



PPG Ecologia & Conservação



Universidade Estadual de Santa Cruz

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ - UESC
Programa de Pós-Graduação Ecologia e Conservação da
Biodiversidade

Milena do Nascimento Gomes

Jaqueiras COMO ATRADORES DE SEMENTES E ENFERMEIROS DE
RECRUTAMENTO INICIAL DE ESPÉCIES VEGETAIS NATIVAS EM UMA
FLORESTA SECUNDÁRIA NO BRASIL.

Ilhéus – BA
2018

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ - UESC
Programa de Pós-Graduação Ecologia e Conservação da
Biodiversidade

MILENA DO NASCIMENTO GOMES

JAQUEIRAS COMO ATRADORES DE SEMENTES E ENFERMEIROS DE
RECRUTAMENTO INICIAL DE ESPÉCIES VEGETAIS NATIVAS EM UMA
FLORESTA SECUNDÁRIA NO BRASIL.

Dissertação apresentada à
Universidade
Estadual de Santa Cruz, para a
obtenção
do título de Mestre em Ecologia e
Conservação da Biodiversidade.

Orientador: Dra. Deborah Faria

Ilhéus – BA
2017

G633

Gomes, Milena do Nascimento.

Jaqueiras como atratores de sementes e enfermeiros de recrutamento inicial de espécies vegetais nativas em uma floresta secundária no Brasil / Milena do Nascimento Gomes. – Ilhéus, BA: UESC, 2018.

77f. : il.

Orientadora: Deborah Faria.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Inclui referências.

1. Plantas invasoras. 2. Plantas exóticas. 3. Sementes – Dispersão. 4. Florestas – Reprodução. 5. Plantas nativas – Brasil. I. Título.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ - UESC
Programa de Pós-Graduação Ecologia e Conservação da
Biodiversidade

MILENA DO NASCIMENTO GOMES

Jaqueiras como atratores de sementes e enfermeiros de
recrutamento inicial de espécies vegetais nativas em uma floresta
secundária no Brasil.

Comissão examinadora:

Helena Bergallo
(UERJ)

Margarita Florêncio
(UFG)

Maíra Benchimoll
(UESC)

Deborah Faria
(Orientadora)

Ilhéus, 27 de Maio de 2018.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao CNPq pela bolsa de mestrado e ao PPGEGB por toda estrutura e atenção fornecida aos estudantes do programa.

Agradeço aos amigos do LEAC pelo companheirismo, atenção e auxílio em toda essa caminhada. Além de grandes profissionais, vocês são pessoas incríveis que sempre nos inspiram a tirar um aprendizado bacana de fases ruins. “Tá difícil? Bora bora, se não piora”.

À minha orientadora Deborah Faria por me inserir neste grupo de pesquisa, pelo apoio moral e científico durante essa caminhada, pela paciência e apoio fornecidos durante os problemas acadêmicos e extra-acadêmicos e principalmente pela confiança em acreditar na realização deste trabalho.

À pesquisadora Eliana pela ajuda e apoio fornecido durante toda a produção deste trabalho, pela calma e delicadeza transferida nos momentos de angústia com os prazos.

Agradeço à Margarita Florêncio e Helena Bergallo por aceitarem participar deste trabalho. Gratidão pela paciência e apoio, sei que as suas considerações serão essenciais para elevar a qualidade deste trabalho. Em especial à Margarita, que mesmo estando no momento tão especial (Tiago, seja bem vindo!) ainda se fez presente me dando auxílio e incentivo na caminhada. O mundo se torna mais lindo quando encontramos almas que nem você, Margs. Gratidão eterna por esse encontro.

Agradeço a todos os amigos que auxiliaram nos campos, na identificação de plântulas e sementes, nas análises, na escrita, nas terapias de energia e troca de amor. Sem nomes porque não vai caber todos, mas aqueles que “são” sabem que são eles. Apenas a Cássia... essa eu preciso colocar (sic). Mana, tu é luz na minha estrada. Caminhar nesse plano contigo torna a vida mais emocionante e cheia de amor. Gratidão por TUDO!

Agradeço e dedico tudo à minha família, meus pais Jorge e Maria, e as minhas irmãs Mirele e Michele. Sei que as lutas nunca irão cessar, mas saber que tenho vocês me faz sempre ter força e vontade pra lutar. “eu amo tu”.

Agradeço ao meu companheiro Arthur Bauer por ser o meu chão em tudo que sou, penso, falo e sinto. Sorte a minha ter você no meu caminho. Gratidão pela reciprocidade naquilo que somos e naquilo que nos tornamos. Te amo em tudo

RESUMO

A Mata Atlântica é uma das florestas tropicais mais ameaçadas do mundo, a qual vem sendo drasticamente reduzida e fragmentada. Além da perda seletiva de espécies mais sensíveis ao desmatamento e a fragmentação, o processo de ocupação e exploração antrópica da Mata Atlântica, em muitos casos, levou a introdução de espécies exóticas. A jaqueira (*Artocarpus heterophyllus*) é uma destas espécies exóticas que foi introduzida durante a colonização e atualmente encontra-se amplamente distribuída no Brasil e, particularmente no bioma da Mata Atlântica, onde ocorre inclusive em unidades de conservação. No entanto, ainda são bastante raros os estudos mostrando de que maneira a presença destas espécies influencia a biota nativa. Um estudo realizado na Reserva Biológica de Una revelou que parte significativa da dieta de primatas da região consistem de frutos desta espécie exótica e que a distribuição espacial das jaqueiras exerce influência no padrão espacial da chuva de sementes feita por estes primatas. Assim, este estudo teve como objetivo investigar a chuva de sementes e o padrão de recrutamento inicial de espécies de plantas sob a copa das jaqueiras e sob a copa da espécie nativa pau-pombo, chamada de *Tapirira guianensis* e que também é bastante consumida por primatas da região, de modo que auxilie a compreender a dinâmica atual desta exótica e se a mesma difere do que é desempenhado por uma espécie nativa, também bastante utilizada pela fauna da região. Para amostragem da chuva de sementes e do recrutamento de plântulas sob a copa das espécies, foram selecionados 14 indivíduos da espécie exótica e nativa. Em cada árvore foram alocados dois coletores de sementes de 60x60cm e um de mesmo tamanho para recrutamento de plântulas. Foram depositadas 199 sementes e 134 plântulas recrutadas sob a copa das duas espécies. Os resultados mostram que ambas as espécies apresentam uma chuva de sementes bastante diversa e que o padrão de recrutamento de plântulas nativas sob a copa da espécie exótica não difere do padrão encontrado sob a copa da espécie nativa. Nosso conjunto de dados mostram que as jaqueiras atraem uma riqueza e abundância de sementes e de plântulas semelhante a encontrada em outra espécie nativa, sementes capazes de germinar e passar pelas primeiras fases de recrutamento. Aparentemente esta espécie exótica não interfere negativamente no recrutamento inicial de espécies nativas, e considerando o seu valor alimentício para a fauna local abre possibilidades para que a sua presença estimule o debate positivo sobre a presença

de espécies exóticas em Unidades de conservação, uma vez que estas podem auxiliar na reestruturação e manutenção de florestas em processos de regeneração.

Palavras-chave: Espécies exóticas invasoras, espécies nativa, chuva de sementes, recrutamento.

ABSTRACT.

The Atlantic Forest is one of the most endangered tropical forests in the world, which has been drastically reduced and fragmented. In addition to the selective loss of sensitive species to deforestation and fragmentation, the process of anthropic occupation and exploitation of the Atlantic Forest has in many cases led to the introduction of some exotic species, many of which occur spontaneously in native environments. Jackfruits (*Artocarpus heterophyllus*) is one of these exotic species that was introduced in these environments during colonization and is currently widely distributed in Brazil and particularly in the Atlantic Forest biome, where it is recorded innumerable times in protected areas. However, studies are still very rare showing how the presence of these species influences the native biota. A study carried out in the Biological Reserve of Una revealed that a significant part of the diet of primates of the region use the fruit of this exotic species and that the spatial distribution of the jackfruit exerts influence in the spatial pattern of the seeds rain made by these primates. The objective of this study was to investigate the seed rain and the early recruitment of plant species under the canopy of an extoric an a native species, *Tapirira guianensis*, to help to understand the current dynamics of this exotic and if the same differs from what is played by a native species, also widely used by the fauna of the region. To sample the seed rain and seedling recruitment under the species canopy, 14 individuals of jackfruits and Tapirira were selected. In each tree two seed traps of 60x60cm and one of the same size were allocated for seedling recruitment. 199 seeds and 134 seedlings were recruited under the canopy of both species. The results show that both species present a very diverse seed rain and that the pattern of native seedling recruitment under the canopy of the exotic species does not differ from the pattern found under the canopy of the native species. Our dataset shows that jacks attract a wealth and abundance of seeds and seedlings similar to those found in other native species, seeds capable of germinating and going through the early stages of recruitment. This exotic species

apparently does not interfere negatively in the initial recruitment of native species, and considering its food value for the local fauna opens possibilities for its presence to stimulate the debate about the presence of exotic species in Conservation Units, since these can assist in the restructuring and maintenance of forests in regeneration processes.

Key-Word: Invasive alien species, native species, seed rain, recruitment.

LISTA DE FIGURAS

Fig.1. Localização geográfica da área de estudo, município de Una, mostrando o contorno da Reserva Biológica de Una (Rebio-Una) no sul da Bahia, Brasil70

Fig.2. Mapeamento da área de uso e forrageio do grupo de macacos-de-peito-amarelo (*Sapajus xanthosternos*) da Reserva Biológica de Una, sul da Bahia, e a representação do mosaico de floresta de deposição de sementes distribuídas sob a copa de espécies nativas e exóticas consumidas pelo primata.....71

Fig.3. Efeito da abundância de sementes e plântulas entre espécies Jaqueira e Tapira.....72

Fig. 4. Efeito da riqueza de sementes e plântulas entre espécies Jaqueira e Tapirira.....72

Fig.5. Ordenação por Escalonamento Multidimensional Não-Métrico(NMDS) das sementes presentes sob a copa das variáveis independentes, gerados a partir da matriz de similaridade de Jaccard. No gráfico **A** temos o ordenamento das espécies de sementes na presença da planta-mãe; no gráfico **B** temos o ordenamento das espécies de sementes sem o efeito da planta-mãe. Os círculos referem-se a jaqueira (• = *A. heterophyllus*) e os sinais de mais representam a espécie de tapirira (+ = *T. guianensis*).73

Fig.6. Ordenação por Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) das plântulas presentes sob a copa das variáveis independentes, gerado a partir da matriz de similaridade de Jaccard. No gráfico **A** temos o ordenamento das espécies de plântulas na presença da planta-mãe; no gráfico **B** temos o ordenamento das espécies de plântulas sem o efeito da planta-mãe. Os círculos referem-se ao conjunto de plântulas recrutadas nas Jaqueira (• = *A. heterophyllus*) e os sinais de adição referem-se ao conjunto de plântulas recrutadas nas Pau-

pombo (+ = T. *guianensis*).
.....73

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Composição de sementes depositadas sob o dossel de Jaqueiras e Tapiriras.....	74
Tabela 2. Composição de plântulas recrutadas sob o dossel de Jaqueiras e Tapiriras.....	75
Tabela 3. Modelo linear generalizado construído com a abundância total de plântulas e sementes presentes no dossel de Jaqueiras e Tapirira, presentes na Reserva Biológica da UNA(Una-Bahia)	76
Tabela 4. Modelo linear generalizado construído com a abundância de plântulas e sementes retirando o efeito da planta mãe presentes no dossel de Jaqueiras e Tapirira, presentes na Reserva Biológica da UNA (Una-Bahia).....	76
Tabela 5. Modelo linear generalizado construído com a riqueza total de plântulas e sementes presentes no dossel de Jaqueiras e Tapiriras, presentes na Reserva Biológica da UNA (Una-Bahia)	77
Tabela 6. Modelo linear generalizado construído com a riqueza de plântulas e sementes retirando o efeito da planta mãe presentes no dossel de Jaqueiras e Tapiriras, presentes na Reserva Biológica da UNA (Una-Bahia)	77
Tabela 7. Resultados de PERMANOVA baseados na matriz de similaridade de Bray-Curtis para sementes e plântulas.....	77

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	11
2. REVISÃO DE LITERATURA	13
2.1 PROCESSO DE INVASÃO BIOLÓGICAS.....	13
2.2 ESPÉCIES EXÓTICAS E ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS	15
2.3 VULNERABILIDADE DO AMBIENTE À INVASÃO.	17
2.4 CONSEQUENCIAS AMBIENTAIS E ECONÔMICAS DAS INVASÕES BIOLÓGICAS	24
2.5 CARACTERÍSTICAS GERAIS DE <i>ARTOCARPUS HETEROPHYLLUS</i>	27
2.6 O POTENCIAL INVASOR DE <i>ARTOCARPUS HETEROPHYLLUS</i> NA MATA ATLÂNTICA...	30
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	34

Article

Jackruits as seed attractors and nurses of early recruitment of native plant species in a secondary forest in Brazil.....	47
Abstract.....	48
Introduction.....	52
Methods	55
Statistical analyses	56
Results	57
Discussion	58
Implications for conservation.....	59
Bibliographic references.....	61
Figures.....	69
Tables.....	74

1. INTRODUÇÃO GERAL

A introdução de espécies exóticas é um dos principais processos que levam à alteração nos padrões globais de biodiversidade [1, 2, 3]. Segundo a Convenção Internacional de Diversidade Biológica [4] uma espécie exótica é definida como aquela que se encontra em um local diferente de sua distribuição original, situação que pode ter sido ocasionada por ações antrópicas. Uma espécie exótica se torna invasora quando consegue se estabelecer e expandir sua distribuição no novo ambiente, sem a ajuda direta do ser humano [1].

O processo de globalização tornou o transporte de espécies um problema de escala global e sem precedentes no planeta [5]. Os seres humanos causam, de maneira involuntária ou propositalmente, a migração de uma variedade cada vez maior de espécies, transpondo barreiras ambientais naturais tais como oceanos, montanhas, zonas climáticas e outros locais que anteriormente, sem a ação do homem seriam insuperáveis. Por exemplo, o início das grandes navegações pelo mundo fez com que o transporte de espécies alcançasse níveis inéditos, tendo um crescimento expressivo após a volta de Colombo à Europa em 1482, logo após o descobrimento das Américas [6]. A globalização expandiu esse processo com exportações agrícolas, comércio de animais, manipulação de ecossistemas, introduções ditas como esporádicas/acidentais (e.g. transporte de organismos em água de lastro nos navios, sementes em grãos de agricultura e outros) [7]. Com a crescente facilidade dos meios de transporte, as possibilidades atuais de uma espécie ser transportada para além do seu local de origem são também cada vez mais diversificadas e intensas [8, 5].

As invasões biológicas representam uma grande ameaça para a biota nativa e para o funcionamento dos ecossistemas [1]. Um pressuposto fundamental na biologia de invasões é que espécies invasoras podem se adaptar as novas condições ambientais e, estando livre de inimigos naturais podem exibir vantagens competitivas e dominância em relação às espécies nativas [8, 9]. Portanto, a introdução de espécies exóticas é um problema que ameaça principalmente bolsões de diversidade, como o Brasil. O país é reconhecido como sendo megadiverso [10], e se comprometeu em cumprir o acordo da Convenção de Diversidade Biológica [4]. Em função do notório impacto causado pelas invasões biológicas sobre a economia e os ambientes naturais [11, 12], entre as discussões da Rio92, o Brasil assumiu o compromisso junto com outros demais países do mundo de ampliar os estudos sobre espécies exóticas [13].

Dentre as espécies exóticas que mais tem levantando a atenção dos pesquisadores sobre seu comportamento invasor no Brasil e, em especial na Mata Atlântica, está a Jaqueira, *Artocarpus heterophyllus* Lam [11, 14]. Essa espécie pertencente a família Moraceae, tem origem na Índia [6] chama atenção de pesquisadores por apresentar as principais características de espécies invasoras, tais como crescimento inicial rápido, alta produção de sementes e boa tolerância a condições normalmente desfavoráveis para germinação [15, 14]. Estudos mostram que as jaqueiras estão presentes em diversos fragmentos de floresta, incluindo áreas protegidas. No entanto, ainda são bastante raros os estudos mostrando de que maneira a presença destas espécies influencia a biota nativa. Silva [16] avaliando a regeneração e a fitodiversidade de uma área de Floresta Atlântica na presença das jaqueiras observou que a espécie na fase inicial de regeneração das espécies nativas, exerce forte competição com as plântulas nativas. Em particular, esta espécie produz uma grande quantidade de frutos ricos em açúcares e gorduras [17, 18], que costumam atrair uma grande quantidade e variedade de frugívoros. Por exemplo, um estudo conduzido na Reserva Biológica de Una [19], área protegida de Mata Atlântica no sul da Bahia, avaliou a a efetividade dos primatas no processo ecológico de dispersão de sementes pelo primata *Sapajus xanthosternos* e observou que, apesar da dieta ser bastante diversa, houve uma clara concentração em visitas, tempo e consumo de sementes da espécie exótica *Artocarpus heterophyllus*. Além de indicar que o grupo de primatas estudado consome, e provavelmente depende, das jaqueiras como recurso, o estudo revelou que a distribuição espacial das jaqueiras determina o padrão espacial da chuva de sementes feita por estes primatas.

A partir destas informações é possível imaginar duas hipóteses não mutuamente exclusivas, nos quais a primeira é que as jaqueiras têm grande importância como poleiro de dispersores de sementes, favorecendo assim a concentração de propágulos de muitas espécies nativas; caso haja uma grande intensidade de recrutamento das sementes sob esta copa das jaqueiras, imagina-se que esta planta exótica funcionaria com uma importante “fonte” de restauração da floresta. Por outro lado, a maior concentração de propágulos sob a copa das jaqueiras poderia limitar a taxa de recrutamento das espécies nativas, por fatores densidade-dependente e/ou pela maior pressão competitiva de indivíduos de jaca ali recrutando. De fato, estudos *in vitro* indicam grande atividade alelopática em *jaqueiras*, o que poderia aumentar sua competitividade de recrutamento em relação às demais espécies nativas. Neste segundo cenário, no qual as jaqueiras serviriam como importantes “atratores”

de predadores que depositam sob a copa sementes nativas, mas com baixo potencial de recrutamento, estas plantas estariam desempenhando um papel de “escoadouro” de sementes.

Para inferir sobre o papel da espécie exótica como possível sumidouro de sementes é necessário compreender o quanto este padrão difere do padrão de uma espécie nativa, também bastante utilizada pelos primatas. Por exemplo, a espécie conhecida como pau-pombo (*Tapirira guianensis*) também é bastante consumida por uma grande variedade de frugívoros incluindo o primata *Sapajus xanthosternos*. A espécie pertence a família Anacardiaceae, e ocorre nas regiões subtropicais e tropicais [20], sendo uma das espécies nativas mais comum da família e com ampla distribuição nas florestas em estágio sucessional avançado no Brasil [21, 22]. Os indivíduos adultos da espécie podem alcançar até 20 metros de altura [23] e os frutos são do tipo drupa elipsóide e são comumente consumidos pela fauna [21, 24]. Em decorrência do seu fácil estabelecimento em áreas úmidas e da utilização dos seus frutos pela fauna, a espécie é amplamente utilizada em áreas degradadas de preservação permanente para o reflorestamento [25, 26, 27].

Neste contexto, este estudo teve como objetivo avaliar as diferenças da chuva de sementes e o recrutamento de plântulas sob a copa de uma espécie exótica e de uma nativa pioneira, de modo que auxilie no melhor esclarecimento sobre dinâmica atual desta espécie exótica em uma Unidade de Conservação em processo de regeneração florestal. Especificamente, este trabalho buscou:

- Caracterizar a chuva de sementes produzida sob a copa de *Artocarpus heterophyllus* e *Tapirira guianensis*
- Caracterizar o recrutamento de plântulas sob a copa de *Artocarpus heterophyllus* e *Tapirira guianensis*
- Monitorar quais as espécies que germinam sob a copa das duas árvores.
- Avaliar o efeito da serapilheira de *Artocarpus heterophyllus* sobre o recrutamento de plântulas em sua copa.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 PROCESSO DE INVASÃO BIOLÓGICAS

A alteração dos ecossistemas naturais gerada pela ação do homem tem ocasionado modificações cada vez mais profundas na biota do globo [20], dentre as quais as mais

proeminentes são as mudanças na distribuição geográfica de animais e plantas [28]. Quando uma espécie é transportada para um local além da sua distribuição original, ela fica exposta a novas condições abióticas e bióticas [29]. Com a globalização, o transporte de espécies tem se tornado cada vez mais comum [30], e uma vez que a espécie obtém sucesso na colonização de novos habitats, torna-se um problema que é conhecido na literatura como invasões biológicas ou contaminação biológica [31].

A Convenção sobre Diversidade Biológica se refere a espécie exótica como uma espécie que esteja fora de sua área de distribuição natural passada ou presente [4]. Para a maioria destas espécies introduzidas, as diferenças abióticas e bióticas são tão grandes, que a espécie não consegue sobreviver e reproduzir sem a ação do homem [32]. De acordo com Carlton & Ruiz [33], as condições abióticas e bióticas podem ser tão desfavoráveis para a espécie que pode afetar sua capacidade de reprodução, uma vez que o investimento para conseguir se adaptar a esse novo ambiente é tão alto que inviabiliza o investimento de recurso na reprodução.

No entanto, algumas espécies conseguem se adaptar a esses novos ambientes, e uma vez naturalizadas, reproduzem-se e conseguem se dispersar para além do local original de sua introdução. Neste caso, passam a ser conhecidas como espécies exóticas invasoras. De acordo com Ziller [34] espécies exóticas invasoras são aquelas que conseguem se adaptar as condições do novo habitat e reproduzem-se, sendo capaz dispersar e alcançar novos ambientes.

