Amazônia brasileira: estimativa da emissão de gases do efeito estufa pela queima de diferentes ecossistemas de Roraima na passagem do evento “El Niño” (1997/98). **Acta Amazonica**, v. 29, n. 4, p. 513–534, 1999.

BECHARA, F. C. et al. Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras de biodiversidade. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, p. 9-11, 2007.

BRAGA, A. J. T.; GRIFFITH, J. J., PAIVA, H. N., MEIRA NETO, J. A. A. Composição do banco de sementes de uma floresta semidecidual secundária considerando seu potencial de uso para recuperação ambiental. **Revista Árvore**, v. 32, n. 6, p. 1089-1098, 2008.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H.; VON ENDE, C. N.. **Field and laboratory methods for general ecology**. 4.ed. New York: McGraw-Hill, 1998.

BUHLER, D. D., MAXWELL, B. D. Seed Separation and Enumeration from Soil Using K2C03-Centrifugation and Image Analysis. **Weed Science**, v. 41, p. 298-302, 1993.

CALDATO, S. L., FLOSS, P. A., CROCE, D. M., LONGHI, S. J. Estudo da regeneração natural, banco de sementes e chuva de sementes na reserva genética florestal de Caçador, SC. **Ciência Florestal**, v. 6, n. 1, p. 27-38, 1996.

CAMARGOS, V. L. de.; MARTINS, S. V.; RIBEIRO, A. G.; CARMO, F. M. S.; SILVA, A. F. da. Avaliação do impacto do fogo no estrato de regeneração em um trecho de Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 34, n. 6, 2010.

CAMPOS, E. P.; et al. Chuva de sementes em Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botanica Basilica**. v. 23, n. 2, p. 451-458, 2009.

CARVALHO, A. L. **Regeneração natural de uma área manejada na floresta estadual do Antimary, estado do Acre**. 2017. 80 f. Tese (Doutorado em Ciências de Florestas Tropicais) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2017.

CARVALHO, L. M. T de., FONTES, M. A. L., OLIVEIRA-FILHO, A. T. Tree species distribution in canopy gaps and mature forest in an area of cloud forest of the Ibitipoca Range, south-eastern Brazil. **PlantEcology**, v. 149, p. 9-22, 2000.

CASTILLO, L. S.; STEVENSON, P. R. Relative importance of seed-bank and post-disturbance seed dispersal on early gap regeneration in a Colombian Amazon Forest. **Biotropica**, v. 42, n. 4, p. 488-492. 2010.

CASTRO, F. DA S. et al. Uso De Imagens De Radar Na Espacialização Da Temperatura Do Ar. **Idesia (Arica)**, v. 28, n. 3, p. 69–79, 2010.

CHASE, M. W. et al. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1–20, 2016.

CHAZDON, R. L. Chance and determinism in tropical forest succession. In: CARSON, W. P.; SCHNITZER, S. A. (Ed.). **Tropical forest community ecology**. Chichester: Blackwell, 536 p, 2008.

CHAZDON, R. L. **Renascimento de florestas regeneração na era do desmatamento**. 1º. Ed. São Paulo: Oficina de Textos, 432 p. 2016.

CHAZDON, R. L.; LETCHER, S. G.; VAN BREUGEL, M.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.; FINEGAN, B. Rates of change in tree communities of secondary neotropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, v. 362, p. 273 - 289, 2007.



CHAZDON, R. L.; PERES, C. A.; DENT, D.; SHEIL, D.; LUGO, A. E.; LAMB, D.; STORK, N. E.; MILLER, S. E. The potential for species conservation in tropical secondary forests. **Conservation Biology**, v. 23, n. 6, p. 1406-1417, 2009.

CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat., Belém.** v. 7, n. 3, p. 195-218, 2012.

CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian journal of ecology**, v. 18, n. 1988, p. 117–143, 1993.

CLARKE, P. J., LAWES, M. J., MIDGLEY, J. J., LAMONT, B. B., OJEDA, F., BURROWS, G. E., ENRIGHT, N. J., KNOX, K. J. E. Resprouting as a key functional trait: how buds, protection and resources drive persistence after fire. **New Phytologist**, v. 197, n. 1, p. 19-35, 2013.

COLONETTI, S.; CITADINI-ZANETTE, V.; MARTINS, R.; SANTOS, R.; ROCHA, E.; JARENKOW, J. A. Florística e estrutura fitossociológica em floresta ombrófila densa submontana na barragem do rio São Bento, Siderópolis, Estado de Santa Catarina. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 31, n. 4, p. 397-405, 2009.

CORREIA, G. G. DE S.; MARTINS, S. V. Banco de sementes do solo de floresta restaurada, Reserva Natural Vale, ES. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 1, p. 79–87, 2015.

COSTA, J. R., FONTES, J. R. A., MORAIS, R. R. DE. **Banco de sementes do solo em áreas naturais e cultivos agrícolas**. Manaus: Embrapa Amazônia Ocidental, 35 f. 2013.

COUTO, E. G., CHIG, L. A., DA CHUNHA, C. N., LOUREIRO, M. F. **Estudo sobre o impacto do fogo na disponibilidade de nutrientes, no banco de sementes e na biota de solos da RPPN SESC Pantanal**. Rio de Janeiro: SESC, 56 p. 2006.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMPRAPA. **Manual de métodos de análise de solos**. 2.ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011.

ENGEL, V. L., PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y. et al. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, p.1-26, 2008.

FARRIS-LOPEZ, K., DENSLOW, J. S., MOSER, B., PASSMORE, H. Influence of a common palm, *Oenocarpusmapora*, on seedling establishment in a tropical moist forest in Panama. **Journal of Tropical Ecology**, v. 20, n. 4, p. 429-438, 2004.

FEARNSIDE, P. M. Desmatamento na Amazônia brasileira, história, índices e consequências. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 113-122, 2005.

