



## O efeito da riqueza de espécies sobre o sucesso de estabelecimento de uma espécie exótica invasora de planta aquática

Rodrigo Teixeira Lisboa<sup>1\*</sup>, Thaísa Sala Michelan<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Discente da Universidade Federal do Pará, Curso de Licenciatura em Ciências Biológicas, Belém, Pará, Brasil. <sup>2</sup>Professora da Universidade Federal do Pará, Instituto de Ciências Biológicas, Belém, Pará, Brasil.

\*[rodrigolisboa.t@gmail.com](mailto:rodrigolisboa.t@gmail.com)

Recebido em: 22/05/2023

Aceito em: 09/10/2023

Publicado em: 30/12/2023

DOI: <https://doi.org/10.29327/269504.5.2-18>

### RESUMO

As invasões biológicas representam ameaças à biodiversidade de ecossistemas aquáticos. O objetivo desse trabalho foi avaliar o papel da riqueza e biomassa de espécies de macrófitas aquáticas nativas da Amazônia sobre o potencial invasor da espécie exótica *Urochloa arrecta*. Nossa hipótese é que a riqueza de espécies e biomassa nativas afetam negativamente o estabelecimento da invasora, pois em pequenas escalas há maior competição entre as espécies nativas e invasora. Para isso, realizamos um estudo experimental utilizando três espécies nativas, elas foram plantadas e após seu estabelecimento a espécie invasora foi introduzida. Após 90 dias, a biomassa das nativas e altura dos brotos, biomassas aérea e radicular da invasora foram mensurados. Os resultados mostraram um efeito negativo da riqueza de espécies e biomassa nativa sobre os atributos da espécie invasora, demonstrando que a riqueza de espécies pode reduzir o sucesso de estabelecimento da espécie exótica. Entretanto, resultado importante também obtido nesse estudo é que não houve exclusão total da espécie invasora, mostrando a importância de mais estudos, bem como de monitoramento e verificação da resposta *in situ*, avaliando, também, aspectos temporais da invasão biológica dessa espécie, visto o efeito cascata que pode ser gerado pelo seu estabelecimento nos ambientes aquáticos.

**Palavras-chave:** Invasão biológica. Macrófitas aquáticas. Amazônia. *Urochloa arrecta*.

## Species richness effect over the establishment success of an exotic invasive aquatic plant species

### ABSTRACT

Biological invasions pose threats to the biodiversity of ecosystems, especially in aquatic environments. The objective of this work was to evaluate the role of species richness and biomass of aquatic macrophytes native to the Amazon on the invasive potential of the exotic species *Urochloa arrecta*. Our hypothesis is that species richness and native biomass negatively affect the invasive establishment, since greater competition between native and invasive species is expected on small scales. For this, we carried out an experimental study using three native species, they were planted and after their establishment the invasive species was introduced. After 90 days, the native biomass and shoot height, aerial and root biomass of the weed were measured. The results showed a negative effect of species richness and native biomass on the attributes of the invasive species, demonstrating that species richness can reduce the successful establishment of exotic species. However, an important result also obtained in this study is that there was no total exclusion, showing the importance of further studies, such as monitoring and verification of *in situ* response, also evaluating temporal aspects of biological invasion of this species, given the ripple effect that can be generated by your establishment in aquatic environments.

**Keywords:** Biological invasion. Aquatic macrophyte. Amazon. *Urochloa arrecta*.

## INTRODUÇÃO

O deslocamento de espécies por ação humana não é algo recente, tendo em vista que este processo apresenta registro de pelo menos 10 mil anos atrás (PERRY e VANDERKLEIN, 1996). Porém, as modificações humanas modernas são fenômenos incomparáveis a outros eventos naturais pretéritos, de forma que a inserção de espécies não nativas, proposital ou acidentalmente, por métodos diversos (agricultura, controle biológico, incrustação etc) é inegavelmente uma grande transformadora global (VITULE et al., 2012). Desta forma, invasões biológicas derivadas de atividades humanas são consideradas um dos principais fatores das mudanças pelo globo (SALA et al., 2000) e, conseqüentemente, tornaram-se foco de vários estudos ecológicos (NAEEM et al., 2000).

