

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA VEGETAL

LUCIANA DE FREITAS PATRIOTA GOUVEIA

DISTRIBUIÇÃO PREDITIVA DA ALGAROBA E SEUS EFEITOS NA
REGENERAÇÃO DA CAATINGA

RECIFE

2015

LUCIANA DE FREITAS PATRIOTA GOUVEIA

**DISTRIBUIÇÃO PREDITIVA DA ALGAROBA E SEUS EFEITOS NA
REGENERAÇÃO DA CAATINGA**

Dissertação a ser apresentada ao Programa de Pós Graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biologia Vegetal, na área de concentração Ecologia Vegetal.

Orientador: Dr. Felipe Pimentel Lopes de Melo

Departamento de Botânica

Universidade Federal de Pernambuco

RECIFE

2015

Catálogo na Fonte:

Bibliotecário Bruno Márcio Gouveia, CRB-4/1788

Gouveia, Luciana de Freitas Patriota

Distribuição preditiva da Algaroba e seus efeitos na regeneração da Caatinga /
Luciana de Freitas Patriota Gouveia. – Recife: O Autor, 2015.

74 f.: il.

Orientador: Felipe Pimentel Lopes de Melo

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro
de Ciências Biológicas. Pós-graduação em Biologia Vegetal, 2015.

Inclui referências e anexos

1. Ecologia vegetal 2. Plantas da Caatinga 3. Caatinga I. Melo, Felipe Pimentel Lopes de II. Título.

581.7

CDD (22.ed.)

UFPE/CCB-2015-236

LUCIANA DE FREITAS PATRIOTA GOUVEIA

**DISTRIBUIÇÃO PREDITIVA DA ALGAROBA E SEUS EFEITOS NA
REGENERAÇÃO DA CAATINGA**

APROVADA EM: 13/02/2015

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Felipe Pimentel Lopes de Melo (Orientador)- UFPE

Prof. Dr. Marcelo Tabarelli – UFPE

Dr. José Domingos Ribeiro Neto - UFPE

RECIFE

2015

O caboclo na cabana
Deitado em sua palhoça
Olhando o verde da roça
Diz sorrindo pra serrana:
“- Bote um traguinho de cana!”
Bebe, tempera a garganta
Almoça, pensa na janta
Faz um cigarro de fumo
Abre a porta e sai no rumo
Da sombra de qualquer planta.

Otacílio Batista Patriota

[Coisas do sertão]

Lúcia, mulher da minha vida, eterna inspiração!

Dedico.

AGRADECIMENTOS

À vida, por me impor desafios e me ensinar a superá-los.

À minha mãe, por tanto amor envolvido.

Ao meu pai, pelo eterno otimismo.

Ao Júnior, pelo incentivo às minhas escolhas.

À Isadora, por despertar um amor que eu desconhecía.

Ao meu Rafael, por tanto amor, paciência, dedicação e parceria. Te amo, paixão!

À Felipe Melo, pela confiança e incentivo à pesquisa.

Aos membros da banca, pela disponibilidade e interesse em participar desta defesa.

Aos professores da Pós Graduação de Biologia Vegetal pelas disciplinas ministradas.

Ao prof. Rubens Queiroz e ao Lucas pela identificação das espécies regenerantes.

Ao prof Gabriel Costa (UFRN), por ofertar a disciplina de modelagem de nicho.

À Marcelo Tabarelli e Inara Leal, pelo empenho em aprovar o PELD Catimbau e por proporcionar a melhor logística de campo que já pude vivenciar.

À CAPES/CNPq pelo financiamento do projeto e pela bolsa concedida.

À minha amiga mais “Conxita” de todas, Barbarinha! Eternamente grata pela tua ajuda em campo e pela oportunidade de me inserir um pouco na tua pesquisa, foi engrandecedor ver de perto a vida do sertanejo!

À Felipe Siqueira, o “monoface” mais amado do Brasil. Obrigada pelos ensinamentos, de vida e de ciência. Te adoro, meu amigo!

Aos Catingueiros do Catimbau, adoro demais vocês: Davi, Dione, Kátia, Talita, Tati.

Às não Catingueiras, mas não menos especiais, Gabi e Rafa.

À Zé, o “cafuçu-mor”, pelas inúmeras contribuições, do campo à estatística. “Mah”, tu arrasa demais! Da UECE pro mundo!

À todos que fazem o LEVA/LIPA, vocês são incríveis. Sentirei saudades!

À Fê, pela paz do convívio diário e pelos incontáveis “cocos”.

À amiga Cinthya, pela ajuda na produção dos mapas e por ser tão presente.

À Mari, Fabiann, Bel pela leveza da verdadeira amizade.

À Déborah e Renata, pelo carinho, pelos sorrisos e pelas tardes de café com bolo.

Ao Genivaldo, pela alegria em campo e pelos deliciosos pastéis.

À Dona Maria e Socorro, pelo abraço acolhedor e sincero.

E claro, à guerreira “Manhosa”.

RESUMO

A pressão antrópica no semiárido aliada às severas condições climáticas desse ambiente acarretam uma maior degradação da Caatinga, contribuindo para a entrada de espécies exóticas. Ao se estabelecerem em nichos disponíveis, essas espécies têm grandes condições de se tornarem invasoras e desencadearem grandes impactos negativos à biota nativa. A algaroba, *Prosopis juliflora*, é uma espécie que ocorre naturalmente em alguns países das Américas, tendo sido introduzida deliberadamente no nordeste brasileiro durante a década de 40, servindo principalmente como forragem para bovinos e caprinos. Apesar das várias possibilidades de uso dessa planta (lenha, carvão, construção de casa e cercas, alimentação humana), a sua introdução na Caatinga traz sérios malefícios aos processos ecológicos naturais, alterando diretamente a biota nativa. O objetivo desse estudo é compreender o padrão de distribuição da algaroba na Caatinga sob o efeito de diferentes fatores (temperatura, precipitação, disponibilidade de água e indicadores de perturbação) e inferir sobre as consequências da propagação dessa invasora à flora nativa. Para isso, registramos pontos de presença e ausência da *P. juliflora* na Caatinga do Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, para gerar modelos que explicassem as condições favoráveis à ocorrência da algaroba. Além disso, escolhemos 10 áreas de Caatinga invadida e 10 áreas nativas para estudo comparativo da composição e estrutura dessas comunidades. Os primeiros resultados mostram que a algaroba tem preferência por áreas próximas às redes hidrográficas e casas e que fatores abióticos (temperatura e precipitação) apontam regiões do semiárido com alta susceptibilidade de ocorrência dessa invasora. Outros resultados mostram a algaroba estruturando comunidades de Caatinga invadida por meio de fatores interativos com espécies nativas subordinadas. Além disso, essa invasão promove a redução das diversidades alfa e gama sem, no entanto, afetar a diversidade beta; algumas espécies regenerantes conseguem coexistir com a algaroba, mas talvez não atinjam a idade adulta. E por fim, os resultados sugerem que o solo de áreas invadidas exige mais umidade e matéria orgânica e maior teor de Na⁺. Recomendamos fortemente a execução de planos emergenciais de controle da *P. juliflora* na Caatinga, incentivamos a continuidade desta pesquisa a longo prazo e a execução de novos projetos deste cunho no sertão nordestino.

Palavras-chave: Invasão biológica. *Prosopis juliflora*. Semiárido. Perturbação antrópica. Espécies regenerantes.

ABSTRACT

Anthropic pressure on semiarid combined to severe weather conditions in that environment cause further deterioration of Caatinga, contributing to input of alien species. To settle in niches available, these species have great conditions to become invasive and initiate negative impacts on native biota. The mesquite, *Prosopis juliflora*, is a species that occurs naturally in some countries of the Americas, having been introduced deliberately in northeastern Brazil during the 40s, serving primarily as fodder for cattle and caprine. Despite the many possible uses of this plant (firewood, charcoal, home building and fences, human food), its introduction in the Caatinga causes serious harm to natural ecological processes, altering the native biota. The objective of this study is to understand the pattern of distribution of mesquite in the Caatinga under the influence of different factors (temperature, precipitation, water availability and disturbance indicators) and inferences about the consequences of the spread of this invasive to native flora. We reference points of presence and absence of *P.juliflora* Caatinga of the National Park Catimbau, Pernambuco, to generate models to explain the favorable conditions for the occurrence of mesquite. Moreover, choose 10 areas of Caatinga invaded and 10 native areas for comparative study of the composition and structure of these communities. The first results show that the mesquite prefers areas near the draining and homes and abiotic factors (temperature and precipitation) indicate semiarid regions with high susceptibility of occurrence of this invasive. Other results show the mesquite structuring Caatinga communities invaded by through interactive factors with subordinate native species. Moreover, this invasion reduction alpha and gamma diversities without however, affecting the diversity beta; some regenerating species can coexist with mesquite, maybe not become adults. Finally, the results suggest that the soil of the areas invaded requires more moisture and organic matter and higher concentration Na+. We recommend implementation emergency plans to control the *P.juliflora* Caatinga, encourage the continuation of this long-term research and the implementation of new projects of this nature in the Brazilian semiarid.

Keywords: Biological invasions. *Prosopis juliflora*. Semiarid. Anthropic disturbance. Regenerants species.

LISTA DE FIGURAS

MANUSCRITO 1

- Figura 1.** Localização da área de estudo, Caatinga do Parque Nacional do Catimbau, a nível estadual e federal.....44
- Figura 2.** Representação do SIG de drenagem e casas do Parque Nacional do Catimbau com os pontos de ocorrência e ausência da *P.juliflora*.....45
- Figura 3.** Representação do SIG das estradas do Parque Nacional do Catimbau com os pontos de ocorrência e ausência da *P.juliflora*.....46
- Figura 4.** Probabilidade de ocorrência da *P. juliflora* na América do Sul, com base no modelo de nicho, considerando dados climáticos do Bioclim e o algoritmo Maxent. A gradação de cores e a barra colorida referem-se à probabilidade de ocorrência.....47
- Figura 5.** Pontos de ocorrência natural da *P. juliflora* nas Américas do Norte, Central e do Sul (círculos em vermelho), considerando os dados climáticos do Bioclim e os dados de presença da algaroba naquelas regiões. A gradação de cores e a barra colorida referem-se à probabilidade de ocorrência.....48
- Figura 6.** Probabilidade de ocorrência da *P.juliflora* na Caatinga, de acordo com o modelo gerado pelo GLM que considera a influência de três diferentes condições: a) distância para drenagem, b) distância para casa, c) distância para estrada. No eixo y: 1 – presença; 0 – ausência. A variável “distância para estrada” não foi significativo.....49

MANUSCRITO 2

- Figura 1** Diagrama de ordenação de 20 parcelas por NMDS com base nas espécies regenerantes lenhosas da Caatinga do Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco.....67
- Figura 2** Diversidades alfa, beta e gama de 10 comunidades pareadas (invadidas e não invadidas por algaroba), com base no Hill Numbers, considerando a abundância de espécies regenerantes lenhosas da Caatinga do Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco. As ordens de diversidade representam a riqueza de espécies (q=0), as espécies típicas (q=1) e as espécies dominantes (q=2). As comunidades invadidas estão representadas pela linha tracejada e as comunidades não invadidas pela linha cheia.....68
- Figura 3** Diagrama de ordenação das áreas invadidas e não invadidas por algaroba produzido por uma CCA, com base na abundância de espécies regenerantes de 20 áreas na Caatinga do Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco. As parcelas invadidas estão representadas por círculos pretos, as parcelas não invadidas por círculos cinza e as variáveis edáficas por vetores.....69

LISTA DE TABELAS

MANUSCRITO 1

Tabela 1. Resultado do GLM demonstrando o efeito das distâncias à casa, estrada e drenagem sobre a presença/ausência de algaroba na Caatinga do Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco. Os valores significativos ($p \leq 0.05$) estão em negrito.....42

Tabela 2. Resultados do modelo gerado pelo GLM, representando os valores do intercepto da equação e os graus de liberdade.....42

MANUSCRITO 2

Tabela 1. Riqueza de espécies regenerantes das comunidades invadidas e não invadidas na Caatinga do Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco.....65

Tabela 2. Espécies regenerantes indicadoras de comunidades não invadidas e invadidas, de acordo com a Análise de Espécies Indicadoras (ISA), na Caatinga do Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco.....65

Tabela 3. Espécies regenerantes exclusivas de comunidades invadidas por *Prosopis juliflora* na Caatinga do Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco.....65

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO.....	12
FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	14
A perturbação antrópica favorece a invasão biológica?	14
Espécies invasoras favorecem a perda de biodiversidade.....	16
A espécie invasora <i>Prosopis juliflora</i> na Caatinga.....	18
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	20
MANUSCRITO 1.....	25
Resumo.....	27
Introdução.....	28
Material e Métodos.....	29
Resultados.....	32
Discussão.....	33
Agradecimentos.....	36
Referências.....	37
MANUSCRITO 2.....	50
Resumo.....	52
Introdução.....	53
Material e Métodos.....	54
Resultados.....	57
Discussão.....	58
Agradecimentos.....	60
Referências.....	61
CONCLUSÃO.....	70
ANEXO.....	71

APRESENTAÇÃO

A histórica pressão antrópica exercida sobre a Caatinga, somada às características naturais do semiárido, concorrem para acentuar a degradação do meio físico, com consequências danosas para a sua biodiversidade (Oliveira 2006). A devastação da flora autóctone abre caminhos para a invasão por espécies exóticas (Margalef 1994; Forman 1997) que podem desencadear grandes impactos sobre a biodiversidade da Caatinga, alterando o funcionamento dos processos ecológicos naturais e modificando a estrutura das comunidades nativas (Mack et al. 2000).

A invasibilidade é definida como a susceptibilidade intrínseca de uma área à invasão (Richardson; Rejmanek 2011) e ela difere entre os biomas (Lonsdale 1999). De acordo com Colautti e McIsaac (2004), a invasividade da espécie depende da invasibilidade do hábitat, aceitando essa hipótese, existem ambientes mais susceptíveis à invasão do que outros. A invasão biológica cresceu de tal forma no mundo que a International Union for Conservation of Nature reconhece a invasão biológica como sendo a segunda maior causa de perda de biodiversidade, superada apenas pela fragmentação de habitats (Mack et al. 2000; Levine et al. 2003; Corbin; D'antonio 2004). De fato, segundo Tabarelli e colaboradores (2009), a destruição e a fragmentação dos ambientes naturais ainda são as maiores ameaças à integridade e à diversidade biológica.

Neste contexto e cenário encontra-se a espécie *Prosopis juliflora* na Caatinga. Conhecida popularmente por algaroba, ela é uma planta invasora neste ecossistema, oriunda de regiões áridas e semiáridas das Américas do Norte e Central e Norte da América do Sul (Fabricante; Siqueira Filho 2013). A sua introdução no semiárido nordestino se deu no início da década de 40 (Azevedo 1982 *apud* Andrade et al. 2010), tendo sido apresentada e difundida como uma espécie promissora e alternativa à seca (Pegado et al. 2006).

Essa dissertação tem o intuito de compreender os padrões de distribuição e o efeito dessa espécie invasora na Caatinga. Para tal, ela está dividida em dois capítulos: 1) Distribuição preditiva da algaroba na Caatinga sob influência de fatores abióticos e antrópicos; 2) Caatinga invadida: quais os efeitos da algaroba sobre espécies regenerantes?

No primeiro capítulo, investigamos quais fatores contribuem para o estabelecimento e propagação da *P. juliflora* na Caatinga. As características analisadas foram: temperatura, precipitação, distância à rede hidrográfica, distância às casas e distância às estradas. No segundo

capítulo, buscamos compreender como a invasão biológica da *P. juliflora* afeta a regeneração de espécies vegetais autóctones da Caatinga, já que, em comunidades invadidas, observa-se o domínio de algumas poucas espécies nativas em detrimento de outras.

De forma geral, essa pesquisa investigou as características da invasão da *P. juliflora* na Caatinga, buscando compreender quais fatores são determinantes para o seu estabelecimento e as consequências dessa invasão biológica para as espécies regenerantes autóctones do semiárido.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A perturbação antrópica favorece a invasão biológica?

Os dois fatores que mais influenciam o grau de susceptibilidade de uma comunidade à invasão biológica são a riqueza específica e o regime de distúrbios antrópicos (Simberloff, 1989; Williamson, 1996). Uma vasta literatura documenta a associação direta entre invasões biológicas e habitat perturbado por ação antrópica (Hobbs 1991; D'Antonio; Vitousek 1992; Appleby 1998; Dukes; Mooney, 1999). Essa e outras premissas raramente foram testadas de maneira apropriada e mesmo assim, tornaram-se ideias fundamentais amplamente aceitas na Biologia da Invasão (Moles et al. 2012). A fim de resgatar a discussão acerca desse entrave, iremos pautar diferentes argumentos sobre a influência do ambiente como facilitador do processo de invasão biológica.

A partir da hipótese de Colautti e McIsaac (2004), de que a invasividade da espécie depende da invasibilidade do habitat, é razoável supor que ambientes submetidos à pressão antrópica crônica sejam favoráveis à invasão de espécies exóticas. Compreender os efeitos da perturbação de natureza antrópica recai primeiramente sobre a diferenciação entre perturbação crônica e aguda. A crônica é aquela que perdura por um longo período, de forma lenta, porém constante, como, por exemplo, a extração de madeira ou a criação extensiva/semiextensiva de animais (Singh 1998; Sagar et al. 2003). Perturbações persistentes e continuadas tendem a provocar efeitos pronunciados e prolongados também nas comunidades biológicas (Odum 1983). Um dos maiores problemas da forma crônica de perturbação, é o fato do ecossistema não ter tempo de se recuperar adequadamente, porque logo a ação humana é retomada e a perturbação volta a incidir sobre aquele ambiente. Já a perturbação aguda ocorre de forma pontual e direcionada, como, por exemplo, o corte raso de uma vegetação (Singh 1998).

Moles e colaboradores (2012) defendem a hipótese de que as invasões biológicas são melhor preditas por uma mudança no regime de perturbação (perturbação crônica) do que pela perturbação em si (perturbação aguda). Já Byers (2002) argumenta que se os distúrbios antrópicos forem extremos em uma área, pode-se criar uma incompatibilidade entre as características de espécies nativas e de seu ambiente natural, de modo que algumas espécies invasoras se adaptam bem, se não melhor, ao ambiente alterado do que espécies nativas concorrentes. Ou seja, os distúrbios antrópicos muitas vezes alteram ambientes de maneira suficiente para criar vantagens competitivas para as espécies não-nativas sobre espécies nativas (Byers 2002).