FEARNSIDE, P. M. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta Amazonica**, v. 3, n. 36, p. 395-400, 2006.

FELFILI, J. M. et al. Análise multivariada: princípios e métodos em estudos de vegetação. In: FELFILI, J. M.; EISENLOHR, P. V. et al. (Ed.). **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos**. Viçosa: Ed. UFV, 2011. 556 p.

FERNANDES, L. F.; MANTOVANI, E. C.; BONFIM NETO, H.; NUNES, V. V. Efeitos de variáveis ambientais, irrigação e vespas predadoras sobre *Leucoptera coffeella* (Guérin-Ménéville) (Lepidoptera: Lyonetiidae) no cafeeiro. **Neotropical Entomology**, v. 38, n. 3, p. 410-417, 2009.

FERREIRA JÚNIOR, E. V.; SOARES, T. S.; COSTA, M. F. F.; SILVA, V. S. M. Composição, diversidade e similaridade florística de uma floresta tropical semidecídua submontana em Marcelândia - MT. **Acta Amazonica**, v. 28, n. 4, p. 673-680, 2008.

FLORA DO BRASIL 2020 - INSTITUTO JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO. **Flora do Brasil 2020 em construção**. Disponível em: <<http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/PrincipalUC/PrincipalUC.do?lingua=pt>>. Acesso em: 18 nov. 2019.

FONSECA, D. A., BACKES, A. R., ROSENFELD, M. F., OVERBECK, G. E., MÜLLER, S. C. Avaliação da regeneração natural em área de restauração ecológica e mata ciliar de referência. **Ciência Florestal Santa Maria**, v. 27, n. 2, p. 521-534, 2017.

FRANCO, B. K. S.; MARTINS, S. V.; FARIA, P. C. L.; RIBEIRO, G. A. Densidade e composição florística do banco de sementes de um trecho de floresta estacional semidecidual no campus da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 36, n. 3, p. 423-432, 2012.

GANDARA, F. B., KAGEYAMA, P. Y. Indicadores de sustentabilidade de florestas naturais. **IPEF**, v. 12, n. 31, p. 79-84, 1998.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H. F.; BEZERRA, C. L. F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila emidecidual no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, n. 4, p. 753-767, 1995.

GILL, A. M.; BRADSTOCK, R. A. A national register for the fire responses of plant species. **Cunninghamia**, v. 2, n. 4, p. 654-660, 1992.

GRONBONE-GUARATINI, M. T., RODRIGUES, R. R. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, p. 759-774, 2002.

GUEDES-BRUNI, R. R.; SILVA NETO, S. J.; MORIM, M. P.; MANTOVANI, W. Composição florística e estrutura de trecho de Floresta Ombrófila Densa Atlântica aluvial na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, v. 57, n. 3, p. 413-428, 2006.

HAMMER, E. C.; BALOGH-BRUNSTAD, Z.; JAKOBSEN, I.; OLSSON, P. A.; STIPP, S. L. S.; RILLIG, M. C. A mycorrhizal fungus grows on biochar and captures phosphorus from its surfaces. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 77, p. 252-260, 2014.

HAMMER, O.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, 2001.

HANSEN, M. C., et al. High-resolution global maps of 21<sup>st</sup>-century forest cover change. **Science**, v. 342, p. 850-853, 2013.

HENNENBERG, K. J., FISCHER, F., KOUADIO, K., GOETZE, D., ORTHMANN, B., LINSENMAIR, K. E., POREMBSKI, S. Phytomass and fire occurrence along forest–savanna transects in the Comoé National Park, Ivory Coast. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, n. 3, p. 303–311, 2006.

HOFFMANN, W. A., MOREIRA, A. G. The Role of Fire in Population Dynamics of Woody Plants. In: OLIVEIRA, P. S., MARQUIS, R. J. **The cerrados of Brazil**. New York: Columbia University Press, p. 159-177. 2002.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. **Monitoramento de queimadas e incêndios**. Disponível em: <[http://www.inpe.br/queimadas/portal/estatistica\\_estados](http://www.inpe.br/queimadas/portal/estatistica_estados)>. Acesso em: 10 ago. 2018.

JABOT, B. DE D. DA F. B. **JBRJ - Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em: <<http://jabot.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 20 nov. 2019.

JENNINGS, S. B., BROWN, N. D., SHEIL, D. Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. **Forestry**, v. 72, n. 1, 1999.

JOLY, C. A. et al. Florística e fitossociologia em parcelas permanentes da Mata Atlântica do sudeste do Brasil ao longo de um gradiente altitudinal. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 1, p. 123-245, 2012.

JOLY, C. A., METZGER, J. P., & TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459-473. 2014.

KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L. E.; GANDARA, F. B. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. 2003.

KENNARD, D. K., GOULD, K., PUTZ, F. E., FREDERICKSEN, T. S., MORALES, F. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**. v. 162, p. 197-208, 2002.

KLINK, C. A., MACHADO, R. B. A conservação do cerrado brasileiro. **Megadiversidade**. v. 1, n. 1, p. 147-155, 2005.

KNIGHT, D. H. A phytosociological analysis of species-rich tropical forest on Barro Colorado Island, Panama. **Ecological Monographs**, v. 45, n. 3, p. 259-284, 1975.

KUNZ, S. H., MARTINS, S. V. Soil seed bank in seasonal semideciduous forest and abandoned pasture. **Revista Árvore**, v. 40, n. 6, p. 991–1001, dez. 2016.

LACERDA, A.L.S. **Banco de sementes de plantas daninhas**. 2007. Artigo em Hypertexto. Disponível em:  
<[http://www.infobibos.com/Artigos/2007\\_1/plantas\\_daninhas/index.htm](http://www.infobibos.com/Artigos/2007_1/plantas_daninhas/index.htm)>.  
Acesso em: 08/10/2018.