Figueiroa et al [35] afirmam que três fatores são fundamentais para transcorrer as invasões: (1) presença de propágulos da espécie exótica; (2) presença de atributos nas comunidades invadidas que auxiliem à invasão e dispersão das espécies exóticas; (3) características da espécie exótica que propicie ou limite a dispersão para outras áreas. A soma de fatores a ausência de inimigos naturais, falta de relações com os seres vivos locais, boa plasticidade fenotípica; pode proporcionar as espécies invasoras a capacidade de se consolidar e reproduzir em ambientes diversos [32, 36]. Esse período após a chegada da espécie é descrito por Cronk & Fuller [28] como o período de naturalização e é precedido logo após a introdução da espécie no novo local [37]. De acordo com Marchante [28], naturalização da espécie é parte do processo de invasão de espécies exóticas para exóticas invasoras.

Uma vez naturalizada, a espécie pode não ser capaz de reproduzir e gerar uma grande população capaz de dispersar para locais além de sua introdução [39], podendo ficar um

período variável em estado de “latência”, ou seja, permanecendo restrita ao local de introdução [32]. Durante este período de latência, a espécie é caracterizada apenas como espécie exótica e, para ela se tornar invasora, é necessário que ocorra algum fenômeno que “facilite” esse processo, os chamados eventos de facilitação [37]. Esses eventos de facilitação podem ocorrer das mais diversas formas, tais como desastres naturais, alterações no uso solo, abertura de clareiras ou mesmo ações antrópicas [40]. Após a facilitação, as espécies exóticas invasoras tendem a ter um aumento na sua distribuição e passam a interagir com outras espécies [41], isso gera uma alteração nas propriedades do ecossistema [42], uma vez que a mesma pode causar riscos como monodominância, hibridização e até a extinção de espécies nativas [40].

Considerando que a problemática com espécies exóticas está presente e atinge diversos países, se faz urgente e necessário o monitoramento e investigação sobre os impactos das invasões biológicas na biodiversidade [28]. Ao contrário de outras problemáticas ambientais que são amenizadas com o passar do tempo, o processo de invasão das espécies invasoras sem que haja esforços de controle e ações de manejo eficientes pode gerar alterações irreversíveis aos ecossistemas [43].

Ainda que muitas das espécies introduzidas não apresentem características de espécie invasora, e embora muitos cientistas e ambientalistas saibam dos riscos e ameaças que estas introduções podem gerar à biodiversidade [44, 45], alguns não veem problema na invasão [174]. Faz-se necessário monitoramento da dinâmica da introdução [28] para que, de fato, sejam avaliados os riscos e efeitos deste processo no ecossistema [34].

2.2 ESPÉCIES EXÓTICAS E ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS

As possibilidades de introdução das espécies exóticas são bastante diversificado, desde deliberadamente pela utilização agrícola hortícola e ornamental e outros [46, 47], ou acidentalmente, como o intenso fluxo de embarcações, aeronaves e veículos terrestres [43]. Já espécies exóticas invasoras são aquelas que após serem introduzidas em um novo ambiente, se adaptam as condições ambientais e são capazes de estabelecer populações que se autosustentam, e reproduzem-se naturalmente, de modo que podem vir a ocupar o espaço de espécies nativas [31, 28]. Espécies exóticas invasoras que apresentam ampla distribuição

em sua área nativa tendem a ser invasoras bem-sucedidas em novos habitats, salvo algumas exceções [48]. Nem toda espécie exótica chega a ser caracterizada como invasora; apenas aquelas que conseguem ultrapassar as barreiras à colonização, reprodução e dispersão impostas pelo ambiente podem vir a se tornar espécies invasoras [32].

Ziller [34] aponta que plantas invasoras geralmente apresentam síndromes, ou conjunto de características comuns como a alta produção de sementes pequenas, dispersão anemocoria, formação de bancos de sementes associados a longevidade do solo, sucesso reprodutivo e produção de toxinas, que intensificam o poder de invasão de plantas, pois além de tornar a dispersão eficiente, e geralmente tem a capacidade de impedir o crescimento de outras plantas. Estudos demonstram que a dispersão zoocórica é uma das mais eficientes em relação ao sucesso das invasões [49, 50]. Cronk & Fuller [28] afirmam que as sementes dispersas por animais tendem a ser maiores e com isso oferecem mais nutrientes e recursos para as plântulas que venham a se desenvolver futuramente em áreas sombreadas, sendo este um fator essencial no êxito de uma espécie exótica invasora. As sementes de tamanho menor também são importantes no processo de invasão, pois permitem a dispersão a distâncias mais longas [51], proporcionando uma alta taxa de germinação [52] com períodos mais curtos de dormência [53]. De acordo com Cronk & Fuller [28], uma característica comum a várias espécies invasoras é a longevidade das suas sementes no solo; o que contribui para a formação de bancos de sementes mais numerosos e viáveis do que muitas espécies nativas. Esse atributo, juntamente com a alta taxa de crescimento, alta produção de sementes com alta longevidade em solo e maturação precoce, tornam a sua disseminação cada vez mais fácil, oferecendo assim, condições de tornar-se uma espécie exótica invasora [38].

O sucesso das espécies exóticas invasoras também é dependente da sua plasticidade fenotípica, ou seja, capacidade de se estabelecer e reproduzir em ambientes diversos, podendo ser bastante diferentes da sua região original de ocorrência [43]. A flexibilidade ecológica da espécie em se ajustar fisiológica e/ou morfológicamente, diante de diferentes condições ambientais confere a espécie um maior sucesso como invasora [54, 55, 56]. Por exemplo, a depender do tipo de ambiente espécies podem ser fenotipicamente tão elásticas a ponto de serem caracterizadas como r-estrategista em uma situação porém alternar para k-estrategista diante de situações ambientalmente contrastantes. Menezes [57] avaliou as interações interespecíficas de abelhas nativas e exóticas durante as visitas florais em busca de pólen e néctar em uma área urbana em Uberlândia. A autora afirma que na ausência da abelha

exótica *Apis mellifera* a espécie nativa *Scaptotrigona depilis* mudou o tempo de permanência nas flores e passou a coletar néctar ao invés de pólen. O estudo comprova que a *Apis mellifera* apresenta uma vantagem competitiva sobre a *Scaptotrigona depilis* por manifestar uma alta capacidade de forrageio em temperaturas mais baixas, permitindo um tempo maior de forrageio; e por as nativas terem o ferrão menor, quando chegam em temperaturas mais altas para forragear às flores, boa parte do néctar já foi consumida pela espécie exótica, restando à espécie nativa buscar mais flores, que em sua maioria apresentam apenas pólen.

Ainda que muitas espécies não apresentem inicialmente uma rápida adaptação ao novo ambiente e, em um primeiro momento, não serem identificadas como invasoras, nada garante que esta classificação não se altere com o tempo [37, 43]. Rejmánek et al. [55] afirmam que quanto maior o período de estabelecimento da espécie exótica, maior o tamanho do banco de propágulos e, portanto, maior a probabilidade de dispersão, aspectos resultantes da pressão de propágulos que aumentam as chances de invasão da espécie.

Fatores como a introdução de espécies que atuem como facilitadoras [58], ou mesmo a ação simultânea de fatores bióticos e abióticos, sofrem alterações durante o período de estabelecimento da espécie exótica e podem atuar como fatores determinantes na capacidade de invasão [59]. Apesar da maioria das espécies invasoras apresentarem muitas destas características referidas, nem todas as invasoras podem vir a exibi-las [60]. Cada espécie tem uma maior ou menor chance de invadir dado ambiente, e de acordo com Williamson & Fitter [29] “cada invasora de sucesso é um sucesso pelas próprias razões”.

2.2 VULNERABILIDADE DO AMBIENTE À INVASÃO.

As características do ambiente são determinantes para o sucesso das invasões. Marchante [38] usa o termo “invasibilidade” como uma propriedade do ecossistema, ou seja, o quão este ecossistema está suscetível à invasão. A vulnerabilidade de um ambiente à invasões biológicas vai além de saber se há ou não a presença de espécie exótica, mas consiste em compreender de que maneira e intensidade as propriedades de dado local podem afetar ou não o estabelecimento e sobrevivência das espécies exóticas [61].

Diversas são as teorias que buscam explicar a invasibilidade de um ambiente, no entanto, não está claro se esta característica é predominantemente determinada pelas propriedades abióticas do ecossistema [52, 62], as propriedades bióticas do ecossistema [63], a intensidade do propágulo de invasão [64] ou se é resultado da combinação de todos esses fatores [15]. A dificuldade encontra-se no fato de que esses fatores interagem entre si, muitos ainda são correlatos, e variam entre regiões e ao longo do tempo [31], o que dificulta generalizações, pois, dependendo da combinação com a qual esses fatores podem interagir, qualquer tipo de ambiente se torna suscetível a invasão [32].

Ambientes que sofrem uma pressão antrópica intensa, especialmente após a redução da diversidade natural e substituição por uma comunidade mais simplificada, tornam-se ambientes mais vulneráveis à invasão por espécies exóticas [1]. Comunidades com uma alta diversidade de espécies parecem limitar o sucesso das invasões, uma vez que esses locais apresentam uma maior estabilidade ecológica [1, 43].

No entanto, Lonsdal [61] afirma que, na escala de comunidade, não existe uma relação direta entre a diversidade de espécies locais e a “invasibilidade” pelas espécies exóticas. Ambientes com maior diversidade biológica e complexidade ambiental apresentam uma baixa susceptibilidade a invasões [1]. Esta afirmação, pode ser baseada na hipótese do nicho vago. O espaço para uma invasão parece ser menor em ambientes mais diversos, uma vez que a grande diversidade local de espécies utiliza de maneira mais completa – menos sobreposição e mais complementariedade – os recursos ali disponíveis são integralmente utilizados [1, 34, 66], dificultando o sucesso de uma invasão.

No entanto, existem casos de comunidades vegetais mais diversas e estáveis que tiveram o estabelecimento de espécies invasoras, como é o caso da vegetação de Fynbos na África do Sul, uma das mais ricas do mundo [65], que é bastante suscetível às invasões por árvores, especialmente do gênero *Pinus* [34], que são utilizadas em monoculturas na região e são adaptadas ao clima local.

De acordo com Davies [43], o melhor parâmetro para explicar a vulnerabilidade de um ambiente às espécies exóticas é a variação espacial e temporal na disponibilidade de recursos. Essa teoria também é defendida por Davis et al.[43], e ela se fundamenta nos pressupostos de que uma espécie para se tornar invasora necessita de recursos disponíveis, por exemplo água, nutrientes, luz; e quanto mais recursos disponíveis tiver, menos intensa será a competição por exploração. Marchante [37] afirma que esse aumento na disponibilidade de recurso pode ser gerado tanto pela diminuição do uso dos recursos pela vegetação nativa, como pelo aumento do fornecimento de recurso. O aumento do recurso pode ser resultante de um distúrbio específico, como um incêndio, que disponibiliza de maneira intensiva nutrientes no solo e causa a morte da biota nativa. Um exemplo disso é o ciclo gramíneas-fogo descrito por D'Antonio & Vitousek [67], eles afirmam que uma das causas para o aumento na frequência e intensidade dos incêndios é devido a presença de gramíneas exóticas, que colonizam e atuam como combustíveis para a iniciação e propagação do fogo em áreas savânicas e que o fato destas gramíneas exóticas se recuperarem mais rapidamente que as nativas causa um aumento adicional na suscetibilidade ao fogo. E a diminuição da utilização do recurso pela comunidade nativa, facilita a invasão da espécie exótica pois ela passa a utilizar o recurso excedente, pode ser devido vários fatores, tais como perturbação, pastoreio intenso, doença nas espécies nativas que podem destruir e afetar a comunidade do local extinguindo estas espécies [37].

Moyle & Light [62] usaram um modelo conceitual de comunidades aquáticas para avaliar simultaneamente a importância de três fatores para o sucesso do processo de invasão de habitats (biótico, abiótico e propriedades da invasora) em cada uma das três fases de invasão (introdução, naturalização e estabelecimento/dispersão) e enfatizaram que a resistência ambiental, ou a alta diversidade de espécies, é um dos fatores que mais dificulta o estabelecimento de uma espécie exótica.

Outra hipótese bastante discutida acerca da vulnerabilidade do habitat à invasões biológicas é a ausência de inimigos naturais. Ziller [34] afirma que, ao chegarem em um novo ambiente, a maioria das espécies exóticas estão livres de competidores, predadores e parasitas. Esta ausência de vetores antagonismos beneficia a espécie exótica, favorecendo-a com uma grande diferença em crescimento e longevidade quando comparadas com espécies nativas [68]. Sem patógenos, predadores, ou competidores a espécie exótica pode investir mais em taxa de crescimento populacional, podendo assim ultrapassar as barreiras à

colonização [69]. Mitchel & Power [70] testaram a hipótese da resistência biótica juntamente com a ação de inimigos, utilizando fungos e vírus como inimigos, em ervas daninhas agrícolas oriundas da Europa e em estágio de naturalização nos USA. Como resultado, os autores observaram que as espécies exóticas tiveram 84% a menos de ataques de fungos e menos de 24% de ataques de vírus do que teriam em sua área de alcance nativo, demonstrando que a ausência de agentes patogênicos nestas plantas invasoras permite uma ampla distribuição das invasoras em detrimento das plantas nativas que passam a sofrer com o acúmulo de inimigos naturais e com a competição com a espécie invasora.

Contudo, Inderjit et al. [71] e Crawley [72] sugerem que a hipótese da libertação de antagonistas para explicar o maior sucesso de invasão é plausível apenas no caso de inimigos especialistas. Eles afirmam que espécies especializadas em atacar um ou um pequeno número de espécies semelhantes a exótica; se dá no período inicial de introdução da espécie exótica. Para que o sucesso da invasão com a libertação de inimigos seja alcançado é preciso que nesse mesmo período, esteja ocorrendo um impacto maior nas espécies nativas pela ação de inimigos especialistas e generalistas.

Colautti [59] e Stachowicz [73] afirmam que uma alta diversidade de espécies presentes no local e uma baixa frequência de distúrbios no ambiente são fatores que reduzem as chances de ocorrer invasões em uma comunidade. No entanto, se a pressão de propágulos exercida pela nova espécie for bastante intensa, maiores são as chances de sucesso de colonização no ambiente [8, 74]. No entanto, Marshall [75] e Renault [76] destacam a importância da plasticidade fenotípica dos propágulos, pois além de conseguir chegar aos novos ambientes, é necessário que estes se estabeleçam e formem populações frente as mais variadas condições.

A pressão de propágulos da espécie exótica e a sua interação com a biota nativa são fatores importantes na naturalização e estabelecimento da espécie invasora (Holle & Simberloff 2005). Entre os mecanismos para se estudar a invasão das espécies também é preciso considerar os fatores de pressão de propágulos (estratégias de vida do invasor, efeito Allee, a associação da espécie com ser humano), e não apenas observar se a espécie está presente na comunidade [74]. Jones *et al* [77] avaliou a composição da comunidade de bactérias, em um microcosmo de água doce, simultaneamente com a pressão de propágulo invasor para determinar o quanto, a pressão de propágulos, afeta significativamente o sucesso da invasão. A autora mostra que o sucesso da pressão propágulos é dependente da

composição de espécies residentes, e que, quando há espécies residentes que são fortes competidoras com a invasora, o sucesso da invasão é maior. Os resultados desses estudos vão de acordo com a maioria dos estudos sobre pressão de propágulos, sugerindo que a pressão de propágulos tem grande importância no sucesso da invasão variando tanto entre comunidades como dentro da mesma comunidade ao longo do tempo, tendo assim, implicações para a maneira como entendemos a relação entre a resistência biótica e o sucesso da invasão.

Eric Seabloom & David Tilman [78] sugerem a Hipótese do Concorrente Superior (SCH) para explicar o sucesso das invasões. Segundo estes autores, o sucesso de uma espécie invasora se dá pela sua maior eficiência na obtenção de recursos do que as espécies nativas, resultando assim na supressão ou extirpação das espécies nativas menos eficientes. Os autores afirmam que o sucesso competitivo de uma espécie exótica pode, também, ser alcançado através da sua capacidade em reduzir recursos que possam ser utilizados por espécies nativas. Andrade *et al* [12] avaliando os impactos causados pela invasão de *P.juliflora* na Caatinga constataram que a espécie reduz drasticamente a fitodiversidade do estrato adulto e da regeneração natural das comunidades invadidas, isso pode ser em decorrência da sua alta capacidade de absorção de água numa região que apresenta escassez de água em detrimento das espécies nativas [79]. No entanto, assim como Colluti [59] afirma que muitas das vezes é difícil diferenciar se a espécie invasora é de fato um concorrente superior ou se ela está sendo favorecida pela simples ausência de inimigos.

Perkins *et al* [80] e propõem um modelo teórico que integra as contribuições de diferentes mecanismos evolutivos que impulsionam a dispersão das espécies exóticas invasoras e sua disseminação acelerada. Essa teoria afirma que a fase de dispersão da invasão proporciona uma oportunidade para que a espécie invasora se separe espacialmente e tenha uma rápida evolução de história de vida, devido a ausência de inimigos e abundância de recurso, e que isso também pode gerar traços evolutivos na dispersão da espécie. A combinação destes fatores, evolução da história de vida e evolução dos traços de dispersão, favorece o aumento da dispersão e velocidade da invasão frente ao ambiente, aumentando assim a invasibilidade do ecossistema.

Pysek *et al.* [81] afirma que as mudanças climáticas também podem influenciar, diretamente ou indiretamente, as invasões biológicas, alterando a probabilidade de introdução ou estabelecimento da espécies invasoras no ambiente. As mudanças climáticas

podem alterar e agravar distúrbios já existentes no ambiente, e isso poderia proporcionar novas oportunidades de invasão [83]. O autor afirma que as espécies exóticas cujas as populações sejam sensíveis a fatores climáticos, podem vir a exibir maiores taxas de estabelecimento frente essas mudanças. Alguns estudos apontam que as características do clima, quando semelhantes com a área de ocorrência natural da exótica, também favorecem a dispersão da espécie e torna o ambiente mais vulnerável [84, 85, 86]. No entanto, Hulme [81] afirma que a magnitude de qualquer efeito de mudança de temperatura sobre as espécies exóticas será pequeno quando comparado a ações humanas, que modificam o ambiente impulsionadas por fatores socioeconômicos.

Molofsky *et al* [87] afirmam que as ações humanas em transportar espécies exóticas para outras áreas e que as alterações genéticas, comuns na agricultura com melhoramento genético, podem gerar mudanças e reorganizações nos traços funcionais das populações invasoras e que essas mudanças podem atuar no ambiente a ponto das espécies invasora se expandirem e alterarem as respostas ecológicas com consequências à nível de comunidade e do ecossistema. Os autores afirmam que frequentemente as invasões biológicas intencionais realizadas pelo ser humano, envolvem a mistura de linhagens previamente isoladas e que isso aumenta em muito, a vulnerabilidade do ecossistema à invasão.

Liebholt *et al* [88] asseguram que o avanço do comercio global juntamente com a globalização dos últimos anos resultará numa diminuição dos problemas causados pelas invasões biológicas, uma vez que durante séculos de movimento e transição entre os continentes, esgotará o suprimento de espécies disponíveis para novas invasões. Os autores afirmam que não está claro como, a medida em que há o esgotamento destas espécies na fonte, afeta as invasões futuras. Com isso, os autores descrevem um modelo que capta os efeitos simultâneos do esgotamento das possíveis espécies invasoras, juntamente com o aumento das taxas de transição(transição espécies) para prever números futuros de novas invasões. As previsões do modelo indicaram que, com o aumento das taxas de importação, mais espécies destas regiões fontes irão invadir no futuro. Ainda que haja o esgotamento das espécies de fonte, o modelo prevê que há neutralização desse efeito devido ao aumento das taxas de importação. Dada a uma alta pressão de propágulos, as espécies mais abundantes provavelmente irão invadir primeiro, enquanto as muitas espécies raras apenas quando forem transportadas com uma alta frequência e quantidade.

Sham et al [89] desenvolveram uma abordagem mista vinculando o comportamento de acasalamento individual com a dinâmica das populações que demonstrou o quanto as diferenças de sexo na dispersão e a natureza do sistema de acasalamento influenciam simultaneamente a taxa de propagação da espécie invasora no ambiente. Eles afirmam que para populações de animais com reprodução poligâmica tiveram uma capacidade maior de estabelecimento em novas áreas que populações com cópulas monógamicas e que esses diferentes traços de história de vida específicos do sexo interagem com a mecânica de reprodução, resultando em uma menor probabilidade de invasão e em uma menor velocidade de invasão. Os autores também atestam que a densidade da espécie invasora no período inicial de estabelecimento tem efeitos interativos com o tempo de busca por parceiros, e que populações com densidades mais baixas não conseguem se estabelecer e, à medida que a densidade populacional inicial aumenta, o tempo de busca por parceiro necessário para o estabelecimento da espécie diminui, proporcionando assim, condições para a espécie se estabelecer mais rapidamente no ambiente.

Dick *et al* [90] afirma que a comparação da resposta funcional (relação entre uso do recurso e disponibilidade) entre invasivo e nativas permite a previsão de possíveis impactos que o invasor pode causar no ambiente, e defendem que estas respostas funcionais podem ajudar a alcançar isso em todos os grupos taxonômicos e tróficos. Os autores afirmam que os estudos que relacionam as respostas funcionais aos impactos reais em campo têm um grande poder explicativo e preditivo [90, 91] e que isso auxilia, em muito, o desenvolvimento de uma teoria de invasão unificada. Já Vonesh *et al* [92] argumentam que esta teoria proposta por Dick [90] não é uma teoria prática para prever os invasores emergentes ou potenciais, simplesmente por não considerar soluções para algo fundamental desta teoria, a de que não exista um táxon local, com respostas funcionais equivalente para se comparar a um invasor potencial. Ele afirma que o campo das biológicas de invasões não está unificado, mas que isso não significa que não pode ser; mas afirma que, atualmente, essa proposta não tem fundamentos teóricos firmes [92] e nem apoio empírico suficiente para ser aceito como regra unificadora.