A perturbação pode criar novos ambientes que sejam seletivos às espécies nativas e mais propícios às espécies exóticas, a partir da formação de microhabitats e da disponibilidade de nicho (Parker et al. 1993; Carlton 1996). Assim surge a ideia dos *novel ecosystems*, sistemas que diferem em composição e/ou função dos atuais e do passado e é reconhecido como uma consequência inevitável da alteração ambiental do meio, seja através da mudança do clima, do uso da terra (Root; Schneider 2006) ou do estabelecimento de espécies invasoras (Hobbs et al. 2009). Com a atuação desses dois tipos de alteração, perturbação e invasão, os *novel ecosystems* são mais susceptíveis de ocorrerem. Na realidade, este é o cenário mais provável para o surgimento de um novo ecossistema, porque os fatores bióticos e abióticos muitas vezes mudam simultaneamente e atuam sinergicamente (Hobbs et al. 2009).

Distúrbios no ambiente removem ou reduzem diretamente populações de predadores nativos e espécies concorrentes, fazendo-os assim menos capazes de controlar ou resistir a uma população crescente de espécies invasoras (Kotanen 1997; Stylinski; Allen 1999; Davis et al. 2000). Essa ideia recai sobre uma hipótese amplamente aceita na Biologia da Invasão, a da ausência de inimigos naturais: a permanência de invasoras é bem sucedida em um ecossistema devido à ausência de parasitas, predadores, competidores naturais e outros agentes reguladores do tamanho das populações nos ecossistemas invadidos (Blossey 2011).

O sucesso da invasão também pode ser influenciado por fatores não relacionados diretamente à perturbação, como por exemplo o número de introduções da espécie no novo local (Carlton; Geller 1993; Rejmánek et al. 2005). Repetidas introduções e uma elevada oferta de propágulos são fatores pertinentes para o sucesso no estabelecimento de espécies exóticas (Moles et al. 2012). Inclusive tem-se sugerido a pressão de propágulos como o fator mais importante para o sucesso de estabelecimento de várias espécies exóticas em uma variedade de ecossistemas de todo o mundo (Lonsdale 1999). Qualquer redução na quantidade de propágulos liberados, menor é a probabilidade de sucesso da invasão (Von Holle; Simberloff 2005).

Algumas espécies exóticas têm agentes de perturbação que introduzem os seus propágulos em áreas que eram inacessíveis por dispersão natural (Usher 1988; Lonsdale 1999), facilitando o processo de introdução no ambiente e ampliando o espectro de invasão.

Outros autores defendem que o sucesso de uma espécie em um novo ambiente está diretamente relacionado com a semelhança entre esse ambiente e o seu local de origem (Rejmánek et al. 2005). O ambiente é quem dita o sucesso ou o fracasso da fase de estabelecimento de uma espécie exótica introduzida, ou seja, as condições do meio ditam uma

invasão biológica bem sucedida. É importante apontar que apenas uma parte das espécies exóticas consegue se instalar, crescer em abundância e deslocar as espécies nativas (Williamson; Fitter 1996). Assim, muitas espécies introduzidas podem ter pouco ou nenhum efeito negativo em algumas regiões. Até ser considerada uma invasora, a espécie precisa passar por algumas etapas: 1) chegar viva no novo local; 2) sobreviver às custas de recursos do meio; 3) se reproduzir, fundando uma população permanente; 4) se dispersar com sucesso, invadindo novos habitats (Richardson et al. 2000). Apesar disso, o status de uma espécie como “exótica” é um dos poucos sinais de alerta que os conservacionistas podem confiar para determinar uma possível invasão (Richardson et al. 2008). Então, por precaução, todas as espécies introduzidas devem ser considerados potenciais invasoras, já que muitas permanecem latentes por anos ou décadas, começando a invadir e causar danos apenas quando há condições favoráveis à reprodução ou propagação (Crooks 2005).

Os danos causados por espécies invasoras são muitas vezes lentos e difíceis de quantificar. Às vezes, os impactos são imediatos, dramáticos e óbvios e em muitos casos, no entanto, eles são sutis e enigmáticos (Richardson et al. 2008). Muitas espécies introduzidas trazem consequências que não são reconhecidas a tempo, enquanto outras sequer se espalham, mantendo-se restritas a um ambiente e, de repente, depois de décadas, começam a se espalhar e a trazer sérias consequências (Simberloff 2014).

Espécies invasoras favorecem a perda de biodiversidade

A invasão de espécies exóticas em ambientes naturais tem sido considerada a segunda maior causa da perda e diminuição de espécies nativas, ficando atrás apenas da destruição de ambientes naturais por ações antrópicas (Vitousek et al. 1997; Wilcove et al. 1998; Clavero; Garcia-Berthou 2005; Simberloff et al. 2013). Alguns ecólogos questionam as evidências que sustentam as espécies invasoras como causa direta do declínio e extinção de espécies nativas, já que se baseiam apenas nas correlações simples entre o domínio de espécies exóticas sobre espécies nativas em sistemas degradados (Didham et al. 2005). Uma hipótese alternativa plausível defendida por MacDougall e Turkington (2005) diz que o domínio de espécies exóticas pode ser a consequência indireta da modificação do habitat nativo e que isso conduz à perda de espécies.

Seriam então as plantas exóticas que estariam causando o declínio de espécies nativas ou o declínio das nativas e a proliferação de exóticas seriam resultantes da alteração do habitat? A partir deste questionamento, Didham e colaboradores (2005) nos mostram que é essencial

determinar quais fatores atuam diretamente sobre espécies nativas em declínio. Muitas vezes se assume que a invasão é a causa da extinção sem, no entanto, se conhecer o contexto ecológico local (Gurevitch; Padilla 2004b). A evidência para os impactos de espécies de plantas invasoras nas comunidades nativas ainda é muito fraca (Moles et al. 2012) e há poucos casos documentados de plantas nativas serem levadas à extinção pela competição com espécies de plantas introduzidas (Sax et al. 2007).

Uma espécie pode sofrer uma variedade de contrações significativas, perdendo muitas populações distintas no processo, sem, no entanto, se tornar uma estatística de extinção global (Ricciardi 2004). As espécies exóticas podem realmente ser uma das principais causas para o declínio ou até mesmo ser o fator determinante que contribui para a redução ou perda de uma espécie que já estava em apuros (Gurevitch; Padilla 2004a). É o caso de algumas espécies que conseguem sobreviver a anos de agressão antrópica e acabam tendo populações aniquiladas após a chegada de espécies invasoras (Ricciardi 2004). Se quisermos entender melhor os impactos das espécies invasoras e mitigar as ameaças às espécies nativas, temos de ser capazes de distinguir entre diferentes mecanismos causais de declínio de populações (Didham et al. 2005).

Espécies invasoras podem ter a capacidade de modificar significativamente tanto assembleias bióticas como condições abióticas prevalentes (Hobbs et al. 2009). No entanto, muitas espécies invasoras podem ser oportunistas de outras formas de alteração do ecossistema em vez de ser os verdadeiros “*drivers*” de mudança (Gurevitch; Padilla 2004a). MacDougall e Turkington (2005) sugerem dois modelos para explicar a estrutura de comunidades invadidas, o modelo “*driver*” e o modelo “*passengers*”. O “*driver*” prevê que as comunidades invadidas são estruturadas por fatores interativos com espécies nativas subordinadas (limitadas ou excluídas por concorrência com espécies exóticas dominantes). O modelo “*passengers*” prevê que as comunidades invadidas são estruturadas principalmente por fatores não-interativos (mudança ambiental, limitação de dispersão, entre outros), menos restritivos às espécies exóticas que passam a dominar.

A teoria clássica da biologia da invasão (Elton 1958) prevê que a invasão é facilitada pela perturbação e inibida por comunidades ricas em espécies. Ou seja, comunidades que comportam uma alta diversidade são mais resistentes à invasão do que comunidades pobres em espécies (Rejmanek 1996; Tilman 1997; Wiser et al. 1998; Lonsdale 1999; Sax et al. 2002; Tilman, 2004). As comunidades com maior diversidade biológica utilizam melhor os recursos e têm maior probabilidade de ter predadores e/ou parasitas que possam excluir espécies exóticas com potencial de invasão (Begon et al. 2007). Para tal, essas comunidades com alta diversidade

utilizam mecanismos como resistência biótica, similaridade limitante e exclusão competitiva (Fridley et al. 2007). Logo, não há disponibilidade de nicho para o estabelecimento de espécies exóticas. Entre as muitas espécies que chegaram recentemente em novas regiões, algumas desaparecem sem estabelecer populações e, entre aqueles que estabeleceram populações, algumas desaparecem antes mesmo de se tornem invasoras (Pascal et al. 2010).

À medida que os invasores se acumulam em um ecossistema, a taxa de ocorrência de novas invasões deveria ser reduzida (Begon et al 2007), no entanto, a hipótese da “*fusão invasora*” defendida por Simberloff e Von Holle (1999) diz que a taxa de invasões biológicas aumenta com o tempo; em parte porque as espécies nativas ficam comprometidas com a invasão e acabam por facilitar novas invasões e também porque algumas espécies invasoras são “facilitadoras”, criando condições favoráveis para a entrada de novas espécies exóticas. Mais recentemente, as interações entre espécies exóticas têm sido propostos como um mecanismo potencial que facilita invasões (Relva et al. 2010). Sabendo disso, o controle de espécies invasoras mostra-se ainda mais necessário e emergencial.

As espécies invasoras ameaçam as comunidades nativas e ecossistemas em todo o mundo (Vitousek et al. 1997; Richardson et al. 2008) e muito esforço tem sido focado na compreensão de fatores que controlam invasões de plantas exóticas (Relva et al. 2010). Medidas de manejo e controle de espécies invasoras já são uma realidade aplicável por alguns gestores ambientais. A biologia invasão é uma ciência muito jovem e o manejo intensivo de invasões é, em grande parte, um fenômeno muito recente (Pascal et al. 2010), logo, essas medidas de contenção se mostram cada vez mais relevantes quanto mais se conhece sobre a invasão biológica. As invasões biológicas são tão difundidas que os gestores concentram seus esforços naquelas espécies que eles consideram que tem impactos mais graves e, cada vez mais, para os quais há uma boa chance de reduzir o impacto (Richardson et al. 2008).

A espécie invasora Prosopis juliflora na Caatinga

A atividade humana tem sido a causa de quase todas as recentes invasões biológicas (Pascal et al. 2010), não sendo diferente para o caso da *P. juliflora* na Caatinga. Ela foi difundida no nordeste brasileiro como uma alternativa à seca e logo foi introduzida no sertão pernambucano, no início da década de 40, para servir principalmente como forragem ao gado durante o período de estiagem (Pegado et al. 2006).

Conhecida popularmente por algaroba, essa espécie arbórea pertence à família Fabaceae (Leguminosae), subfamília Mimosoideae, é resistente à seca e tem sido bastante cultivada nas

Caatingas do nordeste (Souza; Lorenzi 2008). Oriunda das Américas do Norte, Sul e Central e da região do Caribe (Pascichnik et al. 2001), a algaroba tem invadido e ocupado milhões de hectares na África do Sul, Austrália, litoral da Ásia e norte da Índia e do Sudão (Ribaski et al. 2009). Nos Emirados Árabes, ela escapou das áreas florestadas e invadiu habitats naturais e degradados, incluindo áreas abandonadas (El-Keblawy; Al-Rawai 2005). No Nordeste do Brasil, ela é encontrada em populações cultivadas e subespontâneas, ocupando mais de cem mil hectares (Teixeira 2001), havendo registros dessa espécie para os estados de Alagoas, Bahia, Ceará, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte e Sergipe (Fabricante; Siqueira-Filho 2013).

O gênero *Prosopis* encontra-se na lista das 100 piores invasoras do mundo, representado pela espécie *P.glandulosa*. Essa lista, elaborada há uma década e atualizada recentemente, ilustra a grande variedade de espécies que possuem a capacidade de se estabelecer, prosperar e dominar novos lugares (Luque et al. 2014). Os critérios para selecioná-las levou em consideração o impacto sobre a diversidade biológica e/ou as atividades humanas e o potencial delas em ilustrar questões importantes acerca das invasões biológicas (Lowe et al. 2004). Essa listagem é fruto de esforços de cooperação internacional, principalmente do Programa Mundial sobre Espécies Invasoras (Global Invasive Species Programme - GISP).

As espécies de *Prosopis* têm atraído a atenção por causa de sua grande capacidade de sobreviver em ambientes inóspitas (El-Keblawy; Al-Rawai 2005), sendo que a maioria delas é considerada espécie "conflito" em regiões áridas e semiáridas, pois tanto conferem benefícios (controle da erosão, sombra, lenha, madeira para construção, vagens comestíveis) como promovem impacto negativo sobre a biodiversidade (Pascichnik et al. 2001; El-Keblawy; Al-Rawai 2005). Na Caatinga não é diferente, a *P.juliflora* serve como forragem para os animais (caprinos e bovinos), como lenha, para produção de carvão e como madeira para cercas e casas. Junto a isso, ela traz uma série de malefícios: afeta a resiliência de sítios invadidos, promove a homogeneização da flora, altera a química e fertilidade dos solos e diminui a disponibilidade de recursos hídricos (Fabricante; Siqueira Filho 2013).

A algaroba tem um eficiente processo de dispersão e um rápido estabelecimento (Nascimento et al. 2014), sendo essas características destacadas como peças-chave da invasividade de uma espécie (Richardson; Rejmánek 2011). Sua dispersão se dá principalmente por caprinos e bovinos, que se alimentam das suas vagens, eliminando as sementes junto com as fezes, garantindo a sua dispersão a longas distâncias (Pascichnik et al. 2001; Haregeweyn et

al. 2013). A viabilidade da semente e das plântulas é mantida graças à disponibilidade de água e nutrientes no esterco, garantindo o estabelecimento da espécie.

Todas essas características favorecem a ocorrência da *P. juliflora* na Caatinga. Além disso, a espécie conta com habitats degradados, disponibilidade de nicho e condições climáticas favoráveis, assim, o cenário não poderia ser outro: a invasão da *P. juliflora* no semiárido nordestino ocupa extensas áreas e avança a passos largos, comprometendo ainda mais este ecossistema já tão ameaçado pelas atividades humanas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDRADE, L. A.; FABRICANTE, J. R.; OLIVEIRA, F. X. Impactos da invasão de *Prosopis juliflora* (sw.) DC. (Fabaceae) sobre o estrato arbustivo-arbóreo em áreas de Caatinga no Estado da Paraíba, Brasil. *Biological Sciences*, Maringá, v. 32, n. 3, p. 249-255, 2010.
- APPLEBY, M. W. The incidence of exotic species following clearfelling of *Eucalyptus regnans* forest in the central highlands. *Austr. J. Ecol*, Victoria, v.23, p.457-465, 1998.
- BEGON, M.; HARPER, J. L.; TOWNSEND, C. R. *Ecologia: de Indivíduos a Ecossistemas*. 4ª ed., Artmed, 2007. 740p.
- BLOSSEY, B. Enemy release hypothesis. In: Simberloff, D.; Rejmanek, M. *Encyclopedia of biological invasions*, Berkeley: University of California Press, p. 193-195, 2011.
- BYERS, JAMES. E. Impact of non-indigenous species on natives enhanced by anthropogenic alteration of selection regimes. *Oikos*, v.3, n.97, p. 449-458, 2002.
- CARLTON, J. T. Pattern, process, and prediction in marine invasion ecology. *Biological Conservation* v.78, p. 97-106, 1996.
- CARLTON, J. T.; GELLER, J. B. Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. *Science*, v. 261, p.78-82. 1993.
- CLAVERO, M.; GARCÍA-BERTHOU, E. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology and Evolution* v.20, p.110, 2005.
- COLAUTTI, R. I.; MCISAAC, H. J. A neutral terminology to define 'invasive' species. *Diversity and Distributions*, v.10, p.135-141, 2004.
- CROOKS, J. A. Lag times and exotic species: The ecology and management of biological invasions in slow-motion. *Ecoscience*, v.12, n.3, p.316-329, 2005.
- CORBIN J.D.; D'ANTONIO C.M. Can carbon addition increase competitiveness of native grasses? A case study from California. *Restoration Ecol*. v.12, p.36-43, 2004.
- D'ANTONIO, C. M.; VITOUSEK, P. M. Biological invasions by exotic grasses, the grass fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology* v.23, p.63-87. 1992.
- DAVIS, M. A.; GRIME, J. P.; THOMPSON, K. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology*, v.88, p.528-534. 2000.

- DIDHAM, R. K. et al. Are invasive species the drivers of ecological change. *Trends in Ecology and Evolution*, v.20, n.9, p.470-474, 2005.
- DUKES, J. S.; MOONEY, H. A. Does global change increase the success of biological invaders? *Tree*, v.14, p.135–139, 1999.
- EL-KEBLAWY, A.; AL-RAWAI, A. Effects of salinity, temperature and light on germination of invasive *Prosopis juliflora* (Sw.) D.C. *Journal of Arid Environments*, v.61, p.555–565, 2005.
- ELTON, C. S. The ecology of invasions by plants and animals. Methuen, London, UK, 1958.
- FABICANTE, J. R.; SIQUEIRA FILHO, J. A. O estudo das invasões biológicas na Caatinga. In: *Plantas Exóticas e Exóticas Invasoras da Caatinga*. Bookess, v.1, ed.1, 2013, 51p.
- FORMAN, R.T.T. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge: University Press, 605 p. 1997.
- FRIDLEY, J.D. et al. The invasion paradox: reconciling pattern and process in species invasions. *Ecology* v.88, p.3–17, 2007.
- GUREVITCH, J.; PADILLA, D.K. Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends in Ecology and Evolution*. v.19, n.9, p.470–474, 2004a.
- GUREVITCH, J.; PADILLA, D.K. Response to Ricciardi: Assessing species invasions as a cause of extinction. *Trends in Ecology and Evolution* v.19, p.620, 2004b.
- HAREGEWEYN, N.; TSUNEKAWA, A.; TSUBO, M.; MESHESHA, D.; MELKIE, A. Analysis of the invasion rate, impacts and control measures of *Prosopis juliflora*: a case study of Amibara District, Eastern Ethiopia. *Environ Monit Assess* v.185, p.7527–7542, 2013.
- HOBBS, R. J. Disturbance a precursor to weed invasion in native vegetation. *Plant Protection Quarterly* v.6, p.99–104, 1991.
- HOBBS, R. J.; HIGGS, E.; HARRIS, J. A. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology and Evolution*, v.24, n.11, p.599-605, 2009.
- KOTANEN, P. M. Effects of experimental soil disturbance on revegetation by natives and exotics in coastal Californian meadows. *Journal of Applied Ecology*, v.34, p.631–644, 1997.
- LEVINE, J.M. et al. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. Proceedings of the Royal Society of London, *Series Biological Sciences* v.270, p.775–781, 2003.
- LONSDALE, W. M. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology*, v.80, p.1522–1536, 1999.
- LOWE, S. et al. 100 of the World's worst invasive alien species: a selection from the Global Invasive Species Database. Publicado por The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), 12p, 2004.
- LUQUE, G. M. et al. The 100th of the world's worst invasive alien species. *Biological Invasions*, v.16, p.981–985, 2014.
- MACDOUGALL, A.S.; TURKINGTON, R. Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? *Ecology* v.86, p.42–55, 2005.
- MACK, R.N. et al. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* v.10, p.689-710, 2000.