LAWES, M. J.; CLARCKE, P. J. Ecology of plant resprouting: populations to community responses in fire-prone ecosystems. **Plant Ecology**, v. 212, n. 12, p. 1937-1943, 2011.

LAWRENCE, D., VANDECAR, K. Effects of tropical deforestation on climate and agriculture. **Nature Climate Change**, v. 5, n. 1, p. 27–36, 2015.

LEYSER, G.; ZANIN, E. M.; BUDKE, J. C.; MELO, M. A.; HENKE-OLIVEIRA, C. Regeneração de espécies arbóreas e relações com componente adulto em uma

floresta estacional no vale do rio Uruguai, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 1, p. 74-83, 2012.

LIEBSCH, D.; ACRA, L. A. Síndrome de dispersão de diásporos de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Tijucas do Sul, PR. **Revista Acadêmica**, v. 5, n. 2, p. 167-175, 2007.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, v. 141, n. 6, p. 1717–1725, 2008.

LIMA, J. O. S. **Aplicação de quatro métodos indiretos na medição de densidade de dossel em fragmento de mata nativa, recuperada e floresta de *Eucalyptusurophylla* (S.T. Blake)**. 2016. 71 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Recursos Florestais, Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2016.

LIMA, M. E. L.; CORDEIRO, I.; MORENO P. R. H. Estrutura do componente arbóreo em Floresta Ombrófila Densa Montana no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba (PNMNP), Santo André, SP, Brasil. **Hoehnea**, v. 38, n. 1, p. 73-96, 2011.

LINERA, G. W.; MOHENO, M. B.; BARRERA, F. L. Tropical cloud forest recovery: the role of seed banks in pastures dominated by an exotic grass. **New Forests**, v. 47, n. 3, p. 481-496, 2016.

LIU, H., GAO, C., WANG, G. Understand the resilience and regime shift of the wetland ecosystem after human disturbances. **Science of The Total Environment**, v. 643, p. 1031-1040, 2018.

LOPES, K. P., SOUZA, V. C., ANDRADE, L. A., DORNELAS, G. V., BRUNO, R. L. A. Estudo do banco de sementes em povoamentos florestais puros e em uma

capoeira de Floresta Ombrófila Aberta, no município de Areia, PB, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, v. 20, n. 1, p. 105-113, 2006.

LÓPEZ, R. P. Soil seed bank in the semi-arid Prepuna of Bolivia. **Plant Ecology**, v.168, n. 1, p. 85-92, 2003.

LORENZON, A. S.; DIAS, H. C. T.; TONELLO, K. C. Escoamento da água da chuva pelo tronco das árvores em uma Floresta Estacional Semidecidual. **Revista Árvore**, v. 39, n. 3, p. 423-430, 2015.

MAÇANEIRO, J. P. de.; SEUBERT, R. C.; SCHORN, L. A. Variações na composição e estrutura da vegetação permitem detectar agrupamentos florísticos em uma Floresta Subtropical Atlântica no Sul do Brasil?. **Biotemas**, v. 29, n. 4, p. 43-58, 2016.

MANGELSDORFF, R.; PIEPENBRING, M.; PERDOMO-SÁNCHEZ, O. Correlation of diversity of rust fungi and their host plants with disturbance and conservation of vegetation in western Panama. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, n. 9, p. 2323-2339, 2012.

MAROD, D., KUTINTARA, U., TANAKA, H., NAKASHIZUKA, T. The effects of drought and fire on seed and seedling dynamics in a tropical seasonal forest in Thailand. **Plant Ecology**, v. 161, p. 41-57, 2002.

MARRINAN, M.J.; EDWARDS, W.; LANDSBERG, J. Resprouting of saplings following a tropical rainforest fire in north-east Queensland, Australia. **Austral Ecology**, n. 30, p. 817-826, 2005.

MARTINEZ-GARZA, C.; GONZALEZ-MONTAGUT, R. Seed rain from forest fragments into tropical pastures in losTuxlas, Mexico. **Plant Ecology**, v. 145, p. 255–265, 1999.

- MARTÍNEZ-GARZA, C.; GONZÁLEZ-MONTAGUT, R. Seed rain of fleshy-fruited species in tropical pastures in Los Tuxtlas, Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, n. 3, p. 457–462, 26, 2002.
- MARTINS, A. M., ENGEL, V. L. Soil seed banks in tropical forest fragments with diferente disturbance histories in southeastern Brazil. **Ecological Engineering**, n. 31, p. 165-174. 2007.
- MARTINS, M.; ZANZINI, A. C. S.; SANTIAGO, W. T. V. Síndromes de dispersão em Formações Florestais do Bioma Cerrado no Estado do Tocantins. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, p. 807-809, 2007.
- MARTINS, S. B.; ALMEIDA, D. P. de.; FERNANDES, L. V.; RIBEIRO, T. M. Banco de sementes como indicador de restauração de uma área degradada por mineração de caulim em Brás Pires, MG. **Revista Árvore**, v. 32, n. 6, p. 1081-1088, 2008.
- MARTINS, S. V., RIBEIRO, G. A., SILVA JUNIOR, W. M., NAPPO, M. E. Regeneração pós-fogo em um fragmento de floresta estacional Semidecidual no município de Viçosa, MG. **Ciência Florestal Santa Maria**, v. 12, n. 1, p. 11-19, 2002.
- MATOS, D. M. S.; BOVI, M.L.A. Understanding the threats to biological diversity in southeastern Brazil. **Biodiversity and Conservation** v. 11, n. 10, p. 1747-1758, 2002.
- MATTHES, L. A.; MATINS, F. R. Conseitos em Sucessão Ecológica. **Revista Brasileira de Horticultura Ornamental**, v. 2, n. 2, p. 19-32, 1996.
- MAZA-VILLALOBOS, S., LEMUS-HERRERA, C., MARTÍNEZ-RAMOS, M. Successional trends in soil seed banks of abandoned pastures of a Neotropical dry region. **Journal of Tropical Ecology**, v. 27, n. 1, 35-49, 2011.
- MCDOWELL, N., et al. Drivers and mechanisms of tree mortality in moist tropical forests. **New Forests**, v. 219, n. 3, p. 851-869, 2018.