Diante do exposto, o sucesso do evento de invasão biológica parece ser multi-fatorial, ou seja, depende de diversos fatores cuja importância varia de acordo com as características de cada espécie e com o cenário no qual a espécie foi introduzida [93]. Existe um consenso na academia sobre os efeitos prejudiciais que as invasões biológicas geram no ambiente, tanto ecológicos quanto econômicos [94]. No entanto, a biologia de invasões moderna tem apenas 30 anos [95], e a maioria das espécies introduzidas não foram estudada de forma substancial. As alterações que

estas espécies causam ao ambiente são enormes, mas seus efeitos só são observados a longo prazo, e muitas vezes esses efeitos são lentos e difíceis de reconhecê-los [96].

Futuros estudos que incorporem diferentes campos das invasões biológicas, incorporação da economia e das ciências sociais aliados aos processos ecológicos desempenhados por estas espécies, auxilia na formação de um corpo teórico e no desenvolvimento de recursos físicos que permitam não apenas compreender os processos gerado pelas invasões biológicas, mas também alertar e apoiar tomadas de decisão sobre o tratamento com esses invasores [97].

Entender e prever ao longo do tempo a invasibilidade do ecossistema e o poder das espécies invasoras é limitado em decorrência de vários fatores ambientais que interagem entre si e entre as espécies que impulsionam essas tendências [88].

Courchamp [97] afirma que para elucidar ou se criar uma teoria unificada que expresse e defina as invasões biológicas, é necessário que haja um diálogo autêntico entre os cientistas, permitindo conhecer as diferentes respostas do ambiente frente as invasões, criando uma padronização de métodos e assim chegar a um entendimento comum com soluções práticas para a temática. No geral, ao elucidar essas questões pertinentes na biologia das invasões, tem-se um potencial considerável para avançar nos estudos sobre as invasões biológicas.

2.3 CONSEQUENCIAS AMBIENTAIS E ECONÔMICAS DAS INVASÕES BIOLÓGICAS

As invasões biológicas tem um alto potencial de alterar processos ecossistêmicos e os impactos das espécies exóticas invasoras sobre as espécies nativas tem sido amplamente discutidos nos últimos anos [1, 31, 98, 99]. De fato a invasão biológica é considerada como uma das principais causas de perda de biodiversidade no mundo [100]. Comparada a outros processos antrópicos, as invasões biológicas não tendem a ter seus impactos amenizados com o passar do tempo, ao contrário, com o passar do tempo as chances de restauração do ambiente é cada vez menor e as alterações no ambiente pela espécie exótica invasora se torna cada vez maior [37]. Espécies exóticas ultrapassam barreiras geográficas e se naturalizam, portanto passam a desempenhar funções totalmente novas na comunidade nativa [37, 34, 8].

Parker et al. [15] afirma que os impactos de uma invasora podem ser medidos de cinco maneiras: (1) efeito na dinâmica populacional (abundância, crescimento populacional, etc),

(2) efeito sobre os indivíduos (natalidade, mortalidade), (3) efeitos genéticos (hibridação), (4) efeitos na comunidade (diversidade e cadeia trófica, riqueza de espécie), (5) efeitos sobre os processos ecossistêmicos (produtividade primária, disponibilidade de nutrientes)

No cerrado brasileiro, as gramíneas africanas são um grupo de espécies invasoras das mais agressivas [101]. Em decorrência da sua fácil disseminação, essas espécies geram diversos problemas, tais como: produção de biomassa combustível suficientes para facilitar a ocorrência de grandes incêndios [102, 103]; redução drástica dos níveis de nitrogênio inorgânico no solo, devido a captação e utilização intensa; entre outros. Há estudos que mostram que a invasão de *Prosopis juliflora* (algaroba) agrava o problema de disponibilidade de água na região da Caatinga no estado da Paraíba, pois a espécie atinge o lençol freático e reduz um dos recursos mais escassos da região, afetando populações humanas e atividades agrícolas na área [12].

Ehrenfeld [104] afirma que a redistribuição dos elementos dentro dos ecossistemas é uma das mudanças mais profundas no fluxo dentro dos ecossistemas. As plantas são responsáveis por redistribuir os elementos através da absorção pelas raízes e deposição de biomassa rica em nutrientes no solo [105], e a ação de espécies exóticas pode alterar essa dinâmica a tal ponto que essa redistribuição fique mais intensa nas espécies exóticas do que nas espécies nativas [106]. Liao et al., [107] também observaram que os padrões globais de nutrientes eram variáveis entre as formas de vida e os tipos de ecossistema, mas nos últimos anos ocorreu uma diminuição nessa variabilidade. Um exemplo é o aumento de determinados nutrientes no solo com a presença de plantas invasoras [107, 108, 109, 110]; o que também ocorre em ambientes aquáticos com invertebrados [111, 112].

Arroyo et al. [113] afirmam que a ação das espécies invasoras provoca alterações na sucessão de espécies vegetais e nas interações planta animais, diminuindo assim as chances de colonização das nativas. Essas alterações nos processos ecológicos afetam tão fortemente a resiliência do sistema que, em muitos casos, mesmo com a retirada dos organismos invasores o ambiente não é capaz de retornar ao estado de pré-invasão e as consequências poderão ser mais graves em ecossistemas naturalmente pobres em nutrientes [114, 37]. A ação das espécies exóticas gera uma perda de diversidade, a chamada homogeneização dos ecossistemas, tendo um aumento na similaridade da comunidade com a presença de espécies exóticas em larga escala e extinção das nativas locais [31, 49]. A hibridação entre espécie invasora e nativa pode ocasionar a perda de variabilidade genética no ambiente natural [115]

uma vez que a chegada do invasor pode acarretar mudanças nas frequências gênicas das populações já existente, podendo até gerar um novo genótipo híbrido [116] mas que pode vir a ser ainda mais invasivo que o original [29, 117] .

Além das consequências ambientais, a invasão biológica pode ter consequências econômicas bastante negativas [118], embora estes efeitos sejam raramente quantificados em valores monetários. Isso muitas vezes se deve a ausência de ligação entre invasão de espécies e os serviços ecossistêmicos [119, 120] pois é preciso que se conheça bem a dinâmica de invasão e após isso, avaliar os danos aos serviços ecossistêmicos causados juntamente com os custos dos mecanismos ecológicos que permitam a restauração do ambiente [121].

Apesar da pouca informação existente sobre o assunto [49], estima-se que em todo o mundo, as perdas na agricultura ligadas a invasões biológicas giram em torno de 248 bilhões de dólares por ano [122]. Por exemplo, na Califórnia (USA) os custos que o estado decorrentes da espécie *Centaurea solstitialis* é de quase 7,65 milhões de dólares ao ano, enquanto que o custo para os fazendeiros no controle das áreas de pastagens é de 9,45 milhões de dólares. A espécie de planta *Centaurea solstitialis* tem esgotado significativamente as reservas de umidade dos solos na Califórnia [123], com uma rápida e alta taxa de reprodução ela tem ocupado as áreas de vegetação nativa[124]; nas pastagens, essa espécie tem interferido na qualidade do pastoreio, pois por apresentar espinhos diminui o rendimento e o consumo alimentar por parte do gado, é atualmente considerada uma das plantas invasoras mais agressivas dos EUA [125]. Estima-se que os Estados Unidos tenham um custo de 120 bilhões de dólares por ano [118] no controle de espécies exóticas; na China este valor é de quase 14,45 bilhões de dólares. No Brasil, a estimativa das perdas econômicas anuais com plantas exóticas invasoras em lavoura chega a quase 43 bilhões de dólares por ano [118].

Pejchar [126] afirma que os impactos das espécies invasoras raramente são incorporados em avaliações de impacto econômico e que isso pode resultar em um “imposto invisível” nos serviços ecossistêmicos incluídos na tomada de decisão. Muito dos efeitos das espécies exóticas invasoras nos serviços ecossistêmicos são difíceis de converter em valores monetários e por esta razão são regularmente ignorados [22, 127]. Zalba&Ziller [128] afirmam que a iniciativa mais eficaz em termos ecológicos e econômicos é a prevenção contra novas invasões, em especial para as espécies vegetais, pois quando estabelecidas, elas podem acumular bancos de sementes no ambiente e tornar a sua erradicação mais difícil e com alto valor monetário.

Com a crescente globalização dos mercados mundiais e a intensa exploração e fragmentação dos ecossistemas naturais, os problemas com as invasões biológicas tendem a

aumentar drasticamente as consequências ambientais e econômicas [126]. Pijchar [126] propõe que os estudos com espécies exóticas e a geração de políticas públicas tratem esse impacto invasor de forma semelhante a impactos como a perda de habitat e mudanças climáticas, pois o mesmo pode vir a trazer graves consequências para a biodiversidade e o bem-estar humano.

2.5 CARACTERÍSTICAS GERAIS DE *ARTOCARPUS HETEROPHYLLUS*

Artocarpus heterophyllus (Jaqueira) é uma árvore de origem indiana, pertence à família Moraceae, e é também conhecida pela sinonímia *Polyphena jaca* Lour. e *Radermachia integra* Thumb. É uma árvore de grande porte, podendo atingir uma altura de 25 metros e seu tronco pode alcançar um metro de diâmetro [129]. O dossel tem formato geralmente cônico ou piramidal nas árvores mais jovens e nas árvores mais antigas a copa apresenta formato arredondado. O diâmetro do dossel pode atingir até 10 metros em árvores mais antigas. Atinge a fase reprodutiva rapidamente, em cinco anos já pode atingir 17 metros de altura e já pode vir a produzir frutos [17]. O fruto da jaqueira é um dos maiores do mundo, tendo forma oblonga-cilíndrico e medindo 30-40cm de comprimento e podendo pesar até 50kg em árvores mais antigas [130]. Os frutos são encontrados principalmente no tronco e nós no interior dos ramos principais. A casca é verrugosa com vértices hexagonais, cobertos por uma espessura de borracha esbranquiçada e visguenta. Essa secreção também se faz presente no pedúnculo da espécie[17].

Cada árvore chega a produzir mais de 100 frutos por ano e cada fruto contém em média 500 sementes, sendo essas recalcitrantes e podendo perdurar em estado latente por meses [131]. Morton [17] também constataram o mesmo período de reprodução, e viram que a cada 100 frutos por árvore, pode se ter em média 30 sementes germinada de cada fruto. Com isso, os autores afirmam que um indivíduo adulto pode dispersar cerca de 3.000 sementes por ano. O comprimento das sementes varia entre 2 a 3 cm de comprimento, de cor marrom claro ou escuro, podendo ficar em período de latência por até 30 dias após a retirada do fruto [129]. Estudo feito por Silva et al [16], com as sementes de *A. heterophyllus* mostraram que a temperatura adequada para a germinação da espécie é de 25 C° e umidade de 29%, e que o tamanho das sementes influencia na porcentagem e velocidade de germinação. Os autores constataram que sementes das classes de maior tamanho (4,15g a 5,94g) apresentaram uma maior eficácia na germinação que as classes de menor tamanho (em média 2,66g).

A taxa de predação dos frutos de *Artocarpus heterophyllus* é relativamente alta [132] e o principal tipo de dispersão de semente é a barocoria, podendo também ocorrer através de dispersores nativos, tais como: macacos, roedores e porcos selvagens [133, 134, 136]. Como as flores são abertas ao serem polinizadas, existe uma certa variação entre as mudas da espécie. A sua polinização pode vir a ocorrer pela ação de insetos ou pela ação do vento [137].

A espécie possui variações de tamanho e estrutura da árvore, folha e forma de fruta, bem como consistência e qualidade da fruta [129]. No Brasil, existem três variedades de jaca: a mole, a manteiga e a dura. A jaca de variedade dura produz frutos mais carnosos e de textura mais dura. A jaca mole é mais doce e com frutos de aspecto gelatinoso, e a manteiga apresenta os bagos com uma consistência intermediária entre a jaqueira dura e mole [138]. O valor alimentício do fruto é muito alto, rico em princípios sacarinos e uma fonte regular de ferro [49]. Observando a quantidade e qualidade dos nutrientes contidos em várias outras frutas, não há outra fruta tão popular nos trópicos quanto a jaca, seja no tamanho ou na utilidade [131, 130]. O fruto da jaqueira é bastante utilizado na Índia, sendo considerado alimento básico na dieta diária de grande parte da população [129, 142].

O uso da madeira de *A. heterophyllus* também é bastante comum [131]. Apresenta coloração amarela-alaranjada, e com o passar do tempo e estando mais madura, apresenta coloração marrom-avermelhada semelhante ao mogno [130]. Pela dureza da madeira, é bastante utilizada em algumas regiões das Filipinas na confecção de instrumentos musicais [129]. Carvalho [141] afirma que a madeira dessa espécie é uma das mais promissoras no setor moveleiro por apresentar estabilidade dimensional e resistência mecânica o que a torna ideal na construção de móveis populares e outros. No Brasil, é uma das mais utilizadas na construção naval, particularmente por ser uma das raras madeiras que não produzem oxidação em contato com metais [140].

A jaqueira é bastante utilizada em pesquisas com usos medicinais. Estudos apontam que as folhas das jaqueiras combatem o diabetes [139] por apresentar um percentual de flavonoides (49%) maior que a de Tobultamide (27%), que é um dos medicamentos mais comuns e usados para combater a diabetes [143]. Khan et. al [144] estudaram o efeito antibacteriano presente na casca das raízes e frutos da jaqueira. Auxílio em atividades inflamatórias, antioxidante e antiglicêmica também são áreas de estudo que a espécie parece auxiliar e trazer inovações [145, 143]. Pesquisas feitas em laboratório, apontam que os extratos foliares de *A. heterophyllus* possuem compostos ativos que podem atuar como um

mecanismo alelopático inibindo a germinação de outras plantas [146]. Kumar et al.[147] também encontraram indícios que a espécie tem efeito inibitório sobre a germinação de ervilhas (*Pisum sativum*) em bioensaios, no entanto, o mesmo não foi observado para sementes de feijão (*Phaseolus vulgaris*) e arroz (*Oryza sativa*).

Em sua área nativa, na Índia, o uso das jaqueiras é bastante amplo e seu poder medicinal é de fundamental importância. Todas as partes da árvore é utilizada no tratamento de alguma doença. As folhas, por exemplo, são utilizadas para tratar asma e febre, as raízes usadas no combate de enfermidades como a diarreia, e o óleo retirado da superfície das folhas serve para aliviar dores musculares e inchaços pelo corpo [148]. Em seu habitat de origem a jaqueira se desenvolve entre as altitudes 450-1200 m [149], sendo característica de locais em estágios sucessionais mais avançados no sub-bosque da floresta tropical úmida, sendo monodominante em alguns locais. Nesse ambiente, poucas são as espécies que dominam diferentes estratos de floresta e é considerada rara, tendo distribuição aleatória e com poucos indivíduos por hectare.

A jaqueira chegou ao Brasil trazida pelos portugueses, no século XVII [150], através da política mercantilista na qual os portugueses deveriam cumprir as instruções Régias- os Vice-Reis da Índia deveriam enviar periodicamente para o Brasil, plantas de interesse para aclimação e produção de especiarias de origem asiática [6]. No entanto, outros relatos indicam que a espécie chegou pela primeira vez ao Brasil na Bahia, onde em 1682 já haviam 11 jaqueiras de procedência desconhecida [17]. O primeiro registro oficial de envio sementes e mudas para Salvador (BA) data de janeiro de 1683 por Nau Sam Francisco Xavier para os jesuítas de Jardim D'Ajuda [6]. No local, um horto foi construído em Salvador com as sementes e mudas recém-chegadas com o objetivo de aclimação de espécies exóticas, cujas sementes após esta aclimação eram enviadas para outras regiões do Brasil [151].

Na metade do século XIX, a espécie já constava como uma das mais populares no Nordeste brasileiro [152] devido a grande consumo de seus frutos carnosos. Na Bahia se tornou tão popular que, durante anos, foi conhecida como “jaca – da – Bahia”, e de tão comum no país chegou a ser classificada pelo famoso botânico alemão Carl Friedrich Philipp von Martius (1794-1868) como espécie nativa do Brasil, sendo conhecida como *Artocarpus brasiliensis* por outros botânicos tamanha a sua abrangência e densidade [153]. A espécie também integrou a lista das várias exóticas usadas no paisagismo no período colonial, sendo

muito utilizada pelo botânico francês Auguste Glaziou, em projetos de parques urbanos na cidade do Rio de Janeiro, tais como o Parque Quinta da Boa Vista e Campo de Santana [154].

Atualmente, a espécie está presente em quase todo o território nacional, ocupando tanto áreas abertas e como fragmentos de floresta evidenciando que a espécie tem uma alta amplitude de habitats. Estes ambientes incluem tanto áreas antropizada como áreas protegidas, como unidades de conservação [155, 19, 135]. A ausência de predadores específicos, a ação alelopática, alta produção anual de frutos com grande dispersão pelo homem e outros mamíferos e condições climáticas favoráveis acabaram por facilitar a proliferação das jaqueiras nas florestas do nosso país [156, 157, 149, 158, 145].

2.6 O POTENCIAL INVASOR DE *ARTOCARPUS HETEROPHYLLUS* NA MATA ATLÂNTICA

A Mata Atlântica apresenta atualmente apenas 8% de sua constituição original [159], e este quadro é um reflexo das constantes pressões antropogênicas sofridas desde o início do processo de colonização. Hoje 70% da população brasileira vive neste bioma, considerado como um *hotspot* de biodiversidade. É considerada a segunda floresta mais ameaçada do mundo, ainda possui mais de 15.700 espécies de plantas, sendo destas quase 7.100 apresentam certo grau de endemismo [160]. O bioma Mata Atlântica é basicamente representada por fragmentos, os quais são relativamente pequenos e sofrem efeitos de borda, características que estão associadas a ambientes inseridos em matrizes antrópicas. Tais matrizes são constituídas de um mosaico de ambientes antrópicos, que apresentam diferentes contrastes estruturais com os remanescentes florestais. Portanto, grande parte da floresta remanescente é afetada não somente pelo efeito de borda [161], mas por todas as alterações de origem natural e humana que são desencadeadas pela antropização e que resulta em significativas modificações nos padrões gerais de estrutura da vegetação, inclusive facilitando o processo de invasão biológica [162, 25].

No Brasil, ainda é bastante limitada o número de estudos sobre o potencial invasor das jaqueiras. De acordo com o Instituto Hórus [14], as principais áreas de ocupação de *Artocarpus heterophyllus* no Brasil referem-se às áreas florestais, característica de Floresta Atlântica, desde Parques Municipais e Nacionais, Ilhas e até áreas urbanas do Nordeste e Sudeste brasileiro. Em todas as áreas onde as jaqueiras foram localizadas, na sua grande maioria, encontravam-se evidenciando o comportamento invasor, substituindo a vegetação nativa, reduzindo ou alterando habitats para a flora e fauna nativas [14].

A espécie se adaptou facilmente nas áreas de floresta atlântica, e isso pode ser devido a similaridade do ambiente invadido com o habitat original da espécie, o que propiciou

sucesso no estabelecimento da espécie no novo habitat [163]. As ações de manejo e reflorestamento do século XIX feitas no Brasil, com objetivo de recuperar áreas da Mata atlântica degradadas pelos ciclos de cana-de-açúcar e café [164], incentivaram a introdução desta espécie em áreas desmatadas e em estágios sucessionais avançados, favorecendo assim o seu comportamento invasor na Mata Atlântica [165, 163, 166].

Fabricante [167] realizou um estudo com o objetivo de avaliar os impactos causados por *A. heterophyllus* sobre a riqueza e diversidade de plantas e solos de um fragmento de Floresta Atlântica e avaliou a susceptibilidade das formações vegetacionais brasileiras à invasão por esta espécie. O estudo foi realizado no *Campus II* da UFPB, município de Areia, PB. Das 14.008 espécies de árvores amostradas, 11.955 eram de *A. heterophyllus*, em consequência da alta abundância de *A. heterophyllus*, as áreas invadidas apresentaram uma baixa equitabilidade. Em locais com presença abundante da espécie, houve uma diminuição na acidez dos solos e alterações significativas nas concentrações de Cálcio+Magnésio, Magnésio, Alumínio e Hidrogênio. Pela análise de modelagem de nicho, o estudo comprovou que a área potencial de dispersão/invasão de *Artocarpus heterophyllus* compreende aos domínios de Mata Atlântica (Floresta Ombrófila aberta, Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Semidecidual – [159], principalmente as regiões mais próximas ao litoral, em decorrência do grau de vulnerabilidade alto e médio destas áreas. Essas áreas de ocorrência das jaqueiras no Brasil, está inserida nas áreas brasileiras prioritárias para a conservação da biodiversidade (hotspot) pela Organização Conservation International (2011).