Considera-se invasão o processo pelo qual uma espécie exótica (espécie não nativa de uma região, presente fora de sua área de ocorrência nativa) é introduzida intencional ou acidentalmente fora de seu ambiente de origem, passando por uma sequência de filtros ambientais até conseguir se estabelecer, proliferar e se desenvolver em um novo habitat (COLAUTTI; MACISAAC, 2004; LEVINE, 2008; PYŠEK et al., 2008; GUREVITCH et al., 2009). Para uma espécie ser considerada invasora, ou seja, que se expande rapidamente fora de seu local de ocorrência nativa, ela deve ser (1) transportada para a região não nativa e (2) lançada no ambiente novo, (3) alcançando sucesso em seu estabelecimento e finalmente, ter sucesso na sua (4) proliferação (RICHARDSON et al., 2000). Após essas fases, espécies invasoras são capazes de modificar a estrutura, composição e funções dos ecossistemas em que se instalam (WILLIAMSON, 1996; MICHELAN et al., 2010).

Desta forma, as invasões representam uma ameaça para a biodiversidade de ecossistemas terrestres e aquáticos (PIMM, 2005), sendo consideradas um dos principais fatores que causam extinções (LODGE, 1993; STILING, 2002; CLAVERO; GARCÍA-BERTHOU, 2005). A preponderância de seus efeitos é, no entanto, debatido por ocorrer simultaneamente a outros processos que provocam extinções, tais como o aumento de distúrbios e a poluição (DOUGLAS; O'CONNOR, 2003).

As características da comunidade e do invasor são fatores críticos para o sucesso da invasão. Logo, a complexidade da interação entre espécie e comunidade de inserção se configura como um dos principais motivos para que as predições a respeito da invasibilidade sejam tão difíceis de serem realizadas (CASE, 1991). Desta forma, torna-

se essencial a busca pelo manejo e controle de espécies exóticas, para que possamos compreender suas influências nas dinâmicas das populações e nos ecossistemas onde se inserem (MADSEN, 1994).

O conceito de invasão não é novo, já que Charles Darwin, em 1856, havia relatado em seus diários a importância desse processo na perda da biodiversidade (DARWIN, 1859). A relação entre invasibilidade de um ecossistema por espécies exóticas e a diversidade de espécies nativas há muito tempo intriga naturalistas. Desta forma, a hipótese de que comunidades que apresentam maior diversidade são menos suscetíveis a invasões (resistências bióticas – o quanto uma comunidade muda ao se inserir ou remover uma espécie) tem sido testada nos últimos anos, já que alta diversidade vegetal proporciona disponibilidade mais consistente de alimentos e habitats à comunidade (LEVINE et al., 2004; MICHELAN et al., 2013; RICKLEFS; RELYEA, 2016). É fundamental, ainda, avaliarmos quais são os fatores ecológicos mais complexos que interferem no potencial invasor de uma espécie não-nativa, como as interações interespecíficas, presença de fatores abióticos, características próprias das espécies para o sucesso da invasão, entre outros (FLEMING; DIBBLE, 2014). A competição, por exemplo, constitui um dos fatores mais importantes nas invasões biológicas e tem se mostrado como força ativa nas comunidades macrófitas, já que a habilidade competitiva para obtenção de nutrientes é um traço relevante no processo de invasão (MOEN; COHEN, 1989), especialmente quando estudamos espécies emergentes, ou seja, plantas que se desenvolvem na água cujas folhas emergem para a superfície (BIANCHINI, 2003).

Outros fatores importantes a ser colocados e que podem afetar o sucesso de uma espécie invasora são a facilitação e o *efeito a priori*. A facilitação diz respeito ao efeito positivo que o estabelecimento de uma espécie pode ter sobre o estabelecimento de uma segunda, a partir de modificações no ambiente que propiciam melhor fixação e obtenção de recursos. O *efeito a priori*, por sua vez, refere-se à ordem ou tempo de chegada das espécies no local, ou seja, “quem chegou primeiro” e sua história evolutiva (HARPER et al., 1961; ALFORD; WILBUR, 1985). Neste caso, as espécies que chegam primeiro afetam negativamente o estabelecimento, crescimento ou reprodução subsequente da espécie que chega em seguida. Em muitos casos, isso ocorre porque a primeira espécie a chegar já alcançou estágio competitivo adulto quando a segunda espécie tenta se estabelecer, porém em estágio competitivo imaturo. (VAUGHN; YOUNG, 2015;

DELORY et al., 2019; RICKLEFS; RELYEA, 2016). Esse tipo de efeito pode ser observado em trabalhos de restauração ecológica (WEILDLICH et al., 2020) e em trabalhos de invasão biológica (HESS et al., 2019), desta maneira podendo ser um dos fatores que influenciam negativamente o estabelecimento de uma espécie exótica invasora.