MEDEIROS, M. B., FIEDLER, N. C. Incêndios florestais no parque nacional da serra da canastra: desafios para a conservação da biodiversidade. **Ciência Florestal, Santa Maria**, v. 14, n. 2, p. 157-168. 2003.

MEIRA JUNIOR, M. S. de.; PEREIRA, I. M.; MACHADO, E. L. M.; MOTA, S. L. L.; RIBEIRO, P. S. S. P.; OTONI, T. J. O. Impacto do Fogo em Campo Sujo no Parque Estadual do Biribiri, Minas Gerais, Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 24, p. 1-9, 2016.

MELO, A. C. G DE., DURIGAN, G. Impacto do fogo e dinâmica da regeneração da comunidade vegetal em borda de Floresta Estacional Semidecidual (Gália, SP, Brasil). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 33, n. 1, p. 37-50, 2010.

MELO, A. C. G DE., DURIGAN, G., GORENSTEIN, M R. Efeito do fogo sobre o banco de sementes em faixa de borda de Floresta Estacional Semidecidual, SP, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 21, n. 4, p. 927-934, 2007.

MEZEZES, L. F. T.; ARAUJO, D. S. D. de.; Regeneração e riqueza da formação arbustiva de Palmae em uma cronoseqüência pós-fogo na Restinga da Marambaia, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 18, n. 4, p. 771-780, 2004.

MIRANDA, H. S., BUSTAMENTE, M. M. C., MIRANDA, A. C. The fire fator. In: OLIVEIRA, P. S., MARQUIS, R. J. **The cerrados of Brazil**. New York: Columbia University Press, p. 51-68.2002.

MORAES, D. S. L.; JORDÃO, B. Q. Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. **Revista Saúde Pública**, São Paulo, p. 370-374, 2002.

MORELLATO, L. P. C.; TALORA, D. C.; TAKAHASI, A.; BENCKE, C. C.; ROMERA, E. C.; ZIPPARRO, V. B. Phenology of atlantic rain forest trees: a comparative study. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 811-823, 2000.

MORENO, C. E..**Métodos para medir labiodiversidad**. v.1. Zaragoza: M&T – Manuales y Tesis SEA, 2001.

MOURA, C.; MANTOVANI, W. Regeneração natural da Floresta Ombrófila Densa após oito anos de abandono de atividades agrícolas em Miracatu, SP. **Revista do Instituto Florestal**, v. 29, n. 1, p. 91-119, 2017.

MYERS, N. Tropical forests: Present status and future outlook. **ClimaticChange**, v. 19, p. 3-32, 1991.

NASCIMENTO, F. H. S.; GIULIETTI, A. M.; QUEIROZ, L. P. Diversidade arbórea das florestas alto montanas no Sul da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 24, n. 3, p. 674-685, 2010.

NERY, E. R. A., SARAIVA, C. S., CRUZ, L. M. S., SOUZA, M. M. O. R., GOMES, F. S., EL-HANI, C. N., MARIANO-NETO, E. O conceito de restauração na literatura científica e na legislação brasileira. **Revista Caititu**, n. 1, p. 43-56, 2013.

NEVES, S. P. S.; CONCEIÇÃO, A. A. Campo rupestre recém-queimado na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: plantas de rebrota e sementes, com espécies endêmicas na rocha. **Acta Botanica Brasilica**, v. 24, n. 3, p. 697-707, 2010.

NUMATA, I., SILVA, S. S., COCHRANE, M. A., DE OLIVEIRA, M. V. N. Corrigendum to "Fire and edge effects in a fragmented tropical forest landscape in the southwestern Amazon". **Forest Ecology and Management**, v. 427, n. 457, p. 135-146, 2017.

OLIVEIRA FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forest in southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 793-810, 2000.

OLIVEIRA, F. X. de.; ANDRADE, L. A. de.; FÉLIX, L. P. Comparações florísticas e estruturais entre comunidades de Floresta Ombrófila Aberta com diferentes idades, no município de Areia. **Acta Botanica Brasilica**. V. 20, n.4, 2006.

OLIVEIRA, L. S. B. et al. Fitossociologia da regeneração natural de uma Floresta Ombrófila Densa em Moreno, Pernambuco, Brasil. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 8, n. 1, p. 119-124, 2013.

OLIVEIRA, L. S. B. et al. Florística, classificação sucessional e síndromes de dispersão em um remanescente de Floresta Atlântica, Moreno-PE. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 6, n. 3, p. 502-507, 2011.

OLIVEIRA, T. J. F.; BARROSO, D. G.; ANDRADE, A. G.; FREITAS, I. L. J.; AMIM, R. T. Banco de sementes do solo para uso na recuperação de matas ciliares degradadas na região noroeste fluminense. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 1, p. 206-217, 2018.

PACIOREK, C. J., CONDIT, R., HUBBELL, S. P., FOSTER, R. B. The demographics of resrouting in tree and shrub species of a moist tropical forest. **Journal of Ecology**. v. 88, p. 765-777. 2000.

PAIVA, Y. G. et al. Delimitação De Sítios Florestais E Análise Dos Fragmentos Pertencentes Na Bacia Do Rio Itapemirim. **Idesia (Arica)**, v. 28, n. 1, p. 17–22, 2010.