- MARGALEF, R. Dynamics aspects of diversity. *Journal of Vegetation Science*, v.5, n.4, p.451-456, 1994.
- MOLES, A. T. et al. Invasions: the trail behind, the path ahead, and a test of a disturbing idea. *Journal of Ecology*, v.100, p.116–127, 2012.
- NASCIMENTO, C. E. S. et al. The introduced tree *Prosopis juliflora* is a serious threat to native species of the Brazilian Caatinga vegetation. *Science of the Total Environment*, v.481, p.108–113, 2014.
- ODUM, E.P. *Ecologia*. Rio de Janeiro, Ed.Guanabara Koogan, 1983, 434p.
- OLIVEIRA, F. X. *Impactos da Invasão da algaroba - Prosopis juliflora (Sw.) DC. - sobre o componente arbustivo-arbóreo da caatinga nas microrregiões do Curimataú e do Seridó nos estados da Paraíba e do Rio Grande do Norte*. 2006. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal da Paraíba, Areia, 2006.
- PARKER, I. M.; MERTENS, S. K.; SCHEMSKE, D. W. Distribution of 7 native and 2 exotic plants in a tallgrass prairie in southeastern Wisconsin: the importance of human disturbance. *The American Midland Naturalist*, v.130, p.43–55, 1993.
- PASCAL, M.; LE GUYADER, H.; SIMBERLOFF, D. Biological invasions and the conservation of biodiversity. *Rev. Sci. Tech.* v.29, n.2, p.387-403, 2010.
- PASIECZNIK, N. M.; FELKER, P.; HARRIS, P. J. C. The *Prosopis juliflora*–*Prosopis pallida* complex: a monograph. Coventry: HDRA, 2001.
- PEGADO, C. M. A.; ANDRADE, L. A.; FELIX, L. P.; PEREIRA, I. M. Efeitos da invasão biológica de algaroba - *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. sobre a composição e a estrutura do estrato arbustivo-arbóreo da caatinga no Município de Monteiro, PB, Brasil. *Acta Botanica. Brasilica*, v.20, n.4, p.887-898, 2006.
- REJMANEK, M. A theory of seed plant invasiveness – the first sketch. *Biological Conservation*, v.78, p.171–181, 1996.
- REJMÁNEK M.; RICHARDSON, D.M.; PYSEK, P. Plant invasions and invasibility of plant communities. In: Van Der Maarel, E. (ed.), *Vegetation ecology*, Oxford, Blackwell Publishers: p.332–355, 2005.
- RELVA, M.A.; NUNEZ, M.A.; SIMBERLOFF, D. Introduced deer reduce native plant cover and facilitate invasion of non-native tree species: evidence for invasional meltdown. *Biological Invasions*, v.12, p.303–311, 2010.
- RIBASKI, J. ET AL. *Algaroba (Prosopis juliflora): Árvore de Uso Múltiplo para a Região Semiárida Brasileira*. Embrapa Florestas: Comunicado Técnico, v.240, 2009, 8p.
- RICCIARDI, A. Assessing species invasions as a cause of extinction. *Trends in Ecology and Evolution* v.19, n.12, p.619, 2004.
- RICHARDSON D.M. et al. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, v.6, p.93-107, 2000.
- RICHARDSON, D. M.; REJMANEK, M. Trees and shrubs as invasive alien species – a global review. *Diversity and Distribution*, v.17, p.788–809, 2011.
- RICHARDSON, D.M.; VAN WILGEN, B. W.; NUNEZ, M.A. Alien conifer invasions in South America: short fuse burning? *Biological Invasions* v.10, p.573–577, 2008.

- ROOT, T.L.; SCHNEIDER, S.H. Conservation and climate change: the challenges ahead. *Conservation Biology*, v.20, p.706–708, 2006.
- SAGAR, R.; RAGHUBANSHI, A. S.; SINGH, J.S. Tree species composition, dispersion and diversity along a disturbance gradient in a dry tropical forest region of India. *Forest Ecology Management*, v.186, p.67–71, 2003.
- SAX, D.F. et al. Species invasions exceed extinctions on islands worldwide: a comparative study of plants and birds. *American Naturalist*, v.160, p.766–783, 2002
- SAX, D.F. et al. Ecological and evolutionary insights from species invasions. *Trends in Ecology and Evolution* v.22, n.9, p.465–471, 2007.
- SIMBERLOFF, D. Se for exótica, “*atire primeiro, pergunte depois*”. Site o((eco)). Disponível em: <<http://www.oeco.org.br/reportagens/28425-atire-primeiro-e-pergunte-depois-entrevista-com-o-biologo-daniel-simberloff>>. Acesso: 28 dez. 2014.
- SIMBERLOFF, D. Which insect introductions succeed and which fail? *Biological invasions: a global perspective*, p.61–75, 1989.
- SIMBERLOFF, D. et al. Impacts of biological invasions: what’s what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution*, v.28, p.58–66, 2013.
- SIMBERLOFF, D.; VON HOLLE, B. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biological Invasions* v.1, p.21–32, 1999.
- SINGH, S. P. Chronic disturbance, a principal cause of environmental degradation in developing countries. *Environmental Conservation* v.25, n.1, p.1–2, 1998.
- SOUZA, V. C.; LORENZI, H. *Botânica Sistemática*. 2008, 704 p.
- STYLINSKI, C. D.; ALLEN, E. B. Lack of native species recovery following severe exotic disturbance in Southern Californian shrublands. *Journal of Applied Ecology* v.36, p.544–554, 1999.
- TABARELLI, M.; PINTO, S.R.; LEAL, I. R. Floresta Atlântica nordestina: fragmentação, degeneração e perda de diversidade. *Ciência Hoje*, n.44, p.36–41, 2009.
- TEIXEIRA, A.H. *Informações agrometeorológicas do Pólo Petrolina-PE / Juazeiro-BA*. Embrapa Semi-Árido, 2001, 46p.
- TILMAN, D. Community invasibility, recruitment limitation and grassland biodiversity. *Ecology*, v.78, p.81–92, 1997.
- USHER, M. B. Biological invasions of nature reserves: a search for generalisations. *Biological Conservation*, v.44, p.119–135, 1988.
- VITOUSEK, P.M. et al. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Ecology* v.21, p.1–16, 1997.
- VON HOLLE, B.; SIMBERLOFF, D. Ecological resistance to biological invasion overwhelmed by propagule pressure. *Ecology*, v.86, n.12, p.3212–3218, 2005.
- WILCOVE, D.S. et al. Quantifying threats to imperiled species in the United States. *Bioscience* v.48, p.607–615, 1998.
- WILLIAMSON, M.H.; FITTER, A. The characters of successful invaders. *Biological Conservation*, v.78, p.163–170, 1996.

WISER, S.K. et al. Community structure and forest invasion by an exotic herb over 23 years.
Ecology v.79, p.2071-2081, 1998.

MANUSCRITO A SER SUBMETIDO AO PERIÓDICO BIOLOGICAL INVASIONS

Distribuição preditiva da *Prosopis juliflora* na Caatinga

Luciana de Freitas Patriota Gouveia 1 & Felipe Pimentel Lopes de Melo^{2*}

¹Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco, Av. Professor Moraes Rego s/n, Cidade Universitária, CEP: 50670-901, Recife, PE, Brasil. Email: patriotluciana@gmail.com

²Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco, Av. Professor Moraes Rego s/n, Cidade Universitária, CEP: 50670-901, Recife, PE, Brasil. Email: fplmelo@gmail.com

*Autor para correspondência 28

Resumo

Espécies exóticas invasoras são aquelas que se instalam e se propagam com sucesso em um ambiente onde elas não ocorrem naturalmente. No início da década de 40, a Caatinga do nordeste brasileiro sofreu a invasão da espécie *Prosopis juliflora*, conhecida por algaroba, que aparentemente tem preferência por ambientes degradados e com boa disponibilidade de água. Em ambientes áridos e semiáridos de muitos países (Etiópia, Índia, Emirados Árabes), essa espécie apresenta comportamento invasor agressivo, ocasionando perdas de caráter econômico e ecológico. Neste estudo buscamos compreender a distribuição da *P. juliflora* na Caatinga sob a influência de fatores ambientais (temperatura, precipitação), indicadores de perturbação antrópica (distância para casa e distância para estrada) e disponibilidade de recurso hídrico (distância para drenagem). Para tal, foram georeferenciados pontos de presença e ausência da algaroba na Caatinga do Parque Nacional do Catimbau, em Pernambuco. Os dados ambientais foram extraídos do banco de dados do WorldClim/Bioclim e as outras variáveis explanatórias retiradas dos mapas de casas, estradas e drenagem do Parque. A partir das variáveis precipitação e temperatura, geramos um modelo de nicho, e a partir das outras variáveis um modelo linear generalizado (GLM). Assim, foi possível reconhecer na Caatinga os ambientes mais susceptíveis à ocorrência da algaroba e quais fatores interferem na sua distribuição. Nossos resultados sugerem que apenas a “distância para estrada” não tem efeito expressivo sobre a ocorrência da algaroba na Caatinga, sendo que todos os outros fatores testados favorecem a presença da *P. juliflora* no sertão nordestino. Logo, essa invasora tende a se propagar na Caatinga quase sem limitação, contando com o auxílio de eficientes agentes dispersores (bovinos e caprinos) e de constantes reintroduções intencionais.

Palavras-chave: Invasão biológica, Caatinga, *Prosopis juliflora*, perturbação antrópica, modelagem de nicho.

Introdução

Desde os princípios da Ecologia de Invasão, compreender o que faz com que uma espécie se torne invasora tem sido um grande desafio (Rejmánek et al. 2005). Pesquisas incipientes buscavam características compartilhadas por espécies invasoras que pudessem explicar o sucesso delas no ambiente invadido (Rejmánek; Richardson 1996; Rejmánek 1999; Kolar; Lodge 2001). Outros estudos buscavam respostas à invasão biológica a partir da compreensão do histórico e da dinâmica dos ecossistemas invadidos (Williamson; Fiter 1996; Lonsdale 1999; Rejmánek 1999; Moles et al. 2012). Em ambos os casos, a intenção era identificar características gerais à invasão biológica, sempre na tentativa de padronizar esse processo (Lockwood et al. 2007).

Segundo Rejmánek e Richardson (1996), algumas habilidades inerentes ao organismo são relevantes para que uma espécie introduzida se torne invasora. Estudos que seguiram esta vertente, apontam características determinantes para o êxito da invasão, tais como: alta fecundidade e rápido crescimento populacional (Wootton 1998), grande plasticidade fenotípica ou potencial para uma rápida alteração evolutiva (Sakai et al. 2001), uso pioneiro do habitat, curto tempo de geração, ajuste morfológico e/ou fisiológico durante a fase de estabelecimento (Vermeij 1996; Rosecchi et al. 2001). Outras pesquisas direcionam a atenção às propriedades intrínsecas dos ambientes invadidos para compreender o sucesso da invasão biológica (Simberloff, 1989; Williamson, 1996; Lonsdale, 1999). As principais características dos ambientes invadidos incluem a baixa diversidade de espécies nativas, altos níveis de distúrbio por atividades antrópicas e ausência de inimigos naturais (Blossey 2011). No entanto, devido à complexidade dos sistemas ecológicos e às idiosincrasias das comunidades biológicas invadidas, os eventos de invasão parecem ser locais e os seus padrões incertos (Simberloff 2009), de forma que fica difícil prever onde as espécies introduzidas serão bem sucedidas (Espínola; Júlio Júnior 2007). Mesmo assim, uma vasta literatura documenta a associação direta entre invasões biológicas e habitat perturbado por ação antrópica (Hobbs 1991; D'Antonio; Vitousek 1992; Lodge 1993; Appleby 1998; Dukes; Mooney, 1999; Bohn et al. 2004).

A introdução deliberada da *Prosopis juliflora* no semiárido nordestino (Almeida et al. 2014) é um exemplo de invasão biológica bem sucedida. A *P. juliflora*, também conhecida como algaroba, tem um eficiente processo de dispersão e um rápido estabelecimento (Nascimento et al. 2014), sendo essas características destacadas como peças-chave da invasividade de uma espécie (Richardson; Rejmánek, 2011). Na Caatinga, a algaroba tem preferência por ambientes degradados à margem de rios (Pegado et al. 2006, Andrade et al. 2010, Nascimento et al. 2014),

em contrapartida, ela não se estabelecer em áreas conservadas desse ecossistema (Pegado et al. 2006; Nascimento et al. 2014).

Pesquisas já demonstraram a relação entre o estado de conservação dos ambientes e a quantidade de espécies invasoras (Parker; Reichard 1997). A Caatinga há décadas vem sofrendo constante agressão antrópica pelo uso da terra (Leal et al. 2003) e a alta densidade populacional, cerca de 20 milhões de habitantes (MMA 2007), têm repercussão direta na conservação da biota local. Este cenário facilita o estabelecimento de espécies exóticas que se tornam invasoras e acarretam prejuízos irreversíveis ao ecossistema (Moyle; Light 1996; Simberloff 2011), desde perda de espécies à redução da resiliência dos sítios invadidos (Fabricante; Siqueira Filho 2013a).

Assim, esse estudo teve o objetivo de investigar como condições abióticas e fatores de perturbação podem ser favoráveis à ocorrência de espécies invasoras. Utilizamos como modelo de estudo a invasão da *P. juliflora* na Caatinga e testamos algumas características do ambiente que podem ser favoráveis a esta invasão: temperatura, precipitação, disponibilidade de água e indicadores de perturbação antrópica (distância às casas e estradas). Com isso, esperamos que áreas com condições abióticas semelhantes às de origem da *P. juliflora*, com maior disponibilidade de água e que sofrem maior pressão antrópica sejam mais susceptíveis à invasão da *P. juliflora*.

Material e Métodos

Área de estudo

Este estudo foi desenvolvido no Parque Nacional do Catimbau (PARNA Catimbau), uma área de Caatinga no estado de Pernambuco, conhecida por sua rica fauna e flora, localizado entre o Agreste e o Sertão Pernambucano (S8°24'0" e W37°09'30"), distante 289 km do Recife (Figura 1). O Parque foi criado em dezembro de 2002 e totaliza uma área de 62.294,14 hectares distribuídos entre os municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim (Sena et al. 2012; ICMBio 2014). Todos esses municípios encontram-se na província geológica da Borborema e estão inseridos nos domínios da Bacia Hidrográfica dos Rios Ipanema e Moxotó (CPRM 2005).

A vegetação do PARNA Catimbau é representada por uma Caatinga aberta, formada por Florestas Subcaducifólias e Caducifólias (MMA 2013), com clima tropical semiárido, do tipo BSh (segundo a escala de Köppen), temperatura e precipitação médias de 23°C e 400mm, respectivamente (Figueiredo et al. 2000; CPRM 2005). A topografia é caracterizada por elevações tabulares, que variam de 600 a 1000m de altitude, vales abertos em encostas íngremes e topos aplainados, recortados e muito erodidos (Rodal et al. 1998).

Esta Unidade de Proteção Integral está inserida em uma região definida como área prioritária à conservação da Caatinga (MMA 2002), no entanto, ainda não dispõe de regularização fundiária nem Plano de manejo, conforme prevê o Serviço Nacional de Unidades de Conservação. Talvez isso garantisse a integridade dos recursos naturais e humanos que o Parque objetiva proteger. Essa Unidade vem sofrendo intenso processo de perturbação antrópica, marcado principalmente pela ocupação residencial, pecuária extensiva, agricultura itinerante e a exploração de lenha. Essas características constituem as principais causas da devastação em toda a Caatinga (Andrade et al. 2008), não sendo um caso particular do PARNA Catimbau. Estas novas condições do meio podem criar ambientes seletivos às espécies nativas e cada vez mais propícios ao estabelecimento de espécies exóticas (Parker et al. 1993; Carlton 1996).

Prosopis juliflora na Caatinga

A *P.juliflora*, conhecida popularmente por algaroba, pertence à família Fabaceae (Leguminosae), subfamília Mimosoideae (Souza; Lorenzi 2008) e é nativa de diferentes países das Américas e do Caribe (Pasicznik et al. 2001). As primeiras sementes trazidas para o sertão pernambucano vieram do Peru e do Sudão, no início da década de 40, com o objetivo de servir principalmente como forragem para os animais (Gomes 1961; Pegado et al. 2006). Desde então, a *P. juliflora* tem se propagado pelo semiárido nordestino, havendo registros dessa espécie nos estados de Alagoas, Bahia, Ceará, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte e Sergipe (Fabricante; Siqueira-Filho 2013a).

Na África, a *P. juliflora* foi introduzida na década de 70, inicialmente em pastagens e áreas irrigáveis da Etiópia, como medida para o controle da desertificação e da contenção da poeira proveniente dos fortes ventos (Geda 2006). Desde então, a *P. juliflora* já invadiu mais de quatro milhões de hectares naquela região (Witt 2010). Na Índia, o governo colonial britânico introduziu a *Prosopis* pela primeira vez em 1877 (Perera et al. 2005). No entanto, foi apenas na década de 60 que ocorreu um *boom* de invasão da *P. juliflora*, devido ao abandono de grandes quantidades de terras agricultáveis que não geravam mais culturas tão rentáveis (Takahiro; Duraiyappan 2011). Já nos Emirados Árabes, a algaroba escapou das áreas florestadas e invadiu tanto habitats naturais como habitats degradados (El-Keblawy; Al-Rawai 2005).

O sucesso da propagação da *P.juliflora* se deve à eficiente dispersão realizada principalmente por caprinos e bovinos, que ao se alimentarem das vagens, eliminam as sementes misturadas às fezes e garantem a dispersão a longas distâncias (Pasicznik et al. 2001).

A dispersão das sementes tem relação direta com a pressão de propágulos da espécie, já que é uma medida composta pelo número de indivíduos introduzidos numa região e o número de eventos de liberação dos propágulos desses indivíduos (Lockwood et al. 2005). No caso da *P.juliflora*, os propágulos são as vagens. Uma outra característica favorável à ocorrência da *P.juliflora* em regiões áridas e semiáridas do mundo, refere-se ao desenvolvimento de dois sistemas de raízes: uma raiz profunda para chegar às águas subterrâneas e um tapete de raízes laterais superficiais, que possibilita a sobrevivência em ambientes com chuvas esporádicas (Mooney et al. 1977 *apud* Pasiecznik et al. 2001).

Desenho amostral e análise de dados

A modelagem de nicho tem sido uma importante ferramenta para compreensão da distribuição potencial de espécies invasoras. O objetivo desse método é gerar associações entre as variáveis ambientais e os registros de ocorrência de espécies (Guisan; Thuiller 2005), sendo os dados climáticos (temperatura e precipitação) e os topográficos os mais usados em modelos de distribuição de espécies (Hirzel; Le Lay 2002). Com tantas definições diferentes para o conceito ecológico de nicho, faz-se necessário esclarecer que o nosso estudo representa os conceitos de nicho Grinelliano e das variáveis “*scenopetics*” de Hutchinson (1978). Ou seja, consideramos o nicho como uma propriedade do ambiente e não do ocupante (Grinell 1924), onde o conjunto das variáveis do modelo representam a disponibilidade de ambiente propício para a espécie, sem considerar barreiras geográficas e/ou interações (Hutchinson 1978).