Um estudo sobre a estrutura de populações de *Artocarpus heterophyllus*, desenvolvido no Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro [158] concluiu que a espécie integra boa parte da comunidade vegetal e tem pronunciada monodominância em alguns trechos, apresentando maiores valores de área basal, indicando que há uma dominância por parte desta espécie sobre as de plantas espécies nativas. Com base nos resultados encontrados, é possível pressumir que a espécie teve grande sucesso na colonização do parque, ou seja, apresentou uma alta competitividade e agressividade na medida em que se expandia localmente e ocupava áreas até então respetiva as espécies nativas, mostrando que esta exótica altera a biodiversidade local. A ocupação desta espécie no Parque Nacional da Tijuca tem chamado a atenção sobre o perigo das invasões biológicas dentro de Unidades de Conservação. Nos últimos anos, em decorrência do intenso avanço e reprodução da espécie, a administração do

Parque da Tijuca vem realizando práticas de manejo no controle da espécie, com a remoção das plântulas de jaqueira e o anelamento das espécies adultas [168].

Siqueira [169] avaliou a propagação e dispersão de espécies exóticas e nativas no Campus da Pontífica Universidade Católica do Rio de Janeiro. A espécie *Artocarpus heterophyllus*, juntamente com *Impatiens walleriana*, foram as de maiores destaque na produção de sementes e crescimento acelerado da população de todas as espécies exóticas usadas no estudo. Os resultados comprovam que a dispersão das sementes das jaqueiras pode ocorrer de duas formas: barocoria e zoocoria. Na dispersão zoocoria, espécies de vertebrados endêmicos como gambá e macacos sagüi estão entre os principais dispersores, se alimentando do fruto e carregando as sementes por longas distâncias. O autor afirma que em decorrência do elevado número de sementes por fruto, a dispersão baricoria nas jaqueiras gera a formação de um banco de sementes com quase 100% de viabilidade, originando assim, uma superabundância de plântulas que chegam a atingir mais de cinco metros de altura em apenas três anos. O estudo revelou a eficiência de *A. heterophyllus* em ocupar espaços pertencentes as espécies nativas, e que a ampliação da sua população é decorrências das suas características biológicas (alta produção de sementes, crescimento rápido, dispersão) desempenhadas no ambiente.

Souza [170] avaliando a população de *Artocarpus heterophyllus* em um fragmento do Jardim Botânico do Recife comprovou que a espécie já ultrapassou a fase de naturalização no fragmento e atualmente está em fase de expansão; ressaltam que isso se deve ao fato do número de 88 indivíduos reprodutivos de *A. heterophyllus* ter sido responsável pela continuidade da população introduzindo ao longo do tempo 357 novas árvores no fragmento.

Para avaliar o padrão espacial de invasão de *Artocarpus heterophyllus* nos trópicos, Oliveira [171] testou se a invasão da espécie nos trópicos é explicada pela estabilidade biótica ou pela ocupação humana. Os resultados mostraram que a estabilidade biótica não foi o melhor modelo para esclarecer a distribuição de *Artocarpus heterophyllus* na região neotropical e que a ocupação humana teve uma relação positiva e foi o melhor driver para explicar a presença de *A. heterophyllus* nos ecossistemas neotropicais. O autor afirma que a ocupação humana pode ter atuado de duas maneiras intrínsecas e de forma aditiva na invasão da espécie nos habitats. A demanda e o consumo do fruto da espécie pelos seres humanos ocasionam o aumento na pressão de propágulos e o fato da espécie conseguir se estabelecer

na fase primária de invasão pode ser agravado pelas perturbações do habitat gerada pela ação do homem.

Oliveira et al [172] realizaram um estudo sobre a utilização de agroflorestas e florestas protegidas por primatas na região sul da Bahia. O sistema agroflorestal presente no estudo se refere ao cultivo do cacau sob o sombreamento de árvores nativas (cabruca), mas nesses sistemas há também a presença de espécie exóticas e secundárias [165]. Os autores verificaram que *Artocarpus heterophyllus* foi a única espécie presente na dieta de todos os grupos de primatas, e que nessas áreas, a espécie estava disponível o ano inteiro e em grande abundância, sendo fonte de alimento dos primatas durante o período de escassez de outros frutos. O estudo demonstra que *A. heterophyllus* é um recurso fundamental para a manutenção e sobrevivência dos grupos de primatas da região.

Em uma pesquisa, também no sul da Bahia, sobre a efetividade de dispersão de sementes por primatas na Reserva Biológica de Una (REBIO), Bahia. Ferraço [19] mostrou que as espécies de primatas endêmicos consomem uma grande quantidade de frutos de *Artocarpus heterophyllus*, e que passam grande parte do seu período de forrageiro na copa desta espécie. Os resultados mostram que a distribuição espacial das jaqueiras na área da Rebio determina de maneira significativa a distribuição espacial da chuva de sementes de espécies nativas e exóticas produzidas pelo primata endêmico *Sapajus xanthosternos*.

A presença de *Artocarpus heterophyllus* em áreas invadidas tem demonstrado que a espécie pode ocasionar diversas alterações no ecossistema, desde alterações na composição de espécie até a exclusão de espécies nativas [167, 157, 173]. Embora haja o alerta dos pesquisadores sobre os perigos da invasão desta espécie e as consequências que a sua ação pode gerar no habitat, é primordial frisar que a espécie já atua em processos ambientais e que a sua retirada sem estudos e estratégias de manejo pode gerar ainda mais impactos ao ambiente [172].

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [1] Elton, C. S. 2000. The ecology of invasions by animals and plants. University of Chicago Press. 41
- [2] Simberloff, D., and Von Holle, B. 1999. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown?. *Biological invasions* 1:21-32.
- [3] Marchante, H., Marchante, E., & Freitas, H. 2005. Plantas Invasoras em Portugal: fichas para identificação e controlo. University of Coimbra.
- [4] CDB Decisão VI/23, Convenção sobre diversidade biológica, Decisão VI/23, 2002. <https://www.cbd.int/cop/cop-presidency/cop-08-presidency-report-pt.pdf>. Accessed in 17 July 2017. [5] Crawl, T. A., Crist, T. O., Parmenter, R. R., Belovsky, G., and Lugo, A. E. 2008. The spread of invasive species and infectious disease as drivers of ecosystem change. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6:238-246.
- [6] Ferrão, J. E. M. 1993. A aventura das plantas e os descobrimentos portugueses. Lisbon: Instituto de Investigação Científica Tropical.
- [7] Elevitch, C. R., and Wilkinson, K. M. 2000. Agroforestry guides for Pacific islands. Par.
- [8] Sampaio, A.B. 2013. African Invasive Grasses Expansion in Brasília National Park – a 10 years interval. In: Program: 12th Reunion on Ecology and Management of Alien Plant Invasions, Brazil 1:22-26.
- [9] Valéry, L., Fritz, H., Lefeuvre, J. C., and Simberloff, D. 2008. In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. *Biological invasions* 10:1345-1351.
- [10] Mittermeier, R. A., Fonseca, G. A., Rylands, A. B., and Brandon, K. 2005. Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. *Megadiversidade* 1:15-21
- [11] Zenni, R. D., and Ziller, S. R. 2011. An overview of invasive plants in Brazil. *Brazilian Journal of Botany* 34:431-446.
- [12] Andrade, L. A., Fabricante, J. R., Oliveira, F. X. 2009. Invasão biológica por *Prosopis juliflora* (Sw.) DC.: impactos sobre a diversidade e a estrutura do componente arbustivo-arbóreo da caatinga no Estado do Rio Grande do Norte, Brasil. *Acta bot. bras* 23:935-943.
- [13] Brasil. 2000. Decreto legislativo número 2, de 3 fevereiro de 1994. Convenção sobre Diversidade Biológica- CDB. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brazil. [14] Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, Florianópolis – SC. Base de dados nacional de espécies exóticas invasoras I3N Brasil. 2010 <http://i3n.institutohorus.org.br/www>. Accessed in 12 July 2017.

- [15] Parker, I. M., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P. M., Holle, V. B., Moyle, P. B., Byers, J. E., and Goldwasser, L. 1999. Impact: toward a

framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological invasions* 1:3-19.

[16] Silva, A. M. 2014. Avaliação da regeneração de espécies nativas e da influência de *Artocarpus heterophyllus* L. na fitodiversidade de uma área de floresta atlântica. Master's Thesis, Federal University Rural Pernambuco, Brazil.

[17] Morton, J. F. 1965. The jackfruit, (*Artocarpus heterophyllus* Lam.): its culture, varieties and utilization. In *Proceeding of the Florida State Horticultural Society* 78:336-344.

[18] Balbach, A. 1973. *As Frutas Na Medicina Doméstica*. São Paulo, Brazil.

[19] Ferraço, L.L. 2013. Efetividade da dispersão de semente pelo macaco-prego-do-peito-amarelo (*Sapajus xanthosternus*, Primates: Cebidae) em um mosaico florestal da Mata Atlântica: implicações para a regeneração de florestas. Master's Thesis. State University and Santa Cruz, Brazil.

[20] Heywood, V. H., and Watson, R. T. 1995. *Global biodiversity assessment*. Cambridge: Cambridge University Press.

[21] Lorenzi, H., and Matos, F. J. 2002. *Plantas medicinais no Brasil: nativas e exóticas*.

[22] Born, W., Rauschmayer, F., and Bräuer, I. 2005. Economic evaluation of biological invasions—a survey. *Ecological Economics* 55:321-336.

[23] Durigan, G. 2004. *Plantas do cerrado paulista: imagens de uma paisagem ameaçada*. Páginas & Letras Editora e Gráfica.

[24] Guimarães, M. A. 2003. Frugivoria por aves em *Tapirira guianensis* (Anacardiaceae) na zona urbana do município de Araruama, estado do Rio de Janeiro, sudeste brasileiro. *Atualidades ornitológicas* 116:12.

[25] Silva, M., Siqueira, E. R., and da Silva Costa, J. L. 2004. Hidrólise de diacetato de fluoresceína como bioindicador da atividade microbiológica de um solo submetido a reflorestamento. *Ciência Rural* 34:1493-1496.

[26] Cardoso, L. E., Covre, T. B., Ometto, R. G., Cavalcanti, D. C., and Pagani, M. I. 2004. Fitossociologia e caracterização sucessional de um fragmento de mata ciliar, em Rio Claro/SP, como subsídio à recuperação da área. *Revista do Instituto Florestal* 16:31-41.

[27] Vilela, E. D. A., Oliveira, A. D., Gavilanes, M. L., and Carvalho, D. D. 1993. Espécies de matas ciliares com potencial para estudos de revegetação no alto Rio Grande, Sul de Minas. *Revista Árvore* 17:117-128.43

[28] Cronk, Q. C., and Fuller, J. L. 2014. *Plant invaders: the threat to natural ecosystems*. Routledge.

[29] Williamson, M. H., and Fitter, A. 1996. The characters of successful invaders. *Biological conservation* 78:163-170.

- [30] Vitule, J. R. S., and Pozenato, L. P. 2017. Homogeneização biótica: Misturando organismos em um mundo pequeno e globalizado. *Estudos de Biologia* 34:83.
- [31] Ziller, S. R. 2001. Os processos de degradação ambiental originados por plantas exóticas invasoras. *Revista Ciência Hoje, São Paulo* 30:77-79.
- [32] Sampaio, A. B., and Schmidt, I. B. 2014. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. *Biodiversidade Brasileira* 2:32-49.
- [33] Carlton, J. T., and Ruiz, G. M. 2005. Vector science and integrated vector management in bioinvasion ecology: conceptual frameworks. *Scope-scientific committee on problems of the environment international council of scientific unions* 63:36.
- [34] Ziller, S. R. 2000. A estepe gramíneo-lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica. Federal University of Paraná.
- [35] Figueiroa, J. A., Castro, S. A., Marquet, P. A., and Jaksic, F. M. 2004. Exotic plant invasions to the mediterranean region of Chile: causes, history and impacts. *Revista Chilena de História Natural* 77:465-483.
- [36] Espíndola, M. B., Bechara, F. C., Bazzo, M. S., and Reis, A. 2005. Recuperação ambiental e contaminação biológica: aspectos ecológicos e legais. *Biotemas* 18:27-38.
- [37] Marchante, H. S. C. 2000. Invasão dos ecossistemas dunares portugueses por *Acacia*: uma ameaça para a biodiversidade nativa. Master's Thesis, University of Coimbra, Portugal.
- [38] Marchante, H., Morais, M., Freitas, H., and Marchante, E. 2014. Guia prático para a identificação de Plantas Invasoras em Portugal. Coimbra University Press.
- [39] Martins Romero, C., Leite, L. L., and Haridasan, M. 2004. Capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. *Revista Árvore* 28:5.
- [40] Barbosa, U. D. N. 2016. Aspectos ecológicos e influência de *Artocarpus heterophyllus* Lam. na estrutura do componente arbóreo de fragmento florestal urbano, Recife-PE. Master's Thesis, Federal University Rural Pernambuco.
- [41] Meehan, W. R. 1991. Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats: introduction and overview .44
- [42] Vitousek, P. M., and Walker, L. R. 1989. Biological invasion by *Myrica faya* in Hawai'i: plant demography, nitrogen fixation, ecosystem effects. *Ecological monographs* 59:247-265.
- [43] Davies, M.A. 2009. *Invasion Biology*. Oxford University Press.

- [44] Kueffer, C., and Daehler, C. C. 2009. A habitat-classification framework and typology for understanding, valuing, and managing invasive species impacts. In *Management of invasive weeds*. Springer, Dordrecht.
- [45] Klink, C. A., and Machado, R. B. 2005. A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade* 1:147-155.
- [46] Anic, V., Henríquez, C. A., Abades, S. R., and Bustamante, R. O. 2015. Number of conspecifics and reproduction in the invasive plant *Eschscholzia californica* (Papaveraceae): is there a pollinator-mediated Allee effect?. *Plant Biology*, 17:720-727.
- [47] Zavaleta, E. S., Hobbs, R. J., and Mooney, H. A. 2001. Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends in Ecology & Evolution* 16:454-459.
- [48] Williamson, M., and Fitter, A. 1996. The varying success of invaders. *Ecology* 77:1661-1666.
- [49] Geiseler, S. 2014. Efeitos da população de *Artocarpus heterophyllus* lam. sobre a estrutura do componente arbóreo e regenerante da Reserva biológicas de Saltinho, Tamandaré-PE. Master's Thesis, Federal University Rural de Pernambuco, Brazil.
- [50] Blum, J.C., Chang, A. L., Liljesthrm, M., Schenk, M. E., Steinberg, M. K., and Ruiz, G. M. 2007. A ascídia não-nativa *Ciona intestinalis* (L.) deprime a riqueza de espécies. *Jornal de Biologia Marinha Experimental e Ecologia* 342:5-14.
- [51] Rydin, H., and Borgegard, S. O. 1991. Características da planta ao longo de um século de sucessão primária em ilhas: o Lago Hjalmarén. *Ecology* 72:1089-1101.
- [52] Burke, M. J., and Grime, J. P. 1996. An experimental study of plant community invasibility. *Ecology* 77:776-790.
- [53] Tomback, D. F., and Linhart, Y. B. 1990. The evolution of bird-dispersed pines. *Evolutionary Ecology* 4:185-219.
- [54] Baker, H. G. 1991. The continuing evolution of weeds. *Economic Botany*, 45:445-449.
- [55] Rejmánek, M., and Richardson, D. M. 1996. What attributes make some plant species more invasive?. *Ecology*, 77:1655-1661.45
- [56] Sakai, A. K., Allendorf, F. W., Holt, J. S., Lodge, D. M., Molofsky, J., With, K. A., and McCauley, D. E. 2001. The population biology of invasive species. *Annual review of ecology and systematics* 32:305-332.
- [57] Menezes, C., da Silva, C. I., Singer, R. B., and Kerr, W. E. 2007. Competição entre abelhas durante forrageamento em *Schefflera arboricola* (Hayata). *Bioscience Journal*, 23.
- [58] Olyarnik, S.V.; Bracken, M.E.S.; Byrnes, J.E.; Hughes, A.R.; Hultgren, K.M. and Stachowicz, J.J. 2008. Ecological factors affecting community invasibility. Germany.

- [59] Colautti, R. I., Grigorovich, I. A., and MacIsaac, H. J. 2006. Propagule pressure: a null model for biological invasions. *Biological Invasions* 8:1023-1037.
- [60] Santana, O. A., and Encinas, J. I. 2008. Levantamento das espécies exóticas arbóreas e seu impacto nas espécies nativas em áreas adjacentes a depósitos de resíduos domiciliares. *Biotemas* 21:29-38.
- [61] Lonsdale, W. M. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology* 80:1522-1536.
- [62] Moyle, P. B., and Light, T. 1996. Biological invasions of fresh water: empirical rules and assembly theory. *Biological conservation* 78:149-161.
- [63] Levine, J. M., and D'antonio, C. M. 1999. Elton revisited: a review of evidence linking diversity and invasibility. *Oikos* 15-26.
- [64] Beirne, B. P. 1975. Biological control attempts by introductions against pest insects in the field in Canada. *The Canadian Entomologist* 107:225-236.
- [65] Higgins, S. I., Richardson, D. M., and Cowling, R. M. 2000. Using a dynamic landscape model for planning the management of alien plant invasions. *Ecological Applications* 10: 1833-1848.
- [66] Fox, M. D., and Fox, B. J. 1986. The susceptibility of natural communities to invasion. *Ecology of Biological Invasion: Na Australian Perspective*. Australian Academy of Sciences, Canberra.
- [67] D'Antonio, C. M., and Vitousek, P. M. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual review of ecology and systematics* 23:63-87.
- [68] Colautti, R. I., Ricciardi, A., Grigorovich, I. A., and MacIsaac, H. J. 2004. Is invasion success explained by the enemy release hypothesis?. *Ecology Letters* 7:721-733.
- [69] Keane, R. M., and Crawley, M. J. 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in ecology & evolution* 17:164-170.
- [70] Mitchell, C. E., and Power, A. G. 2003. Release of invasive plants from fungal and viral pathogens. *Nature* 421:625.
- [71] Inderjit, Cadotte, M.W. and Colautti, R.I. 2005. The ecology of biological invasions: past, present and future. In: *Invasive Plants: Ecological and Agricultural Aspects*. Birkhäuser Verlag, Basel 1:19–44.
- [72] Crawley, M. J. 1989. Insect herbivores and plant population dynamics. *Annual review of entomology* 34:531-562.
- [73] Stachowicz, J. J., Whitlatch, R. B., and Osman, R. W. 1999. Species diversity and invasion resistance in a marine ecosystem. *Science* 286:1577-1579.

- [74] Holle, B. V., and Simberloff, D. 2005. Ecological resistance to biological invasion overwhelmed by propagule pressure. *Ecology* 86: 3212-3218.
- [75] Marshall, D. J., Monro, K., Bode, M., Keough, M. J., and Swearer, S. 2010. Phenotype–environment mismatches reduce connectivity in the sea. *Ecology letters* 13:128-140.
- [76] Renault, D., Laparie, M., McCauley, S. J., and Bonte, D. 2017. Environmental Adaptations, Ecological Filtering, and Dispersal Central to Insect Invasions. *Annual review of entomology*.
- [77] Jones, M. L., Ramoneda, J., Rivett, D. W., and Bell, T. 2017. Biotic resistance shapes the influence of propagule pressure on invasion success in bacterial communities. *Ecology*. 98:1743-1749.
- [78] Seabloom, E. W., Harpole, W. S., Reichman, O. J., and Tilman, D. 2003. Invasion, competitive dominance, and resource use by exotic and native California grassland species. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100:13384-13389.
- [79] Fabricante, J. R. 2013. Plantas Exóticas e Exóticas Invasoras da Caatinga-Vol. 1. Bookess.
- [80] Alex Perkins, T., Phillips, B. L., Baskett, M. L., and Hastings, A. 2013. Evolution of dispersal and life history interact to drive accelerating spread of an invasive species. *Ecology Letters* 16:1079-1087.
- [81] Pyšek, P., Jarošík, V., Hulme, P. E., Pergl, J., Hejda, M., Schaffner, U., and Vilà, M. 2012. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology* 18:1725-1737.
- [82] Hulme, P. E. 2015. Invasion pathways at a crossroad: policy and research challenges for managing alien species introductions. *Journal of Applied Ecology*, 52:1418-1424.47
- [83] Wolkovich, E. M., and Cleland, E. E. 2014. Phenological niches and the future of invaded ecosystems with climate change. *AoB Plant* 6.
- [84] Perrings, C., Williamson, M., Barbier, E. B., Delfino, D., Dalmazzone, S., Shogren, J., Simmons, P., Waltkinson, A. 2005. Biological invasion risks and the public good: an economic perspective. *Conservation Ecology*, York 6:61. <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art1>. Accessed in 22 Sep 2017.
- [85] Sutherst, R. W. 2000. Climate change and invasive species: a conceptual framework. *Invasive species in a changing world* 1:211-240.
- [86] Radosevich, S. R., Stubbs, M. M., and Ghera, C. M. 2003. Plant invasions—process and patterns. *Weed Science* 51: 254-259.