PANETO, G.G.; SANTOS, A.B.; KLIPPEL, A.H.; SANTOS, A.R. Using DNA barcodes to identify road-killed animals in two atlantic forest nature reserves, Brazil. **PLoSOne** 10, p.1-15. 2015.

PARIZOTTO, A.; MUSSIO, C. F.; RUIZ, E. C. Z.; FIGUEIREDO FILHO, A.; DIAS, A. N. Florística e diversidade da regeneração natural em clareiras em Floresta Ombrófila Mista. **Pesq. flor. Bras**, v. 39, p. 1-9, 2019.

PEREIRA, I. M.; ALVARENGA, A. P.; BOTELHO, S. A. Banco de sementes do solo, como subsídio à recomposição de mata ciliar. **Floresta**, v. 40, n. 4, p. 721-730, 2010.

PERINI, M.; DIAS, H. M.; KUNZ, S. H. The Role of Environmental Heterogeneity in the Seed Rain Pattern. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 1, p. 1-10, 2019.

PIELOU, E. C.. **Ecological diversity**. New York, John Wiley & Sons, 1975.

PIFANO, D. S.; VALENTE, A. S. M.; ALMEIDA, H. S.; MELO, P. H. A.; CASTRO, R. M.; VAN DEN BERG, E.. Caracterização florística e fitofisionômica da Serra do Condado, Minas Gerais, Brasil. **Biotra Neotropica**, v.10, n.1, p.55-71, 2010.

PIROVANI, D.B., SILVA, A.G., SANTOS, A.R., CECÍLIO, R.A., MARTINS, S.V., GLERIANI, J.M., Spatial analysis of forest fragments in the Itapemirim River Basin, ES. **Revista Arvore**, v. 38, p. 271-281, 2014.

PLUE, J., COUSINS, S. A. O. Temporal dispersal in fragmented landscapes. **Biological Conservation**, v. 160, p. 250-262, 2013.

POMIANOSKI, D. J. W. DEDECEK, R. A.; VILCAHUAMAN, L. J. M. Efeito do fogo nas características químicas e biológicas do solo no sistema agroflorestal da bracinga. **Bol. Pesq. Fl.**, n. 52, p. 93-118 , 2006.

PRIMACK, R. B., RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Planta, 2001.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: a language and environments for statistical computing. **R Foundation for statistical Computing**, Áustria, 2016.

RAUPP, S. V.; BRACK, P.; LEITE, L. C. Aspectos demográficos de palmitreiro (*Euterpe edulis* Mart.) em uma área da Floresta Atlântica de Encosta, em Maquiné, Rio Grande do Sul. **IHERINGIA, Série Botânica**, v. 64, n. 1, p. 57-61, 2009.

RAY, D.; NEPSTAD, D.; MOUTINHO, P. Micrometeorological and canopy controls of fire susceptibility in a forested Amazon landscape. **Ecological Applications**, v. 15, n. 5, p. 1664-1678, 2005.

REDE SPECIES LINK. **Centro de Referência em Informação Ambiental**. Disponível em: <<http://www.splink.org.br/>>. Acesso em: 18 nov. 2019.

REDIN, M.; SANTOS, G. F. dos.; MIGUEL, P.; G, L. D.; LUPATINI, M.; DONEDA, A.; SOUZA, E. L. de. Impactos da queima sobre os atributos químicos, físicos e biológicos do solo. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 2, p. 381-392, 2011.

REIS, A.; ZAMBONIN, R. M.; NAKAZONO, E. M. Recuperação de áreas degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal. **São Paulo: Conselho Nacional de Reserva da Biosfera da Mata Atlântica**. (Caderno, 14).p. 42, 1999.

REIS, M.S. **Distribuição e dinâmica a variabilidade genética em populações naturais de Palmeiro *Euterpe edulis* - Mart.** Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1996.

REZENDE, A. V.; SANQUETTA, C. R.; FIGUEIREDO FILHO, A. Efeito do desmatamento no estabelecimento de espécies lenhosas em um Cerrado *Sensu stricto*. **FLORESTA**, v. 35, n. 1, p. 69-88, 2005.

RIBEIRO, M. C., METZGER, J. P., MARTENSEN, A. C., PONZONI, F. J., HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RIOS, M. N. S.; SOUSA-SILVA, J. C.; MALAQUIAS, J. V. Mudanças pós-fogo na florística e estrutura da vegetação arbóreoarbusciva de um cerrado sentido restrito em Planaltina – DF. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 2, p. 469-482, 2018.

ROCHA, D. S.; AMORIM, A. M. A. Heterogeneidade altitudinal na Floresta Atlântica setentrional: um estudo de caso no sul da Bahia, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**. v. 26, n. 2, p. 309-327, 2012.

RODRIGUES, B.D.; MARTINS, S.V.; LEITE, H.G. Avaliação do potencial da transposição da serapilheira e do banco de sementes do solo para restauração florestal em áreas degradadas. **Revista Árvore**, v.34, n.1, p.65-73, 2010.

RODRIGUES, R. R. Preservação das florestas depende de política agrícola adequada. Revista do Instituto Humanistas Unisinos, 2011. Disponível em: [http://www.ihuonline.unisinos.br/index.php?option=com\\_content&view=article&id=3933&secao=365](http://www.ihuonline.unisinos.br/index.php?option=com_content&view=article&id=3933&secao=365).

ROSA, et al. Natural regeneration of tree species in a cloud forest in Santa Catarina, Brasil. **Revista Árvore**, v. 40, n. 6, p.1083-1092, 2016.

ROSSATTO, D. R.; TONIATO, M. T. Z.; DURIGAN, G. Flora fanerogâmica não-arbórea do cerrado na Estação Ecológica de Assis, Estado de São Paulo. **Revista Brasil. Bot.**, v.31, n.3, p.409-424, 2008.