Para modelagem de nicho da *P. juliflora* na Caatinga, foram consideradas as variáveis climáticas do WorldClim/Bioclim (temperatura e precipitação), o algoritmo Maxent (Máxima Entropia) e os pontos de ocorrência nativa da espécie nas Américas, extraído do banco de dados do Global Biodiversity Information Facility (GBIF). De forma geral, o Maxent estima a distribuição de probabilidades mais próximas à distribuição uniforme sob a restrição de que os valores esperados para cada variável ambiental estejam de acordo com os valores empíricos observados nos pontos de ocorrência (Phillips et al. 2006). Assim, conhecendo as condições abióticas dos locais onde a *P. juliflora* ocorre naturalmente, poderemos definir, para Caatinga, os ambientes mais propensos à invasão dessa espécie.

Para aumentar a capacidade de previsão acerca da invasão biológica, é preciso considerar múltiplas variáveis simultaneamente, intrínsecas e extrínsecas ao meio invadido (Moles et al. 2012). Além das condições abióticas citadas anteriormente, outros fatores foram considerados para compreender o estabelecimento da *P. juliflora* na Caatinga. Testamos o efeito de três variáveis explanatórias (distância à casa, distância à estrada e distância à drenagem) sobre a ocorrência da algaroba (variável dependente). As variáveis distância à casa e distância à estrada representaram os indicadores de perturbação antrópica, já que apontam a constante presença humana, as atividades advindas dessa presença e o fácil acesso aos recursos do meio. Segundo Matorell e Peters (2005), as várias atividades humanas têm influência progressiva no meio, logo, a perturbação antrópica crônica deve ser medida considerando diferentes fontes de perturbação. Já a variável distância à drenagem reflete a observação *in situ* da preferência da *P. juliflora* por ambientes com boa disponibilidade de água. Outros estudos na Caatinga também apontam a preferência dessa espécie por margens de rios (Pegado et al. 2006; Andrade et al. 2010; Nascimento et al. 2014). Para tal, georeferenciamos 38 pontos de presença da *P. juliflora* e 26 de ausência e plotamos esses pontos junto aos *shapes* de casas, estradas e drenagem do Parque Nacional do Catimbau (Figuras 2 e 3). Com isso, por meio do método estatístico GLM (Modelo Linear Generalizado) (Austin; Gaywood 1994), geramos um modelo de regressão logística que indica a ocorrência e não-ocorrência da *P. juliflora*. Para a elaboração dos modelos, mapas e gráficos foram utilizados o software estatístico de linguagem ‘R’, o software de processamento geoespacial ArcGis/ArcMap 10.1 e o Google Earth.

Resultados

A modelagem de nicho representou áreas potenciais de invasão da algaroba no nordeste do Brasil (Figura 4), considerando a semelhança entre as condições ambientais do semiárido e as condições naturais das regiões de origem da *P. juliflora* (Américas do Norte, Central e do Sul) (Figura 5). Os dados ambientais do Bioclim para os países de origem da algaroba foram semelhantes às de algumas áreas de Caatinga, por isso o modelo de nicho indicou áreas no semiárido nordestino bastante susceptíveis à ocorrência da *P. juliflora*. Essa modelagem é a representação das condições ambientais favoráveis à presença da espécie, relevante para compreender propriedades geográficas da espécie em larga escala (Hutchinson 1978).

No entanto, o modelo de nicho é complementar ao gerado pelo GLM que, por sua vez, representa a probabilidade de ocorrência da *P. juliflora* na Caatinga com base na disponibilidade do recurso hídrico mais próximo (drenagem) e dos indicadores de perturbação de distância para casa e para estrada. Em conjunto, as variáveis “distância para casa”, “distância para estrada” e

“distância à drenagem” explicaram 46,4% da ocorrência de algaroba na Caatinga (Tabelas 1 e 2). Segundo esse modelo, a probabilidade de ocorrência da *P. juliflora* é maior em áreas próximas à rede hidrográfica (drenagem) e casas (Figuras 6a e 6b). Apenas a variável “distância para estrada” não influenciou a distribuição da *P. juliflora* na Caatinga (Figura 6c).

Discussão

Por ter condições climáticas semelhantes às regiões de onde *P. juliflora* é nativa, a Caatinga é um ambiente propício ao estabelecimento de populações auto sustentáveis dessa espécie, sendo, portanto, um ambiente com alta susceptibilidade à invasão, como apontado também por Fabricante e Siqueira-Filho (2013a). Adicionalmente, as perturbações antropogênicas podem aumentar a probabilidade de ocorrência da *P. juliflora*, já que invasões biológicas e habitats perturbados parecem ter relação direta (Bohn et al. 2004).

Para além dos fatores abióticos, buscamos compreender a influência da perturbação antrópica na ocorrência da *P. juliflora*. Esse efeito, representado aqui pela proximidade das casas e das estradas às populações de algaroba, foi expressivo apenas para variável “distância para casa”, talvez porque ela, diferentemente da “distância para estrada”, represente melhor a constante presença humana e as atividades advindas dessa ocupação, sendo essas características favoráveis ao contínuo processo de degradação, ao longo do tempo e do espaço (Ahrends et al. 2010). É importante considerar que o sertão brasileiro abriga uma população de 20 milhões de habitantes, representando a região semiárida mais populosa do mundo (MMA 2007). Logo, essa alta densidade populacional tem repercussão direta na conservação da biota local, principalmente a partir do uso da terra e descaracterização do habitat.

Já a variável “distância para estrada” parece ter representado muito mais uma medida de acessibilidade aos recursos naturais do que uma medida direta de perturbação, já que não refletiu o efeito do uso dos recursos do ambiente. Talvez por isso, essa variável não teve influência sobre a ocorrência da *P. juliflora* na Caatinga. A preferência da *P. juliflora* por áreas degradadas já havia sido relatada em outros estudos realizados na Caatinga (Pegado et al. 2006; Andrade et al. 2010; Nascimento et al. 2014), no entanto, nenhum deles colocou à prova a preferência da algaroba por este tipo de habitat. Acreditamos ser importante a inclusão de outros indicadores de perturbação antrópica (e.g. densidade populacional de moradores, presença de caprinos e bovinos, extração de madeira), além dos que consideramos para esse estudo, a fim de testar a hipótese da influência positiva de habitats modificados sobre a invasão biológica.

Introduções deliberadas da *P. juliflora* em propriedades rurais do semiárido (Almeida et al. 2014) atingem principalmente margens de rios e áreas aluviais degradadas pela agricultura

e/ou sobrepastejo (Nascimento, 2008). Essas áreas nobres de Caatinga carregam o efeito sinérgico de duas condições aparentemente favoráveis à ocorrência da *P. juliflora*: áreas modificadas por perturbação antrópica e com alta disponibilidade de água. O potencial de uma determinada região em possibilitar o sucesso de uma espécie invasora relaciona-se à oportunidade de nicho daquela área que dependerá da alta disponibilidade de recursos e condições físico-químicas apropriadas juntamente à ausência ou escassez de inimigos naturais (Shea; Chesson 2002). Já em relação à disponibilidade hídrica, os nossos resultados, assim como em outro estudo (Robinson et al. 2008), apontam a preferência da algaroba por ecossistemas ribeirinhos. A algaroba domina cursos de rios secos, sendo a presença e a profundidade do lençol freático um fator decisivo para a distribuição e crescimento de espécies do gênero *Prosopis* (Pasiiecznik et al. 2001). O sistema de raízes da *P. juliflora* coloca essa invasora em um patamar elevado de adaptação às condições de seca das regiões áridas e semiáridas (Pasiiecznik et al. 2001). Dessa forma, mesmo durante o período de estiagem no semiárido, é possível observar a algaroba ainda verde, produzindo inflorescências e vagens, evidenciando o seu estabelecimento bem sucedido em margens de rios.

É importante considerar também outras características que favorecem o estabelecimento de espécies exóticas em ambientes invadidos. Por exemplo, a *P. juliflora* apresenta uma produção massiva de sementes – em torno de 60 milhões por hectare/ano – que chegam a permanecer dormentes no solo por até dez anos (Mattews et al. 2005). A destruição da vegetação pré-existente e a exposição do solo, condições que proporcionam maior luminosidade, estimulam a germinação em massa do banco dessas sementes, resultando em súbitas infestações de algaroba (Mattews et al. 2005). Na Caatinga, as sementes de algaroba também têm uma dispersão bem sucedida, pois contam com o auxílio de bovinos e caprinos como eficientes agentes (Pasiiecznik et al. 2001; Haregeweyn et al. 2013). Eles percorrem grandes distâncias diariamente e, ao longo desse percurso, liberam as sementes junto com as fezes. O esterco, rico em matéria orgânica e umidade, favorece a viabilidade das sementes e facilita o estabelecimento das plântulas (Mattews et al. 2005). Na Etiópia, o gado é o principal dispersor de sementes de algaroba, ele viaja aproximadamente 15km/dia, como é o caso em muitas áreas nômades, transportando sementes de algaroba em seus aparelhos digestivos por mais de 100 km/semana (Haregeweyn et al. 2013). Mesmo não sendo uma dispersão direcionada, sujeita a ocorrer em ambientes desfavoráveis à germinação e ao estabelecimento, a *P. juliflora* vem conseguindo manter grandes populações na Caatinga. É razoável supor que as populações mais recentes sejam provenientes do eficiente processo de dispersão dessa planta, já que a probabilidade de uma espécie invadir um novo hábitat pode estar mais relacionada à

dispersão a longas distâncias do que com a proximidade de uma população fonte (Begon et al. 2007). As novas populações de algaroba também podem ser provenientes de reintroduções intencionais bem sucedidas. Independente da origem dessas novas populações, a pressão de propágulos da *P. juliflora* na Caatinga parece ser bastante expressiva, elevando o seu potencial como espécie invasora (Moles et al. 2012). Compreender a chegada, sobrevivência, estabelecimento e as características de propagação das espécies invasoras são requisitos fundamentais para entender os impactos causados aos ecossistemas invadidos (Chapman 2012).

Em áreas conservadas de Caatinga, a *P. juliflora* não consegue se estabelecer (Pegado et al. 2006). Essa ausência, segundo Nascimento e colaboradores (2014), pode ser devido à quantidade de luz nessas áreas, talvez insuficiente para suprir as necessidades de germinação das sementes de *P. juliflora*. No entanto, nos Emirados Árabes, essa espécie invade tanto habitats naturais como habitats degradados (El-Keblawy; Al-Rawai, 2005). Já em outras regiões áridas e semiáridas do mundo, como na Etiópia e na Índia, a invasão da *P. juliflora* se concentra em ambientes degradados e em áreas abandonadas (Witt 2010), de forma semelhante ao que se observa para a Caatinga. Além das condições abióticas, essas florestas secas também devem guardar um histórico de perturbação antrópica semelhante. Juntas, essas condições favorecem o estabelecimento bem sucedido da *P. juliflora*.

Em resumo, a invasão da *P. juliflora* na Caatinga é bem sucedida graças a soma de diversos fatores, dentre eles destacamos: 1) condições ambientais semelhantes às das regiões de origem; 2) ausência de barreiras geográficas (introdução intencional); 3) ausência de inimigos naturais; 4) áreas de Caatinga afetadas por perturbação antrópica crônica; 5) disponibilidade de nicho nessas áreas; 6) grande quantidade de diásporos por indivíduo; 7) agentes dispersores eficientes que percorrem grandes distâncias (caprinos e bovinos). Devido a tudo isso, a *P. juliflora* continua a se espalhar pela Caatinga, de forma que as "florestas de algaroba" já representam uma fisionomia típica que ocupa cerca de um milhão de hectares (Negreiros et al. 1991; Fabricante; Siqueira Filho 2013a). Witt (2010) destaca ainda o favorecimento da expansão de espécies invasoras diante do efeito das mudanças climáticas. A *P. juliflora* responde positivamente a níveis elevados de CO₂, a extremos climáticos e a intensos e frequentes regimes de perturbação, tornando muitos ecossistemas suscetíveis à invasão (Kriticos; Filmer 2007).

Estimativas recentes mostram que essas invasões custam à economia mundial centenas de bilhões de dólares a cada ano (CDB 2010) e ainda não há nenhum método em larga escala e de baixo custo sugerido para o controle da *P. juliflora* (Van Auken 2000). Mesmo não sendo um controle de baixo custo, os besouros *Algarobius prosopis* e *Neltumius arizonensis* têm sido

uma alternativa utilizada em alguns países que sofrem invasão biológica da *P. juliflora* (Matthews et al. 2005). Eles se alimentam das sementes e reduzem o potencial invasor das plantas sem afetar seus atributos positivos (Matthews et al. 2005). Fungos na forma de micoherbicidas também podem ser uma alternativa ao controle biológico da algaroba, assim como o manejo/remoção de populações da *P. juliflora* podem conter a propagação da espécie.

As soluções para problemas de invasão biológica, em geral, estão no uso combinado desses métodos, pois cada situação é diferente e cada espécie reage ao controle de forma diferente (Instituto Hórus 2014). Não existe uma receita pronta, é preciso compreender as variáveis ambientais e o comportamento da espécie para definir o método mais adequado (Instituto Hórus 2014).

Diante desse cenário, pesquisadores alertam para a formação de desertos verdes de algaroba na Caatinga, inóspitos e sem vida (Fabricante; Siqueira-Filho 2013b). Infelizmente ainda faltam políticas públicas, marcos legais, programas de prevenção, de controle e percepção acadêmica e empresarial sobre a gravidade do problema (Ziller; Zalba 2007). Providências precisam ser tomadas para conter essa propagação. Sugerimos que a população local tenha acesso às informações sobre os malefícios do uso da espécie à longo prazo, que se realize o manejo das populações de *P. juliflora* já estabelecidas e que, futuramente, ocorra a execução de um controle biológico.

Agradecimentos

Esta pesquisa faz parte dos estudos de mestrado de LFPG na Universidade Federal de Pernambuco sob a orientação de FPLM. Nós agradecemos ao CNPq pela bolsa concedida à LFPG e pelo financiamento do projeto que faz parte do PELD Catimbau (403770/2012-2.). Somos gratos também ao ICMBio por conceder autorização para realização dessa pesquisa no Parque Nacional do Catimbau/Pernambuco.

REFERÊNCIAS

- Ahrends, A. et al. (2010). Predictable waves of sequential forest degradation and biodiversity loss spreading from an African city. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107: 14556–14561.
- Almeida, W. R. Lopes, A.V.; Tabarelli, M.; Leal, I. R. (2014). The alien flora of Brazilian Caatinga: deliberate introductions expand the contingent of potential invaders. *Biological Invasions: Invasion Note*.
- Andrade, L.A.; Fabricante, J.R.; Alves, A.S. (2008). Algaroba (*Prosopis juliflora* (Sw.) DC.): Impactos sobre a Fitodiversidade e Estratégias de Colonização em Área Invasida na Paraíba, Brasil. *Natureza & Conservação* 6(1): 61-67.
- Andrade, L. A.; Fabricante, J. R.; Oliveira, F. X. (2010). Impactos da invasão de *Prosopis juliflora* (sw.) DC. (Fabaceae) sobre o estrato arbustivo-arbóreo em áreas de Caatinga no Estado da Paraíba, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, Maringá, v. 32, n. 3, p. 249-255.
- Appleby, M. W. (1998). The incidence of exotic species following clearfelling of *Eucalyptus regnans* forest in the central highlands, Victoria. *Austr. J. Ecol.* 23: 457–465.
- Austin, M.P.; Gaywood, M.J. (1994). Current problems of environmental gradients and species response curves in relation to continuum theory. *Journal Vegetal Science* 5:473–482.
- Begon, M.; Harper, J. L.; Townsend, C. R. (2007). *Ecologia: de Indivíduos a Ecosistemas*. 4ª ed., Artmed, 740p.
- Blossey, B. (2011). Enemy release hypothesis. In: Simberloff, D.; Rejmanek, M. *Encyclopedia of biological invasions*. Berkeley: University of California Press, p. 193-195.
- Bohn, T. et al. (2004). Rapidly changing life history during invasion. *Oikos* 106:138-150.
- Carlton, J. T. (1996). Pattern, process, and prediction in marine invasion ecology. *Biological Conservation* 78: 97–106.
- Chapman, P. M. (2012). Global climate change and risk assessment: Invasive species. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 8, 199–200.
- CDB – Convenção Sobre Diversidade Biológica. (2010). Disponível em: <<http://www.rbma.org.br/anoario/pdf/cdb2010.pdf>>. Acesso: 20.nov.2014.
- CPRM – Serviço Geológico do Brasil. (2005). Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea. Disponível em: <<http://www.cprm.gov.br/publique/cgi/cgilua.exe/sys/start.htm?sid=35>>. Acesso: 11dez.2014.
- D’Antonio, C. M.; Vitousek, P. M. (1992). Biological invasions by exotic grasses, the grass fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 23: 63–87.
- Dukes, J. S.; Mooney, H. A. (1999). Does global change increase the success of biological invaders? *Tree*, 14:135–139.
- El-Keblawy, A.; Al-Rawai, A. (2005). Effects of salinity, temperature and light on germination of invasive *Prosopis juliflora* (Sw.) D.C. *Journal of Arid Environments* 61: 555–565.

