



IINSTITUTO LATINO-AMERICANO DE
CIÊNCIAS DA VIDA E DA NATUREZA
(ILACVN)
CIÊNCIAS BIOLÓGICAS – ECOLOGIA
E BIODIVERSIDADE

Respostas de *Tradescantia zebrina* Heynh. ex Bosse às condições diferenciais de luz e sazonalidade

Ruberval Camilo da Luz

Foz do Iguaçu – PR

2016



IINSTITUTO LATINO-AMERICANO DE
CIÊNCIAS DA VIDA E DA NATUREZA
(ILACVN)
CIÊNCIAS BIOLÓGICAS – ECOLOGIA E
BIODIVERSIDADE

Respostas de *Tradescantia zebrina* Heynh. ex Bosse às condições diferenciais de luz e sazonalidade

RUBERVAL CAMILO DA LUZ

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto Latino-Americano de Ciências da Vida e da Natureza da Universidade Federal da Integração Latino-Americana, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade.
Orientador: Prof. Dr. Cleto Kaveski Peres.
Co-orientador: Prof. Dr. Wagner Chiba de Castro.

Foz do Iguaçu – PR

2016

RUBERVAL CAMILO DA LUZ

Respostas de *Tradescantia zebrina* Heynh. ex Bosse às condições diferenciais de luz e sazonalidade

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto Latino-Americano de Ciências da Vida e da Natureza da Universidade Federal da Integração Latino-Americana, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade.

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Prof. Dr. Cleto Kaveski Peres - UNILA

Prof. Dr. Alexandre Vogliotti - UNILA

Prof. Dr. Michel Varajao Garey - UNILA

Foz do Iguaçu, 2016

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar quero agradecer aos meus pais Rubens e Revanilde, com os quais tenho a honra de conviver diariamente, especialmente pelo amor e carinho que me dedicam e principalmente por me confortarem nos momentos difíceis. Aos meus dois filhos Shairo e Kamily que são a razão dos meus bons momentos diários, das minhas alegrias e minha disposição de viver. Espero que este trabalho sirva de incentivo para que eles continuem sempre em busca do conhecimento.

Não poderia deixar de agradecer ao meu orientador professor Cleto e ao co-orientador professor Wagner, sem os quais eu não teria capacidade de chegar ao fim deste trabalho. Meus sinceros agradecimentos pela confiança, paciência, dedicação e especialmente pelos ensinamentos, os quais certamente serão de grande utilidade tanto na minha vida profissional quanto pessoal.

Agradeço também ao meu colega de trabalho e amigo Geovar que se dispôs a formarmos uma equipe e trabalhar em horário noturno para que fosse possível eu prosseguir com a graduação. Aos amigos Adriane, Diego, Rodrigo, Wiliam, Richard e Jhonatam pelo companheirismo nos trabalhos em grupo e principalmente pelos bons momentos de descontração, lazer e gargalhadas. Também sou grato pelo grande apoio e cooperação dos colegas de curso Frederico, Jair, Josiane, Neto, Maria e Barbara que dedicaram parte de seus tempos ajudando nos trabalhos de campo.

Finalmente sou grato a todos os professores da universidade que efetivamente contribuíram, de alguma forma, para o meu aprendizado, ao longo processo da graduação. Tenho a certeza que sempre terei ótimas recordações. Desejo que continuem com a grande disposição de trabalhar e transmitir conhecimentos, o que sempre observei em vocês, isso certamente é de fundamental importância para o incentivo e a inspiração dos acadêmicos e futuros biólogos da universidade. Meu muito obrigado a todos.

DA LUZ, Ruberval Camilo. **Respostas de *Tradescantia zebrina* Heynh. ex Bosse às condições diferenciais de luz e sazonalidade.** 2016. 42 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade) – Universidade Federal da Integração Latino-Americana. Foz do Iguaçu, 2016.

RESUMO

Atualmente vários países do mundo têm sido afetados com invasões biológicas, de forma que espécies exóticas invasoras são consideradas a segunda principal ameaça a biodiversidade. Embora nem todas as espécies exóticas sejam invasoras algumas possuem grande potencial invasor e podem colocar em risco ecossistemas, habitats e espécies. Um dos impactos diretos que tais espécies podem causar aos ecossistemas naturais são as extinções locais. A presença de espécies exóticas invasoras em unidades de conservação pode comprometer e dificultar a conservação das espécies nativas. A *Tradescantia zebrina* se destaca como invasora em várias regiões do planeta e sua ocorrência é citada em diversas unidades de conservação do Brasil. Assim, o presente trabalho teve como objetivo avaliar as respostas morfológicas, a herbivoria e a biomassa de *T. zebrina*, em duas condições diferenciais de luz e nas quatro estações do ano, em invasões ocorrentes no Parque Nacional do Iguaçu, localizado na região oeste do estado do Paraná. Foram testadas as diferenças considerando duas condições de luminosidade (borda e interior) e as quatro estações do ano através de uma Análise de Variância (ANOVA) em modelo aninhado e, posteriormente, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey. As análises realizadas, com relação às estações do ano, tiveram valores significativos para o comprimento do internó ($F = 6,65$; $P = 0,001$), para a assimetria foliar ($F = 3,983$; $P = 0,016$), para a herbivoria ($F = 5,333$; $P = 0,004$) e para área foliar ($F = 4,876$; $P = 0,007$). Em relação à luz, os parâmetros com valores significativos foram: o diâmetro do internó ($F = 15,82$; $P < 0,001$), o comprimento do internó ($F = 20,35$; $P < 0,001$), área foliar ($F = 5,201$; $P = 0,002$), a número de folhas ($F = 9,889$; $P < 0,001$) e a massa seca ($F = 19,34$; $P < 0,001$). Em resumo, os dados mostraram uma preferência de *T. zebrina* por ambientes de borda parcialmente iluminadas, com uma maior produção de biomassa nestes ambientes acompanhada por um número maior de folhas, assim como maiores valores de área foliar e diâmetro e comprimento do internó. As estações do ano interferiram principalmente na área foliar e na taxa de herbivoria, com folhas maiores e maior número de folhas predadas no verão do que no inverno e não mostraram efeito em relação à biomassa. A invasão de *T. zebrina* está mais

concentrada na borda florestal e sua supressão no crescimento de plântulas pode contribuir com a fragmentação desses ambientes.

Palavras-chave: Commelinaceae, espécies invasoras, invasões biológicas, Parque Nacional do Iguaçu

DA LUZ, Ruberval Camilo. **Responses from *Tradescantia zebrina* Heynh. ex Bosse to differential conditions of light and seasonality.** 2016. 42 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade) – Universidade Federal da Integração Latino-Americana. Foz do Iguaçu, 2016.

ABSTRACT

Several countries around the world have now been affected by biological invasions, so invasive alien species are considered the second major threat to biodiversity. Although not all alien species are invasive some have great invading potential and may endanger ecosystems, habitats and species. One of the direct impacts such species can cause to natural ecosystems is local extinctions. The presence of invasive alien species in protected areas may compromise and hinder the conservation of native species. *Tradescantia zebrina* stands out as invasive in several regions of the planet and its occurrence is mentioned in several Brazilian conservation units. The aim of this work was to evaluate the morphological, herbivory and biomass responses of *T. zebrina* in two light and four seasons conditions, in invasions occurring in the Iguaçu National Park, located in the western region in the state of Paraná. The differences were tested considering two conditions of luminosity (edge and interior) and the four seasons of the year through a Nested Model of Analysis of Variance (ANOVA) and, later, the means were compared by the Tukey test. The analyzes performed with respect to the seasons had significant values for the internode length ($F = 6.65$, $P = 0.001$), leaf asymmetry ($F = 3.983$, $P = 0.016$) and herbivory ($F = 5.333$, $P = 0.004$) and leaf area ($F = 4.876$, $P = 0.007$). In relation to light, the parameters with significant values were: the internode diameter ($F = 15.82$, $P < 0.001$), the internode length ($F = 20.35$, $P < 0.001$), leaf area ($F = 5.201$, $P = 0.002$), number of leaves ($F = 9.889$, $P < 0.001$) and dry mass ($F = 19.34$, $P < 0.001$).

In summary, the data showed the preference of *T. zebrina* for partially illuminated edge environments, with a higher biomass production in these environments followed by a bigger number of leaves, as well as larger values of leaf area, diameter and length of the internode. The seasons affected mainly leaf area and herbivory rate, with larger leaves and greater number of leaves injured in summer than in winter and showed no effect in relation to biomass. The invasion of *T. zebrina* is more concentrated in the forest edge and its suppression in the growth of seedlings can contribute to the fragmentation of these environments.

Key words: biological invasions, Commelinaceae, Iguaçú National Park, invasive species

LISTA DE ABREVIACÕES E SIGLAS

ANOVA	Análise de Variância
CDB	Convenção Internacional sobre Diversidade Biológica
Conabio	Comissão Nacional de Biodiversidade
CPTEC	Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos
GISP	Global Invasive Species Programme
IAF	Índice de Assimetria Foliar
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação e Biodiversidade
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
MMA	Ministério do Meio Ambiente
PNI	Parque Nacional do Iguaçu
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza
UC	Unidade de Conservação
UNESCO	Organização das Nações Unidas para a Educação, Ciência e Cultura
WWF	World Wide Fund for Nature

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	10
1.2 Objetivos	18
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	19
2.1 Área de estudo.....	19
2.2 Área amostral.....	20
2.2.1 Desenho experimental.....	21
2.3 Coleta de dados.....	22
2.4 Delineamento amostral e análise de dados	24
3. RESULTADOS.....	25
4. DISCUSSÃO.....	32
5. REFERÊNCIAS.....	36

1. INTRODUÇÃO

Atualmente países de várias regiões do mundo têm sido afetados com as invasões biológicas, de forma que espécies exóticas invasoras, são consideradas a segunda principal responsável pela perda da biodiversidade no planeta (GISP, 2005; Ziller, 2006). Segundo a Convenção Sobre a Diversidade Biológica (CDB, 1992) o termo “espécies exóticas” se refere às espécies estabelecidas em ambientes localizados fora da sua área de distribuição natural. Por outro lado, são consideradas “espécies exóticas invasoras”, espécies de grande potencial invasor que colocam em risco ecossistemas, habitats e espécies (CDB, 1992).

Nem todas as espécies exóticas são invasoras (GISP, 2005). Algumas se reproduzem e atingem diferentes graus de naturalização, desde plantas que se tornam apenas exóticas casuais até invasoras agressivas (Moro *et al.*, 2012). Neste sentido, é possível diferenciar espécies exóticas como casuais, naturalizadas e invasoras. Espécie casual (*casual species*): trata-se de espécie exótica, localizada em novo ambiente onde foi introduzida, a qual pode conseguir se tornar reprodutiva e eventualmente gerar descendentes, contudo não consegue manter população viável e sua persistência depende da interferência humana (Richardson *et al.*, 2011) Espécies naturalizadas (*naturalized species*): são espécies exóticas que conseguem se reproduzir e gerar descendentes em um novo ambiente e assim manter uma população autoperpetuante, sem a interferência humana, entretanto devido a baixa capacidade de dispersão se mantém restrita próximo ao local de introdução (Richardson *et al.*, 2000 *apud* Moro *et al.*, 2012). Espécies invasoras (*invasive species*): são espécies exóticas que além de apresentar capacidade de reprodução e manter população viável de forma autônoma, também conseguem se dispersar para outros locais distantes da área inicial da introdução, invadindo uma nova região geográfica (Richardson *et al.*, 2000 *apud* Moro *et al.*, 2012).

Em um processo de invasão biológica são reconhecidos os seguintes estágios: introdução, estabelecimento/expansão e dominância (Pivello, 2011). A introdução de uma espécie exótica em um novo ambiente pode ocorrer de forma acidental, isto é, quando o transporte e/ou soltura da espécie ocorre de forma não intencional, como, por exemplo, pragas de lavouras, vetores e agentes patogênicos (GISP, 2005; Leão *et al.*, 2011). Por outro lado, as introduções intencionais ocorrem quando existe a intenção no transporte da espécie para local fora de sua área de distribuição natural, sejam por razões sociais, econômicas ou ambientais.