SAKAI, A., OHSAWA, T., OHSAWA, M. Adaptive significance of sprouting of *Eupteleapolyandra*, a deciduous tree growing on steep slopes with shallow soil. **Journal of Plant Research**. v. 108, p. 377-386. 1995.

SANDOR, M. E., CHAZDON, R. L. Remnant Trees Affect Species Composition but Not Structure of Tropical Second-Growth Forest. **PLoS ONE** v. 9, n. 1, 2014.

SANTOS, A. C.; I. F. SILVA; J. R. S. LIMA; A. P. ANDRADE & V. R. CAVALCANTE. Gramíneas e leguminosas na recuperação de áreas degradadas: efeito nas características químicas de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 4, p. 1063-1071, 2001.

SANTOS, J. F. C.; GLERIANI, J. M.; VELLOSO, S. G. S.; SOUZA, G. S. A.; AMARAL, C. H.; TORRES, F. T. P.; MEDEIROS, N. G.; REIS, M. Wildfires as a major challenge for natural regeneration in Atlantic Forest. **Science of The Total Environment**, v. 650, p. 809-821, 2019.

SANTOS, J. F., SOARES, R. V., BATISTA, A. C. Perfil dos incêndios florestais no Brasil em áreas protegidas no período de 1998 a 2002. **Floresta**, v. 36, n. 1, 2006.

SCHMIDT, I. B.; FONSECA, C. B.; FERREIRA, M. C.; SATO, M. N. Implementação do programa piloto de manejo integrado do fogo em três unidade de conservação do Cerrado. **Biodiversidade Brasileira**, v. 6, n. 2, p. 55-70, 2016.

SEBBENN, A. M., SEOANE, C. E. S. Estimativa de tamanho efetivo de endogamia por marcadores genéticos. **Revista Árvore**, v. 29, n. 1, p. 1-8, 2005.

SECRETARIA DE ESTADO DA AGRICULTURA, ABASTECIMENTO E PESCA – INCAPER. Coordenação de Meteorologia. Disponível em: <<https://meteorologia.incaper.es.gov.br/>>. Acesso em: 14 nov. 2018.

SERRANO, A. L., GOLÇALVES, R. S., GONÇALVES, A. O. Avaliação do impacto de políticas públicas federais no processo de desmatamento na Amazônia. **Revista de Administração e Negócios da Amazônia**, v. 5, n. 1, 2013.

SHEER, M. B.; MOCOCHINSKI, A. Y. Florística vascular da Floresta Ombrófila Densa Altomontana de quatro serras no Paraná. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 2, p. 51-69, 2009.

SHEPHERD, G. J. **Fitopac**. Versão 2.1.2.85. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2010.

SILVA, C. T. da.; REIS, G. G. dos.; REIS, M. G. F.; SILVA, E.; CHAVES, R. D. Avaliação temporal da florística arbórea de uma floresta secundária no município de Viçosa, Minas Gerais. **Revevista Árvore**, v.28, n. 3, p. 429-441, 2004.

SILVA, W. C.; MARANGON, L. C.; FERREIRA, R. L. C.; FELICIANO, A. L. P.; COSTA JUNIOR, R. F. Estudo da regeneração natural de espécies arbóreas em fragmento de Floresta Ombrófila Densa, Mata das Galinhas, no município de Catende, Zona da Mata sul de Pernambuco. **Ciência Florestal**, v. 17, n. 4, p. 321-331, 2007.

SIMÕES, C. G., MARQUES, M. C. M. The role of sprouts in the restoration of atlantic rainforest in southern Brazil. **Restoration Ecology**. v. 15, n. 1, p. 53-59, 2007.

SIMPSON, R.L.; LECK, M.A.; PARKER, V.T. Seed banks: general concepts and methodological issues. In: LECK, M.A.; PARKER, V.T.; SIMPSON, R.L. (Eds.).

**Ecology of soil seed banks**. San Diego, California: Academic Press, 1989.

SOUZA, A. L.; SCHETTINO, S.; JESUS, R. M.; VALE, A. B. Dinâmica da regeneração natural em uma floresta ombrófila densa secundária, após corte de cipós, Reserva Natural da Companhia Vale do Rio Doce S.A., estado do Espírito Santo, Brasil. **Revista Árvore**, v. 26, n. 4, p. 411-419, 2002a.

SOUZA, A. L.; SCHETTINO, S.; JESUS, R. M.; VALE, A. B. Dinâmica da composição florística de uma floresta ombrófila densa secundária, após corte de cipós, Reserva Natural da Companhia Vale do Rio Doce S.A., estado do Espírito Santo, Brasil. **Revista Árvore**, v. 26, n. 2, p. 549-558, 2002b.

SOUZA, P. A. de.; VENTURIN, N.; GRIFFITH, J. J.; MARTINS, S. V. Avaliação do banco de sementes contido na serapilheira de um fragmento florestal visando recuperação de áreas degradadas. **Cerne**, v. 12, n. 1, p. 56-67, 2006.

SOUZA, P. A.; NUNES, L.A.P.; PEIXOTO, G.L.; MARTINS, S.V. Regrowth in post-fire aéreaina a fragmente of semideciduos seasonal forest in Viçosa-MG. **Científica**, v. 43, n. 4, p. 407-412, 2015.

SOUZA, P. B. de.; SOUZA, A. L. de.; MEIRA NETO, J. A. A. Estrutura diamétrica dos estratos e grupos ecológicos de uma área de Floresta Estacional Semidecidual, em Dionísio, MG. **Revista Árvore**, v. 36, n. 1, p. 151-160, 2012.

SOUZA, S. C. P. M.; RODRIGUES, R. R.; JOLY, C. A. O banco de sementes e suas implicações na diversidade da Floresta Ombrófila Densa Submontana no Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo, SP, Brasil. **Hoehnea**, v. 44, n. 3, p. 378-393, 2017a.