- Espínola, L. A.; Júlio Júnior, H.F. (2007). Espécies Invasoras: Conceitos, Modelos e Atributos. *Interciência* 32(9): 10-17.
- Fabricante, J. R.; Siqueira Filho, J. A. (2013a). O estudo das invasões biológicas na Caatinga. In: *Plantas Exóticas e Exóticas Invasoras da Caatinga*. Bookess, v.1, ed.1, 51p.
- Fabricante, J. R.; Siqueira Filho, J. A. (2013b). Algaroba: uma solução ou mais um problema para o Semiárido Nordeste? Portal do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.portaldomeioambiente.org.br/artigos/7093-algaroba-uma-solucao-ou-mais-um-problema-para-o-semiarido-nordestino>. Acesso: 30dez2014.
- Figueiredo, L. S.; Rodal, M. J. N.; Melo, A. L. (2000). Florística e fitossociologia da vegetação caducifólia espinhosa arbustiva no município de Buíque, Pernambuco. *Naturalia* 25: 205-224.
- Geda, Alemayehu. (2006). Openness, Inequality and Poverty in Africa. Working Papers 25, United Nations, Department of Economics and Social Affairs.
- Gomes, P. (1961). A algarobeira. Rio de Janeiro, Ministério da Agricultura, Serviço de Informação Agrícola, Serie 865.
- Grinnell, J. (1924). Geography and Evolution. *Ecology* 5:225–229.
- Guisan, A.; Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8: 993–1009.
- Haregeweyn, N. et al. (2013). Assessing the performance of a spatially distributed soil erosion and sediment delivery model in Northern Ethiopia. *Land Degradation and Development* 24:188-204.
- Hirzel, A.H.; Le Lay, G. (2008). Habitat suitability modelling and niche theory. *Journal of Applied Ecology* 45: 1372–1381.
- Hobbs, R. J. (1991). Disturbance a precursor to weed invasion in native vegetation. *Plant Protection Quarterly* 6: 99–104.
- Hutchinson, G. E. (1978). An introduction to population ecology. Yale University Press, New Haven.
- ICMBIO: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. (2014). Parque Nacional do Catimbau. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/o-que-fazemos/visitacao/ucs-abertas-a-visitacao/732-parque-nacional-do-catimbau.html>>. Acesso em: 18 mar. 2014.
- Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental/The Nature Conservancy. (2014). Base de dados sobre espécies exóticas invasoras em I3N-Brasil. Disponível em: <www.institutohorus.org.br>. Acesso em: 16 maio 2014.
- Kolar, C. S.; Lodge, D.M. (2001). Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends Ecol Evol.* 16(4):199-204.
- Kriticos, D. J.; Filmer, M. (2007). Weeds will thrive on climate change. *Farming Ahead* 182: 38-40.
- Leal, I. R.; Tabarelli, M.; Silva, J. M. C. (2003). Ecologia e conservação da caatinga: uma introdução ao desafio. Em: Leal, I. R.; Tabarelli, M.; Silva, J. M. C.(eds.). *Ecologia e conservação da caatinga*. Recife: Ed. Universitária da UFPE, p. XIII-XVI.

- Lockwood, J.; Hoopes, M.; Marchetti, M. (2007). *Invasion Ecology*. Blackwell Publishing Ltda, 1ª ed. 313p.
- Lodge, D.M. (1993). Species invasions and deletions: community effects and responses to climate and habitat change. In: Kareiva, P.; Kingsolver, J.; Huey, R. (eds). *Biotic Interactions and Global Change*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, p. 367-387.
- Lonsdale, W. M. (1999). Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology* 80: 1522–1536.
- Martorell, C.; Peters, E. M. (2005). The measurement of chronic disturbance and its effects on the threatened cactus *Mammillaria pectinifera*. *Biological Conservation* 124:199-207.
- Mattews, S. et al. (2005). *GISP: Programa Global de Espécies Invasoras*. 80p.
- MMA– Ministério do Meio Ambiente. (2002). *Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da caatinga*. Brasília: Universidade Federal de Pernambuco, Conservation International, Fundação Biodiversitas.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente. (2007). PORTARIA MMA Nº 09, de 23/01/2007. Disponível em:
<http://www.carvaomineral.com.br/abcm/meioambiente/legislacoes/bd_carboniferas/geral/portaria_mma_09-2007.pdf>. Acesso: 13ago2014.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente. (2013). *Biomass: Caatinga*. Disponível em:
<<http://www.mma.gov.br/biomass/caatinga>>. Acesso: 07 mar. 2013.
- Moles, A. T. et al. (2012). Invasions: the trail behind, the path ahead, and a test of a disturbing idea. *Journal of Ecology* 100:116–127.
- Moyle, P. B.; Light, T. (1996). Biological invasions of fresh water: Empirical rules and assembly theory. *Biological Conservation* 78:149-161.
- Nascimento, C. E. S. (2008). *Comportamento invasor da algarobeira *Prosopis juliflora* (Sw) Dc. nas planícies aluviais da caatinga*. Tese (Doutorado Biologia Vegetal). 115 p.
- Nascimento, C. E. S. et al. (2014). The introduced tree *Prosopis juliflora* is a serious threat to native species of the Brazilian Caatinga vegetation. *Science of the Total Environment* 481: 108–113.
- Negreiros, A.N. et al. (1991). The complete amino acid sequence of the major kunitz trypsin inhibitor from the seeds of *Prosopis juliflora*. *Phytochemistry* 30:2829–2833.
- Parker, I. M.; Mertens, S. K.; Schemske, D. W. (1993). Distribution of 7 native and 2 exotic plants in a tallgrass prairie in southeastern Wisconsin: the importance of human disturbance. *The American Midland Naturalist* 130: 43–55.
- Parker, I.M.; Reichard, S.H. (1997). Critical Issues in Invasion Biology for Conservation Science. In: Fiedler, P.L.; Kareiva, P.M. (eds.). *Conservation Biology for the Coming Decade*. New York: Chapman and Hall, p. 283-305.
- Pasiecznik, N. M.; Felker, P.; Harris, P. J. C. (2001). *The *Prosopis juliflora*–*Prosopis pallida* complex: A monograph*. Coventry: HDRA.

- Pegado, C. M. A.; Andrade, L. A.; Felix, L. P.; Pereira, I. M. (2006). Efeitos da invasão biológica de algaroba - *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. sobre a composição e a estrutura do estrato arbustivo-arbóreo da caatinga no Município de Monteiro, PB, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 20(4):887-898.
- Perera, A.N.F., et al. (2005). Turning invasive prosopis to improving livelihoods in Sri Lanka. 17th Commonwealth Forestry Conference, Colombo, Sri Lanka. In: Securing the asset base - land management for the forest goods and services needed for poverty reduction. International Research Department, HDRA. Coventry, UK.
- Phillips, S.J.; Anderson, R.P.; Schapire, R. E. (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231–259.
- Rejmánek, M. (1999) Holocene invasions: finally the resolution ecologists were waiting for! *Trends in Ecology and Evolution*, 14:8–10.
- Rejmánek M.; Richardson, D.M. (1996) What attributes make some plant species more invasive. *Ecology* 77: 1655-1661.
- Rejmánek M.; Richardson, D.M.; Pysek, P. (2005) Plant invasions and invasibility of plant communities. In: Van Der Maarel, E. (ed.), *Vegetation ecology*, Oxford, Blackwell Publishers: 332–355.
- Robinson, T. P.; Klinken, R.D.V.; Metternicht, G. (2008) Spatial and temporal rates and patterns of mesquite (*Prosopis* species) invasion in Western Australia. *Journal of Arid Environment* 72: 175–188.
- Rodal, M. J. N.; Andrade, K. V. S.; Sales, M. F.; Gomes, A. P. S (1998) Fitossociologia do componente lenhoso de um refúgio vegetacional no município de Buíque, Pernambuco. *Rev. Bras. Biol.* 58: 517-526.
- Rosecchi, E.; Thomas, R.; Crivelli A.J. (2001) Can life-history traits predict the fate of introduced species? A case study on two cyprinid fish in southern France. *Freshwater Biology* 46: 845-853.
- Sakai, A.K. et al. (2001) The population biology of invasive species. *Ann. Rev. Ecol. Syst* 32: 305-332.
- Takahiro, S.; Duraiyappan, P. R. (2011) The Effects of Expansion of Private Wells on Rural Livelihood in Tank Intensive Watersheds: A Case Study in Upper Gundar River Basin, Tamil Nadu. *Southeast Asian Studies* 49(1):124-150.
- Sena, A. G. et al. (2012) Parque Nacional do Catimbau- PE: um laboratório para aulas práticas de geomorfologia. *Revista Geonorte, Edição Especial* 2(4): 599-606.
- Shea, K.; Chesson, P. (2002) Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 17:170–176.
- Simberloff, D. (1989) Which insect introductions succeed and which fail? *Biological invasions*, p. 61–75.
- Simberloff, D. (2009) We can eliminate invasions or live with them: Successful management projects. *Biological Invasions* 11:149–157.
- Simberloff, D. (2011) How common are invasion-induced ecosystem impacts? *Biological Invasions* 13:1255–1268.

- Souza, V. C.; Lorenzi, H. (2008) *Botânica Sistemática*. 704 p.
- Van Auken, O. W. (2000) Shrub invasions of North American semiarid grasslands. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 31:197–215.
- Vermeij, G. J. (1996). An agenda for invasion biology. *Biological Conservation* 78: 3-9.
- Williamson, M.H.; Fitter, A. (1996). The characters of successful invaders. *Biological Conservation* 78: 163–170.
- Witt, A.B.R. (2010) Biofuels and invasive species from an African perspective: a review. *GCB Bioenergy* 2:321 –329.
- Wootton, R. J. (1998) *Ecology of Teleost Fishes*. Kluwer. Dordrecht, Holanda. 386 p.
- Ziller, S. R.; Zalba, S. (2007) Manejo adaptativo de espécies exóticas invasoras: colocando a teoria em prática. *Natureza & Conservação* 5(2): 16-22.

Tabela 1. Resultado do GLM demonstrando o efeito das distâncias à casa, estrada e drenagem sobre a presença/ausência de algaroba na Caatinga do Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco. Os valores significativos ($p \leq 0.05$) estão em negrito.

Variável dependente	Variáveis explanatórias (valores 'p')				R ² (%)
	Distância casa	Distância estrada	Distância drenagem	Modelo	
Presença/ausência de algaroba	<0.01	0.422	0.01	<0.01	46.4

Tabela 2. Resultados do modelo gerado pelo GLM, representando os valores do intercepto da equação e os graus de liberdade.

	Df	Estimate	Std. Error
Intercepto	63	2.9077	0.8056
Distância casa	1	-1.4728	0.4614
Distância drenagem	1	-2.1424	0.8488
Distância estrada	1	-0.4823	0.5963

Legenda das figuras

Figura 1. Localização da área de estudo, Caatinga do Parque Nacional do Catimbau, a nível estadual e federal.

Figura 2. Representação do SIG de drenagem e casas do Parque Nacional do Catimbau com os pontos de ocorrência e ausência da *P.juliflora*.

Figura 3. Representação do SIG das estradas do Parque Nacional do Catimbau com os pontos de ocorrência e ausência da *P.juliflora*.

Figura 4. Probabilidade de ocorrência da *P. juliflora* na América do Sul, com base no modelo de nicho, considerando dados climáticos do Bioclim e o algoritmo Maxent. A gradação de cores e a barra colorida referem-se à probabilidade de ocorrência.

Figura 5. Pontos de ocorrência natural da *P. juliflora* (pontos vermelhos) nas Américas do Norte, Central e do Sul (círculos em vermelho), considerando os dados climáticos do Bioclim e os dados de presença da algaroba naquelas regiões. A gradação de cores e a barra colorida referem-se à probabilidade de ocorrência.

Figura 6. Probabilidade de ocorrência da *P.juliflora* na Caatinga, de acordo com o modelo gerado pelo GLM que considera a influência de três diferentes condições: a) distância para drenagem, b) distância para casa, c) distância para estrada. No eixo y: 1 – presença; 0 – ausência. A variável “distância para estrada” não foi significativo.