Após a introdução, uma determinada espécie invasora pode se tornar estabelecida, a partir disso, ela pode ter potencial de proliferar e disseminar no ambiente (Muñoz & Alfaro *et al.*, 2009). As vias de introdução são diversas, o que tem sido agravado com o processo de globalização, a qual promove um aumento nas relações comerciais e deslocamento de pessoas

entre os países. Além disso, o desenvolvimento nos sistemas de transportes terrestre, aéreo, fluvial, rodoviário e marítimo são fatores que têm facilitado a dispersão de espécies não autóctones e o aumento significativo dos impactos por elas causados (GISP, 2005). Seguindo o processo de introdução voluntária de espécies exóticas, esta pode proporcionar a introdução acidental de parasitas e outros organismos patogênicos a ela relacionados (Leão *et al.*, 2011). Um exemplo clássico ocorre com os peixes introduzidos para a aquicultura, tais como tilápias, carpas e bagres, os quais podem comprometer a sanidade e promover a introdução de doenças em ecossistemas naturais (Pernambuco, 2009).

Espécies exóticas invasoras quando introduzidas em novos ambientes frequentemente estão livres de competidores, predadores, parasitas e outros inimigos naturais. Desta forma, encontram situação favorável para a ocupação e domínio do espaço, principalmente quando se trata de ecossistemas degradados ou afetados por interferências antrópicas (Ziller, 2001). A degradação ambiental prejudica a biodiversidade e altera a dinâmica dos ecossistemas, promovendo oportunidades para o estabelecimento de espécies exóticas invasoras (Zenni, 2010). Por sua vez, plantas exóticas invasoras tendem a interferir nos processos dos ecossistemas naturais, promovendo mudanças na ciclagem de nutrientes, cadeias tróficas, estrutura, dominância e funções de espécies, além disso, podem também interferir nas características físicas do ecossistema alterando a taxa de erosão, sedimentação e também o ciclo hidrológico (Ziller, 2001; Wittenberg & Cock, 2001; GISP, 2005).

As introduções intencionais de plantas exóticas podem ocorrer de diversas formas, de acordo com (Wittenberg & Cock, 2001), algumas espécies são introduzidas com finalidades econômicas na produção de alimentos (cultivo agrícola), e assim, passam a crescer fora de sua área de distribuição natural, no entanto estas plantas podem se naturalizar e invadir áreas naturais próximo ao cultivo. Outra forma de introdução intencional ocorre com as plantas arbóreas cultivadas utilizadas na silvicultura, principalmente para a produção madeireira. Tais árvores podem produzir e dispersar suas sementes para fora da área de reflorestamento e atingir novos ambientes, assim se estabelecendo e propagando em habitats naturais e então prejudicando a vegetação nativa (Wittenberg & Cock, 2001). Além disso, diversas outras plantas são introduzidas originalmente com fins ornamentais, e com o tempo se tornam invasoras em ambientes naturais (Ziller, 2001; Pivello, 2011).

No Brasil existe uma prática freqüente em utilizar plantas exóticas no paisagismo, o uso de árvores e arbustos exóticos para ornamentação de ruas, praças e jardins urbanos (Leão *et al.* 2011). Esta prática pode funcionar como centros irradiadores de invasão biológica, além disso, quando são utilizadas árvores exóticas invasoras, cujas sementes são dispersas por aves

e morcegos, o risco de bioinvasão e da consequente perda de diversidade biológica, torna-se ainda maior (Leão *et al.*, 2011).

Na América do Sul, casos bem conhecidos de introdução intencional de plantas exóticas são algumas espécies do gênero *Pinus*. Estas plantas arbóreas foram introduzidas inicialmente para a produção madeireira e, com o tempo, se tornaram invasoras. Alguns exemplos são as espécies *P. elliottii* e *P. taeda* que ameaçam áreas de restingas, os campos sulinos, savanas e outras áreas desflorestadas do Brasil (GISP, 2005). Da mesma forma, na Argentina espécies como *P. halepensis* e *P. radiata* são ameaças à biodiversidade no Parque Provincial Ernesto Torquist, localizado no limite entre o Campo Pampeano e a Patagônia. Em consequência, a partir de 2001 tiveram início as ações de manejo associadas ao trabalho de pesquisa para a contenção e controle destas espécies invasoras (Zalba, 2010). Além disso, na Colômbia a invasão por *P. patula* causou a desocupação de espécies nativas, alterações no padrão de sucessão com a redução da diversidade de plantas, provocando mudanças na ciclagem de nutrientes. Em consequência disso os incêndios se tornaram mais frequentes (GISP, 2005).

Embora o naturalista Charles Darwin em 1839 já tivesse feito algumas observações sobre espécies exóticas invasoras em seus registros, foi a publicação do cientista Charles Elton (*The Ecology of Invasions by Animals and Plants* 1958) considerada o marco que despertou a atenção para os impactos causados por espécies exóticas (Moro *et al.*, 2012). Também é importante destacar que Charles Elton teve um papel fundamental principalmente no sentido de sensibilizar o público conservacionista ao tratar as invasões biológicas como uma questão de conservação (Simberloff, 2011). Entretanto segundo Dechoum (2010), o reconhecimento e a preocupação com os problemas causados por espécies exóticas invasoras se intensificaram e alcançaram dimensões globais a partir da Convenção Sobre a Diversidade Biológica - CDB (1992), a qual em seu artigo 8, item h, discorre sobre a Conservação *in situ*, e estabelece que é “fundamental prevenir introduções, controlar e erradicar espécies exóticas que ameaçam ecossistemas, habitats e espécies”.

Invasões biológicas ocorrem de forma lenta e sutil, sendo assim, geralmente não despertam a percepção pública até que haja tamanho impacto, tal como, a perda de espécies (Ziller, 2010). Espécies exóticas invasoras são uma das principais ameaças ao meio ambiente, podendo causar grandes prejuízos à economia, à biodiversidade e principalmente aos ecossistemas naturais, além disso, também podem oferecer riscos à saúde humana (MMA, 2016; Wittenberg & Cock, 2001).

Um dos impactos diretos que espécies exóticas invasoras podem causar aos ecossistemas naturais são as extinções locais. O trabalho de Munõz & Alfaro *et al.* (2009) apresenta uma lista com o registro de 22 espécies de vertebrados que foram extintos no México devido às interações de competição ou predação com mamíferos exóticos invasores. Entre os casos mais conhecidos de invasão biológica na América do Sul pode-se citar o mexilhão dourado (*Limnoperna fortunei*), originário da China e Sudeste da Ásia (Fernandes & Leal Neto, 2006; Instituto Hórus, 2016), e que foi detectado pela primeira vez no Rio da Prata, Argentina, em 1991. Acredita-se que foi introduzido acidentalmente através de águas de lastro de navios (Moura-Brito & Patrocínio, 2006). Atualmente se encontra distribuído em sistemas hidrográficos de vários países da América do Sul, tais como Brasil, Paraguai, Argentina, Uruguai e Bolívia (GISP, 2005; Mansur & Darrigran, 2006; Brugnoli *et al.*, 2009). Este molusco além de causar diversos prejuízos econômicos, como a obstrução de tubulações em estação de tratamento e usinas hidroelétricas (Leão *et al.*, 2011) causa grandes prejuízos ecológicos, tais como a redução da biodiversidade bentônica devido à competição pelos recursos, o que conseqüentemente promove alterações na cadeia trófica (GISP, 2005).

As disseminações de espécies exóticas invasoras podem causar sérios problemas ambientais e danos à saúde humana. Um exemplo bem-sucedido de invasão biológica ao redor do mundo, é o mosquito-da-dengue (*Aedes aegypti*) (Leão *et al.*, 2011). No Brasil, este mosquito que vem causando grande preocupação no sistema público de saúde por ser o principal transmissor do vírus da dengue e febre amarela (Instituto Hórus, 2016). Este mosquito se reproduz em água parada e está amplamente disseminado em ambientes urbanos. Milhares de casos de dengue são registrados anualmente pelo Ministério da Saúde. Em razão disso, grandes campanhas têm sido realizadas pelo Ministério da Saúde no país para o controle do mosquito, contudo ações de controle do *A. aegypti* exigem grandes investimentos do dinheiro público na compra de equipamentos, inseticidas, manutenção e capacitação de funcionários e comunicação social (Braga & Valle, 2007).

No Brasil, com a iniciativa do Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental e da The Nature Conservancy, em 2003 se deu o início da coleta e sistematização de informações sobre espécies exóticas invasoras (Leão *et al.*, 2011). Atualmente o Instituto Hórus é responsável pelas informações e os dados são disponibilizados para consulta através do site (<http://i3n.institutohorus.org.br>).

No Brasil existem algumas legislações que normatizam sobre as espécies exóticas, como a Lei Federal 9.985/00 que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC e estabelece critérios e normas para implantação e gestão das Unidades de

Conservação UC. Em seu Art. 31, esta Lei estabelece que é proibida a introdução de espécies exóticas invasoras em Unidades de Conservação de proteção integral. Da mesma forma, a Estratégia Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras (Resolução Conabio nº 5/09) reconhece e afirma a importância de ações de controle, monitoramento e erradicação de espécies exóticas invasoras, definindo diretrizes para o combate às invasoras em UCs. Adicionalmente a lei 9.605/1998 enquadra como crime ambiental a introdução de espécime animal no país, sem licença expedida pelo órgão competente (Art.31), assim como também espécies que possam prejudicar a agricultura, a pecuária, a fauna, flora ou os ecossistemas (Art. 61). Entretanto, mesmo com as determinações legais vigentes, segundo Leão *et al.* (2011) muitas das unidades de conservação do Brasil contêm um grande número de espécies exóticas invasoras.

Segundo Ziller & Dechoum (2013), uma das formas mais importantes para a conservação da biodiversidade é através da criação de unidades de conservação. Contudo, estes ambientes não estão livres da presença de espécies exóticas invasoras. Tais espécies podem causar grandes prejuízos aos ecossistemas naturais, podendo causar até mesmo extinções locais ou regionais (Montoani *et al.*, 2013). Sendo assim, as presenças de espécies exóticas invasoras em Unidades de Conservação podem representar uma ameaça à conservação da diversidade biológica.

No Brasil, mesmo que seja possível, ainda não há registros de unidades de conservação que não contenham espécies introduzidas (Leão *et al.*, 2011). De acordo com o trabalho realizado por Ziller & Dechoum (2013), foram levantadas 1.170 ocorrências de espécies exóticas invasoras em 227 unidades de conservação, sendo que, essas ocorrências registradas se resumem em 167 espécies exóticas invasoras, entre as quais, 125 são espécies vegetais e 42 espécies de vertebrados. De acordo com levantamento realizado por Sampaio & Schmidt (2013), no referido ano constavam na Base de dados nacional de espécies exóticas invasoras I3N Brasil do Instituto Hórus, 348 espécies exóticas listadas. Entre as quais, para 144 já haviam registros de ocorrência em unidades de conservação federais. Contudo o mais preocupante é que atualmente, nesta mesma base de dados, consta o registro de 436 espécies invasoras, sendo assim, isso sugere que o número de espécies invasoras que ocorrem em UCs federais possa ser ainda maior e aumentam em uma taxa elevada.

Entre outros trabalhos que abordam a questão das invasões biológicas em UCs, Zanin (2009) menciona que as espécies exóticas são um dos principais problemas de manejo do Parque Nacional de Brasília. O autor ainda destaca que o capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.) e a braquiária (*Brachiaria decumbens* cv. Basilisk) são espécies exóticas de

potencial invasor muito agressivo, o que dificulta o manejo, além disso, sua alta capacidade competitiva estaria colocando em risco a vegetação nativa desta UC. No mesmo sentido de acordo com Dickfeldt *et al.* (2013), a maioria dos estudos sobre invasões biológicas em unidades de conservação e áreas protegidas do Estado de São Paulo se referem aos diagnósticos e recomendações de manejo. Ainda neste mesmo estudo, o autor realizou um levantamento no Parque Estadual de Porto Ferreira e identificou a ocorrência de 98 espécies exóticas vegetais.

Em UCs a presença de espécies exóticas invasoras é ainda mais preocupante, uma vez que na falta ou ineficiência das ações de manejo e controle, os danos ambientais causados por tais invasoras podem aumentar gradativamente ao longo do tempo (Ziller & Dechoum, 2013). A maioria dos estudos sobre a presença de espécies exóticas em unidades de conservação brasileiras enfatiza as ameaças à diversidade biológica em tais áreas protegidas, principalmente devido às alterações nos processos ecológicos provocadas por tais espécies exóticas (Zanin, 2009; Sampaio & Schmidt, 2013).