SOUZA, T. R., COSTA, F. R. C., BENTOS, T. V., LEAL FILHO, N., MESQUITA, R. C. G., RIBEIRO, I. O. The effect of forest fragmentation on the soil seed bank of central Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 393, p. 105-112, 2017b.



SPINA, A. P.; FERREIRA, W. M.; LEITÃO FILHO, H. F. Floração, frutificação e síndromes de dispersão de uma comunidade de floresta de brejo na região de Campinas (SP). *Acta Botanica Brasilica*, v. 15, n. 3, p. 349-368. 2001.

STOTT, P. Combustion in tropical biomass fires: a critical review. **Progress in Physical Geography**, v. 24, n. 3, p. 355–377, 2000.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, p. 239-250, 1999.

TABARELLI, M.; PERES, C.A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian atlantic Forest: implications for Forest regeneration. **Biological Conservation**, v. 106, p. 165-176, 2002.

TEIXEIRA, J. M. G. **Mecanismos de regeneração natural em área incendiada em uma Floresta Ombrófila Densa Montana, Espírito Santo**. 2017. 110 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Programa de Pós-Graduação Ciências Florestais, Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2017.

TICHÝ, L. Field test of canopy cover estimation by hemispherical photographs taken with a smartphone. **Journal of Vegetation Science**. v. 27, n. 2, p. 427-435, 2016.

TRES, D. R.; SANT' ANNA, C. S.; BASSO, S.; LANGA.R.; RIBAS JR, U.; REIS, A. Banco e Chuva de Sementes como Indicadores para a Restauração Ecológica de Matas Ciliares. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. 1, p. 309-311. 2007.

TUCCI, C. E. M., CLARKE, R. T. Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: revisão. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 2, n. 1, p. 135-152, 1997.

UHL, C., CLARK, K., CLARK, H., MURPHY, P. Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazon Basin. **Journal of Ecology**, v. 69, n. 2, p. 631-649. 1981.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. 3. ed. New York: Springer-Verlag, 1982. 215 p.

VAN LANGEVELDE, F., VAN DE VIJVER, C. A. D. M., KUMAR, L., VAN DE KOPPEL, J., DE RIDDER, N., VAN ANDEL, J., RIETKERK, M. Effects of fire and herbivory on the stability of Savanna ecosystems. **Ecology**, v. 84, n. 2, p. 337-350, 2003.

VAN NIEUWSTADT, M. G. L., SHEIL, D., KARTAWINATA, K. The ecological consequences of logging in the burned forest of east Kalimantan, Indonesia. **Conservation Biology**. v. 15, n. 4, p. 1183-1186. 2001.

VENN, S.; PICKERING, C.; GREEN, K. Short-term variation in species richness across an altitudinal gradient of alpine summits. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, n. 12, p. 3157-3186, 2012.

VIANA, V. M., PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **IPEF**, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

VIEIRA, D. L. M. **Regeneração natural de florestas secas: implicações para a restauração**. 2006. 114 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Departamento de Ecologia do Instituto de Biologia, Universidade de Brasília, 2006.

VIEIRA, I. C. G. **Forest succession after shifting cultivation in eastern Amazonia**. 1996. 205 f. Thesis (Doctor of Philosophy) - Department of Biological and Molecular Sciences, University of Stirling, Scotland, 1996.

VIERA, D. L. M.; SCARIOT, A.; SAMPAIO, A.B.; HOLL, K.D. Tropical dry-forest regeneration from root suckers in Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, p. 353-357, 2006.

WERLE, R.; GARCIA, R. A.; ROSOLEM, C. A. Lixiviação de potássio em função da textura e da disponibilidade do nutriente no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 6, p. 2297-2305, 2008.

WOLDA, H. Similarity indices, sample size and diversity. **Oecologia**, v. 50, n. 3, p. 296-302, 1981.

XAVIER, K. R. F., ANDRADE, L. A. DE., FABRICANTE, J. R., COELHO, M. S. E., ASSIS, F. N. M. Impactos pós-fogo na regeneração natural em um fragmento de floresta ombrófila aberta no município de Areia, Paraíba, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 9, n. 3, p.257-264, 2011.

ZORZANELLI, J. P. F. **Florística e estrutura de um fragmento de floresta ombrófila montana na Serra do Valentim, Iúna, Espírito Santo**. 2012. 133 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Programa de Pós-Graduação Ciências Florestais, Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2012.

ZORZANELLI, J. P. F., CARRIJO, T. T., FIASCHI, P., JARDIM, J. G., SANTAMARÍA-AGUILLAR, D., AMORIM, A. M. A First Record of *Freziera* (Pentaphragaceae) from the Brazilian Atlantic Forest, with the Description of a New Species. **Systematic Botany**, v. 40, n. 4, p. 1075-1080, 2016.

ZORZANELLI, J. P. F., DIAS, H. M., SILVA, A. G., KUNZ, S. H. Vascular plant diversity in a Brazilian hotspot: floristic knowledge gaps and tools for conservation. **Brazilian Journal of Botany**, v. 20, n. 3, p. 1-9, 2017.

APÊNDICE A – Tabela dos parâmetros fitossociológicos das espécies de maior valor de importância (VI) da comunidade adulta da Serra do Valentim, Iúna, ES, Brasil, classificadas em ordem decrescente de VI para a área incendiada. NI: número de indivíduos; DR: densidade relativa; FR: frequência relativa; DoR: dominância relativa; VI: valor de importância.