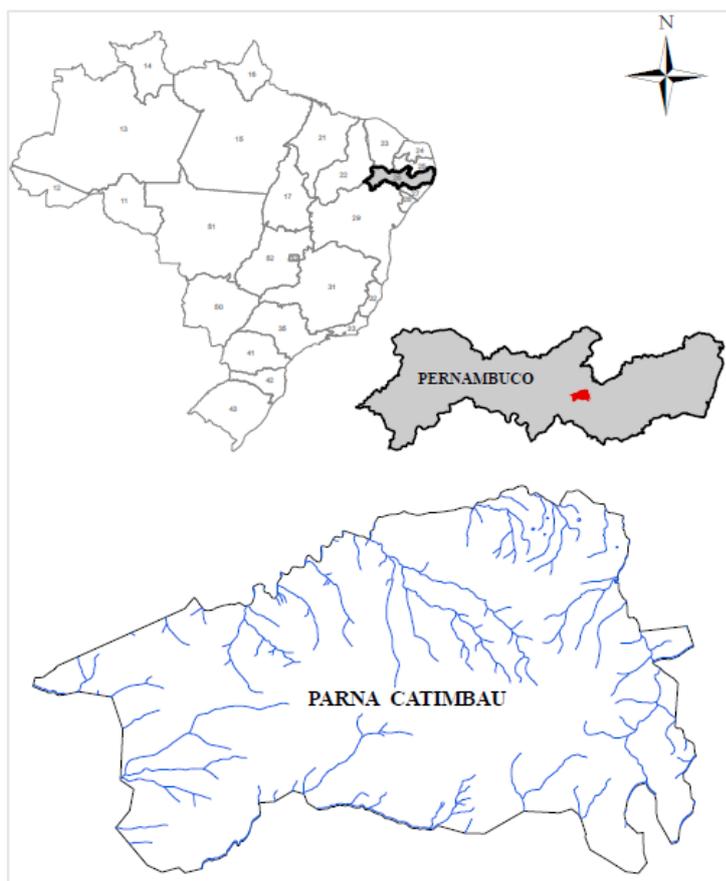
Figura 1

Figura 2

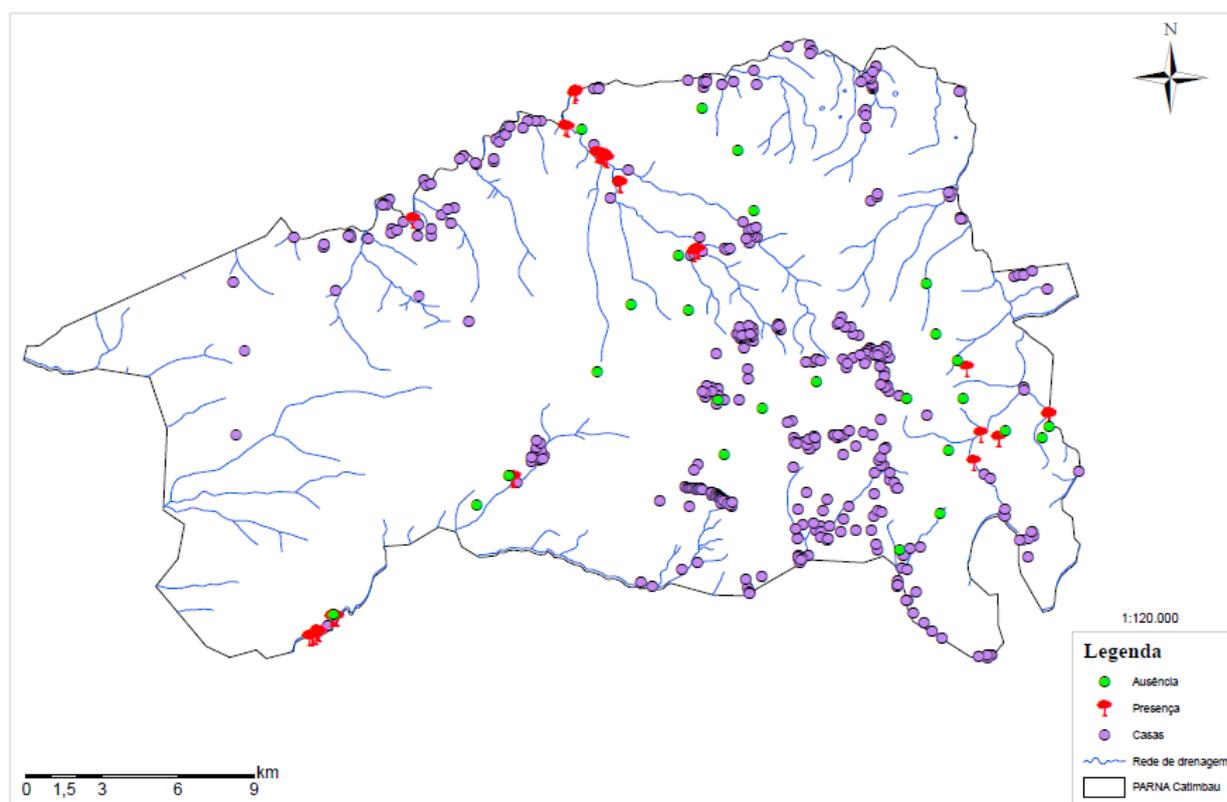


Figura 3

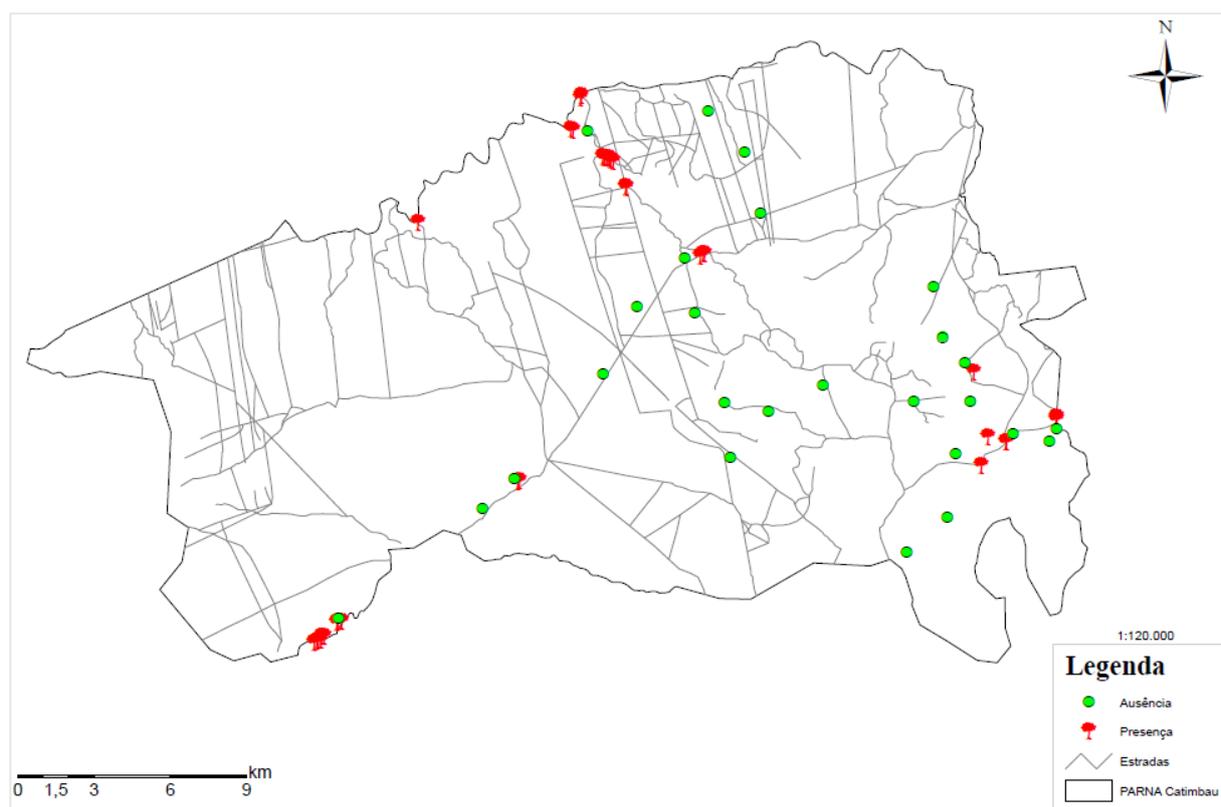


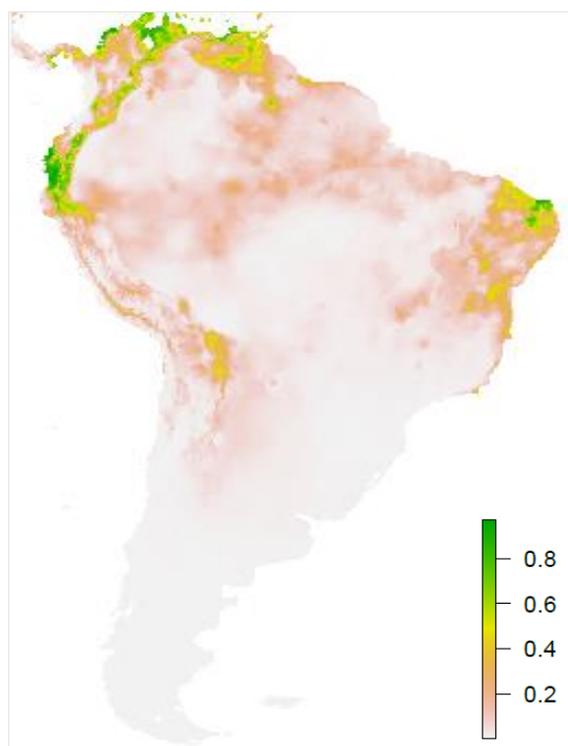
Figura 4

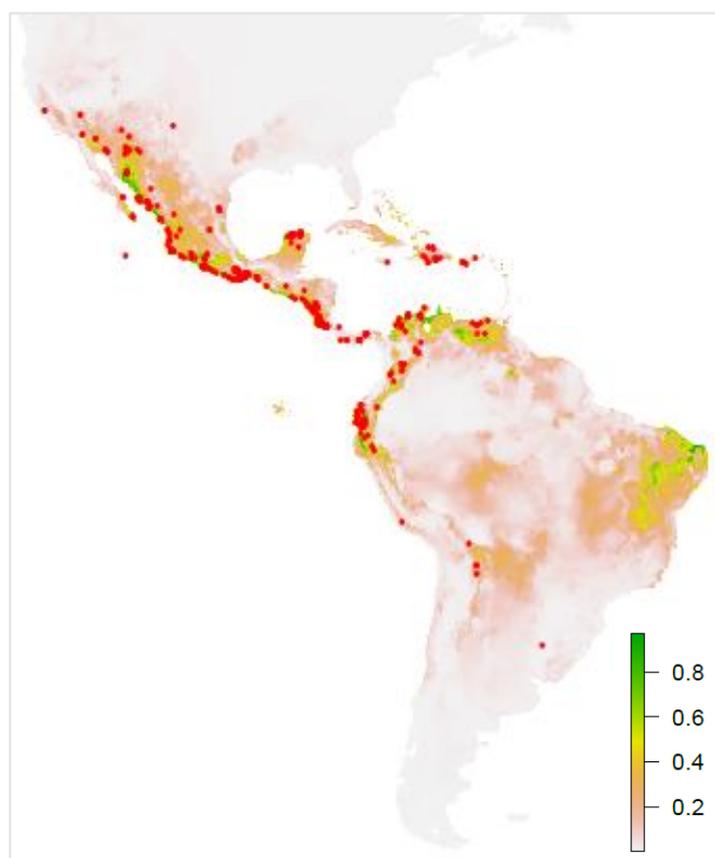
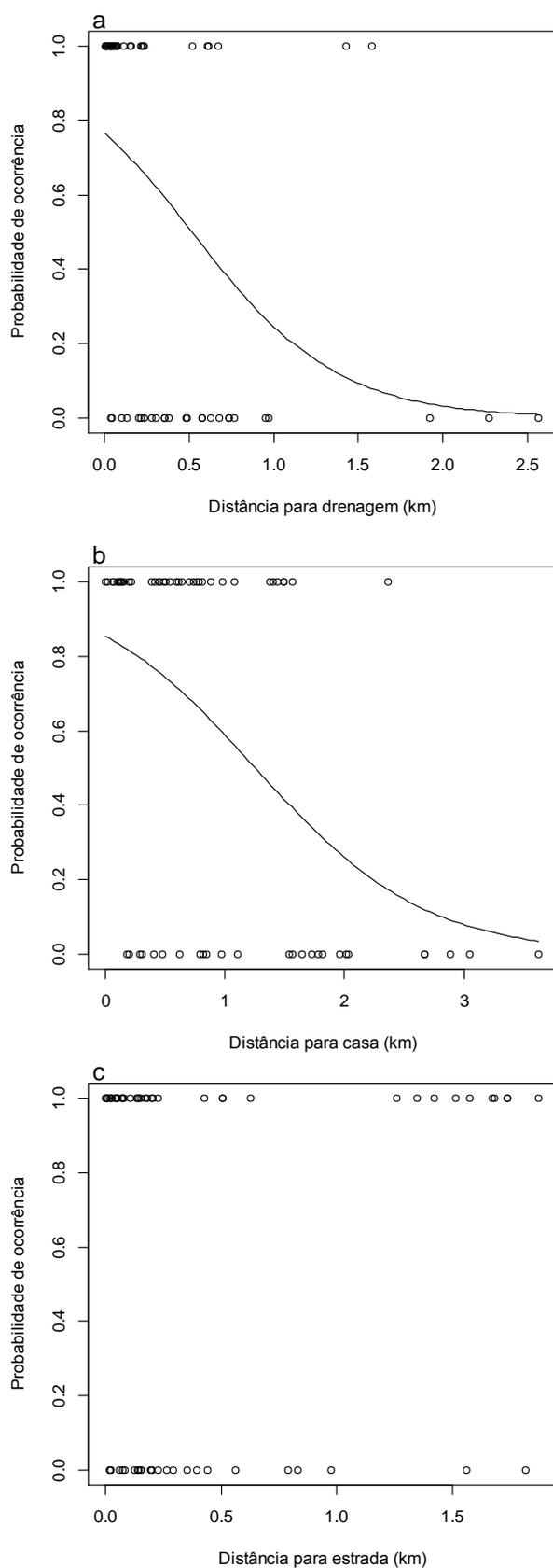
Figura 5

Figura 6



**MANUSCRITO A SER ENVIADO AO PERIÓDICO JOURNAL OF ARID
ENVIRONMENTS**

Os efeitos da espécie invasora *Prosopis juliflora* sobre espécies regenerantes da Caatinga

Luciana de Freitas Patriota Gouveia¹ & Felipe Pimentel Lopes de Melo^{2*}

¹Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco, Av. Professor Moraes Rego s/n, Cidade Universitária, CEP: 50670-901, Recife, PE, Brasil. Email: patriotluciana@gmail.com

²Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco, Av. Professor Moraes Rego s/n, Cidade Universitária, CEP: 50670-901, Recife, PE, Brasil. Email: fplmelo@gmail.com

*Autor para correspondência

Resumo

A invasão biológica é considerada hoje a segunda maior ameaça à biodiversidade, ficando atrás apenas do processo de modificação de habitats pela atuação antrópica direta. A invasão torna-se ainda mais preocupante porque é um processo crescente e dinâmico. No início da década de 40, a espécie invasora *Prosopis juliflora*, mais conhecida como algaroba, foi introduzida deliberadamente no Brasil. Desde então, propaga-se com facilidade pelo sertão nordestino, ocupando principalmente áreas degradadas às margens de rios. O objetivo deste estudo foi compreender as principais consequências da invasão de algaroba na Caatinga, com foco nos efeitos que essa invasora provoca às espécies regenerantes lenhosas. Para isso, foram selecionadas 20 áreas de Caatinga do Parque Nacional do Catimbau, em Pernambuco, sendo dez áreas invadidas por algaroba e dez sem invasão. Coletamos dados referentes à riqueza e abundância das espécies regenerantes lenhosas, a fim de compreender as diferenças na composição e estrutura daquelas comunidades. Além disso, foram tomadas amostras do solo dessas áreas para verificar a influência do substrato na composição florística dos dois tipos de comunidades. Os nossos resultados apontam para a influência da algaroba sobre as diversidades alfa e gama das comunidades invadidas. Já a diversidade beta parece não ser determinada pela invasão biológica, outros fatores devem interferir na heterogeneidade dessas comunidades. As espécies regenerantes autóctones de áreas invadidas se caracterizam por serem pioneiras e colonizadoras de áreas degradadas. O solo dessas áreas é rico em matéria orgânica e umidade e com alto teor de sódio (Na^+), talvez limitante à ocorrência de algumas espécies nativas. Faz-se necessária a continuidade de pesquisas desse cunho na Caatinga, a fim de somar evidências sobre o efeito de espécies invasoras na flora autóctone.

Palavras-chave: Invasão biológica, Caatinga, *Prosopis juliflora*, regenerantes, biodiversidade.

Introdução

A invasão de espécies exóticas em ambientes naturais tem sido considerada a segunda maior causa da perda e diminuição de espécies nativas (Dukes; Mooney 1999; Clavero; Garcia-Berthou 2005; Simberloff et al. 2013). As espécies exóticas podem realmente ser o fator determinante que contribui para a redução ou perda de uma espécie que já estava em apuros (Gurevitch; Padilla 2004). No entanto, há poucos casos documentados que sustentam esta premissa (Sax et al. 2007) e as evidências dos impactos de espécies invasoras a comunidades nativas ainda são muito fracas (Moles et al 2012).

Uma hipótese alternativa defendida por MacDougall e Turkington (2005) diz que o domínio de espécies exóticas pode ser a consequência indireta da modificação do habitat nativo e que isso conduz à perda de espécies. Ou seja, muitas espécies invasoras podem ser oportunistas de outras formas de alteração do ecossistema em vez de ser os verdadeiros *drivers* de mudança (Gurevitch; Padilla 2004). Para entendermos melhor o impacto das espécies invasoras a comunidades nativas, temos de ser capazes de distinguir entre diferentes mecanismos causais de declínio de populações (Didham 2005) junto a cada contexto ecológico (Gurevitch; Padilla 2004).

Na tentativa de compreender o contexto local da invasão biológica na Caatinga, tomamos como objeto para este estudo a *Prosopis juliflora*, uma espécie exótica invasora no nordeste do Brasil (Fabricante; Siqueira Filho 2013) conhecida popularmente por algaroba. Esta espécie foi introduzida no Brasil no início da década de 1940, por incentivo do governo, para servir de forragem a caprinos e bovinos, principalmente durante o período de estiagem no sertão (Pegado et al. 2006). As primeiras sementes e mudas de algaroba foram trazidas do Peru e do Sudão e introduzidas nas cidades de Serra Talhada (Pernambuco) e Angicos (Rio Grande do Norte) (Gomes 1961). Hoje esta espécie ocupa extensas áreas de Caatinga, acarretando diversos malefícios ao ecossistema, que vão desde a homogeneização da flora à alteração da química e fertilidade do solo (Fabricante; Siqueira Filho 2013). Apesar de se conhecer alguns impactos ocasionados pela presença da algaroba no ambiente, pouco se discute sobre os efeitos diretos da invasão biológica às espécies nativas.

A par dessa realidade no semiárido nordestino, a presente pesquisa, ao comparar a estrutura de comunidades nativas e invadidas na Caatinga, buscou compreender os efeitos da *P. juliflora* sobre espécies vegetais regenerantes autóctones.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido no Parque Nacional do Catimbau (S8°24'0" e W37°09'30") localizado entre o Agreste e o Sertão Pernambucano, distante 289 km do Recife. O Parque foi criado pelo decreto 913/12 de 2002 e conserva parte da riqueza da Caatinga em seus 62.294,14 hectares, distribuídos entre os municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim (Sena et al. 2012; ICMBIO 2013).

A área mais representativa de floresta tropical sazonalmente seca no Brasil é a Caatinga do Semiárido Nordeste (Veloso et al. 1991; Pennington et al. 2009), de clima tropical semiárido, frequentemente marcado por dois períodos secos anuais: um longo, seguido de chuvas intermitentes, e outro curto, que pode apresentar chuvas torrenciais muito inconstantes (IBGE 2012). O Parque, com altitude de até 900 metros, tem precipitação média anual que varia de 300 a 500 mm (Figueiredo et al. 2000). A temperatura média anual oscila em torno dos 23° C e o mês de temperatura mais baixa é julho, com valores equivalentes a 21° C, enquanto dezembro, com temperatura média de 25° C, é o mês mais quente (SNE 2002). Considerando os padrões universais de classificação do clima, segundo escala de Köppen, o Catimbau aproxima-se do clima tropical semiárido do tipo BSh.

No Parque Nacional do Catimbau ocorre uma distribuição heterogênea de solos associados às diferentes condições de umidade e morfogênese do relevo (CPRM 2010). As principais ordens de solos que lá ocorrem são Neossolos, Latossolos, Argissolos, Cambissolos, Planossolos e Luvisolos, com predomínio dos Neossolos Quartzarênicos (Embrapa 2010). De forma geral, as florestas secas são relatadas ocorrendo em solos férteis, apresentando um pH alto a moderado (Pennington et al. 2009). Geologicamente, o Vale do Catimbau integra os patamares mais antigos da Bacia Sedimentar do Jatobá, situada na porção centro-sul de Pernambuco (CPRM 2010).

A vegetação local é bastante diversificada devido à interação do clima com outros fatores (solo, relevo, altitude e processos geológicos) (SNE 2002; MMA 2013). As fitofisionomias variam de caatinga arbórea, com espécies não espinhosas, até arbustiva com predomínio das espécies espinhosas (Andrade et al. 2004).

O Parque possui arenitos de diversas cores e tipos que datam de mais de 100 milhões de anos, cemitérios indígenas, brejos de altitude, nascentes, grutas e cavernas (Aguiar 2011). Considerada Área de Extrema Importância Biológica, esta UC preserva registros de pinturas

rupestres e artefatos que remontam a ocupação pré-histórica datados de pelo menos 6000 anos, sendo considerado o segundo maior parque arqueológico do Brasil (Pordeus 2007). A partir desses registros, podemos considerar que a presença humana na região ocorre há milhões de anos, sendo que, apenas há algumas décadas, a alta densidade populacional favoreceu o aumento das perturbações crônicas locais e, conseqüentemente, o aumento da probabilidade de invasão biológica na Caatinga.

Espécie invasora: Prosopis juliflora

Segundo Souza e Lorenzi (2008) a *P. juliflora* (algaroba) é uma espécie arbórea da família Fabaceae, muito resistente à seca e bastante cultivada nas Caatingas do nordeste. As espécies do gênero *Prosopis* têm atraído a atenção por causa de sua grande capacidade de sobreviver em ambientes inóspitas e de fornecer madeira e vagens comestíveis (El-Keblawy; Al-Rawai 2005). Ela é oriunda de regiões áridas e semiáridas das Américas (Fabricante; Siqueira Filho 2013), tendo sido difundida no nordeste brasileiro na década de 40 como uma espécie alternativa à seca e com características que serviam a diversos fins. Desde então, a sua introdução na Caatinga ocorre de maneira deliberada, servindo principalmente como forragem para bovinos e caprinos (Almeida et al. 2014).

A invasão da algaroba tem ocorrido e ocupado milhões de hectares na África do Sul, Austrália, litoral da Ásia e norte da Índia e do Sudão (Ribaski et al. 2009). Nos Emirados Árabes, ela escapou das áreas florestadas e invadiu tanto habitats naturais como habitats degradados, inclusive áreas abandonadas (El-Keblawy; Al-Rawai 2005). As áreas de expansão natural da algaroba são regiões ao longo de rios e áreas com lençol freático próximo à superfície (Galera 2000).

Desenho amostral e análise dos dados

Foram escolhidas 20 áreas de comunidades invadidas e não invadidas por algaroba. Respeitou-se a distância mínima de 2km de um par para o outro e a distância máxima de 500 metros entre as áreas que formavam um par. Em cada área foi estabelecido um transecto de 100m e ao longo dele foram sorteados pontos para inserção de seis parcelas de estudo, cada uma medindo 25m². Em cada parcela realizou-se a contagem das espécies regenerantes lenhosas (herbáceas e as lianas não foram consideradas para esse estudo) e a coleta do solo. As comunidades pareadas foram comparadas quanto à riqueza, abundância e composição de espécies vegetais regenerantes, possibilitando a investigação sobre a estrutura dessas comunidades.

Para analisar o efeito do ambiente na composição de espécies e possibilitar a ordenação espacial das amostras, submetemos as 20 amostras a um Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS), com base na matriz de similaridade de Bray-Curtis. Para testar se a composição de espécies difere entre as duas áreas, invadidas e não invadidas, utilizamos o ANOSIM.

A riqueza de espécies das comunidades pareadas foi comparada por meio do teste t-pareado. Além disso, as duas comunidades, invadidas e não invadidas, foram investigadas quanto às diversidades alfa, beta e gama, de acordo com a análise de Hill Numbers que considera três diferentes níveis de diversidade ($q=0, 1$ ou 2). Quando $q=0$, a abundância de espécies individuais não contribui para a soma da equação (Chao et al 2014). Neste caso, apenas são contadas presenças, considera-se simplesmente a riqueza de espécies, ou seja, se dá peso desproporcional às espécies raras (Tuomisto 2010). Quando $q=1$, se dá peso às espécies de acordo com a sua abundância na comunidade, sem favorecer raras ou abundantes; pode ser interpretada como o número de “espécies típicas” da comunidade (Arroyo- Rodríguez et al. 2013). Quando $q=2$, se dá mais peso à frequência de espécies abundantes e menos peso às espécies raras, ou seja, representa-se as espécies dominantes de cada comunidade (Arroyo-Rodríguez et al. 2013; Chao et al. 2014).

Para verificar a influência do substrato na composição florística dos dois tipos de comunidades foi realizada a coleta do solo nessas áreas pareadas. O solo é uma importante variável na análise da estrutura e composição de comunidades vegetais (Bárceñas-Arguello et al. 2010). Os procedimentos de coleta seguiram o protocolo da EMBRAPA (1997): 1) deve-se coletar amostras do solo desde a superfície até 20 cm de profundidade, retirando-se antes toda a serapilheira superficial; 2) o solo deve ser coletado em diversos pontos da parcela, tornando a amostra final mais heterogênea. Parte da amostra (200g) de solo serviu à análise de matéria orgânica e o restante (800g a 1000g) à análise física e química, ambos realizados no IPA (Instituto Agrônomo de Pernambuco). Nós submetemos os dados a uma Análise de Correspondência Canônica (CCA) para verificar quais componentes do solo eram mais determinantes na composição florística das comunidades (Legendre; Legendre 1998).