- [87] Molofsky, J., Keller, S. R., Lavergne, S., Kaproth, M. A., and Eppinga, M. B. 2014. Human-aided admixture may fuel ecosystem transformation during biological invasions: theoretical and experimental evidence. *Ecology and evolution* 4:899-910.
- [88] Liebhold, A. M., Brockerhoff, E. G., and Kimberley, M. 2017. Depletion of heterogeneous source species pools predicts future invasion rates. *Journal of Applied Ecology* 54:1968-1977.
- [89] Shaw, A. K., Kokko, H., and Neubert, M. G. 2018. Sex difference and Allee effects shape the dynamics of sex-structured invasions. *Journal of Animal Ecology* 87: 3646.
- [90] Dick, J. T., Gallagher, K., Avlijas, S., Clarke, H. C., Lewis, S. E., Leung, S., Minchin, D., Caffrey, J., Alexander, M. E., Maguire, C., Reid, N., Haddaway, R. N., Farnsworth, D. K., Penk, M., Ricciardi, A., and Harrod, C. 2013. Ecological impacts of an invasive predator explained and predicted by comparative functional responses. *Biological Invasions* 15:837-846.
- [91] Alexander, M. E., Dick, J. T., Weyl, O. L., Robinson, T. B., and Richardson, D. M. 2014. Existing and emerging high impact invasive species are characterized by higher functional responses than natives. *Biology letters* 10:20130946.
- [92] Vonesh, J., McCoy, M., Altwegg, R., Landi, P., and Measey, J. 2017. Functional responses can't unify invasion ecology. *Biological invasions* 19: 1673-1676.
- [93] Richardson, D. M., and Pyšek, P. 2006. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in physical geography* 30:409-431.
- [94] Simberloff, D. 2014. Biological invasions: What's worth fighting and what can be won?. *Ecological Engineering*, 65:112-121.
- [95] Simberloff, D., and Vitule, J. R. (2014). A call for an end to calls for the end of invasion biology. *Oikos*, 123:408-413.
- [96] Simberloff, D., Martin, J. L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., and Pyšek, P. (2013). Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in ecology & evolution*, 28:58-66.
- [97] Courchamp, F., Fournier, A., Bellard, C., Bertelsmeier, C., Bonnaud, E., Jeschke, J. M., and Russell, J. C. 2017. Invasion biology: specific problems and possible solutions. *Trends in ecology and evolution* 32:13-22.
- [98] Lodge, D. M., Williams, S., MacIsaac, H. J., Hayes, K. R., Leung, B., Reichard, S., Mack, N. R., Moyle, B. P., Smith, M., Andow, A. D., McMichael, A., and Carlton, J. T. 2006. Biological invasions: recommendations for US policy and management. *Ecological applications* 16:2035-2054.

- [99] Simberloff, D. 2005. The politics of assessing risk for biological invasions: the USA as a case study. *Trends in Ecology & Evolution* 20:216-222.
- [100] Unep. 2005. Implications of the findings of the Millennium Ecosystem Assessment for the future work of the Convention – Addendum - Summary for decision makers of the biodiversity synthesis report. UNEP
- [101] Rossi, R. D., Martins, C. R., Viana, P. L., Rodrigues, E. L., and Figueira, J. E. C. 2014. Impact of invasion by molasses grass (*Melinis minutiflora* P. Beauv.) on native species and on fires in areas of campo-cerrado in Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 28:631-637.
- [102] Hughes, F., and Vitousek, P. M. 1993. Barriers to shrub reestablishment following fire in the seasonal submontane zone of Hawai'i. *Oecologia* 93:557-563.
- [103] D'Antonio, C. M. 2000. Fire, plant invasions, and global changes. *Invasive species in a changing world* 65-93.
- [104] Ehrenfeld, J. G. 2010. Ecosystem consequences of biological invasions. *Annual review of ecology, evolution, and systematics* 41:59-80.
- [105] Schramm, J. W., and Ehrenfeld, J. G. 2010. Leaf litter and understory canopy shade limit the establishment, growth and reproduction of *Microstegium vimineum*. *Biological Invasions* 12: 3195-3204.
- [106] Gómez-Aparicio, L., and Canham, C. D. 2008. Neighborhood models of the effects of invasive tree species on ecosystem processes. *Ecological Monographs* 78:69-86. [107] Liao, C., Peng, R., Luo, Y., Zhou, X., Wu, X., Fang, C., and Li, B. 2008. Altered ecosystem carbon and nitrogen cycles by plant invasion: A meta-analysis. *New phytologist* 177:706-714.
- 49
- [108] Duda, J. J., Freeman, D. C., Emlen, J. M., Belnap, J., Kitchen, S. G., Zak, J. C., and Montante, J. 2003. Differences in native soil ecology associated with invasion of the exotic annual chenopod, *Halogeton glomeratus*. *Biology and Fertility of Soils* 38:72-77. [109] Vanderhoeven, S., Dassonville, N., and Meerts, P. 2005. Increased topsoil mineral nutrient concentrations under exotic invasive plants in Belgium. *Plant and soil*, 275:69-179.
- [110] Ehrenfeld, J. G., Kourtev, P., and Huang, W. 2001. Changes in soil functions following invasions of exotic understory plants in deciduous forests. *Ecological applications* 11:1287-1300.
- [111] Ruesink, J. L., Feist, B. E., Harvey, C. J., Hong, J. S., Trimble, A. C., and Wisehart, L. M. 2006. Changes in productivity associated with four introduced species: ecosystem transformation of a 'pristine' estuary. *Marine Ecology Progress Series* 311:203-216.
- [112] Wallentinus, I., and Nyberg, C. D. 2007. Introduced marine organisms as habitat modifiers. *Marine pollution bulletin* 55:323-332.

- [113] Arroyo, M. T. K., Marticorena, C., Matthei, O., and Cavieres, L. 2000. Plant invasions in Chile: present patterns and future predictions. *Invasive species in a changing world* 385-421.
- [114] Lockwood, J. L., Hoopes, M. F., and Marchetti, M. P. 2013. *Invasion ecology*. John Wiley & Sons.
- [115] Vilà, M., Weber, E., and Antonio, C. M. 2000. Conservation implications of invasion by plant hybridization. *Biological invasions* 2:207-217.
- [116] Michaelides, S., While, G. M., Bell, C., and Uller, T. 2013. Human introductions create opportunities for intra-specific hybridization in an alien lizard. *Biological Invasions* 15:1101-1112.
- [117] Thompson, J. D. 1991. The biology of an invasive plant. *Bioscience* 41: 393–401
- [118] Pimentel, D., Zuniga, R., and Morrison, D. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological economics* 52:273-288.
- [119] Pejchar, L., & Mooney, H. A. 2009. Invasive species, ecosystem services and human well-being. *Trends in ecology & evolution* 24:497-504.
- [120] Lodge, D. M., Deines, A., Gherardi, F., Yeo, D. C., Arcella, T., Baldrige, A. K., and Howard, G. W. 2012. Global introductions of crayfishes: evaluating the impact of species invasions on ecosystem services. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 43:449-472.
- [121] Lodge, D. 2006. Six degrees of separation? Trade globalization and changing linkages among freshwater ecosystems. *Ecology in an era of globalization: challenges and opportunities for environmental scientists in the Americas*. Proceedings of the Ecological Society of America International Conference.
- [122] Bright, C. 1999. Invasive species: pathogens of globalization. *Foreign Policy* 50-64
- [123] Enloe, S. F., Ditomaso, J. M., Orloff, S. B., and Drake, D. J. 2004. Soil water dynamics differ among rangeland plant communities dominated by yellow starthistle (*Centaurea solstitialis*), annual grasses, or perennial grasses. *Weed Science* 52:929-935.
- [124] Dukes, J. S., Chiariello, N. R., Loarie, S. R., & Field, C. B. 2011. Strong response of an invasive plant species (*Centaurea solstitialis* L.) to global environmental changes. *Ecological Applications* 21:1887-1894.
- [125] Duncan, C. A., and Clark, J. K. 2005. Invasive plants of range and wildlands and their environmental, economic and societal impacts. *Weed Science Society of America*.
- [126] Pejchar, L., and Mooney, H. A. 2009. Invasive species, ecosystem services and human well-being. *Trends in ecology & evolution* 24:497-504.

- [127] Hoagland, P., and Jin, D. 2006. Science and economics in the management of an invasive species. *AIBS Bulletin* 56:931-935. [128] Zalba, S. M., and ZILLER, S. 2007. Propostas de ação para prevenção e controle de espécies exóticas invasoras. *Natureza & Conservação* 5:8-15.
- [129] Elevitch, C. R., and Manner, H. I. 2006. *Artocarpus heterophyllus* (jackfruit). *Species Profiles for Pacific Island Agroforestry* 1-25.
- [130] Morton, J. F. 1965. The jackfruit (*Artocarpus heterophyllus* Lam.): its culture, varieties and utilization. In *Proceeding of the Florida State Horticultural Society* 78:336-344.
- [131] Thomas, W. W., Garrison, J., and Arbela, A. L. 1998. Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brazil. *Biodiversity & Conservation* 7:311-322.
- [132] Sodhi, N. S., Peh, K. S. H., Lee, T. M., Turner, I. M., Tan, H. T., and Prawiradilaga, D. M. 2003. Artificial nest and seed predation experiments on tropical Southeast Asian islands. *Biodiversity & Conservation* 12:2415-2433.
- [133] Novelli, F. Z., Moreira, R. P. G., Duca, C., and Silva, A. G. 2010. O papel da barocoria na estruturação da população da jaqueira, *Artocarpus heterophyllus* Lam. na Reserva Biológica de Duas Bocas, Cariacica, Espírito Santo. *Natureza on line* 8:91-94.
- 51
- [134] Raíces, D. S., Ferreira, P. M., Mello, J. H., and Bergallo, H. G. 2017. Smile, you are on camera or in a live trap! The role of mammals in dispersion of jackfruit and native seeds in Ilha Grande State Park, Brazil. *Nature Conservation Research* 2:78-89.
- [135] Oliveira, L. C., Neves, L. G., Raboy, B. E., and Dietz, J. M. 2011. Abundance of jackfruit (*Artocarpus heterophyllus*) affects group characteristics and use of space by golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) in cabruca agroforest. *Environmental Management* 48:248-262. [136] Khan, M. L. 2004. Effects of seed mass on seedling success in *Artocarpus heterophyllus* L., a tropical tree species of north-east India. *Acta Oecologica* 25:103-110.
- [137] Crane, J. H., Balerdi, C. F., and Campbell, R. J. 2002. The Jackfruit (*Artocarpus heterophyllus* Lam.) in Florida. University of Florida IFAS Extension. Fact Sheet
- [138] Silva, J. H. V. D., Jordão Filho, J., Ribeiro, M. L. G., and Silva, E. L. D. 2007. Effect of the addition of jackfruit (*Artocarpus heterophyllus* Lam.) seeds bran in dietary on the egg production, yolk pigmentation and dropping humidity in japanese quails. *Ciência e Agrotecnologia* 31:523-530.
- [139] Chandrika, U. G., Wedage, W. S., Wickramasinghe, S. M. D., and Fernando, W. S. 2006. Hypoglycaemic action of the flavonoid fraction of. *African Journal of Traditional, Complementary and Alternative medicines (AJTCAM)* 3:42-50.

- [140] Maheswari, P.; Singh, U. 1965. Dictionary of economic plants of India. New Delhi: Indian Council of Agricultural Research.
- [141] Carvalho, P. C. L., Borges, A. D. J., and Teixeira, C. A. 2009. Propagação Assexuada da Jaqueira (*Artocarpus heterophyllus* Lam.) como Ferramenta para Conservação de Clones de Elite desta Espécie. *Revista Brasileira de Agroecologia* 4:2.
- [142] Prakash, O., Kumar, R., Mishra, A., & Gupta, R. 2009. *Artocarpus heterophyllus* (Jackfruit): an overview. *Pharmacognosy reviews* 3: 353.
- [143] Sato, M., Fujiwara, S., Tsuchiya, H., Fujii, T., Iinuma, M., Tosa, H., and Ohkawa, Y. 1996. Flavones with antibacterial activity against cariogenic bacteria. *Journal of ethnopharmacology* 54:171-176.
- [144] Khan, M. R., Omoloso, A. D., and Kihara, M. 2003. Antibacterial activity of *Artocarpus heterophyllus*. *Fitoterapia* 74:501-505.
- [145] Pereira, V. J., Kaplan, M. A. C. 2013 The high bioactivity of *Artocarpus*: an exotic genus. *Floresta e Ambiente* 20:1-15
- [146] Perdomo, M., and Magalhães, L. M. S. 2007. Ação alelopática da jaqueira (*Artocarpus heterophyllus*) em laboratório. *Floresta e Ambiente* 14:52-55.
- [147] Kumar, M., Lakiang, J. J., Gopichand, B. 2006. Phytotoxic effects of agroforestry tree crops on germination and radicle growth of some food crops of Mizoram. *Lyonia* 11:83-89.
- [148] Swami, S. B., Thakor, N. J., Haldankar, P. M., and Kalse, S. B. 2012. Jackfruit and its many functional components as related to human health: a review. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety* 11:565-576.
- [149] Boni, R., Novelli, F. Z., Silva, A.G. 2009. Um alerta para os riscos de bioinvasão de jaqueiras, *Artocarpus heterophyllus* Lam., na Reserva Biológica Paulo Fraga Rodrigues, antiga Reserva Biológica Duas Bocas, no Espírito Santo, Sudeste do Brasil. *Natureza online* 7: 51-55.
- [150] Prestes, M. E. B. (2000). A investigação da natureza no Brasil colônia. *Annablume*.
- [151] Dean, W. 2002. A Ferro e Fogo: A História e a Devastação da Mata Atlântica Brasileira. Companhia das Letras São Paulo Google Scholar.
- [152] Morton, J. F. 1987. Fruits of warm climates. JF Morton.
- [153] Chaves, C. M., Martins, H. F., Carauta, J. P., Lanna, S. J., Viannam M. C., and Silva, S. A. 1967. Arboreto carioca. Centro de Conservação da natureza, Rio de Janeiro.
- [154] Santos, A. D., Bergallo, H. G., and Rocha, C. D. 2008. Paisagem urbana alienígena. *Ciência hoje* 41:68-73.

- [155] Carauta, J. P. P., and Diaz, B. E. 2002. Figueiras no Brasil. Rio de Janeiro, RJ: Editora UFRJ.
- [156] Rosa, S. R. H. 2002. Fitossociologia e diversidade de espécies arbóreas em cabruca (Mata Atlântica raleada sobre plantação de cacau) na região sul da Bahia, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 16:89-101.
- [157] Abreu, R. C. R. 2008. Dinâmica de populações da espécie exótica invasora *Artocarpus heterophyllus* L.(Moraceae) no Parque Nacional da Tijuca-Rio de Janeiro. Master's Thesis, National School of Tropical Botany, Brazil.
- [158] Silva, J. F. 2014. Estudo fitossociológico em um remanescente de Floresta Atlântica visando dinâmica de espécies florestais arbóreas no município de Cabo de Santo Agostinho, PE. Master's Thesis, Federal University Rural Pernambuco, Brazil.
- [159] Atlântica, S. M. 2012. SOS Mata Atlântica e INPE. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica, no período de 2010 a 2011. 53
- [160] Stehmann, J. R. 2009. Plantas da floresta Atlântica. (Eds.). Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro.
- [161] Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., and Hirota, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological conservation* 142:1141-1153.
- [162] Fenesi, A. 2012. Traits influencing the invasion success of annual plant species. PhD Dissertation, Hungarian Academy of Sciences
- [163] Abreu, R. C. R. D., and Rodrigues, P. J. F. P. 2010. Exotic tree *Artocarpus heterophyllus* (Moraceae) invades the Brazilian Atlantic Rainforest. *Rodriguésia* 61:677-688.
- [164] Kageyama, P. Y., and Castro, C. D. A. 1989. Sucessão secundária, estrutura genética e plantações de espécies arbóreas nativas. *IPEF, Piracicaba* 41:83-93.
- [165] Atala, F., Bandeira, C. M., Martins, H. F., Coimbra, A. F., Chaves, C. M., Tâmara, R., and Vianna, M. C. 1966. Floresta da Tijuca. Trabalho executado pelo Centro de Conservação de Natureza.
- [166] Bandeira, C.M., 1993. Parque Nacional da Tijuca. Markom Books, São Paulo.
- [167] Fabricante, J. R., Araújo, K. C. T., Andrade, L. A., and Ferreira, J. V. A. 2012. Invasão biológica de *Artocarpus heterophyllus* Lam.(Moraceae) em um fragmento de Mata Atlântica no Nordeste do Brasil: impactos sobre a fitodiversidade e os solos dos sítios invadidos. *Acta Botanica Brasílica* 26:399-407.
- [168] Almeida, L. 2007. Guerra contra as Jaqueiras. *Revista Veja Rio*. URL http://planetasustentavel.abril.com.br/noticia/ambiente/conteudo_231827.shtml. Accessed in 28 July 2017.

[169] Siqueira, J.C. 2006. Bioinvasão Vegetal: Dispersão e propagação de espécies nativas e exóticas no campus da Pontifica Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC – Rio). Pesquisas Botânicas 57:319 – 330.

[170] Sousa, J. P.R.2006. Estrutura da comunidade arbórea e da regeneração natural em um fragmento de floresta urbana, Recife. Mather's Thesis, Federal University Rural de Pernambuco, Brazil.

[171] Oliveira, G. 2017. Human occupation explains species invasion better than biotic stability: evaluating *Artocarpus heterophyllus* Lam (Moraceae; jackfruit) invasion in the Neotropics. *Journal of Plant Ecology* 11:465-474.

[172] Oliveira, L. C., Hankerson, S. J., Dietz, J. M., and Raboy, B. E.2010. Key tree species for the golden-headed lion tamarin and implications for shade-cocoa management in southern

Bahia, Brasil. *Animal Conservation* 13:60-70.

[173] Bergallo, H. G. 2009. Jackfruit in Atlantic Forest. Brazil: Density and negative effects on small mammal community, seed dispersal and soil aggregation. In: *International Congress for Conservation Biology*.

[174] DE ROY, Karen et al. Environmental conditions and community evenness determine the outcome of biological invasion. *Nature communications*, v. 4, p. 1383, 2013.

Jackruits as seed attractors and nurses of early recruitment of native plant species in a secondary forest in Brazil.

Milena Gomes¹, Eliana Cazetta¹, Deborah Faria¹.

¹Applied Ecology and Conservation Lab, Programa de Pós-graduação Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz. Rodovia Ilhéus-Itabuna, km 16, 45662-000, Ilhéus, Bahia, Brazil.

Corresponding author: Milena Gomes (milena.uesc92@gmail.com)

Abstract

The Atlantic Forest is one of the most threatened tropical forests in the world, which has been drastically reduced and fragmented. In addition to the selective loss of species more sensitive to deforestation and fragmentation, the process of anthropic occupation and exploitation of the Atlantic Forest has in many cases led to the introduction of some exotic species, many of which occur spontaneously in native environments. Jacket (*Artocarpus heterophyllus*) is one of the oldest exotic species in Brazil. They were introduced into the national territory during colonization and are currently widely distributed, particularly in the Atlantic Forest. However, studies on the influence of the jackfruit on the native biota are still scarce. A previous study carried out in the Biological Reserve of Una revealed that a significant part of the diet of primates use the fruit of this exotic species and that the spatial distribution of the jackfruit exerts influence in the spatial pattern of the seed rain made by these primates. The objective of this study is to investigate seeds rain and early recruitment patterns under the canopy of jackfruit and of a native species, *Tapirira guianensis*. The seed rain and seedling recruitment were evaluated in 14 individuals of jackfruits and 14 individuals of natives species Tapirira. In each tree two seed traps of 60x60cm were installed and one plot of the same size were allocated to evaluate seedling recruitment. In total, 199 seeds and 134 seedlings were recruited under the canopy of both species. Considering the presence and absence of seeds and seedlings of the mother plant, the analyzes show that there was no difference in the abundance and richness of seeds and seedlings present under the canopy of both species. The composition of the seeds deposited under the canopies of the species differed in the abundance of plant seeds, but when we removed this effect we did not find differences in seed deposition among the species. However, the difference in composition of seedlings recruited between species was maintained even after the withdrawal of the mother plant effect. The results show that both species present a very diverse seed rain and

that the pattern of native seedling recruitment under the canopy of the exotic species does not differ from the pattern found under the canopy of the native species. Our findings highlight that this exotic species does not interfere negatively in the initial recruitment of native species, and considering its food value for the local fauna opens possibilities for its presence to stimulate the debate about the presence of exotic species in Conservation Units, since these can help in the restructuring and maintenance of forests in regeneration processes.

Key-Word: Invasive alien species, native species, seed rain, recruitment

Resumo

A Mata Atlântica é uma das florestas tropicais mais ameaçadas do mundo, a qual vem sendo drasticamente reduzida e fragmentada. Além da perda seletiva de espécies mais sensíveis ao desmatamento e a fragmentação, o processo de ocupação e exploração antrópica da Mata Atlântica, em muitos casos, levou a introdução de algumas espécies exóticas, as quais muitas estão presentes de maneira espontânea em ambientes nativos. A jaqueira (*Artocarpus heterophyllus*) é uma destas espécies exóticas que foi introduzida nestes ambientes durante a colonização e atualmente encontra-se amplamente distribuída no Brasil e, particularmente no bioma da Mata Atlântica, onde é registrada inúmeras vezes em unidades de conservação. No entanto, ainda são bastante raros os estudos mostrando de que maneira a presença destas espécies influencia a biota nativa. Estudo feito na Reserva Biológica de Una revelou que parte significativa da dieta de primatas da região utilizam o fruto desta espécie exótica e que a distribuição espacial das jaqueiras exerce influência no padrão espacial da chuva de sementes feita por estes primatas. Assim, este estudo tem como objetivo investigar a chuva de sementes e o padrão de recrutamento das espécies de plantas recrutadas sob a copa das jaqueiras e sob a copa da espécie nativa Tapirira guianensis (pau-pombo), de modo que auxilie a compreender a dinâmica atual desta espécie exótica e se a mesma difere do que é desempenhado por uma espécie nativa, também bastante consumida pela fauna da região. Para a amostragem da chuva de sementes e do recrutamento de plântulas sob a copa das espécies, foram selecionados 14 indivíduos de Jaqueiras e Pau-pombo. Em cada árvore foram alocados dois coletores de sementes de 60x60cm e um de mesmo tamanho para recrutamento de plântulas. Foram depositadas 199 sementes e 134 plântulas recrutadas sob a copa das duas espécies. Considerando a presença e ausência de sementes e plântulas da planta mãe, as análises mostram que não houve diferença na abundância e riqueza de sementes e plântulas presente sob a copa das espécies. A composição de sementes depositadas sob a copas das espécies diferem entre si na presença de sementes da planta, mas quando retiramos esse efeito não encontramos diferenças na deposição de sementes entre as espécies. No entanto, a diferença na composição de plântulas recrutadas entre as espécies se manteve mesmo após a retirada do efeito da planta mãe. Os resultados mostram que ambas as espécies apresentam uma chuva de sementes bastante diversa e que o padrão de recrutamento de plântulas nativas sob a copa da espécie exótica não difere do padrão encontrado sob a copa da espécie nativa. Nosso conjunto de dados mostram que esta espécie exótica não interfere negativamente no recrutamento inicial de espécies nativas, e considerando o seu valor alimentício para a fauna

local abre possibilidades para que a sua presença estimule o debate positivo sobre a presença de espécie exóticas em Unidades de conservação, uma vez que estas podem auxiliar na reestruturação e manutenção de florestas em processos de regeneração.