Espécies	INC					REF1					REF2				
	NI	DR	FR	DoR	VI	NI	DR	FR	DoR	VI	NI	DR	FR	DoR	VI
<i>Athenaea picta</i>	23	16,67	8,75	5,30	10,24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Euterpe edulis</i>	12	8,70	7,50	9,83	8,67	85,00	24,50	8,13	12,61	15,08	86,00	34,40	6,76	9,68	16,94
<i>Solanum cinnamomeum</i>	19	13,77	7,50	2,20	7,82	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Alchornea triplinervia</i>	10	7,25	8,75	4,51	6,84	7,00	2,02	4,07	1,23	2,44	-	-	-	-	-
<i>Amaioua intermedia</i>	2	1,45	1,25	14,38	5,69	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vernonanthura divaricata</i>	9	6,52	7,50	1,63	5,22	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Clethra scabra</i>	3	2,17	3,75	9,54	5,15	76,00	21,90	6,50	24,51	17,64	-	-	-	-	-
Indet 45	1	0,72	1,25	13,07	5,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Athenaea cuspidata</i>	8	5,80	3,75	2,65	4,07	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Calyptranthes obovata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6,00	2,40	2,70	1,47	2,19
<i>Casearia espiritosantensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6,00	2,40	2,70	2,70	2,60
<i>Cecropia hololeuca</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,40	0,68	5,16	2,08
<i>Coussapoa pachyphilla</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,00	0,80	0,68	7,34	2,94
<i>Cyathea delgadii</i>	-	-	-	-	-	8,00	2,31	4,07	3,24	3,20	-	-	-	-	-
<i>Diploon cf cuspidatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,40	0,68	6,92	2,67
<i>Guapira opposita</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,00	2,80	2,70	2,64	2,72
<i>Hedyosmum brasiliense</i>	-	-	-	-	-	23,00	6,63	5,69	6,59	6,30	-	-	-	-	-
Indet 44	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,40	0,68	4,52	1,87
<i>Laplacea fruticosa</i>	-	-	-	-	-	2,00	0,58	1,63	4,37	2,19	-	-	-	-	-
<i>Myrcia espiritosantensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,00	1,20	2,03	2,31	1,85
<i>Myrcia splendens</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,00	1,20	1,35	4,68	2,41
<i>Myrsine umbellata</i>	-	-	-	-	-	5,00	1,44	3,25	0,67	1,79	-	-	-	-	-

Continua...

## Continuação (APÊNDICE A)

<i>Roupala montana</i>	-	-	-	-	-	25,00	7,20	4,07	9,75	7,01	-	-	-	-	-
<i>Roupala montana</i>	-	-	-	-	-	5,00	1,44	0,81	4,94	2,40	-	-	-	-	-
<i>Swartzia aff pilulifera</i>	-	-	-	-	-	15,00	4,32	3,25	1,59	3,06	-	-	-	-	-
<i>Tovomitopsis paniculata</i>	-	-	-	-	-										

APÊNDICE B – Tabela dos parâmetros fitossociológicos das espécies de maior valor de importância (VI) do estrato regenerante da Serra do Valentim, Iúna, ES, Brasil, classificadas em ordem decrescente de VI para a área incendiada. NI: número de indivíduos; DR: densidade relativa; FR: frequência relativa; DoR: dominância relativa; VI: valor de importância.

Espécies	INC					REF1					REF2				
	NI	DR	FR	DoR	VI	NI	DR	FR	DoR	VI	NI	DR	FR	DoR	VI
<i>Psychotria pleiocephala</i>	126	15,00	3,45	12,50	10,32	21	3,44	3,03	1,79	2,76	33	4,57	3,33	2,11	3,34
<i>Solanum cinnamomeum</i>	46	5,48	3,10	6,69	5,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Brunfelsia brasiliensis</i>	33	3,93	2,07	7,81	4,60	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Eumachia chaenotricha</i>	60	7,14	2,07	3,79	4,33	-	-	-	-	-	100	13,85	2,96	44,11	20,31
<i>Dalbergia frutescens</i>	27	3,21	2,07	5,83	3,70	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cupania racemosa</i>	24	2,86	2,41	3,87	3,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Alchornea triplinervia</i>	23	2,74	2,41	3,07	2,74	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tovomitopsis paniculata</i>	23	2,74	2,41	3,06	2,74	15	2,46	2,16	1,07	1,90	-	-	-	-	-
<i>Vernonanthura divaricata</i>	15	1,79	2,07	3,11	2,32	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Athenaea picta</i>	17	2,02	2,76	2,04	2,28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyathea delgadii</i>	-	-	-	-	-	5	0,82	1,30	3,26	1,79	-	-	-	-	-
<i>Eugenia sp.3</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	2,77	3,33	0,68	2,26
<i>Euterpe edulis</i>	-	-	-	-	-	194	31,80	4,33	74,67	36,93	110	15,24	3,70	28,64	15,86
<i>Geonoma schottiana</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14	1,94	2,22	1,41	1,86
<i>Leandra melastomoides</i>	-	-	-	-	-	17	2,79	1,73	0,85	1,79	-	-	-	-	-
<i>Matayba sylvatica</i>	-	-	-	-	-	12	1,97	3,03	0,40	1,80	-	-	-	-	-

Continua...

## Continuação (APÊNDICE B)

<i>Miconia flammea</i>	-	-	-	-	-	32	5,25	2,60	0,61	2,82	19	2,63	1,85	1,57	2,02
<i>Miconia paniculata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Miconia valentinensis</i>	-	-	-	-	-	14	2,30	2,60	0,26	1,72	-	-	-	-	-
<i>Myrcia lineata</i>	-	-	-	-	-	26	4,26	2,60	0,90	2,59	-	-	-	-	-
<i>Palicourea</i> sp.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	32	4,43	1,11	0,96	2,17
<i>Roupala montana</i>	-	-	-	-	-	13	2,13	2,60	0,76	1,83	24	3,32	1,11	0,82	1,75
<i>Sorocea bonplandii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	27	3,74	2,96	1,30	2,67
<i>Stylogyne lhotzkyana</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	26	3,60	2,96	2,77	3,11