É importante destacar que com o passar do tempo os custos no controle de espécies exóticas invasoras se tornam ainda maiores, em certos casos o estágio da invasão pode estar tão avançado que sua erradicação se torna inviável (Leão *et al.*, 2011). Sendo assim, considerando os diversos problemas que espécies exóticas invasoras podem causar aos ecossistemas naturais, dentro das UCs, tais ameaças à biodiversidade devem ser prevenidas, controladas e eliminadas (Pernambuco, 2009).

Embora o Parque Nacional do Iguaçu seja classificado como uma Unidade de Proteção Integral, assim como muitas outras UCs do Brasil, sofre com a presença de invasoras. No entanto, até o momento são raros os trabalhos sobre invasoras nesta UC. Neste contexto, Rodolfo *et al.* (2008) realizaram um levantamento das espécies de plantas exóticas na Trilha do Poço Preto registrando a ocorrência de 15 espécies de plantas fanerógamas, pertencentes a 11 famílias. Especificamente, os autores encontraram entre as plantas exóticas 5 espécies da família Rutaceae pertencentes ao gênero *Citrus* [*C. aurantifolia* (Christm) Swingle, *C. aurantium* L., *C. deliciosa* Tem., *C. limonia* Osbeck, *C. sinensis* (L.) Osbeck], outras espécies consideradas frutíferas tais como, a ameixeira [*Eriobotrya japonica* (Thunb.) Lindl.], goiabeira (*Psidium guajava* L.), mangueira (*Mangifera indica* L.) e uva-do-japão (*Hovenia dulcis* Thunb.). Além disso, também foram observadas espécies ornamentais, entre as quais, a bananeira-de-jardim (*Heliconia rostrata* Ruiz & Pav.), o beijinho (*Impatiens walleriana* Hook.), cordiline (*Cordyline terminalis* (L.) Kunth), espada-de-são-jorge [*Sansevieria trifasciata* var. *laurentii* (De Wild.) N.E.Br.], jibóia [*Epipremnum pinnatum* (L.) Engl.] e a

zebrina (*Tradescantia zebrina* Heynh. ex Bosse). Adicionalmente em um estudo mais recente Sampaio & Schmidt (2013) realizaram um levantamento sobre o registro de espécies exóticas em unidades de conservação federais do Brasil e encontraram que o Parque Nacional do Iguaçu está entre as 10 UCs federais, que apresentaram o maior número de registros, com 29 espécies exóticas invasoras.

A *Tradescantia zebrina* é uma planta que pertence à família Commelinaceae, provavelmente natural do México e países do norte da América Central (Montoani *et al.*, 2013). No Brasil é conhecida popularmente pelos seguintes nomes: “judeu-errante”, “lambari”, “trapoeraba-roxa” e “zebrina” (Instituto Hórus, 2016). Trata-se de uma planta, perene, herbácea de caule suculento, que pode atingir entre 15 e 25 cm de altura, possui folhas glabras que se destaca por apresentar na face adaxial a cor verde com um par de faixas longitudinais prateadas, enquanto a face abaxial da folha apresenta a cor roxa (Lorenzi & Souza, 2008). A *T. zebrina* produz flores trímeras na cor rosa-arroxeadas e a dispersão natural da semente ocorre através de agentes físicos, tais como a água e o vento (Instituto Hórus, 2016). Além disso, a planta se multiplica facilmente por estacas e pela ramagem rasteira a qualquer época do ano, se desenvolvendo bem em ambientes úmidos e sombrios.

Atualmente a *T. zebrina* está listada na Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras I3N Brasil do Instituto Hórus. Segundo as informações, esta planta foi introduzida inicialmente no país para fins ornamentais, mas hoje é uma invasora amplamente estabelecida em várias regiões do Brasil (Instituto Hórus, 2016). Sua ocorrência é citada em diversas Unidades de Conservação do país como o Parque Estadual de Porto Ferreira (SP) (Dickfeldt *et al.*, 2013); o Parque Estadual Dois Irmãos, em Recife (PE) (Dechoum, 2010); o Parque Nacional das Serras dos Órgãos (RJ), a Reserva Biológica da Serras Geral (RS) (Instituto Hórus, 2016) e o Parque Nacional de Brasília (DF) (Horowitz *et al.*, 2014). Da mesma forma, ocorrências da espécie têm sido citadas em outras regiões do planeta, tais como, Havaí (Herbst & Wagner, 1992), Arquipélago de Galápagos (Renteria & Buddenhagen, 2006), Ilhas Micronésia (Space & Falanruw, 1999) e na Polinésia Francesa (Instituto Hórus, 2016).

O processo de invasão pela *T. zebrina* ocorre preferencialmente em ambientes de formação florestais em regeneração, alterados ou degradados, sendo que o principal impacto ecológico causado pela *T. zebrina* é a dominância do sub-bosque, provocando a eliminação de espécies nativas por sombreamento ou competição e, assim, prejudicando a sucessão natural (Instituto Hórus, 2016).

No Brasil, até o momento são poucos estudos já realizados, com esta planta, embora alguns autores citam problemas causados por esta espécie exótica invasora. Com relação aos efeitos da invasão por *T. zebrina* sobre regenerantes de plantas arbóreas Montoani *et al.* (2013) observaram que *T. zebrina* possui grande potencial competidor, em consequência disso pode provocar grandes prejuízos às espécies nativas regenerantes, reduzindo abundância e a riqueza nas áreas invadidas. Em um estudo relacionado à interferência da *T. zebrina* no desenvolvimento das espécies nativas *Anadenanthera macrocarpa* (Benth.) Brenan e *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J. F. Macbr., Pinto *et al.* (2007) observaram que a *T. zebrina* possui um poder competitivo superior em relação a estas outras duas espécies e que a alta densidade desta planta estaria impedindo o desenvolvimento das mesmas. Da mesma forma, segundo os resultados obtidos por Matos *et al.* (2014), a área ocupada por *T. zebrina* apresentou menor diversidade e riqueza, se comparado a áreas onde esta planta não ocorria. Adicionalmente, o autor destaca que a *T. zebrina* apresenta grande capacidade de reprodução vegetativa o que facilita a colonização de novas áreas e oferece maior vantagem competitiva sobre espécies nativas que dependem apenas da germinação para reproduzir. Adicionalmente, em um trabalho que buscou avaliar os aspectos invasivos da *T. zebrina*, Ribeiro *et al.* (2014) observaram que a invasora apresentou maior biomassa foliar em relação às plantas nativas, bem como uma densidade populacional muito elevada, além disso também foi evidenciado que a planta exibe alta velocidade de invasão, ocupando rapidamente um território, o que representa uma forte ameaça às plantas autóctones, interferindo na capacidade de resiliência da vegetação nativa local.

A presença de espécies exóticas invasoras em unidades de conservação compromete e dificulta a conservação da biodiversidade em determinadas áreas, no entanto para evitar danos maiores às espécies nativas o manejo deve ser executado de maneira planejada de acordo com certas características individuais de cada espécie. Contudo, segundo Zalba (2010), as ações de controle de espécies exóticas invasoras muitas vezes são executadas mesmo sob alto grau de incertezas. É importante destacar que ações de manejo para o controle ou erradicação de espécies exóticas invasoras em unidades de conservação, exigem planejamentos específicos (Ziller, 2010). Entretanto, de acordo com Leão *et al.* (2011) quanto mais se demora em combater as invasões biológicas os custos se tornam ainda mais altos, em certos casos o estágio da invasão pode ser tão avançado que se torna inviável.

Diante da gravidade dos problemas causados por espécies exóticas invasoras, se fazem necessárias investigações básicas para o desenvolvimento e a geração de mecanismos de gestão, além disso, devido à complexidade das interações dos sistemas naturais e produtivos,

o planejamento e as ações de manejo devem ter como base o conhecimento científico (Brugnoli *et al.*, 2009).

Embora o assunto bioinvasão seja de grande relevância, percebe-se que ainda é pouco difundido, sendo assim, fica evidente a necessidade da implementação de projetos de pesquisas sobre as espécies exóticas invasoras no Brasil. O desenvolvimento de pesquisas que visam conhecer melhor as características de tais espécies invasoras são de fundamental importância pois todas as informações disponíveis são necessárias para a formulação de estratégias e ações de manejo mais adequadas. Desta forma, estudos que contribuem para gerar informações mais detalhadas sobre determinadas espécies exóticas invasoras são indispensáveis para o desenvolvimento de estratégias mais eficazes de manejo, controle ou erradicação de tais espécies, contribuindo para evitar o desperdício de dinheiro e gastos excessivos.

1.2 Objetivos

Diante do exposto acima, o presente estudo teve como objetivo avaliar as respostas morfológicas, a herbivoria e a biomassa de *Tradescantia zebrina* em duas condições diferenciais de luz e nas quatro estações do ano em invasões ocorrentes na floresta estacional semidecídua do Parque Nacional do Iguaçu. Espera-se que com os resultados seja possível conhecer melhor a biologia dessa importante espécie invasora, além de subsidiar futuros trabalhos sobre a sua prevenção e controle.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Os estudos foram conduzidos no Parque Nacional do Iguaçu onde a *T. zebrina* ocorre como a principal planta invasora (ICMBio, comentários pessoais). O PNI foi criado através do Decreto N° 1035 de 10 de janeiro de 1939 e instituído como Patrimônio Natural da Humanidade pela UNESCO no ano de 1986 (IBAMA, 1999). Está localizado na região oeste do estado do Paraná entre as coordenadas geográficas (25°05' a 25°41' Latitude Sul e 53°40' a 54°38' Longitude Oeste) e atualmente possui uma área total de 185.262,5 ha, com um perímetro de 420 km (IBAMA, 1999).

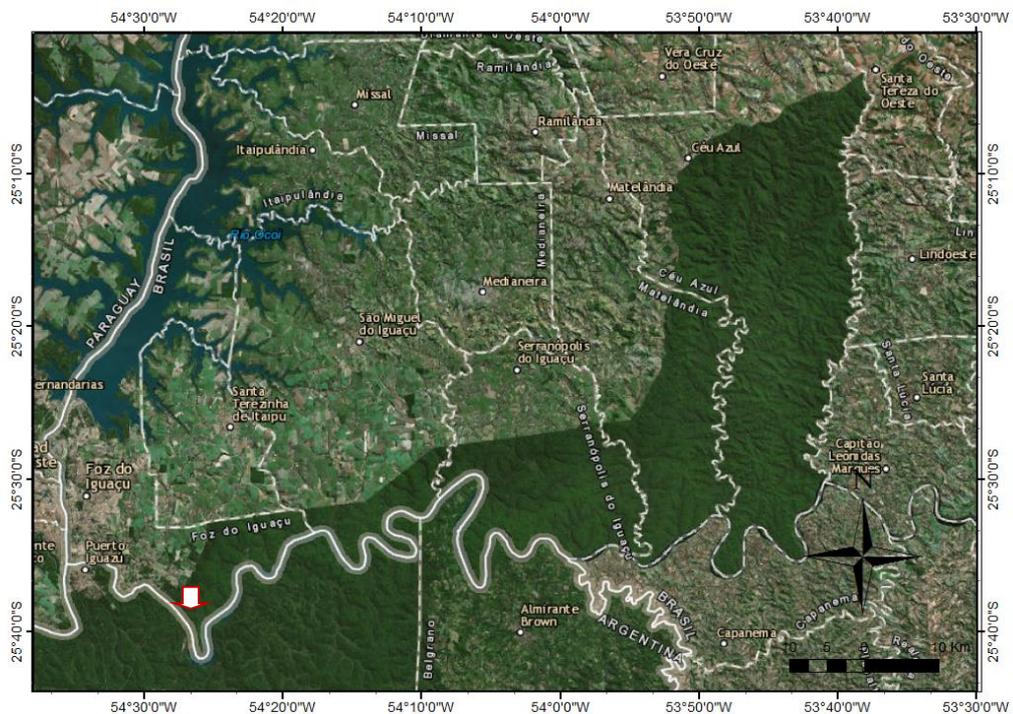


Figura 1. Imagem de satélite do Parque Nacional do Iguaçu, localizado no oeste do estado do Paraná na região Sul do Brasil. O detalhe da seta, canto inferior esquerdo, corresponde à localização aproximada da área amostral, ao longo da Rodovia 469, principal acesso a unidade de conservação. Fonte: DigitalGlobe (2016).