No Brasil, a espécie vegetal não-nativa como *Urochloa maxima*, por exemplo, foi identificada em 28 Unidades Federais de Conservação, bem como a *Melinis minutiflora* (capim-gordura) e *Mangifera indica* (mangueira), que também foram observadas em inúmeras Unidades de Conservação: 26 e 31, respectivamente (SAMPAIO; SCHMIDT, 2013), e isso é motivo de alerta para o monitoramento e biodiversidade. Ainda, estudos recentes mostram que espécies exóticas com elevado potencial invasor têm crescido de forma exacerbada em reservatórios e em ecossistemas aquáticos naturais (THOMAZ et al., 2009). Por exemplo, elevados valores de biomassa da macrófita asiática *Hydrilla verticillata* (L. f.) Royle têm sido detectados em lagos da América Central (BARRIENTOS; ALLEN, 2008), em represas da bacia do rio Paraná e em habitats associados a esse rio (THOMAZ et al., 2009). O mesmo ocorre com a Poaceae *Urochloa arrecta* (Trin.) R.D. Webster que é registrada em elevada frequência em vários reservatórios do estado de São Paulo (MARTINS et al., 2008), do estado do Paraná (THOMAZ et al., 2009; MICHELAN et al., 2010a), no Pantanal Matogrossense (POTT; POTT, 2003), em lagoas naturais do estado de Mato Grosso do Sul (MICHELAN et al., 2010a) e em riachos da Amazônia oriental (FARES et al., 2020). Em diversos corpos aquáticos, *U. arrecta* tornou-se uma infestante muito agressiva (LORENZI, 2000; KISSMAN, 1997). O elevado potencial de regeneração via fragmentos (MICHELAN et al., 2010b), a eficiente dispersão, elevadas taxas de crescimento e regeneração após distúrbios (THOMAZ et al., 2009; MICHELAN et al., 2010b), alta resistência a herbicidas (TEUTON et al., 2004), aliadas à formação de estandes homogêneos, com elevada biomassa (MICHELAN et al., 2010a), indicam que essa Poaceae apresenta um elevado potencial invasor. Em razão dessas características, a expansão desta espécie torna-se preocupante para a diversidade da rica flora e fauna de ecossistemas aquáticos (POTT; POTT, 2003; MICHELAN et al., 2010a).

A despeito da distribuição e dos efeitos potenciais de *U. arrecta* sobre a flora e fauna nativas, pouco se conhece sobre os fatores que regulam o potencial invasor dessa espécie. É contraditório os efeitos dessa invasora sobre a biodiversidade local quando

analisamos em diferentes escalas (THOMAZ et al., 2009; MICHELAN et al., 2010a) e resultados parecidos encontramos também para outras espécies (LEVINE, 2008; CAPERS et al., 2007). Por isso, torna-se importante delinear experimentos que avaliem o papel da riqueza de espécies nativas sobre o potencial invasor de espécies exóticas a fim de conhecer e evitar seu desenvolvimento em nossos ambientes naturais.

Portanto, a presente pesquisa buscou avaliar experimentalmente o efeito da riqueza de espécies e da biomassa de macrófitas aquáticas nativas sobre o desenvolvimento da espécie exótica *Urochloa arrecta*. Assim, foi testada a hipótese de que a invasibilidade de ambientes aquáticos por *U. arrecta* é negativamente afetada pela riqueza e pela biomassa de espécies nativas, já que é esperada em pequenas escalas maior competição entre as espécies nativas e invasora, desfavorecendo as últimas (LEVINE; D'ANTONIO, 1999) e pelo *efeito a priori*, no qual as espécies nativas terão chegado primeiro no local e por isso a espécie que chegar depois não terá tanto sucesso na colonização.