Palavras-chaves: Espécies exóticas invasoras, espécies nativas, chuva de sementes, recrutamento.

Introduction

Biological invasions are among the leading causes of biodiversity loss [80, 81], a process occurring globally at unprecedented levels [81]. Even those protected, relatively more pristine areas are now facing the consequences of biological invasions [83, 84, 85], although the knowledge regarding the invasion dynamics are still scarce [83]. However, understanding and predicting the impacts of invasive species depends on several factors, from the characteristics of the invasive species, abiotic factors, and even anthropic influences on these dynamics, being among one of the main environmental challenges at the present time [86, 87].

One of the main goals of studies on biological invasions is to evaluate the impact of invasive species on communities and on the invaded systems [5–7]. It has been assumed that alien species can modify ecological interactions that have emerged throughout evolutionary times [8, 9]. Negative interactions between exotic and native plants are expected as one of the most common consequences of biological invasions [10]. However, recent research points out that facilitating interactions between exotic and native species also occur [11], and this has been reported in a wide range of habitats [12–14]. As a result, the effects of the trophic cascades can restructure communities and bring changes that would not occur naturally in the environment [15–17].

In Brazil, the jackfruit (*Artocarpus heterophyllus*, Moraceae) is among one of the exotic species with greatest invasive potential [17]. Native to Southeast Asia [18], the species was introduced in several countries for food and landscaping [19]. Due to the high production of large, nutritious and fleshy fruits, the species is also widely used as a source of food for several species of frugivores, mainly mammals and birds [20]. Therefore, one of the major ecological effects usually caused by Jackfruit is the massive consumption of its fruits by the local faunas. As a result, large quantities of seeds may be dispersed by these consumers [21, 22], in a processes that may expand its distribution and changing the structure of the tree community [23] in areas that are suffering from degradation process and intense anthropic action, as is the case of the Atlantic Forest.

The intense anthropic occupation in the Atlantic Forest, a biome currently concentrating around 70% of the country population, facilitated the occurrence of jackfruits in rural and urban regions. For instance, the widespread use of jackfruits trees on the recovery of deforested areas, such as the Parque da Tijuca, was emblematic [17]. Jackfruits are among the exotic species that are reported invading several protected areas in Brazil

[17,19,29,23,103]. Some studies point out that the presence of this species represents a significant threat to the phytodiversity of the Atlantic Forest [44, 23, 40, 19, 43, 61], with managers taking population control measures with adult individuals' girdling and seedling withdrawal.

In the Atlantic forest of southern Bahia, the largest remnants of coastal forests in the Northeast, jackfruits are very abundant in agroforest systems, but also in forests [21, 25, 26]. The species is widely used as food sources for primates [27, 28], and a recent study conducted within the boundaries of the Una Biological Reserve (RebioUna), one of the largest continuous blocks of forest in the region, the monitoring of a group of *S. xanthosternos* showed that this species is an important seed disperser able to transport a high diversity of seeds between preserved areas to regenerating forests [29]. However, much of the foraging time of this group was concentrated under the canopy of exotic trees, especially the jackfruit [29]. The intense seed rain deposited by the monkey under the canopy of this exotic species reveals that the spatial location of the jackfruit determines the seed rain produced by the endemic primate. Considering that this primate is one of the largest dispersers still present in the region, and that other studies point to jackfruits as important attractors of seed rain, we must understand the influence of this exotic species on the recruitment success of these seeds. Depending on such assessment, we hypothesize that the exotic trees could play different roles on the regeneration potential of the local forests. High recruitment success of a high diversity of native plants would indicate that these exotic elements, in addition to its role of important food sources for frugivores, would also allow forest restoration. By contrast, if the concentrated and diverse seed rain has little chance to recruit, the presence of jacks would rather function as an ecological trap.

In this context, the objective of this study was to evaluate seed rain and early recruitment patterns under the canopy of jackfruits in a secondary forest within the limits of a protected area in Southern Bahia, Brazil. We compared the patterns with those reported under the canopy of a native species, very abundant in the region that also attracts a variety of frugivorous, the tapirira (*Tapirira guianensis*) [22, 28, 29, 32]. Considering that the two species occur in the same secondary forest area [29], we expect that seed rain will be high under the canopy of both species, but the recruitment of native seedlings will be larger under the tapirira canopy due to the greater competitive pressure of jackfruit individuals.

Methods

Study area

The study was carried out in the Rebio-Una (15 ° 17'S, 39 ° 04'W), located in the municipality of Una, Southern Bahia, Brazil. It is a federally protected area representing one of the few and most important forest remnants of the Atlantic Forest of northeastern Bahia [1]. The landscapes in the region are composed of forest fragments under different levels of regeneration, immersed in an antropogenic matrix that includes pastures, secondary forest, and forest crops such as cocoa (*Theobroma cacao*), piaçava (*Attalea funifera*), and rubber trees (*Hevea brasiliensis*) [2]. The original vegetation is classified as lowland wet forest [1], a climatic type Af according to the classification of Köppen [3], being characteristic of rainforests, humid and hot with annual rainfall of 1800 mm, without a defined dry season and with average temperature around 24 - 25°C [4].

Sampling design

The study area comprises the foraging sites of an endemic primate, the yellow-breasted-capuchins, monitored in a previous study conducted on the region [29]. During this study a group formed by 33 individuals was reported foraging within this forest mosaic, comprising mature and secondary forests, but also areas of shade cacao and rubber tree plantations, located on private properties surrounding the forest reserve. The capuchins fed on a series of native tree species, such as tapirira but also on two exotic species, the jackfruits and *Elaeis guinanesis* (Figure 2). The jackfruit is spatially aggregated in secondary forests and closer to pasture and rubber trees, with few individuals distributed in the transition range between secondary and mature forest. By contrast, most of the tapirira individuals are regularly spaced in the transition area between secondary forest and mature forest.

In order to evaluate seed rain and recruitment of seedlings, areas with a predominance of tapir and without jackfruit influence in a minimum radius of 100 meters were selected, and areas with a predominance of jackfruit and without influence of tapirira in a minimum radius of 100 meters. The minimum distance between the individuals of jacks was 10 meters, being the same distance between the individuals of pigeon. Only those individuals that occurred in the secondary forest, where most of the jackfruit and tapirira trees were located, were selected and where they were recorded by Ferraço [29] as being an area of deposition of the rainfall of seeds produced by the primates of the region. A total of 14 trees of jackfruit and 14

trees of tapirira were used, with a minimum distance of 10 meters between each individual tree.

Seed rain and early recruitment

We installed 56 seed traps in the study area, 28 under the canopy of each species, having a minimum distance of 12 meters, 2 traps per plant. Each seed trap was made with 20 mm PVC pipe, framing a 60cmx60cm net [synthetic shading fabric - comprising a sampling area of 360cm²], suspended approximately 50cm from the ground. The area under the canopy of each tree was divided into four quadrants and the traps were randomly set up in two of these quadrants, close to the trunk of the plant. We kept all the collected seeds in paper bags to further identification in the laboratory. Seeds were compared to a previous reference collection from the Applied Ecology Lab, at the UESC, and identified to the lowest taxonomic level.

Recruitment under the canopy of jackfruit and tapirira was estimated by the number of seedlings present in 60cmx60cm plots (Figure 4), demarcated with 20mm PVC pipe positioned in one of the two remaining quadrants not occupied by the seed rain trap. We allocated a total of 28 recruitment plots, one for each sampling tree. Seed recruitment was considered by the set of seedlings recruited after the beginning of the study, including seedlings and juveniles. We assessed seed rain and recruitment plots every month for 6 months, except during July, when the sampling was not possible due to security issues. Seedlings were considered as: 1. Individuals up to 3mm thick at the base of the plant; 2. Single stem individuals; 3. Individuals with evidence of seed germination (follow the monthly follow-up for six months of the field). The seedling were separated into morphospecies and identified to the family level whenever possible using the literature [33].

Statistical analyses

We used Generalized Linear Models (GLM) to examine differences in seed and seedling abundance and richness under the jackfruit and tapirira trees. For this analysis, we divided the variables into categories to obtaining a complete factorial (interaction between factors) that demonstrates the effect of the abundance and richness of seedling and seeds among the focal species. The dependent variables - seedlings and seeds - were used as factors, and the tree species (tapirira and jackfruit) as independent variables. We used Poisson error distribution (log-linear models) and when the data presented over-dispersion, we assumed a quasi poisson

distribution .

To evaluate the taxonomic composition of seeds and seedlings between the two focal species, we performed a Permutational Multivariate Variance Analysis (PERMANOVA) [34] based on Bray-Curtis dissimilarity matrices. In order to visualize the possible differences in seed and seedling composition among the predictors, we used non-metric Multidimensional Scale (NMDS) analysis.

Results

A total of 199 seeds were collected from 30 species (Table 1) along the 28 focal trees. Of the total of 129 seeds found under the canopy, 104 seeds were jackfruits, and the remaining 25 seeds belonged to 14 native species. Similarly, of the 70 seeds reported under the tapirira canopy, 49 seeds were from 22 different species other than tapirira (Table 1). In the same period, a total of 134 seedlings of 22 species recruited under the canopy of the two focal species. Of these, 79 seedlings were observed under the jackfruits, 60 seedlings of jackfruit and the remaining 19 seedlings of 10 native species. Of the 55 seedlings recruited under tapirira trees, 25 seedlings were tapirira, leaving 30 seedlings distributed in 5 species, 9 families (Table 2).

The results obtained for the abundance of seeds and seedlings recruited indicate that exotic and native species present similar abundance of seeds and seedlings (Table 3, Fig. 3). Excluding the seeds and seedlings of the mother plant, we also did not find significant differences in the abundance between the two species analyzed (Table 4). Considering the richness of seed deposited and of seedlings recruited, both species present similar seeds and seedling richness under their canopy (Table 5, Figure 4). When analyzing seed and seedling richness by removing the effect of the mother plant, we also did not find significant differences in the richness of deposited seed species and seedlings recruited under the canopy of the evaluated species (Table 6).

However, both species differ in the composition of seeds (Table 7, Fig. 5) and seedlings reported under their canopies (Table 7, Fig. 6). However, while differences in seed composition were attributed to a seed effect of the parent plant (Fig. 5), the seedling assemblage in each focal species differed even after the exclusion of those seedlings (Table 7, Fig. 6).

Discussion

Our study reinforces that jackfruits are important perches attracting a rich and diverse seed rain comprising native species in our area of study. In addition, despite the great abundance of seeds and recruiting individuals of this species, we found no evidence that the presence of this exotic species reduces the chances of early recruiting of native plants growing under its canopy. In other words, we report that the patterns of seed rain and recruitment of native seedlings under the canopy of jackfruits is similar to the pattern found for a native and abundant zoochoric species. Both focal tree species, the exotic jackfruits and the native tapirira, exhibit a large variety of seeds deposited under their canopies and with equal chances of recruiting native seedlings. The diverse seed rain under the canopy of the two species shows the great role that both exert in the potential of forest regeneration. The monitored jackfruits are used as perches for foraging frugivorous species, thus attracting a diverse seed rain, with similar species composition as the seed rain reported under the tapirira species. In both tree species, seeds were capable of germinating and going through the first phase of recruitment, but at this stage, plant assemblages from both species diverge in their composition.

The tropical climate along a large strip of the Atlantic Forest, with intense frequency of rainfall and high average temperatures [48], guarantees to the exotic species favorable conditions to an abundant fruiting throughout the year. Each tree can produce more than 100 fruits, each averaging 500 seeds [18]. Furthermore, the dispersal of the jackfruit seeds occurs mainly through barocory, therefore a large part of the fruits are deposited under the canopy of the mother plant [17, 19, 35, 43], with a high recruitment rate [44, 45]. In many cases, the high availability of fruits and seeds produced by the exotic species is so high that it may exceed the consumption capacity by consumers, as reported in Ilha Grande State Park, Brazil [24]. This deficit of consumers is likely to be greater in defaunated areas, because the low abundance of consumers further increase the abundance of viable seeds and recruiting individuals under the canopy of the jackfruits.

In addition to seed predation, terrestrial mammals may also play an important role in the secondary dispersal of jackfruits, consuming and dispersing the fallen seeds under the mother plant. Raíces et al. [24] evaluating the role of mammals in the Jackfruit seed dispersal in Ilha Grande State Park, Brazil, found that the terrestrial mammals species *Didelphis aurita*, *Cuniculus paca* and *Trinomys dimidiatus* are among the main dispersers of jackfruit seeds. Species can compete to seed dispersers, particularly in highly defaunated areas.

Therefore, the high local abundance of seeds of exotic species would increase its dispersal in detriment of this service to the remaining native species [24]. In southern Bahia, primates represent one of the few frugivorous mammals capable of effectively disperse medium and large seeds, whose original dispersers are locally extinct due to hunting [28, 41]. Oliveira et al. [78], studying the use of agroforests and primate protected forests in the this region, found that jackfruits are the only species found in the diet of all groups of primates, present in great abundance and being consumed during periods of fruit shortage. In this case, primates consume fruits still hanging on the tree, that is, before falling ripe to the ground. However, at least in the case of the primate *S. xanthosternos*, the dispersal effectiveness is quite small [29].

Although studies have shown that jackfruits can restrict the initial recruitment of native species, reducing the diversity of native plant assemblages [17, 23, 44, 45, 61], we did not find such effect in our study. The seed rain and recruiting assemblage reported under the monitored jackfruit individuals are both as diverse and as abundant when compared to the native tapirira trees. In addition, seed rain composition is similar between both focal species, even considering that jackfruits and tapirira differ regarding the foraging frugivore assemblage. The native species tapirira exhibits a high production of small black fruits, attracting a dispersing fauna different from that reported for the exotic species, like several birds with varied strategies of capture and manipulation of the seeds [32, 37, 38]. That is, while the primary and secondary dispersal of the jackfruits occur, respectively, by barocory and terrestrial mammals [18, 24, 35, 39, 40], birds (and small mammals) are main consumers and dispersers of tapirira fruits, even though primates also consume tapirira fruits.

Despite the differences mentioned above, when we excluded the presence of seeds produced by the mother plant, we found a high similarity in the composition of the seed rain between them. Both species present a rich, abundant and diverse rain of seeds, which together make up at least 21 species of native flora.

However, this similarity in the seed rain is not reflected in the composition of the recruiting assemblage. Among the major factors influencing plant recruitment are the availability - quantity and quality - of safe sites for germination, and predation pressure [46, 47]. These factors may act as barriers limiting seed recruitment at specific sites [53]. Differences in conditions under the canopy of the two species can determine different responses in the germination capacity of the seed assemblage. Among the emergent species

with higher abundance under the jackfruit canopy are some species characteristic of secondary succession, *Sapotacea* and *Myrtaceae*. In particular, the genus *Inga* was very abundant and recruited exclusively under the exotic tree [39]. *Inga* and jackfruit seeds have similar characteristics, they are recalcitrant, have higher growth rates when exposed to light, and when water is reduced below 29%, the seeds are unable to germinate [57-59]. Although the jackfruit is classified as shade tolerant species, its seeds germinate better in intermediate clearings than in shaded areas [56].

Nevertheless, it should be emphasized that the early recruitment of native plants under the jackfruits does not guarantee their establishment into the subsequent ontogenetic stages [60]. Most likely, as seedlings of this exotic species develop, these dynamics can undergo changes due to density-dependent mortality [45]. In fact, Silva [45] evaluating the mortality of regenerant component of native species under jackfruit canopy revealed a lower abundance of native regenerants in the presence of the exotic species than in areas where the species was absent.

Implications for conservation

Habitat loss has led to a decrease in fruit availability in the southern region of Bahia, mainly from shade-tolerant species [102]. The presence of jackfruits in RebioUna might play an important role in the maintenance of frugivore populations in the region, mainly during lean periods [27]. Due to this characteristic any recommendation or management strategy should be carefully evaluates. The usual management strategy of withdrawal the exotic species from conservation area, might have more complex effects and generate strong impacts under the community of local frugivores [27]. Our results reinforce the importance of this exotic species as an important seed rain attractor, containing a high number of native species, important to forest regeneration. Our results suggest that this exotic species does not limit the early recruitment of the native seedlings, that is, at this at the early stage of recruitment the jacks act as important sources of seeds capable of germinating, comparable to that found in another native species equally important and attractive to frugivores. Whether this pattern remains unchanged over time, it is possible to picture the jacks acting as an exotic element with relevance to forest regeneration and recovery of degraded areas. However, our results highlight important aspects because (1) small differences in the

composition of native seedlings recruited may represent large differences in the long term, and (2) the jacks may present a greater competitive advantage in later recruitment stages, limit the recruitment of other plants and acting as an ecological filter with adverse effects under forest regeneration. To propose the use or control of jacks in management actions, it is essential to investigate in more detail, if the recruits will successfully establish. Thus, it is necessary to move forward to better understand the role of these exotic trees in the successional trajectory of the local community.

REFERÊNCIAS

- [1] Oliveira, F. A. T., and Fontes, M. A. L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32:793-810.
- [2] Oliveira, S.N., Carvalho, O. A., Gomes, R.A., Guimarães, R.F., Manus, C. M. 2017. Landscape-fragmentation change due to recent agricultural expansion in the Brazilian Savanna, Western Bahia, Brazil. *Reg Environ Chang* 17:411–423.
- [3] Williams, J. L., Kendall, B.E., Levine, J.M. 2016. Rapid evolution accelerates plant population spread in fragmented experimental landscapes. *Science* 353:482–485.
- [4] Ziller, S. R. (2007). Manejo adaptativo de espécies exóticas invasoras: colocando a teoria em prática. *Natureza & Conservação* 5:16-22.
- [5] Parker, I.M., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P. M., Williamson, M.H., Holle, V. B., Moyle, P. B., Byers, J. E. 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions* 1:3–19
- [6] Kolar, C. S., Lonsdale, D.M. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology Evolution* 16:199–204.
- [7] Byers, J. E., Reichard, S., Randall, J. M., Parker, I. M., Smith, C. S., Lonsdale, W. M., Atkinson, I. A. E., Seastedt, R. T., Williamson, M., Chornesky, E., Hayes, D. 2002. Directing Research to Reduce the Impacts of Nonindigenous Species. *Conservation Biology* 16:630-640.
- [8] Traveset, A., Richardson, D. M. 2014. Mutualistic Interactions and Biological Invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 45:89-113
- [9] Christian, C. E. 2001. Consequences of a biological invasion reveal the importance of mutualism for plant communities. *Nature* 413:635.
- [10] Crooks, J. A. 2002. Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: The role of ecosystem engineers. *Oikos* 97:153–166.
- [11] Rodriguez, L. F. 2006. Can invasive species facilitate native species? Evidence of how, when, and why these impacts occur. *Biological Invasions* 8:927–939.
- [12] Schwindt, E., Bortolus, A., Iribarne, O. O. 2001. Invasion of a Reef-builder Polychaete: Direct and Indirect Impacts on the Native Benthic Community Structure. *Biological Invasions* 3:137–149.
- [13] Braithwaite, R. W., Lonsdale, W.M., Estbergs, J. A. 1989 Alien vegetation and native biota in tropical Australia: the impact of mimosa pigra. *Biological Conservation* 48(3):189–210.
- [14] Duffy, K. C., and Baltz, D. M. 1998. Comparison of fish assemblages associated with native and exotic submerged macrophytes in the Lake Pontchartrain estuary, USA. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 223:199-221.