O Parque Nacional do Iguaçu está estabelecido em região com temperatura máxima em turno de 40° C e a mínima em torno de 3° C, tendo como media anual máxima próximo a 26° C e mínima de 15° C (Salamuni *et al.*, 2002). O clima é temperado úmido, sem estação

seca definidas, a pluviosidade média anual é de 1712 mm e a umidade relativa do ar de até 80% (Salamuni *et al.*, 2002).

O Parque Nacional do Iguaçu abriga o maior remanescente de Floresta Atlântica da Região Sul do Brasil (ICMBIO, 2016). Ocorrem no PNI três diferentes formações vegetais: Floresta Estacional Semidecídua, Floresta Ombrófila Mista e Formações Pioneiras Aluviais (IBAMA, 1999). Esta UC protege uma rica biodiversidade, entre as quais algumas em risco de extinção, tais como a onça-pintada, puma, jacaré-de-papo-amarelo, papagaio-de-peito-roxo, gavião-real, peroba-rosa e araucária (WWF, 2014).

2.2 Área amostral

A área amostral selecionada para o presente estudo compreendeu a região próxima ao portão principal de acesso ao PNI, ao longo das margens da Rodovia BR 469, principal via de acesso às Cataratas do Iguaçu, e parte inicial da trilha do Poço Preto. A área amostral está situada dentro da área de visitação turística do Parque Nacional do Iguaçu. Nesta localidade ocorrem formações vegetais de Floresta Estacional Semidecídua Submontana a qual cobre a maior parte do PNI. Entre as principais características desta vegetação são as árvores que perdem folhas no inverno, a ocorrência em relevo plano a suave-ondulado, atingindo altitudes máximas de aproximadamente 400m (IBAMA, 1999).

Anteriormente à criação do PNI já havia ocupação humana no local onde atualmente é área protegida, havia fazendas, em especial na porção sudoeste, casas de moradores e serrarias. Desta forma a região sofreu grande intervenção antrópica devido às atividades da exploração de madeira, cultivos agrícolas e pastagens. Atualmente, algumas áreas ainda se encontram em fase inicial de recuperação (IBAMA, 1999). Especificamente, a área onde os estudos foram conduzidos está em um processo de regeneração natural nos últimos 30 anos (IBAMA, 1999).

Para as amostragens foram identificados cinco pontos de amostragem em localidades que se encontram invadidas pela *T. zebrina*. Cada um desses pontos de amostragem foi definido seguindo alguns critérios: i) distância entre si de pelo menos 300 metros; ii) pertencentes a distintas invasões, i.e. invasão não contínua formada por populações diferentes; iii) invasão da borda até o interior da mata (pelo menos 10 metros dentro da mata).

Em cada um dos cinco pontos de amostragem foram designados dois tratamentos: borda e interior da mata, sendo ambos localizados, no mínimo, a 10 metros um do outro. Esses tratamentos objetivaram a compreensão da biologia da espécie estudada nessas duas

condições claramente encontradas com invasões no local amostrado. Os tratamentos “borda” e “interior” foram definidos *a priori* a partir das seguintes diferenças:

Tabela 1: Irradiância média (lumens.cm⁻²) e umidade do ar (%), nos pontos de amostragem no Parque Nacional do Iguaçu.

Ponto	Umidade %		Irradiância média (Mata)		
	Borda	Interior	Aberto	Borda	Interior
1	59	55	100033	896	341
2	59	56	98000	1326	476
3	57	57	103566	1066	354
4	65	65	111700	1393	279
5	65	60	107833	1360	408
Média	61	59	104226	1208	372

Fonte: Elaborado pelo autor com dados coletados *a priori* mensurados com réplicas em 12:00 horas ($\pm 1:00$). “Aberto” se refere a mensurações realizadas imediatamente fora da floresta nos mesmos pontos de amostragem.

2.2.1 Desenho experimental

Para avaliar o possível papel da sazonalidade (estação do ano), foram realizadas as amostragens nas quatro estações: primavera, verão, outono e inverno. Essas amostragens foram conduzidas aproximadamente na porção média da estação. Em cada amostragem representando a estação foram coletados os dados dos dois tratamentos em todos os cinco pontos de amostragem.

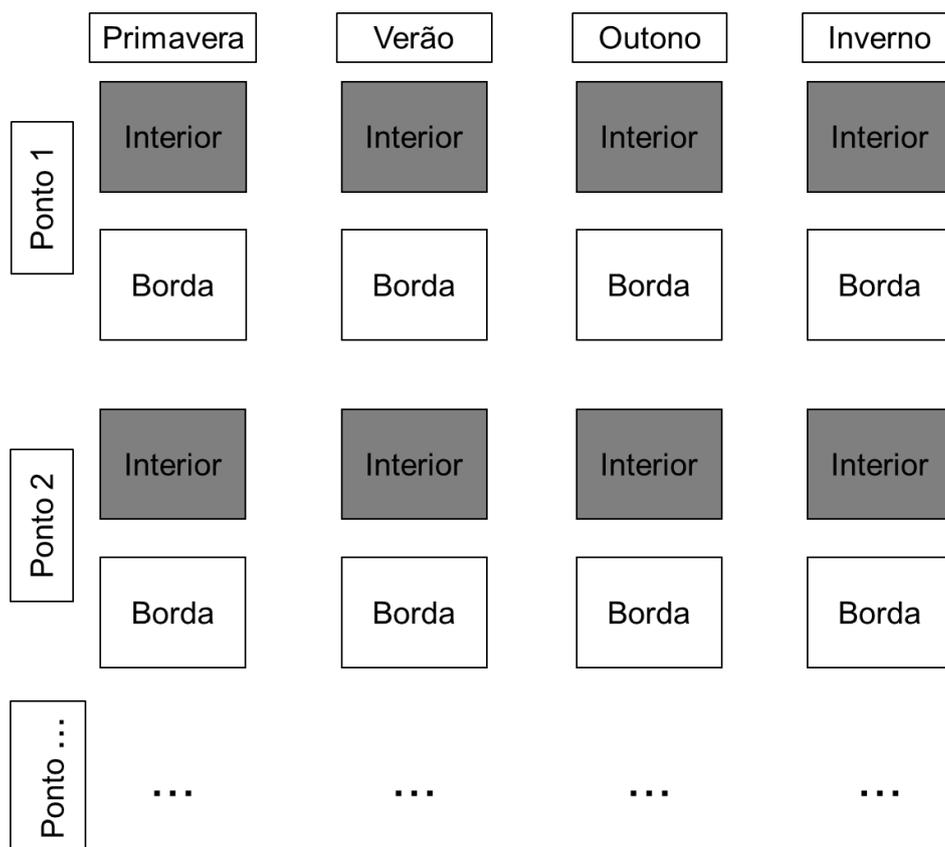


Figura 2. Desenho experimental, as parcelas principais representadas pelas estações do ano e subparcelas representadas pelas condições de luz.

2.3 Coleta dos dados

Durante o experimento foram realizados quatro períodos de amostragem: 1) outubro/2015, 2) janeiro/2016, 3) maio/2016 e 4) setembro/2016, as quais correspondem às estações do ano primavera, verão, outono e inverno respectivamente. Para diminuir um possível efeito de variação local, as unidades amostrais contaram com sub-réplicas. Cada sub-réplica compreendeu um quadrado de 0,5 m x 0,5 m (0,25m²) feito com PVC que foi lançado em cada tratamento (borda e interior da mata) em áreas selecionadas com densa invasão. Assim, cada unidade amostral foi representada por três sub-réplicas totalizando 0,75m².

As informações biológicas a respeito da *T. zebrina* que foram coletadas incluíram biomassa, dados morfométricos e quantidade de herbivoria. A amostragem da biomassa em cada uma das três sub-réplicas foi realizada pela estimativa de biomassa seca a partir da biomassa fresca mensurada em campo. Para a amostragem da biomassa fresca todos os indivíduos dentro do quadrado lançado foram cuidadosamente removidos do solo e pesados em uma balança digital.

A biomassa seca foi estimada a partir do cálculo da reta de regressão construída em cada programa amostral. Para o cálculo da reta de regressão foram coletadas e pesadas (peso fresco) em torno de sete amostras com pesos graduais que representaram aproximadamente as amplitudes encontradas na coleta. Posteriormente, as amostras foram levadas ao laboratório e mantidas em estufa a 60° C até que estivessem totalmente secas. Após isso, a biomassa seca foi pesada em balança analítica e, a partir dos dados de massa fresca e seca realizou-se uma Análise de Regressão linear, da qual foi obtida a fórmula da reta. A fórmula foi usada para o cálculo de todas as biomassas frescas pesadas em campo.

Nas mesmas sub-réplicas foram realizadas as análises morfométricas. Tais análises buscaram reconhecer o padrão de crescimento da *T. zebrina* nestas condições diferenciais espaço-temporais foram avaliados os seguintes atributos: i) número de folhas por área; ii) diâmetro médio do internó; iii) comprimento médio do internó; iv) área foliar média; v) simetria foliar média. Em adição também foi realizada a quantificação da herbivoria.

A quantificação do número de folhas em cada unidade amostral foi realizado em somente uma das sub-réplicas em cada amostragem. Para tanto, antes de cada coleta foi realizado um sorteio entre as três sub-réplicas. O material depois de utilizado para o peso seco foi acondicionado em saco de papel, identificado e levado para a contagem das folhas no dia posterior. As demais variáveis morfométricas e de herbivoria foram quantificadas a partir da média obtida na mensuração de 10 estolões selecionados em cada sub-réplica. Cada estolão deveria possuir a região de crescimento apical íntegra (em atividade). A partir da primeira folha evidente na região apical foram determinadas seis folhas (sentido ápice-base). A avaliação desta porção foi selecionada baseada em observações de campo buscando uma região que representasse o crescimento nos últimos meses. As medidas de diâmetro do internó e de comprimento do internó foram realizadas sempre entre a quinta e sexta folha com auxílio de um paquímetro digital.

Para a amostragem da área foliar foram removidas as sextas folhas de cada um dos 10 estolões. Posteriormente, as 10 folhas foram dispostas em uma prancheta de fundo branco sob um vidro transparente e fotografadas junto a uma escala. A partir dessa imagem, realizou-se uma análise com auxílio do programa computacional Image J, através do qual foram quantificadas as medidas da área foliar. Com mesma imagem foram obtidos os dados de simetria foliar. Para isso, a área foliar foi mensurada no lado direito e esquerdo da nervura mediana, separadamente. O valor de simetria foi dado pela área do lado com a maior área dividido pelo valor da área do lado menor. Neste trabalho o valor de simetria foi designado como índice de assimetria foliar (IAF).

Para quantificação da herbivoria os 10 estolões foram avaliados em busca de sinais evidentes em cada folha e anotado o número de folhas com herbivoria. Para isso considerou-se as mesmas seis primeiras folhas usadas para a morfometria gerando um dado referente ao percentual médio de herbivoria na sub-réplica.

2.4 Delineamento amostral e análise dos dados

Todo o experimento foi conduzido em um Delineamento Aninhado (“nested model”, Gotelli & Ellison, 2011) com parcelas principais representadas pelas estações do ano e subparcelas representadas pelas condições de luz (borda vs. interior). Neste modelo Aninhado, a avaliação do fator secundário (borda vs. interior) é verificada depois de retirado o efeito da variabilidade do fator principal (estação do ano), eliminando qualquer viés decorrente do primeiro. As variáveis independentes foram, portanto, categóricas, sendo duas condições de luz e quatro estações. Para simplificação as variáveis são expostas aqui nos resultados como “Tempo”, representando as estações do ano e “Luz”, representando as duas condições borda e interior da floresta.

As variáveis dependentes utilizadas no estudo foram: biomassa seca, número de folhas, distância do internó, diâmetro do internó, herbivoria, área foliar e simetria foliar. Todas as variáveis dependentes foram quantitativas e apresentaram normalidade e homocedasticidade. Os valores obtidos foram submetidos à Análise de Variância (ANOVA) considerando o Modelo Aninhado (Gotelli & Ellison, 2011). Posteriormente, em caso de dados significativos, as médias foram comparadas, a posteriori, pelo teste Tukey. Para as análises estatísticas foi utilizado o programa Statistica.