Para verificar quais eram as espécies indicadoras de áreas invadidas e não invadidas realizamos o ISA (Indicator Species Analysis) seguido do teste de Monte Carlo para verificar a significância do valor indicador das espécies. Este método combina o grau de especificidade e fidelidade de uma espécie dentro de um determinado habitat (Schmidt et al. 2013). Já o teste

de Mantel analisou se havia ou não relação entre a distância geográfica e a composição florística das áreas, com intuito de avaliar se havia limitação no processo de dispersão das espécies ou se as comunidades eram mais fortemente estruturadas por nicho (Legendre; Legendre 1998). Para análise dos dados utilizamos o software estatístico 'R' e o software Fitopac 2.1.

Resultados

Foram registrados 7.282 indivíduos para as duas áreas, 41 espécies no total, sendo Fabaceae, Malvaceae e Euphorbiaceae as famílias mais recorrentes (Tabela 1). Nas comunidades não invadidas as espécies mais abundantes foram: *Herissantia crispa*, *Pavonia varians*, *Jatropha mutabilis* e *Indigofera suffruticosa*. Já as espécies raras, representadas pela presença de apenas um indivíduo, foram: *Solanum* sp., *Turnera* sp., *Senegalia* sp., *Melanoxylon brauna* e *Stylosanthes viscosa*. Nas comunidades invadidas as espécies mais abundantes foram: *Herissantia crispa* e a *Prosopis juliflora*. Enquanto que as espécies raras, representadas pela presença de apenas um indivíduo, foram: *Cnidosculus quercifolius*, *Croton argyrophyloides*, *Indigofera suffruticosa*, *Poincianella bracteosa*, *Senna obtusifolia* e *Ziziphus joazeiro*.

As espécies *Croton heliotropiifolius*, *Cnidosculus urens* e *Poincianella* spp. destacaram-se como indicadoras de comunidades não invadidas, com alta fidelidade e especificidade para essas áreas. Enquanto que nas áreas invadidas, apenas a própria *P.juliflora* destaca-se como espécie indicadora (Tabela 2).

A composição das espécies regenerantes foi distinta entre as áreas invadidas e não invadidas (Figura 1), de acordo com a ordenação do NMDS (Stress=0.077) e confirmado pelo ANOSIM (R=0.3557, p=0.004), evidenciando uma maior heterogeneidade nas comunidades invadidas. As áreas com algaroba exibiram um menor número de espécies e indivíduos (Tabela 1), porém, concentraram algumas espécies autóctones que não foram registradas nas comunidades sem invasão (Tabela 3). A distância entre os plots de estudo não explicou o padrão de composição das espécies (p=0.55, rM=-0.0061), sendo válida a nossa busca por fatores que interferem nessa composição.

Considerando o padrão de variação da diversidade para os ambientes invadidos e não invadidos, as espécies raras fazem a diferença entre os dois tipos de ambiente. Para q=0, as áreas não invadidas são mais ricas localmente (alfa) e regionalmente (gama), enquanto a diversidade beta não difere muito entre as comunidades (Figura 2). Entretanto, quando q = 1 ou q = 2, os valores ficam muito próximos, indicando que, a nível de riqueza local e regional, as comunidades são similares em termos de diversidade.

A análise de ordenação do solo mostrou um gradiente edáfico da direita para a esquerda (Figura 3), evidenciando um solo mais fértil (maior concentração de matéria orgânica e fósforo) e úmido nas áreas invadidas por algaroba. As comunidades sem invasão biológica são muito semelhantes entre si quanto à composição edáfica e destacam-se por ocupar solos ácidos e com pouca argila. O sódio foi o componente do solo que melhor explicou a distribuição das comunidades ($p_{\text{eixo1}}=0.0150$; eixo 1=22,40%), sendo que as comunidades nativas ocorreram preferencialmente em solos com baixo teor de sódio quando comparadas às invadidas.

Discussão

Nossos resultados mostram que a *P.juliflora* reduz a riqueza local e regional em áreas invadidas de Caatinga, não sendo determinante sobre a diversidade beta. É provável que a invasão biológica da algaroba na Caatinga atue de forma semelhante ao modelo “*passengers*” proposto por MacDougall e Turkington (2005), ou seja, a algaroba parece ser oportunista de outras formas de alteração do ecossistema em vez de ser a verdadeira condutora de mudanças na estrutura de comunidades invadidas.

O domínio de espécies invasoras pode ser a consequência indireta da modificação do habitat nativo e isto é que conduz à perda de espécies (MacDougall; Turkington 2005). Não é a invasão sozinha a responsável pela redução da riqueza, o regime histórico de perturbação na Caatinga também pode agravar este quadro (Leal et al. 2005; Sampaio et al. 2003). As perturbações antrópicas são a maior causa de descaracterização e perda da biodiversidade (Melo et al. 2010). Os nossos resultados podem estar refletindo o efeito simultâneo dessas duas condições: invasão biológica e perturbação antrópica. Talvez o estabelecimento da algaroba na Caatinga tenha sido apenas o gatilho final para a perda de espécies autóctones já em apuros, como sugerido por Gurevitch e Padilla (2004). Modelos experimentais desenvolvidos por Ricciardi (2004) mostram que uma densa população de invasoras pode acelerar a extinção de espécies locais em até 10 vezes.

Nossos resultados apontam que comunidades invadidas e nativas têm uma β -diversidade similar e indicam que a invasão interfere na composição das comunidades, porém não afeta a beta diversidade em si. Talvez outros fatores, que não a invasão biológica, controlam a substituição de espécies. A mudança no uso da terra é conhecida como o principal motor da perda de biodiversidade global, porém o seu impacto sobre a β -diversidade ainda não está bem esclarecido (Arroyo-Rodríguez et al. 2013). A β -diversidade das áreas invadidas e não invadidas pode ser explicada pela perda de espécies raras e pelo recrutamento bem sucedido de

espécies dominantes nas duas comunidades. Ou seja, a invasão biológica não explica a heterogeneidade dessas comunidades. Diferentes regimes de perturbação antrópica podem explicar a substituição das espécies dentro dessas comunidades. Outros estudos sobre a invasão da algaroba na Caatinga apenas ressaltam a redução na riqueza (Pegado et al. 2006; Andrade et al. 2008; Andrade et al. 2009), abundância e crescimento de espécies nativas (Vila et al. 2011), nada relatam sobre a β -diversidade de comunidades invadidas.

Analisando as abundâncias por espécies, nossos resultados mostraram que a abundância de espécies regenerantes nas comunidades invadidas é inexpressiva quando comparada à abundância das regenerantes de algaroba. Isso pode demonstrar a boa capacidade de colonização dessa invasora, pode ser apenas o reflexo do domínio de indivíduos adultos de algaroba ou ainda a atuação sinérgica da invasão biológica e da perturbação antrópica nas comunidades invadidas.

Quatro regenerantes nativas se destacaram em nossos resultados por ocorrerem apenas em comunidades invadidas: *Senna uniflora*, *Senna obtusifolia*, *Croton* sp. e *Cynophalla flexuosa*. As duas espécies de *Senna* são pioneiras, com ciclo de vida curto (Carvalho et al. 2014), muito comuns e abundantes em áreas abertas, pastagens, beira de estradas e em ambientes perturbados (Irwin; Barneby 1982; Figueroa-C; Galeano 2007). O gênero *Croton* é composto principalmente por espécies pioneiras, colonizadoras de locais perturbados, tais como beira de estradas, margem de rios degradados e clareiras de matas (Silva et al. 2009). Já a *Cynophalla flexuosa* foi encontrada apenas em baixa frequência. De forma geral, este breve perfil das regenerantes exclusivas de sítios invadidos aponta para o predomínio de espécies pioneiras, generalistas e colonizadoras de áreas degradadas. Mesmo havendo a coexistência bem sucedida dessas regenerantes com a algaroba, Pegado e colaboradores (2006) acreditam que grande parte dessas plantas não consiga atingir a idade adulta.

Em relação à análise do solo de sítios invadidos, três fatores merecem destaque quando comparados ao solo de ambientes não invadidos: maior concentração de sódio [Na^+], maior quantidade de matéria orgânica e de argila. O Na^+ livre no solo pode ser o resultado da exposição do NaCl a temperaturas muito elevadas (Bewley; Black, 1994; Khan; Ungar, 1996). Quando isso ocorre, a salinidade provoca um efeito inibitório na germinação de sementes de algumas espécies desses habitats salinos (Khan; Ungar, 1998). O sódio pode ser limitante à ocorrência de algumas espécies, já que o excesso dele no solo eleva o pH, causando desbalanço nutricional e diminuindo a disponibilidade de alguns nutrientes (Taiz; Zeiger 2004). A

quantidade de matéria orgânica no solo também é diferencial para o estabelecimento da *P. juliflora* na Caatinga. Quanto mais matéria orgânica no solo, maior é o fornecimento de nutrientes às plantas, auxiliando na retenção de água e cátions. Estudos com espécies de *Prosopis* apontam que a quantidade de nutrientes é maior sob a copa de árvores da algaroba, graças à presença de raízes simbióticas e à decomposição de folhas senescentes (Pasiecznik et al. 2001).

A quantidade de argila no solo de sítios invadidos reflete a preferência da algaroba por ambientes com maior disponibilidade de água. Os nichos preferencialmente invadidos por esta espécie são áreas de matas ciliares, manchas de Neossolos Flúvicos e baixadas sedimentares (Andrade et al. 2010), ou seja, ambientes nobres de Caatinga. As áreas úmidas representam habitats essenciais para a biodiversidade nativa do semiárido (Rodal et al. 2005), no entanto, a preferência da algaroba por esses habitats pode acabar limitando a ocorrência das espécies autóctones.

Em síntese, a *P. juliflora* não atua em comunidades invadidas como “drivers” de mudança, porém ela consegue se aproveitar de outras formas de alteração do meio para se instalar. As consequências dessa invasão se refletem na redução das diversidades alfa e gama, sem, no entanto, ter influência sobre a β -diversidade. Em sítios invadidos, regenerantes de espécies pioneiras e generalistas conseguem coexistir com a algaroba, mas talvez não alcancem a idade adulta. Os solos de áreas invadidas concentram mais sódio (Na^+), matéria orgânica e umidade quando comparados aos solos de sítios não invadidos.

A maioria dos países em desenvolvimento que sofreu invasão biológica da *P. juliflora*, tais como Índia, Emirados Árabes e Etiópia, tem informações insuficientes acerca do grau de invasão e dos impactos gerados por ela (Witt 2010). É desejável o incentivo à continuidade dessa pesquisa para que se tenha respostas a longo prazo dos efeitos sinérgicos da invasão biológica e da perturbação antrópica na Caatinga, de forma que essas informações também sejam úteis a outras regiões áridas e semiáridas do mundo que enfrentam problemáticas semelhantes.

Agradecimentos

Esta pesquisa faz parte dos estudos de mestrado de LFPG na Universidade Federal de Pernambuco sob a orientação de FPLM. Nós agradecemos ao CNPq pela bolsa concedida à LFPG e pelo financiamento do projeto que faz parte do PELD Catimbau (403770/2012-2.). Somos gratos ao ICMBio por conceder autorização para realização dessa pesquisa no Parque

Nacional do Catimbau/Pernambuco e também a todos que fazem o Laboratório de Ecologia Vegetal Aplicada da Universidade Federal de Pernambuco pelas sugestões de melhoria deste estudo.

REFERÊNCIAS

- Aguiar, E. C. 2011. Turismo sustentável no Vale do Catimbau. Olinda: Livro Rápido.
- Almeida, W. R. Lopes, A.V.; Tabarelli, M.; Leal, I. R. 2014. The alien flora of Brazilian Caatinga: deliberate introductions expand the contingent of potential invaders. *Biological Invasions: Invasion Note*.
- Andrade, K. V. S. A., Rodal, M. J. N., Lucena, M. F. A. e Gomes, A. P. S. 2004. Composição florística de um trecho do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco - Brasil. *Hoehnea* 31: 337-348.
- Andrade, L.A.; Fabricante, J.R.; Alves, A.S. 2008. Algaroba (*Prosopis juliflora* (Sw.) DC.): Impactos sobre a Fitodiversidade e Estratégias de Colonização em Área Invasida na Paraíba, Brasil. *Natureza & Conservação* 6(1): 61-67.
- 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 Botanica Brasílica* 4(23): 935-943.
- Andrade, L. A.; Fabricante, J. R.; Oliveira, F. X. 2010. Impactos da invasão de *Prosopis juliflora* (sw.) DC. (Fabaceae) sobre o estrato arbustivo-arbóreo em áreas de Caatinga no Estado da Paraíba, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, Maringá, v. 32, n. 3, p. 249-255.
- Arroyo-Rodríguez, V. et al. 2013. Plant β -diversity in fragmented rain forests: testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. *Journal of Ecology* 101(6): 1449–1458.
- Bárcenas-Arguello, M. L. et al. 2010. Rock–Soil Preferences of Three *Cephalocereus* (Cactaceae) Species of Tropical Dry Forests. *Soil Science Society of America Journal* 74 (4): 1374-1382.
- Bewley, J. D.; Black, M. 1994. Seeds: physiology of development and germination. New York: Plenum Press, 445 p.
- Carvalho, A. Q. et al. 2014. Intoxicação espontânea por *Senna obtusifolia* em bovinos no Pantanal Sul-Mato-Grossense. *Pesq. Vet. Bras.* 34(2):147-152.
- Chao, A.; Chiu, C.H.; Jost, L. 2014. Unifying Species Diversity, Phylogenetic Diversity, Functional Diversity and Related Similarity/Differentiation Measures Through Hill Numbers. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 45: 297–324.
- Clavero, M.; García-Berthou, E. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology and Evolution* 20: 110.
- CPRM – Serviço Geológico do Brasil. 2010. O papel indutor do Serviço Geológico do Brasil na criação de Geoparques. Projeto Geoparques. 23p.
- Didham, R. K. et al. 2005. Are invasive species the drivers of ecological change. *Trends in Ecology and Evolution* 20(9): 470-474.

Dukes, J. S.; Mooney, H. A. 1999. Does global change increase the success of biological invaders? *TREE* 14:135–139.

El-Keblawy, A.; Al-Rawai, A. 2005. Effects of salinity, temperature and light on germination of invasive *Prosopis juliflora* (Sw.) D.C. *Journal of Arid Environments* 61: 555–565.

Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 1997. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análise de solos. 2 ed. rev. e atual. Rio de Janeiro: 212p.

Embrapa – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2010. Mapa exploratório de solos dos municípios de Buíque, Ibirimir e Tupanatinga, PE. Embrapa Solos, UEP Recife.

Fabricante, J. R.; Siqueira Filho, J. A. 2013. O estudo das invasões biológicas na Caatinga. In: *Plantas Exóticas e Exóticas Invasoras da Caatinga*. Bookess, v.1, ed.1.

Figueiredo, L. S.; Rodal, M. J. N.; Melo, A. L. 2000. Florística e fitossociologia da vegetação caducifólia espinhosa arbustiva no município de Buíque, Pernambuco. *Naturalia* 25: 205-224.

Figueroa-C, Y.; Galeano, G. 2007. Lista comentada de las plantas vasculares del enclave seco interandino de la tatacoa (huila, colombia). *Caldasia* 29(2): 263-281.

Galera, F.M. 2000. Los algarrobos: las especies del género *Prosopis* (Algarrobos) de America Latina com especial énfasis en aquellas de interés económico. Córdoba: Graziani, 2000. 269p.

Gomes, P. 1961. A algarobeira. Rio de Janeiro, Ministério da Agricultura, Serviço de Informação Agrícola, Serie, 865.

Gurevitch, J.; Padilla, D.K. 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends in Ecology and Evolution*. 19(9): 470–474.

IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2012. Manuais técnicos em geociências: Procedimentos metodológicos utilizados nos estudos e pesquisas de Geociências. Rio de Janeiro: 2ª ed. 271p.

ICMBIO: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2013. Parque Nacional do Catimbau. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/unidades-de-conservacao/biomas-brasileiros/caatinga/unidades-de-conservacao-caatinga/2135-parna-do-catimbau.html>>. Acesso em: 20nov.2013.

Irwin, H. S.; R. C. Barneby. 1982. The American Cassiinae. A synoptical revision of Leguminosae tribe Cassieae subtribe Cassiinae in the New World. *Memoirs of the New York Botanical Garden*, v.35.

Khan, M. A.; Ungar, I. A. 1996. Influence of salinity and temperature on the germination of *Haloxylon recurvum* Bunge ex Boiss. *Annals of Botany* 78: 547-551.

Khan, M. A.; Ungar, I. A. 1998. Germination of the salt tolerant shrub *Suaeda fruticosa* from Pakistan: salinity and temperature responses. *Seed Sci. & Technol.* 26:657-667.

Leal, I. R.; Silva, J. M. C.; Tabarelli, M.; Lacher-Júnior, T. E. 2005. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. *Megadiversidade* (1): 139-146.

Legendre, P.; Legendre, L. 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier Science B. V., 2ª ed. 870p.

MacDougall, A.S.; Turkington, R. 2005. Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? *Ecology* 86: 42–55.

- Melo, F.P.L.; Pinto, S.R.R.; Tabarelli, M. 2010. Abundância de biodiversidade. *Scientific American Brasil* 39:60-65.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente. 2013. Biomas: Caatinga. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/caatinga>>. Acesso: 07 mar. 2013.
- Moles, A. T. et al. 2012. Invasions: the trail behind, the path ahead, and a test of a disturbing idea. *Journal of Ecology* 100:116–127.
- Pasiecznik, N. M.; Felker, P.; Harris, P. J. C. 2001. The *Prosopis juliflora*–*Prosopis pallida* complex: A monograph. Coventry: HDRA.
- Pegado, C. M. A.; Andrade, L. A.; Felix, L. P.; Pereira, I. M. 2006. Efeitos da invasão biológica de algaroba - *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. sobre a composição e a estrutura do estrato arbustivo-arbóreo da caatinga no Município de Monteiro, PB, Brasil. *Acta Bot. Bras.*, v.20, n.4, p.887-898.
- Pennington, R.T.; Lavin, M.; Oliveira-Filho, A. 2009. Woody plant diversity, evolution and ecology in the tropics: perspectives from seasonally dry tropical forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40: 437-457.
- Pordeus, R. B. 2007. Diagnóstico Ambiental por Geoprocessamento do Parque Nacional do Catimbau Dirigido a Proteção de seus Sítios Arqueológicos e Espeleológicos. Tese (Doutorado em Geografia) - UFRJ, Programa da Pós- Graduação em Geografia. Rio de Janeiro.
- Ribaski, J. et al. 2009. Algaroba (*Prosopis juliflora*): Árvore de Uso Múltiplo para a Região Semiárida Brasileira. Embrapa Florestas: Comunicado Técnico 240, 8p.
- Ricciardi, A. 2004. Assessing species invasions as a cause of extinction. *Trends in Ecology and Evolution* 19(12): 619.
- Rodal, M.J.N.; Lins e Silva, A.C.B.; Pessoa, L.M.; Cavalcanti, A.D.C. 2005. Vegetação e flora fanerogâmica da área de Betânia, Pernambuco. In: F.S. Araújo, M.J.N. Rodal; M.R.V. Barbosa (orgs). *Análise das variações da biodiversidade do bioma caatinga: suporte a estratégias regionais de conservação*, p. 91-119. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.
- Sampaio, E. V. S. B. et al. 2003. Desertificação no Brasil: conceitos, núcleos e tecnologias de recuperação e convivência. Ed. Universitária da UFPE, Recife, 202p.
- Sax, D.F. et al. 2007. Ecological and evolutionary insights from species invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 22(9): 465-471.
- Schmidt, F. A.; Ribas, C.R. Schoereder, J. H. 2013. How predictable is the response of ant assemblages to natural forest recovery? Implications for their use as bioindicators. *Ecological Indicators* 24: 158–166.
- Sena, A. G. et al. 2012. Parque Nacional do Catimbau- PE: um laboratório para aulas práticas de geomorfologia. *Revista Geonorte, Edição Especial* 2(4): 599-606.
- Silva, J. S.; Sales, M. F.; Carneiro-Torres, D.S. 2009. O gênero *Croton* (Euphorbiaceae) na Microrregião do Vale do Ipanema, Pernambuco, Brasil. *Rodriguésia* 60 (4): 879-901.
- Simberloff, D. et al. 2013. Impacts of biological invasions: what’s what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution* 28:58–66.
- SNE. 2002. Mapeamento da Mata Atlântica, seus ecossistemas associados: Paraíba e Rio Grande do Norte. Relatório técnico.