- [15] Posey, M. H. 1988. Community changes associated with the spread of an introduced seagrass, *Zostera japonica*. *Ecology* 69:974-983.
- [16] Posey, M. H., and Wigand, C. 1993. Effects of an introduced aquatic plant, *Hydrilla verticillata*, on benthic communities in the upper Chesapeake Bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 37:539-555.
- [17] Abreu, R. C. R. D., and Rodrigues, P. J. F. P. 2010. Exotic tree *Artocarpus heterophyllus* (Moraceae) invades the Brazilian Atlantic Rainforest. *Rodriguésia*, 61:677-688.
- [18] Thomas, C. A. 1980. Jackfruit, *Artocarpus heterophyllus* (Moraceae), as source of food and income. *Economic Botany* 34:154-159.
- [19] Abreu, R. C. R., Rodrigues, D. R., Armelin, R. S. 2008. *Dinâmica de populações da espécie exótica invasora Artocarpus heterophyllus L. (Moraceae) no Parque Nacional da Tijuca - Rio de Janeiro*. Master's Thesis, Botanical Garden Research Institute of Rio Janeiro, Rio Janeiro, Brazil.
- [20] Lapenta, M. J., and Procópio, P. P. 2009. The Fate of Seeds Dispersed by Golden Lion Tamarins (*Leontopithecus rosalia*) in an Atlantic Forest Fragment, Brazil. *Tropical Conservation Science* 2:266-281.
- [21] Faria, D., Mariano, N. E., Martini, A. M. Z., Ortiz, J. V., Montingelli, R., Rosso, S., and Baumgarten, J. 2009. Forest structure in a mosaic of rainforest sites: the effect of fragmentation and recovery after clear cut. *Forest Ecology and Management* 257:2226-2234.
- [22] Oliveira, L. C., Hankerson, S. J., Dietz, J. M., & Raboy, B. E. 2010. Key tree species for the golden-headed lion tamarin and implications for shade-cocoa management in southern Bahia, Brazil. *Animal Conservation* 13:60-70.
- [23] Fabricante, J. R. 2013. Sociabilidade de espécies da mata atlântica com a exótica invasora *Artocarpus heterophyllus* Lam. *Revista de Biologia Neotropical* 10:18-25.
- [24] Raíces, D. S., Ferreira, P. M., Mello, J. H., & Bergallo, H. G. 2017. Smile, you are on camera or in a live trap! The role of mammals in dispersion of jackfruit and native seeds in Ilha Grande State Park, Brazil. *Nature Conservation Research* 2:78-89.
- [25] Leal, C. G., and Gusmão, C. I. 2003. *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. Island Press.
- [26] Sambuichi, R. H., Vidal, D. B., Piasentin, F. B., Jardim, J. G., Viana, T. G., Menezes, A. A., Mello, D. L. N., Ahnert, D., and Baligar, V. C. 2012. Cabruca agroforests in southern Bahia, Brazil: tree component, management practices and tree species conservation. *Biodiversity and Conservation* 21:1055-1077.
- [27] Oliveira, L. C., Neves, L. G., Raboy, B. E., and Dietz, J. M. 2011. Abundance of jackfruit (*Artocarpus heterophyllus*) affects group characteristics and use of space by golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) in cabruca agroforest. *Environmental Management* 48:248-262.

- [28] Canale, G. R., Suscke, P., Rocha, L., Bernardo, C. S., Kierulff, M. C. M., and Chivers, D. J. 2016. Seed Dispersal of Threatened Tree Species by a Critically Endangered Primate in a Brazilian Hotspot. *Folia Primatologica* 87:123-140.
- [29] Ferraço, L. L. 2013. *Efetividade da dispersão de sementes pelo macaco-prego-do-peito-amarelo (Sapajus xanthosternos, Primates: Cebidae) em um mosaico florestal da Mata Atlântica: implicações para a regeneração de florestas*. Master's Thesis, State University of Santa Cruz.
- [30] Perdomo, M., Magalhães, L. M. S. 2007 Ação alelopática da jaqueira (*Artocarpus heterophyllus*) em laboratório. *Floresta e Ambiente* 14:52–55.
- [31] Takami, N. Y. 2015. Atividade alelopática e substância alelopática em folhas de jackfruit. *Journal Tropical For Science* 27:277–281.
- [32] Guimarães, M. A. 2003. Frugivoria por aves em *Tapirira guianensis* (Anacardiaceae) na zona urbana do município de Araruama, estado do Rio de Janeiro, sudeste brasileiro. *Atualidades ornitológicas* 116:12.
- [33] Gentry, H. A. 1993. *A field guide to the families and genera of woody plants of northwest South America (Colombia, Ecuador, Peru) with supplementary notes on herbaceous taxa*. University of Chicago Press, Chicago.
- [34] Anderson, M. J., & Walsh, D. C. 2013. PERMANOVA, ANOSIM, and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: what null hypothesis are you testing? *Ecological monographs* 83:557-574.
- [35] Morton, J. F. 1965. The jackfruit, (*Artocarpus heterophyllus* Lam.): its culture, varieties and utilization. In *Proceeding of the Florida State Horticultural Society* 78: 336-344.
- [36] Vieira, I. C. G., Proctor, J. 2007. Mechanisms of plant regeneration during succession after shifting cultivation in eastern Amazonia. *Plant Ecology* 192:303–315.
- [37] Silva, C., Mendonça, D. G. A., Santos, M. H., Jackson, B., Almeida, M. 2014. Primeiro registro do sabiá - uma *Turdus flavipes* (Passeriformes: *Turdidae*) para o estado de Sergipe, nordeste do Brasil. *Atualidades Ornitológicas* 177.
- [38] Ribeiro, L. B., and Silva, M. G. 2005. Comportamento alimentar das aves Pitangus sulphuratus, Coereba flaveola e Thraupis sayaca em palmeiras frutificadas em área urbana. *Revista de Etologia* 7:39-42.
- [39] Oliveira, A. F., Silva, M. F. F., and Rayol, B. P. 2005. Potencial de uso das espécies arbóreas de uma floresta secundária, na Zona Bragantina, Pará, Brasil. *Acta Amazônica*, 35:413-420.
- [40] Mileri, M., Passamani, M., Eutrópio, F., & Oliveira, A. 2012. Removal of Seeds of Exotic Jackfruit Trees (*Artocarpus Heterophyllus*, Moraceae) in Native Forest Areas with Predominance of Jackfruit Trees in the Duas Bocas Biological Reserve, Southeastern Brazil. *International Journal of Ecosystem* 2:93-98.

- [41] Rocha, S. J., Bonfim, F. C., Bernardo, S. C. 2015. Importância da reserva biológica de uma na conservação de mamíferos da mata atlântica do sul da Bahia. *XII Congresso de Ecologia do Brasil*.
- [42] Zucaratto, R., Carrara, R., Franco, B. 2010. Dieta da paca (*Cuniculus paca*) usando métodos indiretos numa área de cultura agrícola na Floresta Atlântica brasileira. *Biotemas* 23:235–239
- [43] Novelli, F. Z., Moreira, R. P. G., Duca, C., and Silva, A. G. 2010. O papel da barocoria na estruturação da população da jaqueira, *Artocarpus heterophyllus* Lam. na Reserva Biológica de Duas Bocas, Cariacica, Espírito Santo. *Natureza online* 8:91-94.
- [44] Boni, R., Novelli, F. Z., Silva, A. G. 2009. Um alerta para os riscos de bioinvasão de jaqueiras, *Artocarpus heterophyllus* Lam., na Reserva Biológica Paulo Fraga Rodrigues, antiga Reserva Biológica Duas Bocas, no Espírito Santo, Sudeste do Brasil. *Natureza online* 7:51–55.
- [45] Silva, A. M. *Avaliação da Regeneração de espécies nativas e da influência de Artocarpus heterophyllus L. na fitodiversidade de uma área de Floresta Atlântica*. Master's Thesis, University Federal Rural de Pernambuco.
- [46] Janzen, D. H. 1971. Seed predation by animals. *Annual review of ecology and systematics* 2:465-492.
- [47] Crawley, M. J. 1990. The population dynamics of plants. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 330:125-140.
- [48] Souza, L. A. 1996. A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. *AEDOS* 3:8.
- [49] Moura, R. T. 2003. Distribuição e ocorrência de mamíferos na Mata Atlântica do sul da Bahia. Institute of Socio-Environmental Studies of Southern Bahia and Conservation International do Brasil.
- [50] Pardini, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity & Conservation*, 13:2567-2586.
- [51] Harper, J. L. 1977. Population biology of plants. *Population biology of plants*.
- [52] Araujo, M. M., Longhi, S. J., Barros, P. D., and Brena, D. A. 2004. 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* 66:128-141.
- [53] Zimmerman, J. K., Pascarella, J. B., and Aide, T. M. 2000. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration ecology*, 8:350-360.
- [54] Alvarez, B. E. R., and Martinez, R. M. 1990. Seed bank versus seed rain in the regeneration of a tropical pioneer tree. *Oecologia*, 84:314-325.

- [55] Crawley, M. J. 2000. Seed predators and plant population dynamics. *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities* 2:167-182.
- [56] Khan, M. L. 2004. Effects of seed mass on seedling success in *Artocarpus heterophyllus* L., a tropical tree species of north-east India. *Acta Oecologica* 25:103–110.
- [57] Barrozo, L. M., Ursulino, E. A., Araújo, L. R., Anjos, S. D. V., Medeiros, D. S., and Santos, J. C. 2014. Quality seeds inga physiological function of drying. *BIOSCIENCE JOURNAL*, 30: 645-654.
- [58] Wesley, S. J., Pammenter, N. W., Berjak, P., and Walters, C. 2001. The effects of two drying rates on the desiccation tolerance of embryonic axes of recalcitrant jackfruit (*Artocarpus heterophyllus* Lamk.) seeds. *Annals of Botany*, 88:653-664.
- [59] Silva, K. S., Mendonça, V., Medeiros, L. F., Castro, P. S., and Góis, G. B. 2010. Influência do tamanho da semente na germinação e vigor de mudas de jaqueira (*Artocarpus heterophyllus* Lam.). *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável* 5:217-221.
- [60] Siqueira, C. D. 2006. Bioinvasão vegetal: dispersão e propagação de espécies nativas e invasoras exóticas no campus da pontifícia universidade católica do rio de janeiro. *Pesquisa Botânica* 57:319–329.
- [61] Barbosa, U. D. N. 2016. *Aspectos ecológicos e influência de Artocarpus heterophyllus Lam. na estrutura do componente arbóreo de fragmento florestal urbano, Recife-PE*. Master's Thesis, Universidade Federal Rural de Pernambuco.
- [62] Lugo, A. E. 1997. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. *Forest Ecology and Management*, 99:9–19.
- [63] Rodriguez, L. F. 2006. Can invasive species facilitate native species? Evidence of how, when, and why these impacts occur. *Biological Invasions* 8:927-939.
- [64] Keenan, R., Lamb, D., Woldring, O., Irvine, T., and Jensen, R. 1997. Restoration of plant biodiversity beneath tropical tree plantations in Northern Australia. *Forest Ecology and Management* 99:117-131.
- [65] Parrotta, J. A. 1992. The role of plantation forests in rehabilitating degraded tropical ecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 41:115-133.
- [66] Parrotta, J. A., Turnbull, J. W., and Jones, N. 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99:1-7.
- [67] Galindon, J. M., Pasion, B., Tongco, M. D., Fidelino, J., Duya, M. R., and Ong, P. 2018. Plant diversity patterns in remnant forests and exotic tree species-based reforestation in active limestones quarries in the Luzon and Mindanao biogeographic sub-regions in the Philippines. *Ecological Research*, 1-10.
- [68] Wolfe, B. T., Dent, D. H., Deago, J., and Wishnie, M. H. 2015. Forest regeneration under *Tectona grandis* and *Terminalia amazonia* plantation stands managed for biodiversity

conservation in western Panama. *New forests* 46:157-165.

[69] Zhang, H., Zhuang, X., and Chu, L. M. 2013. Plant recruitment in early development stages on rehabilitated quarries in Hong Kong. *Restoration ecology*, 21:166-173.

[70] Santos, H. V., and Scotti, M. R. 2018. Riparian reforestation with a single exotic species restores soil aggregation and porosity but not humic substances. *Soil Use and Management*.

[71] Afreen, T., Srivastava, P., Singh, H., and Singh, J. S. 2017. Effect of invasion by *Hyptis suaveolens* on plant diversity and selected soil properties of a constructed tropical grassland. *Journal of Plant Ecology*.

[72] Carey, C. J., Blankinship, J. C., Eviner, V.T., Malmstrom, C. M., Hart, S. C. 2017. Invasive plants decrease microbial capacity to nitrify and denitrify compared to native California grassland communities. *Biological Invasions* 19:2941–2957.

[73] Gibbons, S. M., Lekberg, Y., Mummey, D. L., Sangwan, N., Ramsey, P. W., and Gilbert, J. A. 2017. Invasive plants rapidly reshape soil properties in a grassland ecosystem. *MSystems*, 2:17-16.

[74] Florens, F. B., Baider, C., Seegoolam, N. B., Zmanay, Z., and Strasberg, D. 2017. Long-term declines of native trees in an oceanic island's tropical forests invaded by alien plants. *Applied Vegetation Science* 20:94-105.

[75] Roemer, G. W., Donlan, C. J., and Courchamp, F. 2002. Golden eagles, feral pigs, and insular carnivores: how exotic species turn native predators into prey. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99:791-796.

[76] Moore, J. D., Görres, J. H., and Reynolds, J. W. 2017. Exotic Asian pheretimoid earthworms (*Amyntas spp.*, *Metaphire spp.*): Potential for colonisation of south-eastern Canada and effects on forest ecosystems. *Environmental Reviews*, 999:1-8.

[77] Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., de Moraes, G., Leonardo, J., and Sparovek, G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22:711-728.

[78] Oliveira, L. C., Hankerson, S. J., Dietz, J. M., and Raboy, B. E. 2010. Key tree species for the golden-headed lion tamarin and implications for shade-cocoa management in southern Bahia, Brasil. *Animal Conservation* 13:60-70.

[79] Perkins, A. T., Philips B.L., Baskett, M.L., Hasting, A. 2013. Evolution of dispersal and life history Interact to drive accelerating spread of na invasive species. *Ecology Letters* 16:1079-10.87

[80] Wonham, M. J., Carlton, J. T. 2005. Trends in marine biological invasions at local and regional scales: the Northeast Pacific Ocean as a model system. *Biological Invasions* 7:369–392.

[81] Simberloff, D., Martin, J. L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D.A., Courchamp, F., Galil, B.,

García, E., Pascal, M., Pysek, P., Sousa, R., Tabacchi, E., Vilà, M. 2013 Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends Ecology Evolution* 28:58–66.

[82] Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Sanwald, E. H., Huenneke, L. F., Jackson, B. R., Kinzing, A., Leemans, R., Lodge, M. D., Mooney, A. H., Oesterheld, M., Poff, L. N., Sykes, T. M., Walker, B. H., Walker, M., Wall, D. H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287:1770-1774.

[83] Sampaio, A. B., and Schmidt, I. B. 2014. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. *Biodiversidade Brasileira* 2:32-49.

[84] Pauchard, A., and Alaback, P.B. 2004. Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of South-Central Chile. *Conservation Biology* 18:238-248.

[85] Usher, MB, Kruger, FJ, Macdonald, IAW, Loope, LL, e Brockie, R. E. 1988. The ecology of biological invasions into nature reserves: an introduction. *Biological Conservation* 44:1-8.

[86] Ochocki, B. M., and Miller, T. E. 2017. Rapid evolution of dispersal ability makes biological invasions faster and more variable. *Nature communications* 8:14315.

[87] Dick, J. T., Laverty, C., Lennon, J. J., Barrios-O'Neill, D., Mensink, P. J., Robert, B. J., Medoc, V., Boets, P., Alexander, M. E., Taylor, G. N., Dunn, M. A., Hatcher, J. M., Rosewarne, J. P., Crookes, S., MacIsaac, M. X., Ricciardi, A., Wasserman, R. J., Ellender, R. B., Weyl, O. F., Lucy, E. F., Dodd, C. M., Penk, R. M., Aldridge, D. C. and Caffrey, J. M. 2017. Invader relative impact potential: a new metric to understand and predict the ecological impacts of existing, emerging and future invasive alien species. *Journal of Applied Ecology* 54:1259-1267.

[88] Ricciardi, A., Palmer, M.E. and Yan, N.D. 2011. Should biological invasions be managed as natural disasters? *BioScience* 61:312–317.

[89] Lockwood, J.L., Hoopes, M.F. and Marchetti, M.P. 2007. *Invasion ecology*, 2nd edn. Blackwell Publishing, Oxford.

[90] Pimentel, D., Zuniga, R. and Morrison, D. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics* 52:273–288.

[91] Hobbs, R. J., Higgs, E., and Harris, J. A. 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in ecology & evolution* 24:599-605.

[92] Hobbs, R. J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J. S., Bridgewater, P., Cramer, V. A., Norton, D., Epstein, R. P., Ewel, J. J., Klink, A. C., Lugo, E. A., and Norton, D. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global ecology and biogeography* 15:1-7.

[93] Williams, J. W., and Jackson, S. T. 2007. Novel climates, no-analog communities, and ecological surprises. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5:475-482.

- [94] Meyerson, L. A., and Mooney, H. A. 2007. Invasive alien species in an era of globalization. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5:199-208.
- [95] Willis, K. J., and Birks, H. J. B. 2006. What is natural? The need for a long-term perspective in biodiversity conservation. *Science* 314:1261-1265.
- [96] Jackson, S. T. 2006. Vegetation, environment, and time: the origination and termination of ecosystems. *Journal of Vegetation Science* 17:549-557.
- [97] Almeida, L. 2007. Guerra contra as Jaqueiras. *Revista Veja Rio*. URL http://planetasustentavel.abril.com.br/noticia/ambiente/conteudo_231827.shtml . Accessed in 28 July 2017.
- [98] Oliveira, L. C., Neves, L. G., Raboy, B. E., and Dietz, J. M. 2011. Abundance of jackfruit (*Artocarpus heterophyllus*) affects group characteristics and use of space by golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) in cabruca agroforest. *Environmental Management* 48:248-262.
- [99] Feyera, S., Beck, E., and Lüttge, U. 2002. Exotic trees as nurse-trees for the regeneration of natural tropical forests. *Trees*, 16:245-249.
- [100] Miller, J. T., Hui, C., Thornhill, A. H., Gallien, L., Le Roux, J. J., and Richardson, D. M. 2017. Is invasion success of Australian trees mediated by their native biogeography, phylogenetic history, or both?. *AoB Plants* 9:1.
- [101] Phillips, H. R., Newbold, T., and Purvis, A. 2017. Land-use effects on local biodiversity in tropical forests vary between continents. *Biodiversity and Conservation* 26:2251-2270.
- [102] Pessoa, M. S., Rocha-Santos, L., Talora, D. C., Faria, D., Mariano-Neto, E., Hambuckers, A., and Cazetta, E. 2017. Fruit biomass availability along a forest cover gradient. *Biotropica*, 49:45-55.

Figure captions

Fig.1. Location of the study area, Una town, showing the outline of the Una Biological Reserve (RebioUna) in southern Bahia, Brazil.

Fig.2. Land use mapping from the foraging area (black contour) of a group of yellow-breasted capuchins (*Sapajus xanthosternos*) from Una Biological Reserve, southern Bahia, Brazil, depicting the vegetation mosaic (Legend) and the distribution of native (open circles) and exotic (black circles) fruiting species consumed by the capuchins . Source: (5).

Fig.3. Effect of abundance of seed and seedlings between species of jackfruits and tapirira

Fig.4. Effect of seed and seedling richness between the species of jackfruit and tapirira

Fig.5. Multidimensional Non-Metric Scheduling (NMDS) of the seeds present under the canopy of the independent variables, generated from the Jaccard similarity matrix. In figure A we have the ordering of the seed species in the presence of the mother plant; in chart B we have the ordering of seed species without the effect of the parent plant. The circles refer to jackfruits (• = *A. heterophyllus*) and the plus signs represent the tapirira species (+ = *T. guianensis*).

Fig.6. Multidimensional Non-Metric Scheduling (NMDS) of the seedlings present under the canopy of the independent variables, generated from the Jaccard similarity matrix. In figure A we have the ordering of the species of seedlings in the presence of the mother plant; in Chart B we have the ordering of seedling species without the effect of the parent plant. The circles refer to the set of seedlings recruited in Jackfruits (• = *A. heterophyllus*) and the signs of addition refer to the set of seedlings recruited in the Pau-pombo (+ = *T. guianensis*).