3. RESULTADOS

A avaliação das características da *Tradescantia zebrina* estabelecidas em ambiente mais iluminado (borda) e ambiente menos iluminado (interior) ao longo das estações do ano revelou padrões diferenciais de crescimento, morfometria e herbivoria. Através da Tabela 2 é possível observar os parâmetros analisados e os respectivos valores dos testes estatísticos realizados.

Tabela 2. Relação de variáveis resposta considerando as variáveis preditoras tempo (representando as estações do ano) e luz (representando a borda e interior), da planta exótica invasora, *Tradescantia zebrina* estabelecida no Parque Nacional do Iguaçu, oeste do estado do Paraná, sul do Brasil, entre outubro/2015 e setembro/2016, e os respectivos valores do teste estatístico ANOVA em Modelo Aninhado. (gl) grau de liberdade, (*) Valores significativos considerando $P < 0,05$.

Variáveis respostas	Variáveis preditoras	Valor de F	gl	Valor de P
Diâmetro do internó (mm)	Tempo	0,690	4	0,566
	Luz	15,820	3	<0,001*
Comprimento do internó (mm)	Tempo	6,65	4	0,001*
	Luz	20,35	3	<0,001*
Assimetria foliar (IAF)	Tempo	3,983	4	0,016*
	Luz	1,729	3	0,168
Área foliar (cm ²)	Tempo	4,876	4	0,007*
	Luz	5,201	3	0,002*
Herbivoria (%)	Tempo	5,333	4	0,004*
	Luz	1,122	3	0,364
Número de folhas	Tempo	0,105	4	0,957
	Luz	9,889	3	<0,001*
Massa seca (g)	Tempo	0,20	4	0,898
	Luz	19,34	3	<0,001*

De acordo com as análises realizadas (Tabela 2), com relação ao diâmetro do internó o teste mostrou que existem diferenças significativas ($P < 0,001$) e ($F = 15,820$) entre as *Tradescantia zebrina* estabelecidas nas áreas de borda e interior. De modo geral em todos os

quatro períodos de coletas a área de borda apresentou maiores valores médios, para o diâmetro do internó, em relação ao interior da mata, especialmente nas coletas de primavera e verão (Figura 3). A área de borda com maior valor médio encontrado, foi na primavera, com $2,94 \pm 0,13$ mm, por outro lado, no mesmo período, a área de interior apresentou um valor médio de $2,42 \pm 0,12$ mm. O valor médio geral encontrado entre todos os períodos, para o diâmetro do internó, foi de $2,61 \pm 0,34$ mm, sendo que o maior valor médio foi de 3,39 mm e o menor valor médio ficou em 2,1 mm.

As diferenças entre os valores médios do comprimento do internó entre as *Tradescantia zebrina* estabelecidas na área de borda e interior também foram significativas tanto para o tempo ($P = 0,001$) e ($F = 6,65$), quanto para a luz ($P < 0,001$) e ($F = 20,35$). De modo geral conforme a representação gráfica (Figura 4) a amostragem da borda apresentou maiores valores médios, para o comprimento do internó, em relação à amostragem de interior, observado principalmente nas coletas de verão e outono. A coleta do inverno apresentou internós menores em relação aos outros períodos. O maior valor médio encontrado foi no verão, sendo que o valor médio, para o comprimento do internó, na área de borda foi de $43,73 \pm 5,1$ mm, enquanto no mesmo período em área de interior o maior valor médio encontrado foi de $30,09 \pm 4,4$ mm. O valor médio geral encontrado entre todos os períodos, para o comprimento do internó, foi de $34,09 \pm 7,76$ mm, sendo que o maior valor médio foi de 48,5 mm e o menor valor médio ficou em 20,96 mm.

Em relação a assimetria foliar, como se observa na representação gráfica (Figura 5), o valor do teste estatístico foi significativo para o tempo ($P = 0,016$) e ($F = 3,983$). As *T. zebrina* durante o verão tendem a apresentar folhas mais assimétricas que na primavera. O valor encontrado no verão foi de $1,17 \pm 0,05$ IAF para a borda e $1,15 \pm 0,04$ IAF para o interior, diferentemente da primavera valor de $1,12 \pm 0,02$ IAF para a borda e $1,11 \pm 0,02$ IAF para o interior. O valor médio geral encontrado entre todos os períodos, para a assimetria foliar, foi de $1,14 \pm 0,04$ IAF, sendo que o maior valor médio foi de 1,25 IAF e o menor valor médio de 1,07 IAF.

A diferença entre os valores médios da área foliar encontrados para *T. zebrina* nas duas áreas analisadas também foram significativos tanto para o tempo ($P = 0,007$) e ($F = 4,876$), quanto para a luz ($P = 0,002$) e ($F = 5,201$). Quanto ao tempo a área da borda apresentou maior variação de valores médios, para a área foliar, entre o verão e inverno, sendo que no verão as folhas tendem a ser maiores que no inverno. No verão, apresentou o maior valor médio encontrado (figura 6) para o ambiente de borda, sendo $15,8 \pm 3,3$ cm², enquanto no período de inverno para o ambiente de borda o valor médio foi de $11,2 \pm 2,7$ cm².

O valor médio encontrado no verão, para a área da borda, em termos percentuais é 41,1% maior que o valor, da área de borda, no inverno. O valor médio geral encontrado entre todos os períodos, para a área foliar, foi de $11,60 \pm 2,88 \text{ cm}^2$, quanto a amplitude, o maior valor médio foi de $18,92 \text{ cm}^2$ enquanto o menor valor médio de $6,82 \text{ cm}^2$.

Para o parâmetro herbivoria o valor significativo do teste estatístico para o tempo foi de ($P = 0,004$) e ($F = 5,333$). Como se pode observar no gráfico (Figura 7) no verão as *T. zebrina* tendem a sofrer mais ataques de herbivoria que no inverno, isso indica que a planta sofre maior pressão de predação durante o verão. O valor porcentual médio geral encontrado entre todos os períodos para a herbivoria foi de $30,04 \pm 8,58 \%$, sendo que o maior valor médio foi de 50% e o menor valor médio de 15% .

No que se refere ao número de folhas as diferenças dos valores médios entre o interior e a borda foram significativas para a luz ($P < 0,001$) e ($F = 9,889$). O número de folhas nas áreas de borda tende a ser superior ao número de folhas do interior. O maior valor médio de folhas encontrado na área de borda foi no inverno (Figura 8) com 820 ± 384 folhas, (nos $0,25 \text{ m}^2$), sendo que no mesmo período, para a área do interior, o valor médio observado foi de 252 ± 136 folhas. O valor médio geral encontrado entre todos os períodos, para o número de folhas, foi de 549 ± 329 folhas, sendo que o maior valor médio foi de 1479 folhas e o menor valor médio de 147 folhas. O valor médio encontrado na borda, no período do inverno, corresponde a uma produção de 225% maior em números de folha que a do interior no mesmo período.

Diferenças significativas entre a borda e interior, para a luz, também foram observadas quanto à massa seca ($P < 0,001$) e ($F = 19,34$). Conforme a representação gráfica (Figura 9) de modo geral em todos os quatro períodos de coletas a área de borda apresentaram maiores valores médios, para a massa seca, em relação ao interior da mata, portanto as *T. zebrina* das áreas da borda apresentaram maior produtividade em termos de massa seca que as de área do interior. O maior valor médio de massa seca encontrado na borda foi no verão, com $51 \pm 15,7$ g, enquanto no mesmo período o maior valor médio encontrado no interior foi de $16 \pm 6,2$ g. Estes valores representam, em termos percentuais, que a massa seca produzida na área de borda foi em torno de 218 % maior que o valor encontrado no interior, no período do verão. O valor médio geral encontrado entre todos os períodos, para a massa seca, foi de $27,15 \pm 18,39$ g, quanto a amplitude, o maior valor médio encontrado foi de 73 g enquanto o menor valor médio de 8 g.

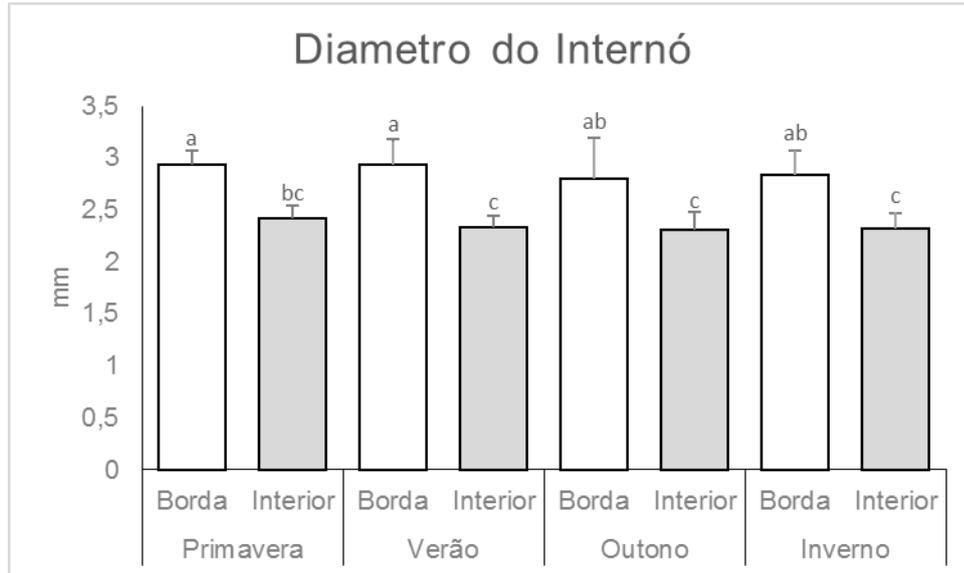


Figura 3. Valores médios e desvios padrão do diâmetro do internó entre *T. zebrina* estabelecidas em áreas de borda e interior, em floresta estacional semidecídua no Parque Nacional do Iguçu, oeste do estado do Paraná, sul do Brasil. Valores significativos de ANOVA para a luz ($F = 15,82$) e ($P < 0,001$). Letras sobre as barras indicam médias diferentes de acordo com o teste de Tukey ($P < 0,05$).

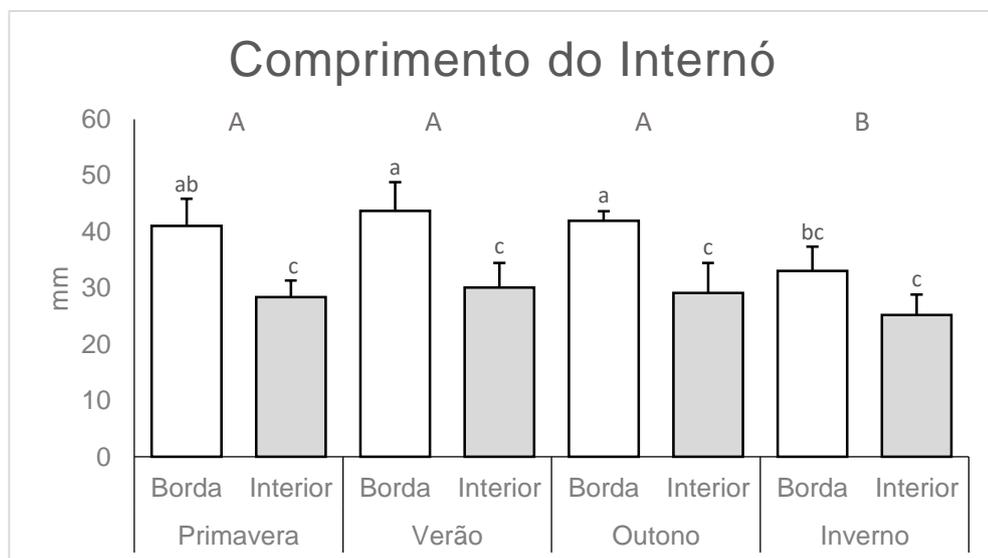


Figura 4. Valores médios e desvios padrão do comprimento do internó entre *Tradescantia zebrina* estabelecida em áreas de borda e interior, em floresta estacional semidecídua no Parque Nacional do Iguçu, oeste do estado do Paraná, sul do Brasil, entre outubro/2015 e setembro/2016. Valores significativos de ANOVA para o tempo ($F = 6,65$) e ($P = 0,001$) e para a luz ($F = 20,35$) e ($P < 0,001$). Letras sobre as barras indicam médias diferentes de acordo com o teste de Tukey ($P < 0,05$).