## MATERIAL E MÉTODOS

Foi realizado um experimento no Instituto de Ciências Biológicas – ICB/UFPA para testar o objetivo deste trabalho (Figura 1). No estudo, utilizamos como plantas nativas os seguintes grupos vegetais: *Commelina sp.*, *Hydrocotyle ranunculoides* e *Alternanthera sp.* coletadas no Campus Básico da Universidade Federal do Pará, Belém, Pará (Figura 2). Estas espécies foram escolhidas por representarem bem o ambiente natural ao qual a *U. arrecta* estaria inserida em caso de estabelecimento na Amazônia, mas também por apresentar características similares à exótica, como proliferação relativamente rápida e crescimento a partir de propágulos. O experimento foi construído utilizando-se bandejas de plástico (0,7 x 0,45 x 0,3 m) com três níveis de riqueza de macrófitas aquáticas nativas (0 – ausência, 1 e 3 espécies). Dos três níveis de riqueza, foram feitas todas as possíveis combinações de espécies, em um total de 42 bandejas: cinco para o tratamento com zero espécies nativas, 27 para os tratamentos com uma espécie (3 monoculturas x 9 réplicas de cada) e 10 para a combinação de 3 espécies (1 combinação x 10 réplicas). Como espécie invasora, foi utilizada a macrófita *U. arrecta* (Figura 3), coletada no Parque Estadual do Utinga, em Belém – PA.

As espécies nativas foram plantadas aleatoriamente nas bandejas e mantidas com uma lâmina de água de 2 - 5 cm no interior da casa de vegetação. As densidades de

cada espécie nativa foram controladas plantando-se 6 indivíduos por bandeja: os tratamentos com uma espécie teve 6 indivíduos e os tratamentos com três espécies apresentaram 2 indivíduos de cada, todos de tamanhos similares. Dessa forma, todas as bandejas apresentaram abundâncias de espécies nativas iguais. A reposição de água nas bandejas para que o nível permanecesse constante foi feita manualmente.

**Figura 1** - Experimento na casa de vegetação.



Fonte: registro dos autores.

Foi aguardado o estabelecimento das espécies nativas e, após 30 dias, adicionado um propágulo de cerca de 6 centímetros de *Urochloa arrecta* em cada réplica. Depois de 90 dias da introdução da espécie invasora, todos os indivíduos foram retirados, separados das espécies nativas, lavados e os seguintes atributos foram mensurados da espécie invasora: altura de cada broto, utilizando fita métrica, massa seca da parte aérea e massa seca da raiz. As biomassas secas da parte aérea e radicular das espécies nativas também foi mensurada separadamente e utilizadas como variável preditora. As massas secas foram aferidas em balança analítica de precisão com capela após secagem em estufa a aproximadamente 70 °C até peso constante.



**Figura 2** – Espécies nativas no campo: a) *Commelina sp.*; b) *Alternanthera sp.*; c) *Hydrocotyle ranunculoides*.



Fonte: a) Burdwan Eco Garden; b) Liney, 2014; c) Zihao Wang.

**Figura 3** – Espécie exótica invasora *U. arrecta*.



Fonte: Fares et al., 2020.