Souza, V. C.; Lorenzi, H. 2008. *Botânica Sistemática*. 704 p.

Taiz, L.; Zeiger, E. 2004. *Fisiologia vegetal*. Porto Alegre: Artmed, p.449-484.

Tuomisto, H. 2010. A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry: Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. *Ecography* 33: 2-22.

Veloso, H. P.; Rangel Filho, A.L.R.; Lima, J.C.A. 1991. *Classificação da vegetação Brasileira adaptada a um sistema universal*. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro, 124p.

Vilà, M. et al. 2011. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecological Letters* 14(7):702-708.

Witt, A.B.R. 2010. Biofuels and invasive species from an African perspective: a review. *GCB Bioenergy* 2:321 –329.

Tabela 1. Riqueza de espécies regenerantes das comunidades invadidas e não invadidas na Caatinga do Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco.

	Áreas Invadidas	Áreas não-invadidas
Riqueza (p=0.0041)	20 ^a	36 ^b
Espécies exclusivas	5	21
Total de indivíduos	1824	5458

Tabela 2. Espécies regenerantes indicadoras de comunidades não invadidas e invadidas, de acordo com a Análise de Espécies Indicadoras (ISA), na Caatinga do Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco.

Espécie	Grupo	IndVal	p
<i>Prosopis juliflora</i>	Inv	1	0.001
<i>Croton heliotropiifolius</i>	Noinv	0.71	0.027
<i>Cnidocolus urens</i>	Noinv	0.69	0.013
<i>Poincianella</i>	Noinv	0.50	0.038

Tabela 3. Espécies regenerantes exclusivas de comunidades invadidas por *Prosopis juliflora* na Caatinga do Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco.

Espécie	Família	Nome comum	Hábito
<i>Prosopis juliflora</i>	Fabaceae - Mimosoideae	Algaroba	Arbórea
<i>Senna uniflora</i>	Fabaceae - Caesalpinioideae	Mata-pasto-cabeludo	Subarbusto
<i>Senna obtusifolia</i>	Fabaceae - Caesalpinioideae	Mata-pasto-liso	Subarbusto
<i>Croton</i> spp.	Euphorbiaceae	Marmeleiro	Arbusto
<i>Cynophalla flexuosa</i>	Capparaceae	Feijão bravo	Arbórea

Fonte: Souza; Lorenzi 2008.

Legenda das figuras

Figura 1 Diagrama de ordenação de 20 parcelas por NMDS com base nas espécies regenerantes lenhosas da Caatinga do Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco.

Figura 2 Diversidades alfa, beta e gama de 10 comunidades pareadas (invadidas e não invadidas por algaroba), com base no Hill Numbers, considerando a abundância de espécies regenerantes lenhosas da Caatinga do Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco. As ordens de diversidade representam a riqueza de espécies ($q=0$), as espécies típicas ($q=1$) e as espécies dominantes ($q=2$). As comunidades invadidas estão representadas pela linha tracejada e as comunidades não invadidas pela linha cheia.

Figura 3 Diagrama de ordenação das áreas invadidas e não invadidas por algaroba produzido por uma CCA, com base na abundância de espécies regenerantes de 20 áreas na Caatinga do Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco. As parcelas invadidas estão representadas por círculos pretos, as parcelas não invadidas por círculos cinza e as variáveis edáficas por vetores.

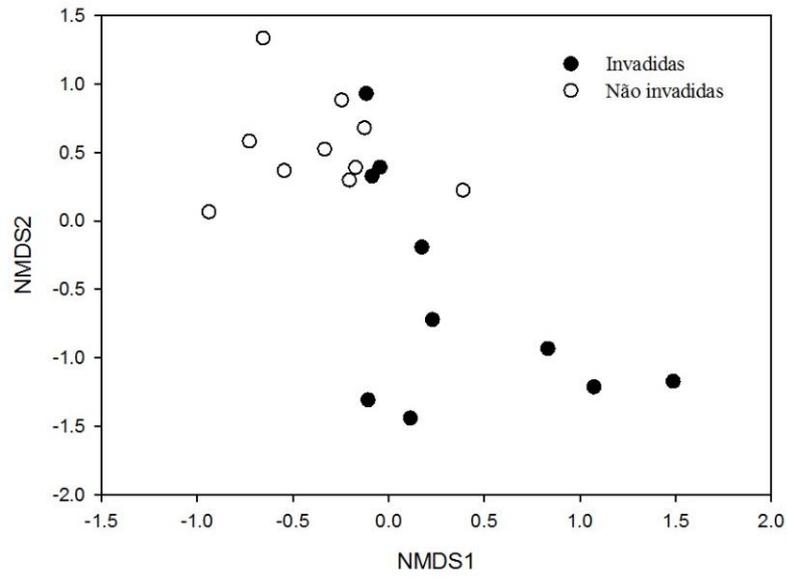
Figura 1

Figura 2

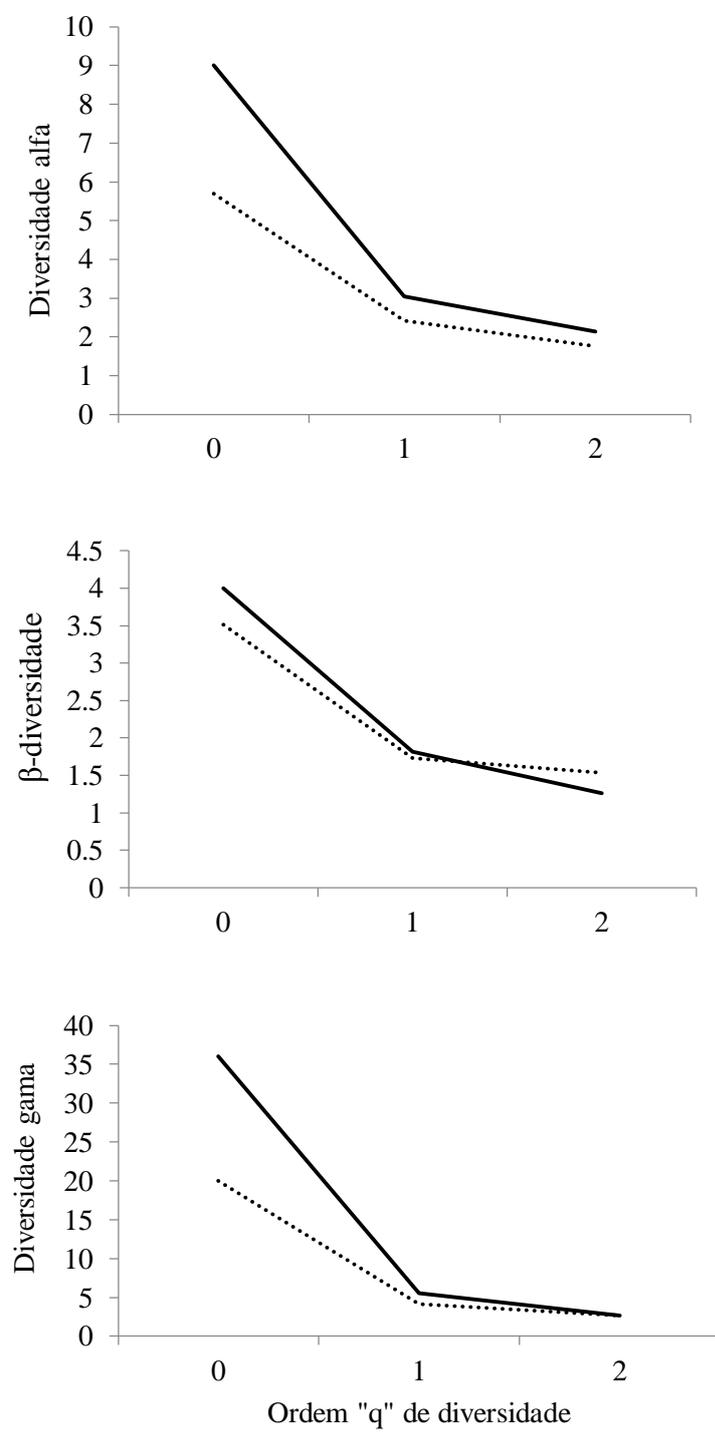
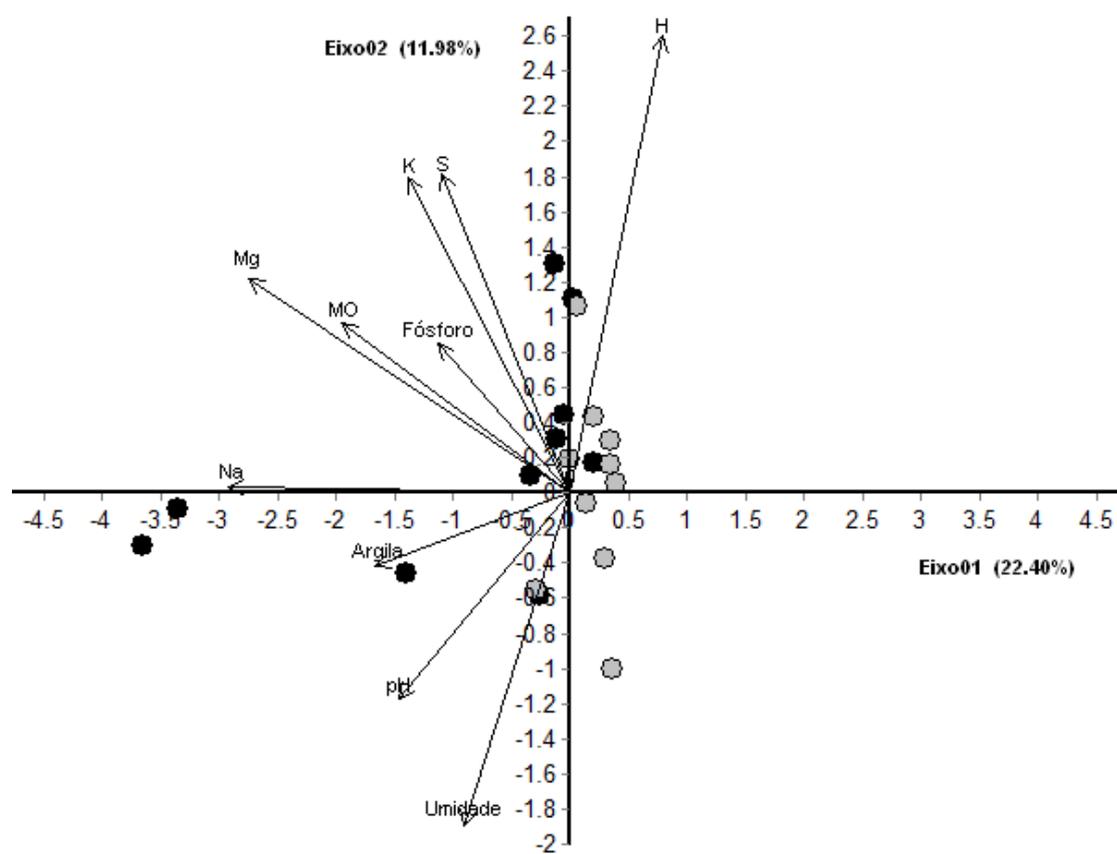


Figura 3



CONCLUSÃO

A Caatinga é um ambiente propício à invasão biológica da *P.juliflora*, já que apresenta características abióticas (temperatura e precipitação) semelhantes ao ambiente de origem dessa espécie e, aliado a isso, um histórico de perturbação antrópica crônica. Os nossos resultados apontaram para a atuação sinérgica desses dois fatores, perturbação e invasão, atuando sobre as comunidades invadidas na Caatinga.

Há indícios de que a *P.juliflora* comporta-se como oportunista de outras formas de alteração do ecossistema. A invasão biológica, neste caso, pode ser uma das consequências da modificação do habitat, atuando indiretamente sobre a estrutura de comunidades invadidas, mais especificamente sobre as espécies raras nativas da Caatinga.

Sugerimos a continuidade dessa pesquisa, com foco em outros indicadores de perturbação favoráveis à invasão biológica na Caatinga. Essas informações podem ser promissoras e relevantes à implantação de medidas de prevenção, manejo e controle. Acreditamos que ações de recuperação ecológica precisam ser incentivadas e executadas em regiões de Caatinga comprometidas por pressão antrópica e invasão biológica.

ANEXO

NORMAS DO PERIÓDICO BIOLOGICAL INVASIONS

Instruction for Authors

Disponível em: <<http://www.springer.com/life+sciences/ecology/journal/10530>>

PAPER CATEGORIES

ORIGINAL PAPERS

Novel empirical and theoretical research on topics in invasion biology, such as ecological consequences of invasions (including changes in community and ecosystem structure and processes), factors that influence transport, establishment, and spread of invasions, mechanisms that control the abundance and distribution of invasive species, biogeography, genetics of invaders (as genetics casts light on processes and pathways of invasions), dispersal vectors, evolutionary consequences of invasions in both historical and geological time, innovative management techniques, and analytical syntheses and overviews of invasive biotas. Authors must, in their cover letters, explain how the reported research is novel and exciting.

PERSPECTIVES, PARADIGMS, AND SYNTHESSES

Overviews of policies on invasion management; perspectives on invasions and paradigms of invasion biology; syntheses of literature reports. Prospective authors should contact the Editor-in-Chief about suitability of proposed topics.

REVIEWS

Synthetic, timely reviews of topics in invasion biology for which there is a substantial literature. Prospective authors must contact the Editor-in-Chief about suitability of proposed review topic.

INVASION NOTES

Short reports (10 manuscript pages including cover page, less than 25 references, figures, and tables) of new and particularly noteworthy invasions, important changes in status or range of existing invasions, novel and promising techniques for managing particular invasions, evidence on an invasion pathway of particular interest, and the like. A note simply reporting a new species in a new location would not merit publication as an Invasion Note. Invasion Notes are not full research papers and must have (a) an abstract of one short paragraph, (b) a short introductory paragraph explaining the context of the note, (c) the reported information, and (d) a brief discussion of the significance of the note.

PAPER LENGTH

Papers must be concise and well written. While there are no specific page or word limits for any paper category except Invasion Notes, as a guide the average original paper contains approximately 8,000 words. Longer papers may be considered if the information justifies the length.

GENERAL INSTRUCTIONS

- 1) Please recall that *Biological Invasions* is read by specialists in invasion biology, so that introductory material pointing to the general importance of invasions is unnecessary and inappropriate.
- 2) Authors must submit, with their manuscripts, names and e-mail addresses of 4 unbiased, expert potential referees who have not previously read the manuscript. Authors may submit names of potential referees that they request not be used and may also request a particular handling editor.

Manuscript Submission

Submission of a manuscript implies: that the work described has not been published before; that it is not under consideration for publication anywhere else; that its publication has been approved by all co-authors, if any, as well as by the responsible authorities – tacitly or explicitly – at the institute where the work has been carried out. The publisher will not be held legally responsible should there be any claims for compensation.

NORMAS DO PERIÓDICO JOURNAL OF ARID ENVIRONMENTS

Instruction for Authors

Disponível em: < <http://www.elsevier.com/journals/journal-of-arid-environments/0140-1963/guide-for-authors#900>>

Aims and Scope

The Journal of Arid Environments is an international journal publishing original scientific and technical research articles on physical, biological and cultural aspects of arid, semi-arid, and desert environments. As a forum of multi-disciplinary and interdisciplinary dialogue it addresses research on all aspects of arid environments and their past, present and future use.

Research Areas include:

- Paleoclimate and Paleoenvironments
- Climate and Climate Change
- Hydrological processes and systems
- Geomorphological processes and systems
- Soils (physical and biological aspects)
- Ecology (Plant and Animal Sciences)
- Anthropology and human ecology (archaeology, sociology, ethnobotany, human adaptations, etc. Agriculture Land use grazing, mining, tourism, etc)
- Land use (agronomy, grazing, mining, tourism, etc)
- Conservation (theory, policy, sustainability, economics, heritage)
- Land degradation (desertification) and rehabilitation
- Environmental monitoring and management

Types of paper

Research Articles: reporting original and previously unpublished work. Research papers have a reference limit of 50 cites

Short Communications: These are concise, but complete descriptions of a limited investigation, which will not be included in a later paper. Examples include descriptive research on seed-germination conditions, plant responses to salinity, animal feeding habits, etc. Short communications have a reference limit of 20 cites

Short communications should not exceed 2400 words (six printed pages), excluding references and legends. Submissions should include a short abstract not exceeding 10% of the length of the communication and which summarizes briefly the main findings of the work to be reported. The bulk of the text should be in a continuous form that does not require numbered sections such as Introduction, Materials and methods, Results and Discussion. However, a Cover page, Abstract and a list of Keywords are required at the beginning of the communication and Acknowledgements and References at the end. These components are to be prepared in the same format as used for full-length research papers. Occasionally authors may use sub-titles of their own choice to highlight sections of the text. The overall number of tables and figures should be limited to a maximum of three (i.e. two figures and one table).

Review Articles: Critical evaluation of existing data, defined topics or emerging fields of investigation, critical issues of public concern, sometimes including the historical development of topics. Those wishing to prepare a review should first consult the Editors or Associate Editors concerning acceptability of topic and length.

Think Notes: Short, one page notes describing new developments, new ideas, comments on a controversial subject, or comments on recent conferences will also be considered for publication.

Letter to the Editor: A written discussion of papers published in the journal. Letters are accepted on the basis of new insights on the particular topic, relevance to the published paper and timeliness.

Contact details for submission

Authors may send queries concerning the submission process, manuscript status, or journal procedures to the Editorial Office at jae@elsevier.com.