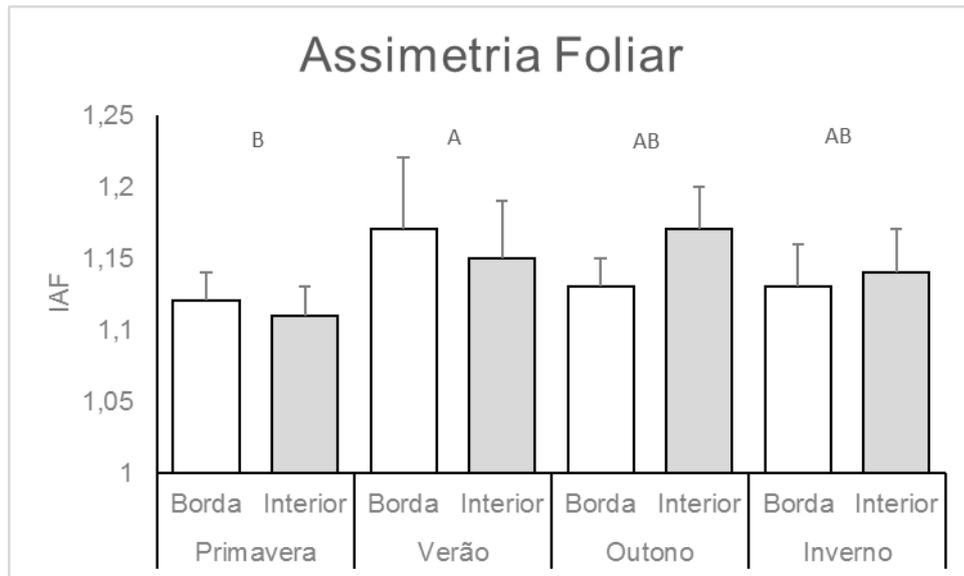


Figura 5. Valores médios e desvios padrão da assimetria foliar entre *T. zebrina* estabelecidas em áreas de borda e interior, em floresta estacional semidecídua no Parque Nacional do Iguaçu, oeste do estado do Paraná, sul do Brasil, entre outubro/2015 e setembro/2016. IAF= índice de assimetria foliar. Valores significativos de ANOVA para o tempo ($F = 3,983$) e ($P = 0,016$). Letras sobre as barras indicam médias diferentes de acordo com o teste de Tukey ($P < 0,05$).

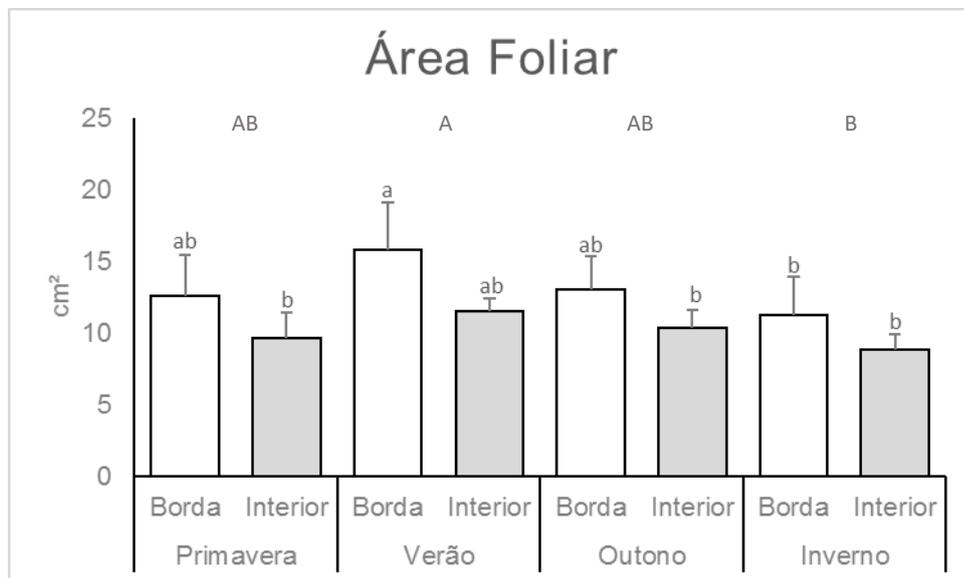


Figura 6. Valores médios e desvios padrão da área foliar entre *T. zebrina* estabelecidas em áreas de borda e interior, em floresta estacional semidecídua no Parque Nacional do Iguaçu, oeste do estado do Paraná, sul do Brasil, entre outubro/2015 e setembro/2016. Valores significativos de ANOVA para o tempo ($F = 4,876$) e ($P = 0,007$) e para a luz ($F = 5,201$) e ($P = 0,002$). Letras sobre as barras indicam médias diferentes de acordo com o teste de Tukey ($P < 0,05$).

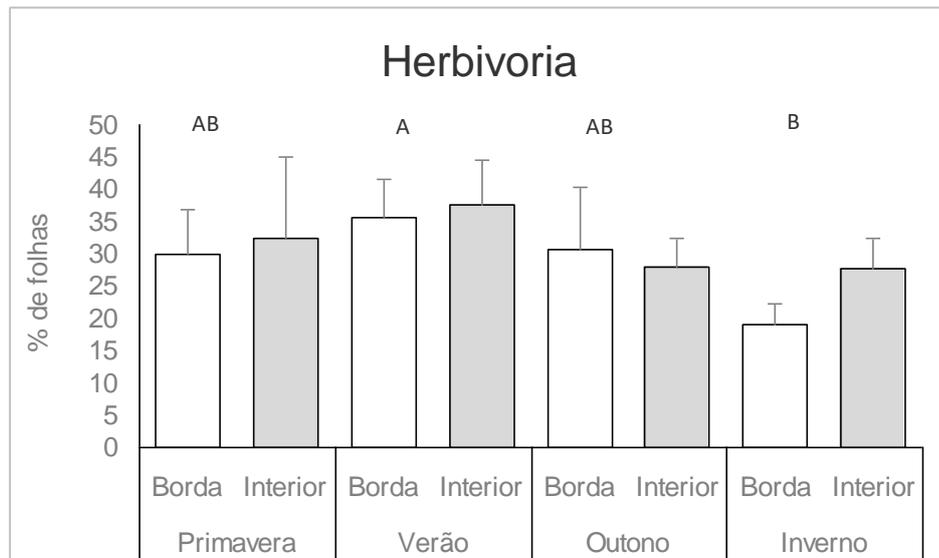


Figura 7. Valores médios e desvios padrão do percentual de herbivoria, entre *T. zebrina* estabelecidas em áreas de borda e interior, em floresta estacional semidecídua no Parque Nacional do Iguazu, oeste do estado do Paraná, sul do Brasil, entre outubro/2015 e setembro/2016. Valores significativos de ANOVA para o tempo ($F = 5,333$) e ($P = 0,004$). Letras sobre as barras indicam médias diferentes de acordo com o teste de Tukey ($P < 0,05$).

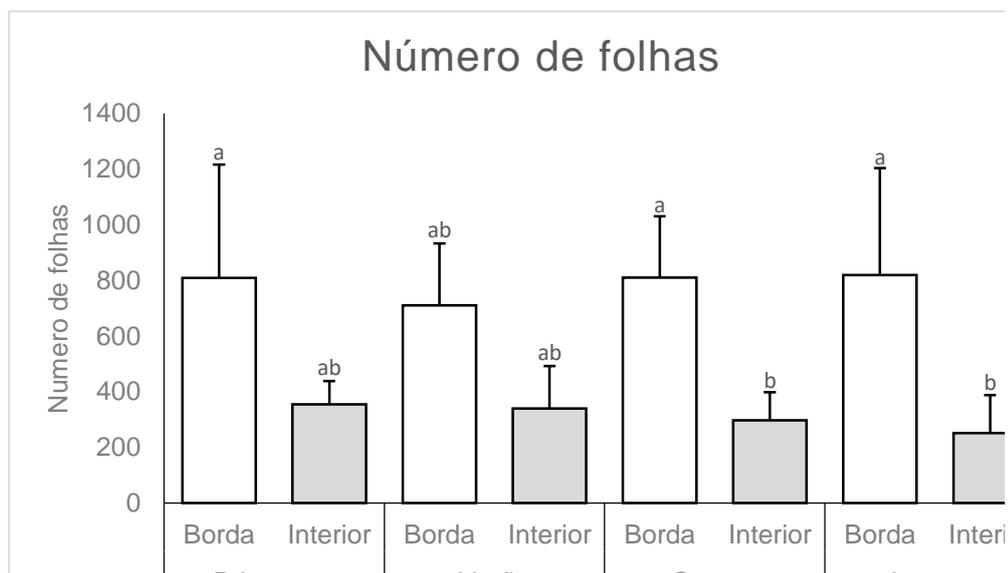


Figura 8. Valores médios e desvios padrão do número de folhas entre *T. zebrina* estabelecidas em áreas de borda e interior, em floresta estacional semidecídua no Parque Nacional do Iguazu, oeste do estado do Paraná, sul do Brasil, entre outubro/2015 e setembro/2016. Valores significativos de ANOVA para a luz ($F = 9,889$) e ($P < 0,001$). Letras sobre as barras indicam médias diferentes de acordo com o teste de Tukey ($P < 0,05$).

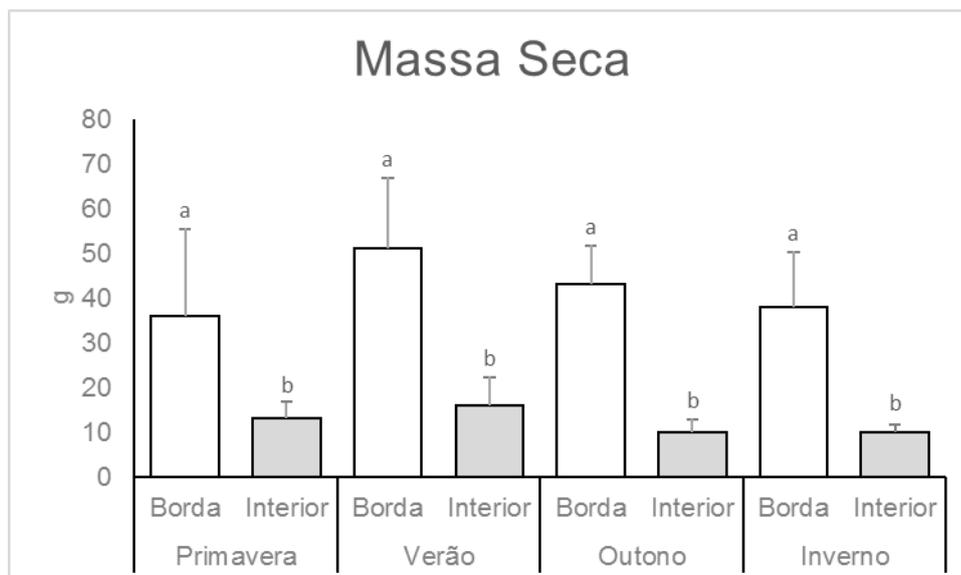


Figura 9. Valores médios e desvios padrão da massa seca entre *T. zebrina* estabelecidas em áreas de borda e interior, em floresta estacional semidecídua no Parque Nacional do Iguaçu, oeste do estado do Paraná, sul do Brasil, entre outubro/2015 e setembro/2016. Valores significativos de ANOVA para a luz ($F = 19,34$) e ($P < 0,001$). Letras sobre as barras indicam médias diferentes de acordo com o teste de Tukey ($P < 0,05$).