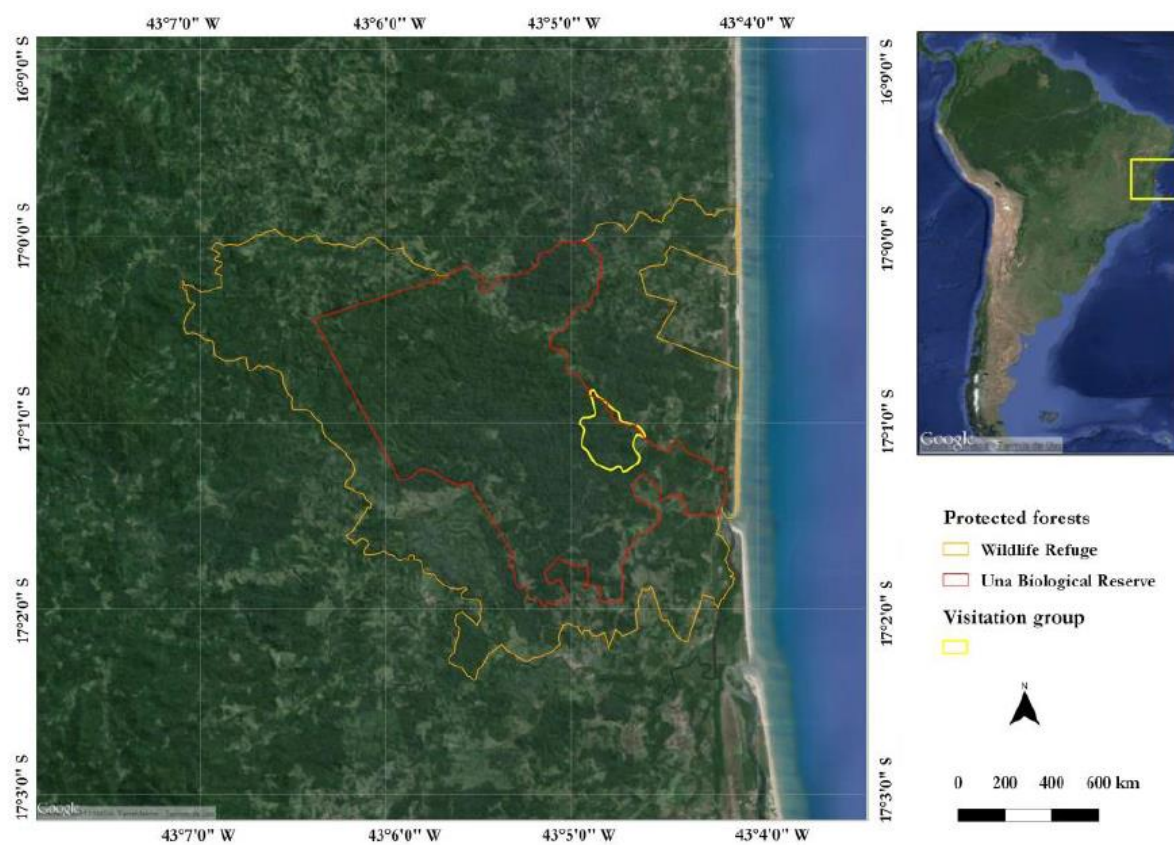


Figure 1

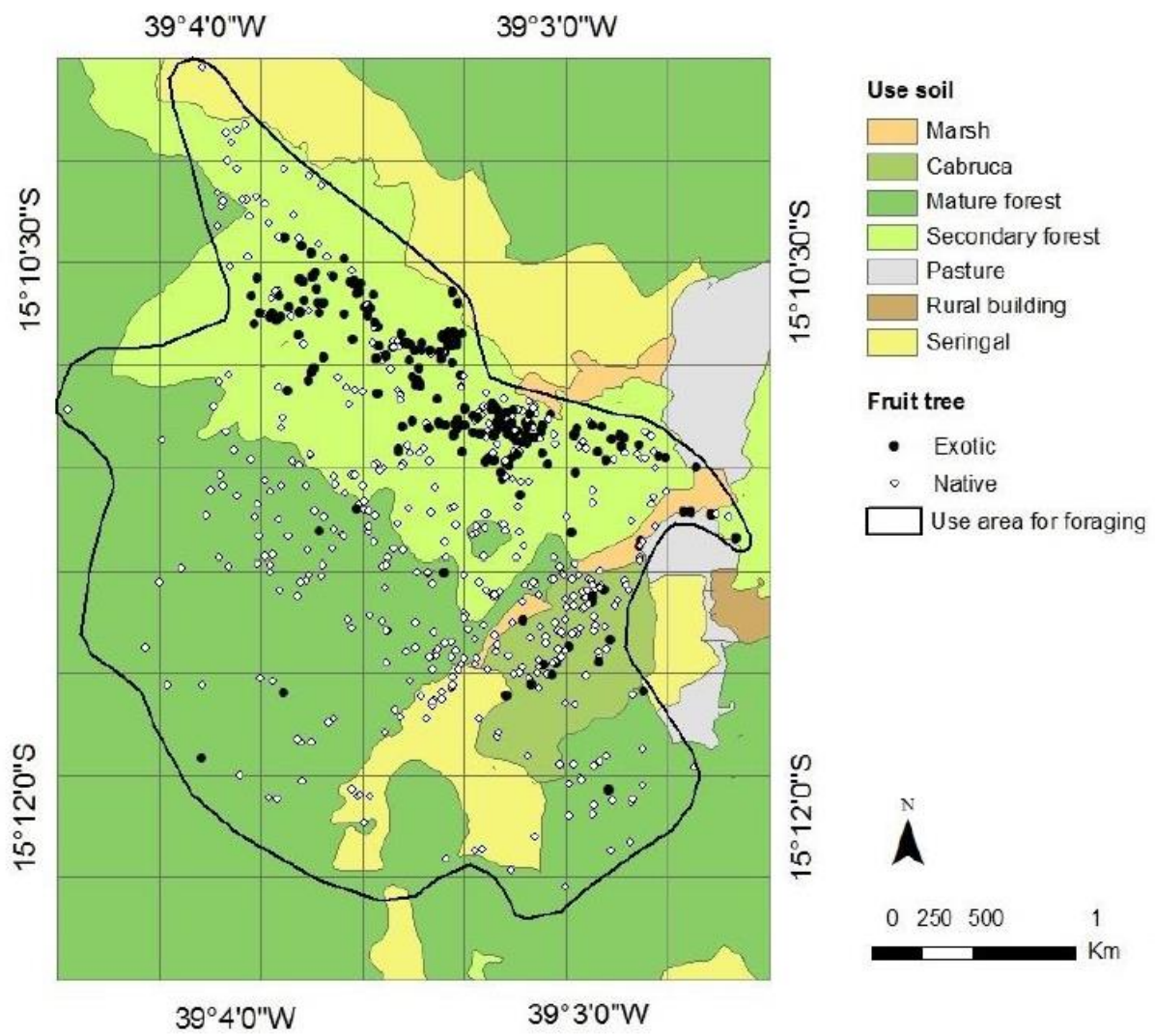


Figure 2

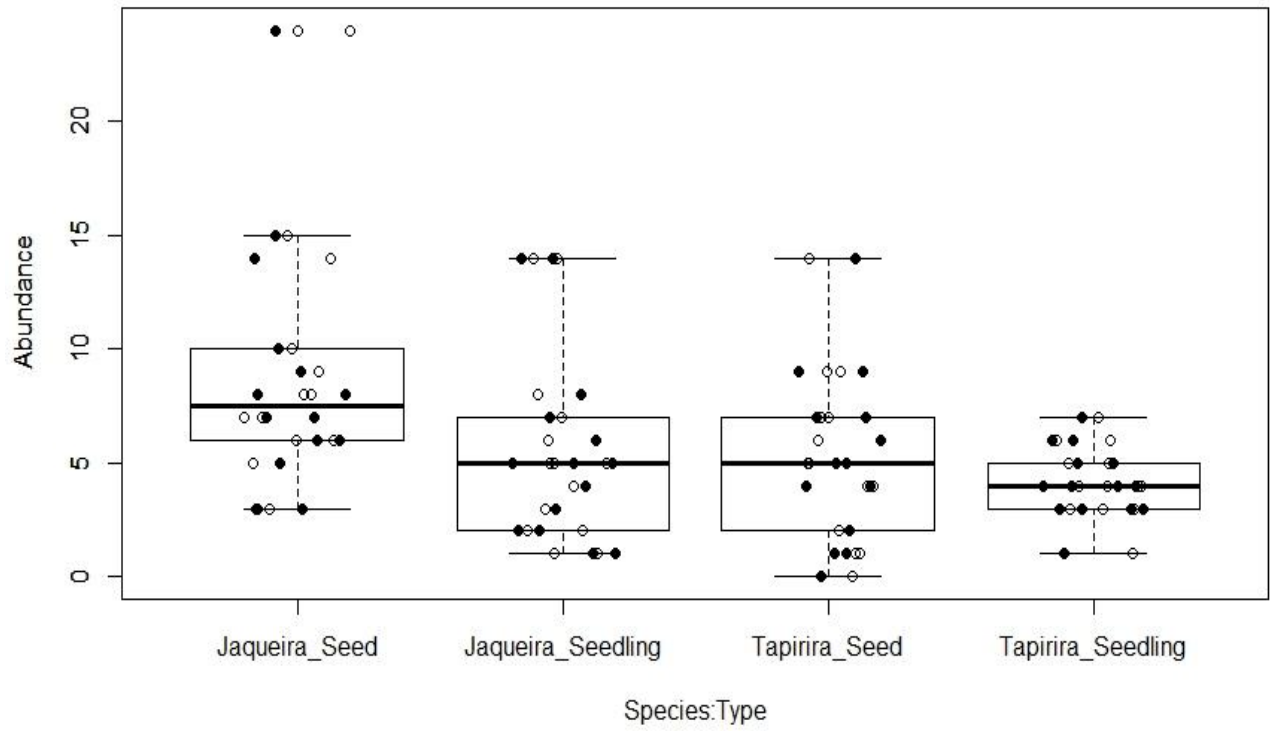


Figure 3

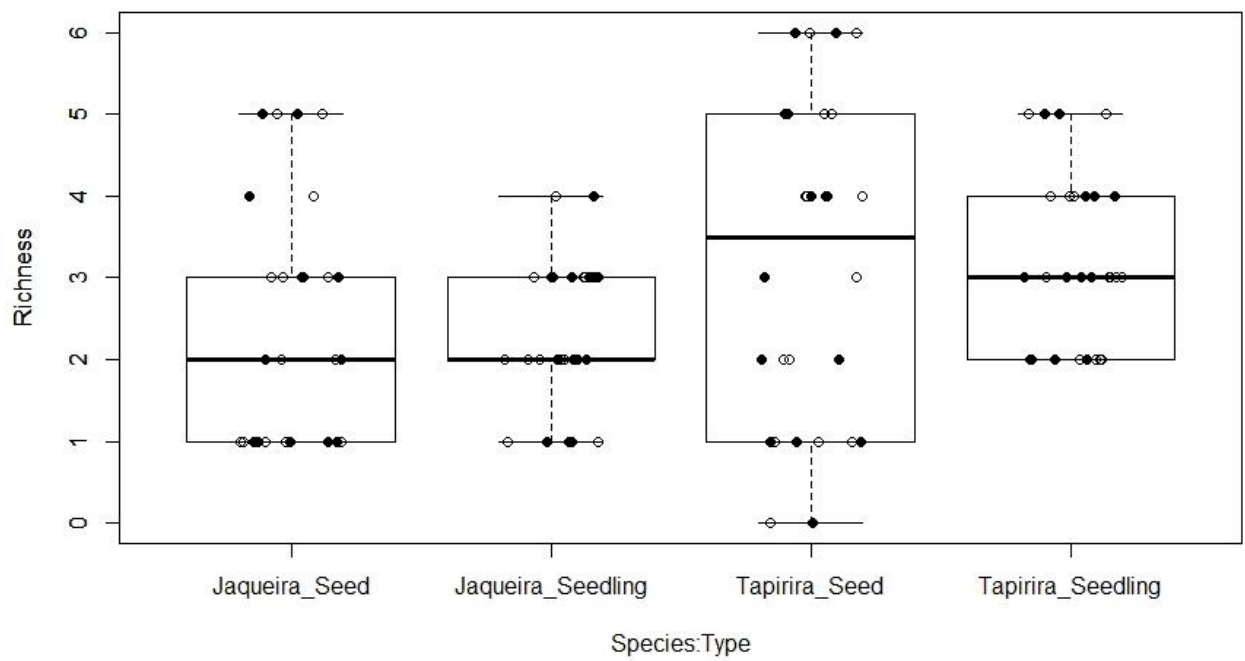


Figure 4

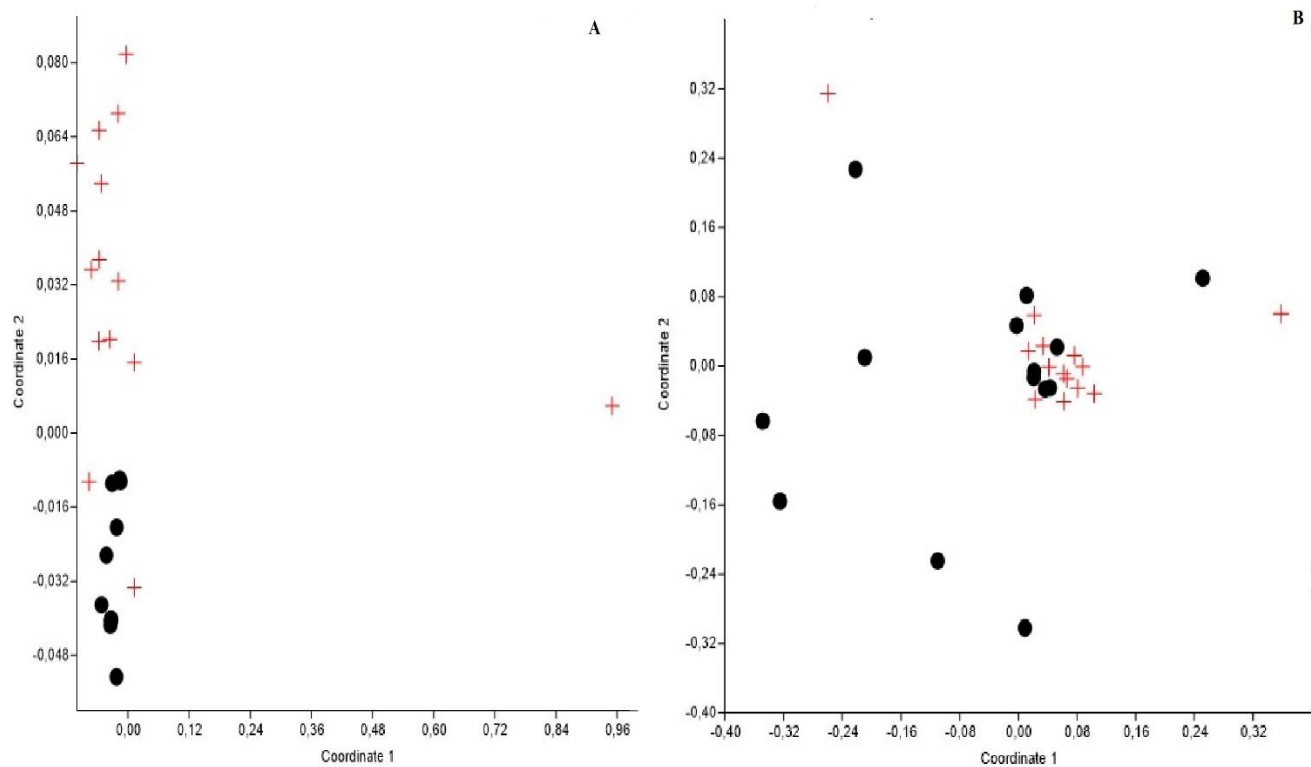


Figure 5

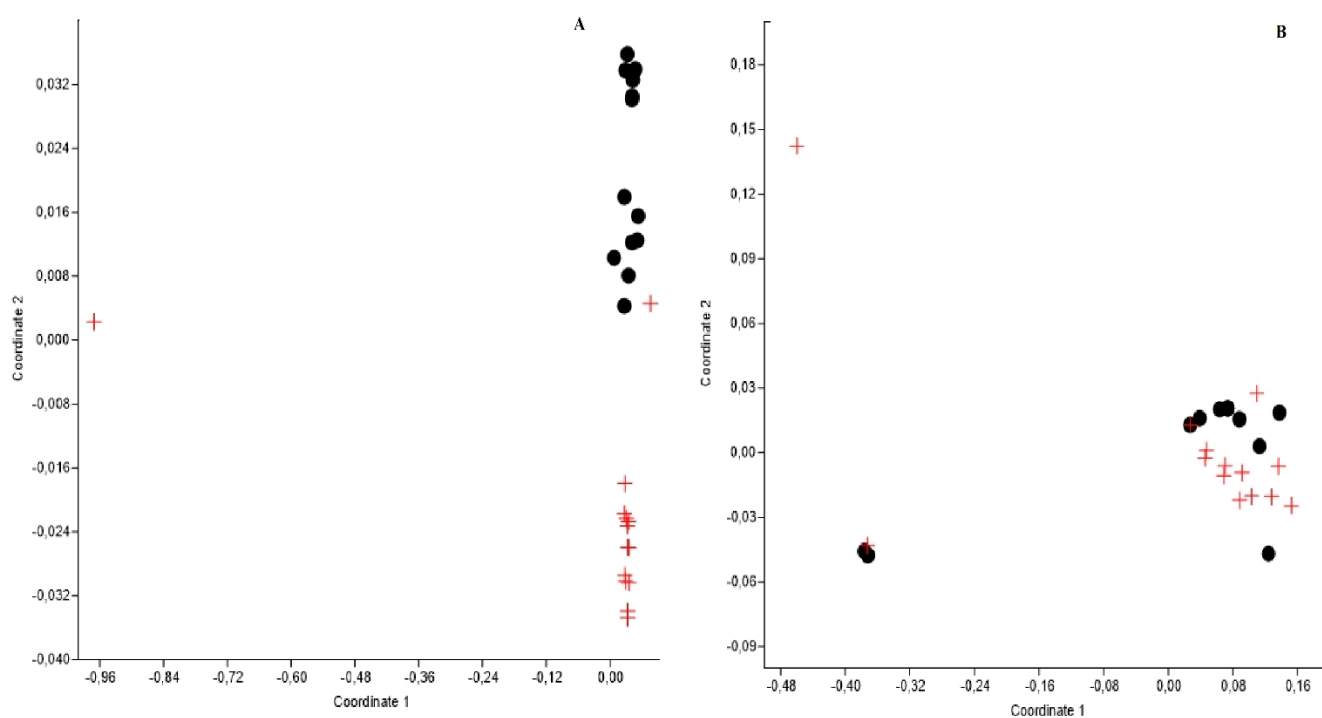


Figure 6

Tables

Table 1. Composition of seed species deposited under the canopy of Jaqueira and Tapiriras,).

Family / Species	Total	Total collected	Total collected
	Number collected	Jackfruit	Tapirira
<i>Andira surinamensis</i>	2	0	2
<i>Artocarpus heterophyllus</i>	104	104	0
<i>Brasiliocroton mamoninha</i>	3	0	3
<i>Brosimum glaziovii</i>	2	2	0
<i>Brosimum rubescens</i>	1	0	1
<i>Celtis ehrenbergiana</i>	4	1	3
<i>Ceiba ventricosa</i>	3	2	1
<i>Chaetocarpus echinocarpus</i>	3	1	2
<i>Coccoloba rósea</i>	3	0	3
<i>Cupania scrobiculata</i>	1	1	0
<i>Elaeis guianensis</i>	6	1	5
<i>Eriotheca globosa</i>	2	1	1
<i>Erythroxylaceae sp.I</i>	2	0	2
<i>Euterpes edulis</i>	1	1	0
<i>Euphorbiaceae sp.I</i>	1	0	1
<i>Ficus clusifolia</i>	2	0	2
<i>Ficus gomelleira</i>	2	0	2
<i>Manihot glaziovii</i>	2	1	1
<i>Mataya guianensis</i>	2	0	2
<i>Rubiaceae sp. I</i>	2	2	0
<i>Sp I</i>	1	1	0
<i>Sp II</i>	1	1	0
<i>Sp III</i>	6	1	5
<i>Sp IV</i>	2	0	2
<i>Sp V</i>	5	1	4
<i>Sp VI</i>	4	3	1

<i>Sp VII</i>	1	0	1
<i>Sp VIII</i>	1	1	0
<i>Sparattanthelium botocudorum</i>	2	0	2
<i>Tapirira guianensis</i>	22	0	22
<i>Theobroma cacao</i>	5	4	1
<i>Trichilua casaretti</i>	1	0	1

Table 7. Composition of seedlings recruited under the canopy of Jaqueiras and Tapiriras

<i>Family / Species</i>	Total	Total collected	Total collected
	Number collected	Jackfruit	Tapirira
<i>Apocynaceae sp I</i>	2	0	2
<i>Apocynaceae sp II</i>	1	0	1
<i>Artocarpus heterophyllus</i>	60	60	0
<i>Clusiaceae</i>	2	0	2
<i>Euphorbiaceae Mábea</i>	1	0	1
<i>Inga</i>	6	6	0
<i>Moraceae</i>	1	1	0
<i>Myrtaceae</i>	2	2	0
<i>Protium heptaphyllum</i>	5	0	5
<i>Rubiaceae sp I</i>	4	0	4
<i>Rubiaceae sp.II</i>	3	0	3
<i>Rubiaceae sp.III</i>	1	0	1
<i>Sapindaceae</i>	2	1	1
<i>Sapotaceae</i>	1	1	0
<i>Sp I</i>	1	1	0
<i>Sp II</i>	2	1	1
<i>Sp III</i>	2	1	1
<i>Sp IV</i>	4	2	2
<i>Sp V</i>	2	1	1
<i>Sorocea sp</i>	5	2	3
<i>Tapirira guianensis</i>	25	0	25

Table 3. Generalized linear model constructed with the total abundance of seed and seedlings present in the Jaqueiras and Tapirira canopy present in the UNA Biological Reserve (Una-Bahia).

Coefficients	Estimate	Std.Error	t.value	p
Group	- 0.2834	0.2748	- 1.031	0.3071
Type	0.4845	0.2289	2.116	0.0391
Group and Type	- 0.2409	0.3595	- 0.670	0.5058

The abundance model followed the Quasi Poisson distribution

Table 4. Generalized linear model constructed by removing the effect of the mother plant with the abundance of seeds and seedlings present in the Jaqueiras and Tapirinhas canopy present in the UNA Biological Reserve (Una-Bahia).

Coefficients	Estimate	Std.Error	t.value	p
Group	0.6061	0.2930	2.069	0.0386
Type	0.1054	0.3249	0.324	0.7457
Group and Type	0.3684	0.3934	0.937	0.3489

The abundance model followed the Poisson distribution

Table 5. Generalized linear model constructed with the total richness of seed and seedlings present in the Jaqueiras and Tapiriras canopy present in the UNA Biological Reserve (Una-Bahia).

Coefficients	Estimate	Std.Error	t.value	p
Group	0.3409	0.2312	1.474	0.140
Type	0.0307	0.2481	0.124	0.901
Group and Type	-0.0532	0.3263	-0.163	0.870

The abundance model followed the Poisson distribution.

Table 6. Generalized linear model constructed by removing the effect of the mother plant with the richness of seed and seedlings present in the Jaqueiras and Tapiriras canopy present in the UNA Biological Reserve (Una-Bahia).

Coefficients	Estimate	Std.Error	t.value	p
Group	0.5436	0.2963	1.834	0.0666
Type	0.0540	0.3289	0.164	0.8694
Group and Type	0.1495	0.4083	0.366	0.7142

The abundance model followed the Poisson distribution.

Table 7. PERMANOVA results based on the Bray-Curtis similarity matrix for seeds and seedlings.

Source of variation	F	P
Total seeds	12,49	0,0001*
total seedlings	15,44	0,0001*
Seeds without mother plant effect	1,651	0,0746
Seedlings without mother plant effect	2,721	0,0025*

Outstanding p values (*) indicate significant variation for $p < 0.05$.