4. DISCUSSÃO

A partir dos resultados foi possível notar que as populações de *T. zebrina* ocorrentes em áreas de borda apresentaram maior produtividade em termos de acúmulo de biomassa do que no interior da floresta. Esse maior incremento de biomassa aérea ficou evidente através da maior biomassa seca, a qual foi acompanhada pelo maior número de folhas, maior diâmetro e espessura dos internós, assim como também pela maior área foliar das plantas estabelecidas nos ambientes de borda. É importante destacar que a borda, local encontrado como mais favorável ao desenvolvimento da invasora, não é um ambiente aberto em pleno sol e sim ambiente de sombra parcial, contudo com maior intensidade de luz que no interior da mata. Portanto, isso indica que em ambiente de sombra, porém com maior intensidade de luz, as *T. zebrina* se desenvolvem melhor. Esses dados concordam com Pérez & Iannacone (2004) que descrevem *T. zebrina* sendo encontrada em ecossistemas de Floresta Tropical Úmida, solos argilosos siltosos com matéria orgânica abundante, não podendo tolerar alagamento prolongado, ou luz solar direta. Resultados semelhantes também foram encontrados por Standish *et al.* (2001) em um trabalho que estudou uma planta do mesmo gênero, *Tradescantia fluminensis* Vell., invasora na Nova Zelândia. Esses autores observaram que a produção de biomassa na planta aumentou com o aumento de luz, atingindo um máximo a cerca de 10% da luz plena.

A herbivoria da *T. zebrina* esteve relacionada com as estações do ano, onde um maior percentual de folhas atacadas foi observado durante o verão do que no inverno, sem qualquer diferença em relação à condição de luz. De modo análogo, no trabalho de Mari e Galassi (2010) os autores comentam que a pressão dos herbívoros foi diferente ao longo da pesquisa, resultando em uma maior pressão no verão com um declínio na estação mais fria. É importante notar que os ambientes de borda tiveram maior biomassa e não foram encontradas diferenças na herbivoria em relação às condições de luz, o que sugere que a pressão de herbivoria foi compatível com a densidade da planta. Alguns trabalhos relacionam o período de maior atividade e/ou quantidade de insetos herbívoros aos períodos de maior temperatura e umidade. A temperatura é um dos fatores que interferem no desenvolvimento das populações de insetos onde temperaturas na faixa de 15 e 38 °C são consideradas ótimas. O desenvolvimento da maioria dos insetos fora da faixa de tolerância implica na redução da taxa metabólica interferindo no seu desenvolvimento e comportamento (Rodrigues, 2004). Por outro lado, de acordo com Araujo (2013) estações chuvosas são os períodos mais favoráveis ao desenvolvimento de insetos herbívoros. Oliveira & Frizzas (2008) observaram de modo geral que os insetos do Cerrado apresentam um padrão sazonal de distribuição ao longo do

ano, havendo maior proporção na estação chuvosa (81,1%). Em reforço a isso, os dados meteorológicos do Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - CPTEC/ INPE, de dezembro de 2015, registraram uma precipitação total no mês entre 350-400 mm, para região oeste do Paraná. Esta quantidade de chuva pode ser bastante alta para o período, considerando que o valor representa aproximadamente 22% da precipitação média anual que ficou em torno de 1800 mm.

A área foliar de *T. zebrina* apresentou maiores valores no verão do que no inverno, além da diferença entre condição de luz. É possível que a maior área foliar também esteja relacionada à incidência de maior pluviosidade na região durante o período de verão. Um aumento na quantidade de água disponível no solo pode promover o aumento da eficiência fotossintética (Taiz & Zeiger, 2009) e assim favorecer o potencial de crescimento da planta, o que pode ser expresso pelo aumento da área foliar. Melo *et al.* (2010) destaca que fotoassimilados produzidos na fotossíntese são utilizados no crescimento e na produtividade das plantas. Estes mesmos autores observaram que em parcelas com *Citrullus lanatus* Thumb. Mansf. irrigadas com maior volume de água essas plantas apresentaram maior área foliar final em relação às parcelas menos irrigadas.

Considerando as estações do ano amostradas não foi encontrada uma resposta na variação da biomassa. De acordo com Beltrán & Aguero (2011) a *T. zebrina* requer boa iluminação e temperaturas menores que 30 e maiores que 10 graus centígrados. Mesmo que a planta possa ter algum limite de temperatura ou umidade, talvez tenha certo grau de plasticidade que permitem condições adaptativas. Assim, é possível que a variação de temperatura e umidade na região do PNI não seja suficiente para promover alterações significativas na quantidade de biomassa ao longo das estações.

Em relação a *T. zebrina* como invasora, existem citações sobre invasão desta planta em diversas regiões do planeta devido ao seu uso como planta ornamental (Matos *et al.*, 2014). Segundo Walters *et al.* (2011) esta espécie se naturalizou em muitos países quentes. Sua ocorrência como invasora já foi citada no Havaí (Herbst & Wagner, 1992), Arquipélago de Galápagos (Renteria & Buddenhagen, 2006), Ilhas da Micronésia (Space & Falanruw, 1999), África do Sul (Walters *et al.*, 2011) entre outros. Em seu habitat natural Espejo-Serna *et al.* (2009) registraram a ocorrência da *T. zebrina* na região extremo noroeste de Querétaro no México, onde a planta cresce naturalmente em Floresta Tropical Subcaducifólia, em altitude de 350 m. Esse tipo de vegetação faz parte do Bioma de Bosque Tropical Úmido cuja vegetação dominante consiste em árvores entre 35 a 40 m, precipitação maior que 1500 mm e predominantemente em altitudes inferiores a 1000 m (Villaseñor & Ortiz, 2014). Além disso,

segundo Espejo-Serna *et al.* (2009) a *T. zebrina* tem sido citada em seu estado silvestre em diversas outras regiões do México. Isso sugere que a planta invasora possa ter grande capacidade de se adaptar a outros tipos de biomas que possuam certo grau de similaridade, ou seja, características semelhantes ao seu local natural de ocorrência. Neste sentido, é possível perceber que o Parque nacional do Iguazu possui algumas similaridades em relação ao ambiente de ocorrência natural da *T. zebrina* e a sua ocorrência pode estar relacionada ao tipo de vegetação, precipitação e temperatura. Além disso, de acordo com Ribeiro *et al.* (2014) a *T. zebrina* apresenta grande velocidade de invasão, ocupando rapidamente o território, características comuns em espécies invasoras.

Os resultados observados demonstram que no PNI o ambiente mais propício à invasão por *T. zebrina* são as áreas de borda de floresta, mesmo tendo capacidade para se estabelecer em ambiente menos iluminado. Adicionalmente, é importante destacar que no passado o Parque Nacional do Iguazu foi bastante impactado por atividades antrópicas e algumas regiões do parque ainda podem estar em processo de regeneração (IBAMA, 1999). Neste sentido, a fragmentação da paisagem, principalmente nas áreas de visitação turística nas quais existem diversas estradas e trilhas, proporciona uma maior quantidade de borda, e assim, provavelmente condições e maior oportunidade para a invasão e dispersão de *T. zebrina*. Segundo o Instituto Hórus, (2016) o processo de invasão pela *T. zebrina* ocorre preferencialmente em ambientes de formação florestais em regeneração, alterados ou degradados. Além disso, Burns & Winn (2006) compararam as respostas plásticas em plantas da família Commelinaceae invasoras e não invasoras e observaram que plantas *T. zebrina* e *T. fluminensis* (invasoras) apresentam maior capacidade de desempenho, utilizando rapidamente os recursos disponíveis e aumentando a taxa de crescimento em locais onde os recursos são abundantes. Os dados do presente estudo sugerem que a fragmentação dos ambientes influencia o crescimento desta planta invasora através do aumento das áreas de borda florestal e de ambientes com alta iluminação.

Apesar de estar mais concentrada nas bordas, a alta produtividade de biomassa desta planta invasora pode implicar em prejuízos na regeneração de espécies nativas, uma vez que a alta concentração na biomassa da planta invasora pode reduzir a quantidade de luz que chega ao solo. Assim, os efeitos decorrentes da dominância da espécie invasora podem ser sentidos através da diminuição ou supressão da vegetação nativa (Daehler, 2003; Pysek & Pysek, 1995; Richardson *et al.*, 2000 *apud* Costa, 2013). Em reforço a isso, Ribeiro *et al.* (2014) observam que a densidade elevada de *T. zebrina* representa uma ameaça à flora nativa, porque depois que a espécie ocupa toda a superfície do solo pode interferir na regeneração de

espécies nativas. Standish *et al.* (2001) observaram que em locais onde a invasora *T. fluminensis* apresentou maior biomassa houve uma diminuição na disponibilidade de luz ao nível do solo, assim como também diminuiu a abundância de plântulas e a riqueza de espécies, o que pode estar ocorrendo com *T. zebrina* no Parque Nacional do Iguçu. Estudos em andamento no mesmo local sugerem que a densidade desta invasora leva a um declínio no número de regenerantes florestais (Castro *et al.* com. pess.). Resultados similares também foram encontrados por Matos *et al.* (2014) que avaliaram os impactos negativos da exótica *T. zebrina* no estrato herbáceo do Parque Natural Municipal da Taquara – RJ. Os autores observaram que em áreas invadidas houve uma redução na abundância e na riqueza de espécies nativas, onde áreas ocupadas pela invasora apresentaram um número 25% menor de espécies. De acordo com Pinto *et al.* (2013) a alta densidade de *T. zebrina* pode atribuir maior poder competitivo em relação às espécies nativas *Anadenanthera macrocarpa* (Benth.) Brenan e *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J. F. Macbr., impedindo o desenvolvimento das mesmas. Montoani *et al.* (2013) observaram que as espécies nativas mais abundantes na regeneração, *Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg. e *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez, sofreram forte redução nas parcelas com a presença de *T. zebrina*. Por outro lado, Standish *et al.* (2001) destacam que sob condições sombreadas em florestas de dossel fechado a *Tradescantia* não atinge alta biomassa que possa impedir a emergência de plântulas. Neste sentido, é possível prever que no Parque Nacional do Iguçu a estratégia de invasão da *T. zebrina* possa ocorrer inicialmente através das bordas e aos poucos promovendo alterações que facilitam gradativamente sua dispersão para o interior da mata. Situação semelhante foi citada por Ribeiro & Zaú (2007), onde segundo estes autores a invasora *Dracaena fragrans* (L.) Ker-Gawl. apresenta estratégia de colonização e dispersão principalmente nas bordas florestais e isso pode estar deslocando espécies nativas e causando alterações locais no Parque Nacional da Tijuca, RJ.

Em resumo, os dados mostraram uma preferência de *T. zebrina* por ambientes de borda parcialmente iluminadas, com uma maior produção de biomassa nestes ambientes acompanhada por um número maior de folhas, assim como maiores valores de área foliar e diâmetro e comprimento do internó. As estações do ano interferiram principalmente na área foliar e na taxa de herbivoria, com folhas maiores e maior número de folhas predadas no verão do que no inverno e não mostraram efeito em relação a biomassa. A invasão de *T. zebrina* está mais concentrada na borda florestal e sua supressão no crescimento de plântulas pode contribuir com a fragmentação desses ambientes.

5. REFERÊNCIAS

ANDRADE, L.A.; FABRICANTE, J.R.; ALVES, A.S. Algaroba (*Prosopis juliflora* (Sw.) DC.): Impactos sobre a Fitodiversidade e Estratégias de Colonização em Área Invasada na Paraíba, Brasil. **Natureza & Conservação**, v. 6, n. 2, p. 61-67. 2008.

Base de dados nacional de espécies exóticas invasoras I3N Brasil, Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, Florianópolis – SC.

<http://i3n.institutohorus.org.br/> (Acesso em 15/01/2016).

BELTRÁN, S. M.; AGUERO, B. P.; Usos y aplicaciones medicinales de la hierba de la cucaracha o *Tradescantia zebrina* Heynh. Ex Bosse. Revista eletrônica **Tlahui – Medic** N° 31, I/2011. Cuernavaca, Morelos – México. 2010. Disponível em: www.tlahui.com. Acesso em 10/11/2016.

BRAGA, I. A.; VALLE, D. *Aedes aegypti*: histórico do controle no Brasil. **Epidemiologia e serviços de saúde**, v. 16, n. 2, p. 113-118, 2007.

BRASIL. MMA/SBF. Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC: Lei N° 9.985, de 18 jul. 2000. Brasília, 28 p.

CONABIO. Resolução n. 5 de 21 de outubro de 2009. Dispõe sobre a Estratégia Nacional sobre espécies Exóticas Invasoras.

COSTA, M. A. A. Influência da população da espécie exótica *Terminalia catappa* L. (Amendoeira) sobre espécies nativas numa área da Restinga, domínio Tropical Atlântico, Salvador, Bahia. 2013.

DARRIGRAN, G.; DAMBORENEA, C. **Bio-invasión del mejillón dorado en el continente americano**. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata (EDULP), 2006.

DE ARAÚJO, W. S.; A importância de fatores temporais para a distribuição de insetos herbívoros em sistemas Neotropicais. **Revista da Biologia**, 2013.

DE OLIVEIRA C. M. e FRIZZAS M. R. Insetos de Cerrado: distribuição estacional e abundância. **Embrapa Cerrados**. 2008.

DECHOUM, Michele de Sá. Espécies exóticas invasoras: o contexto internacional e a construção de políticas públicas e de estratégias nacionais. **Cadernos da Mata Ciliar: Espécies exóticas Invasoras**. n. 3 - São Paulo: SMA, 2010.

DICKFELDT, E. P.; JANDUCCI, B. Z.; DE SOUZA, S. A. LEVANTAMENTO DAS ESPÉCIES VEGETAIS EXÓTICAS E EXPERIÊNCIAS DE MANEJO NO PARQUE ESTADUAL DE PORTO FERREIRA, SP. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 9, n. 3, 2013.

FERNANDES, F. C.; LEAL NETO, A. C. Agua de lastre como vía de introducción de especies a nivel global. **Bio-invasión del mejillón dorado en el continente americano**, 2006.

GISP (Programa Global de Espécies Invasoras). América do Sul Invasida. A crescente ameaça das espécies exóticas. 80p, 2005.

HERBST, D.R.; WAGNER, W.L. Aliens on the Norihwestem Hawaiian Islands. In: STONE, C.P.; SMITH, C.W.; TUNISON. J.T. Alien Plant Invasions in Native Ecosystems of Hawai'i: Management and Research. cap. 3 198-224, 1992.

HOROWITZ, C.; MARTINS, C. R.; WALTER, B. M. T. Flora exótica no Parque Nacional de Brasília: Levantamento e classificação das espécies. **Biodiversidade Brasileira**, n. 2, p. 50-73, 2014.

IBAMA. Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais renováveis. Plano de Manejo do parque Nacional do Iguaçu, Brasília – DF, 1999. Disponível em http://www.cataratasdoiguacu.com.br/manejo/siuc/planos_de_manejo/pni/html/index.htm acesso em 25/03/2016.

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais e CPTEC - Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos. INFORMAÇÕES SOBRE PRODUTOS DE MONITORAMENTO

CLIMÁTICO DAS CHUVAS E ESTAÇÃO CHUVOSA NO BRASIL. Disponível em: <http://www.cptec.inpe.br/>. Acesso em 14/11/2016.

INSTITUTO HÓRUS DE DESENVOLVIMENTO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL. 2013. Espécies invasoras brasileiras. (Acesso 15/01/2016).

JÚNIOR, J. E. V. C.; NOGUEIRA, C. O. G.; COIMBRA, L. A. B. IMPACTO AMBIENTAL EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO OCASIONADO POR ESPÉCIES EXÓTICAS. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 9, n. 3, 2013.

LEÃO, T. C. C.; ALMEIDA, W. R.; DECHOUM, M.; ZILLER, S. R. Espécies Exóticas Invasoras no Nordeste do Brasil: Contextualização, Manejo e Políticas Públicas. Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste e Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. Recife, PE. 99 p, 2011.

MANSUR, M. C. D.; DARRIGRAN, G. Distribución, abundancia y dispersión. **Bio-invasión del mejillón dorado en el continente americano**, 2006.

MARI, E. K.; GALASSI, M. E. ¿ Factores ambientales o herbivoría controlan la emergencia de plántulas en un bosque fluvial del río Paraná. **Interciencia**, v. 35, n. 8, p. 605-612, 2010.

MATOS, W. R. D.; MATTOS, C. M. J. D.; SANTOS, G. D. S. Características foliares e impacto da espécie exótica *Tradescantia zebrina* Hort. ex Bosse. (Commelinaceae) na diversidade e na riqueza do estrato herbáceo no Parque Natural Municipal da Taquara, Duque de Caxias, RJ. **Almanaque Multidisciplinar de Pesquisa**, 1(2). 2015.

MMA - Ministério do Meio Ambiente, Disponível em: <http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biosseguranca/especies-exoticas-invasoras> - (Acesso em 04.02.2016).

MANTOANI, M. C. et al. Efeitos da invasão por *Tradescantia zebrina* Heynh. sobre regenerantes de plantas arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária em Londrina (PR). **Biotemas**, v. 26, n. 3, p. 63-70, 2013.

MELO, A. D., SUASSUNA, J. F., FERNANDES, P. D., BRITO, M. E. B., SUASSUNA, A. F., & AGUIAR NETTO, A. D. O. Crescimento vegetativo, resistência estomática, eficiência fotossintética e rendimento do fruto da melancia em diferentes níveis de água. **Acta Scientiarum Agronomy**, 32(1), 73-79, 2010.

MUÑOZ, A. A., ALFARO R. M. *et al.* Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y economía, en **Capital natural de Mexico, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio**. CONABIO, México, pp. 277-318, 2009.

DE OLIVEIRA R. M.; ZAÚ, A. S. Levantamento populacional e manejo da espécie exótica invasora *Dracaena fragrans* (L.) Ker-Gawl (Angiospermae-Liliaceae), em um trecho de Floresta Atlântica sob efeito de borda no Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro, RJ. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. S1, p. 21-23, 2007.

PÉREZ, D; IANNACONE, J. Efecto insecticida de sacha yoco (*Paullinia clavigera* var. *bullata* Simpson) (Sapindaceae) y oreja de tigre (*Tradescantia zebrina* Hort ex Bosse)(Commelinaceae) en el control de *Anopheles benarrochi* Gabaldon, Cova García y López, 1941, principal vector de malaria en Ucayali, Perú. **Ecología Aplicada**, v. 3, n. 1-2, p. 64-72, 2004

PERNAMBUCO, Dossiê. Contextualização Sobre Espécies Exóticas Invasoras. **Recife, Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste**, 63p, 2009.

PINTO, M. A. R.; NUNES, M. A.; DUARTE, E. B.; OLIVEIRA, C. A. Interferência da espécie exótica *Tradescantia zebrina* Heynh. no desenvolvimento das espécies de *Anadenanthera macrocarpa* (Benth.) Brenan e *Piptadenia Gonoacantha* (Mart.) J. F. Macbr. no Horto Florestal Anhumas, Itajubá, MG. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 8, 2007, Caxambu. Resumos... Caxambu: SBE, 2007.

PIVELLO, V. R. Invasões biológicas no Cerrado brasileiro: efeitos da introdução de espécies exóticas sobre a biodiversidade. **Ecologia. Info**, (33). 2005. Disponível em: <<http://www.ecologia.info/cerrado.htm>> (Acesso em 21/03/2016).

RENTERÍA, J. L.; BUDDENHAGEN, C. E. Invasive plants in the *Scalesia pedunculata* forest at Los Gemelos, Santa Cruz, Galapagos. **Galapagos Research**, v. 64, p. 31-35, 2006.

RIBEIRO, D.B.C.; FABRICANTE, J.R.; ALBUQUERQUE, M.B. Bioinvasion of *Tradescantia zebrina* Heynh. (Commelinaceae) in Uplands, State of Paraíba, Brazil. **Brazilian Journal of Biological Sciences**, v. 1, n. 1, p. 1-10, 2014.

RICHARDSON, D. M.; PYŠEK, P.; CARLTON, J. T. A compendium of essential concepts and terminology in invasion ecology. **Fifty years of invasion ecology: the legacy of Charles Elton**, p. 409-420, 2011.

RODOLFO, A. M.; TEMPONI, L. G.; & CÂNDIDO JR, J. F. Levantamento de plantas exóticas na trilha do Poço Preto, Parque Nacional do Iguaçu, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, 6(S1). 2008.

RODRIGUES, W. C. Fatores que Influenciam no Desenvolvimento dos Insetos. **Info Insetos**, v. 1, n. 4, p.1-4. 2004.

SAMPAIO, A. B.; SCHMIDT, I. B. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, n. 2, p. 32-49, 2014.

SALAMUNI, R., SALAMUNI, E., ROCHA, L. A., ROCHA, A. L. Parque Nacional do Iguaçu, PR: Cataratas de fama mundial. **Sítios geológicos e paleontológicos do Brasil. Brasília: DNPM/CPRM (SIGEP)**, p 313-321 2002.

SCHEFFER-BASSO, S. M.; JACQUES, A. V. A.; DALL'AGNOL, M. Alocação da biomassa e correlações morfofisiológicas em leguminosas forrageiras com hábitos de crescimento contrastantes. **Scientia agricola**. Piracicaba. Vol. 59, n. 4, p. 629-634, 2002.

SIMBERLOFF, D. Charles Elton: neither founder nor siren, but prophet. **Fifty Years of Invasion Ecology: The Legacy of Charles Elton**, p. 11-24, 2011.

STANDISH, R. J.; ROBERTSON, A. W.; WILLIAMS, P. A. The impact of the invasive weed *Tradescantia fluminensis* on native forest regeneration. **Journal of Applied Ecology**, London, v. 38, p.1253-1263, 2001.

TAIZ, Lincoln; ZEIGER, Eduardo. Fisiologia vegetal. In: **Fisiologia vegetal**. Artmed, 2009.

VILLASEÑOR, J. L.; ORTIZ, E.; Biodiversidad de las plantas con flores (Division Magnoliophyta) em México. **Revista mexicana de biodiversidade**, v. 85, p. 134-142, 2014.

ZALBA, S. M. Controle de espécies exóticas invasoras em áreas protegidas naturais: aprender fazendo. **Cadernos da Mata Ciliar: Espécies exóticas Invasoras**. n. 3 - São Paulo: SMA, 2010.

ZANIN, R. Aspectos da introdução das espécies exóticas: O capim-gordura e a braquiária no Parque Nacional de Brasília. Brasília UnB 2009.

ZENNI, R. D. Manejo de plantas exóticas invasoras em planos de restauração de ambientes naturais. In: D.P. Kuntschik & M. Eduarte (eds.). Espécies exóticas invasoras. **Cadernos da Mata Ciliar**, São Paulo, pp. 17-22, 2010.

ZILLER, S. R. Plantas exóticas invasoras: a ameaça da contaminação biológica. **Revista Ciência Hoje**, n. 178, 2001.

ZILLER, Sílvia R. Espécies exóticas da flora invasoras em Unidades de Conservação. Unidades de Conservação: ações para valorização da biodiversidade. **Instituto Ambiental do Paraná**, Curitiba, p. 34-52, 2006.

ZILLER, S. R. Manejo adaptativo de espécies exóticas invasoras: colocando a teoria em prática. **Natureza & Conservação**, 5, 16-22, 2007.

ZILLER, S. R.; ZALBA, S. M.; ZENNI, R. D. Modelo para o desenvolvimento de uma estratégia nacional para espécies exóticas invasoras. Programa de Espécies Exóticas Invasoras para a América do Sul - The Nature Conservancy. Programa Global de Espécies Invasoras – GISP, 2007.

ZILLER, S. R. Como estabelecer prioridades para ações de controle de espécies exóticas invasoras em escala estadual. *In*: D.P. Kuntschik & M. Eduarte (eds.). Espécies exóticas invasoras. **Cadernos da Mata Ciliar**, São Paulo, pp. 12-16, 2010.

ZILLER, S. R., & de SÁ DECHOUM, M. Plantas e vertebrados exóticos invasores em unidades de conservação no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, (2), 4-31, 2013.

WALTERS, M.; FIGUEIREDO, E.; CROUCH, N. R.; SMITH, G. F. ZIMMERMANN, H. G.; & MASHOPE, B. K. Naturalized and invasive succulents of Southern Africa. **Point Focal Belge pour l'Initiative Taxonomique Mondiale**, 2011.

WITTENBERG, R. COCK, M. J. W. (eds.) **Invasive Alien Species: A Toolkit of Best Prevention and Management Practices**. CAB International, Wallingford, Oxon, UK, XII – 228, 2001.

WWF. Brasil. Guia de Fauna do Parque Nacional do Iguaçu. Disponível em: <http://d3nehc6yl9qzo4.cloudfront.net/downloads/guia_fauna_parna_iguacu.pdf>. (Acesso em: 06/04/2016).