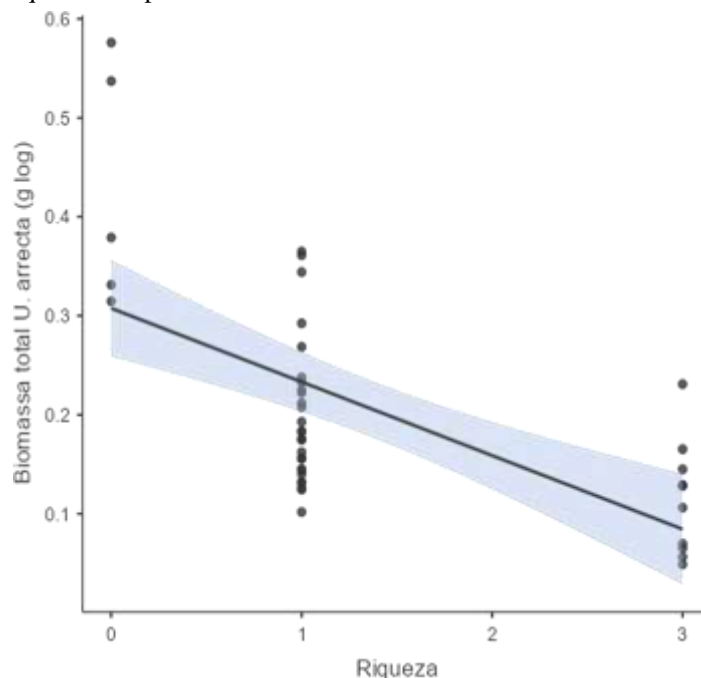
### **Análise de dados**

Por meio de regressões lineares simples, pudemos avaliar como as variáveis resposta (altura do broto da espécie exótica, biomassa da raiz e biomassa da parte aérea) variam de acordo com a riqueza e as biomassas de plantas nativas. Para tal, os valores de altura dos brotos de *U. arrecta* e demais biomassas envolvidas, tanto nativas quanto exóticas, foram logaritmizadas para atender os pressupostos da análise estatística.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foi identificada relação negativa significativa entre a riqueza de espécies nativas e a biomassa da *U. arrecta* ( $R^2 = 0,39$ ,  $p < 0,01$ ). Ou seja, quanto maior a riqueza de espécies nativas (3 espécies) a qual a espécie exótica foi exposta, menor seu crescimento geral (Figura 4), o que também foi observado em outros estudos experimentais, como em Michelan e colaboradores (2013), onde, além da riqueza de espécies, também foi observado efeito negativo da abundância de espécies nativas sobre o efetivo estabelecimento de *U. arrecta*. Entretanto, este efeito acaba diferindo de alguns estudos *in loco*, como o observado em reservatórios da bacia de drenagem do rio Mamanguape (Paraíba), onde não foi possível estabelecer relação direta entre a riqueza de espécies nativas e seu efeito na dominância de *U. arrecta*. Neste local, entretanto, havia baixa riqueza de espécies nativas independente do tamanho do reservatório, da taxa de invasão por *U. arrecta* e fatores abióticos associados, o que pode ser explicado pela possibilidade do ambiente não fornecer gradientes de grande variabilidade (ALVES et al., 2017) ou porque a *U. arrecta* precise de mais tempo para total desenvolvimento.

**Figura 4** - Efeito da riqueza de espécies nativas na biomassa total de *U. arrecta*.

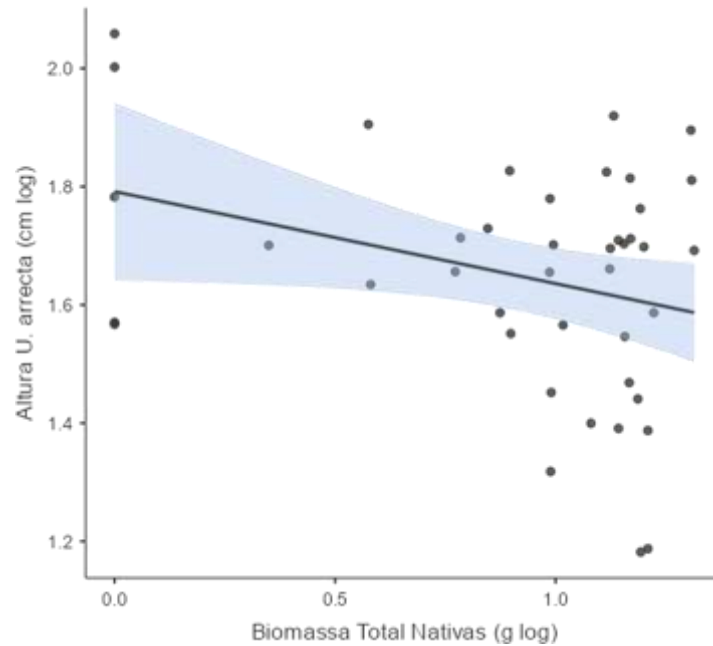


Ainda, ao verificar a influência da biomassa de espécies nativas na altura dos brotos de *U. rochloa arrecta*, constatou-se resultados significativos entre eles ( $R^2=0,10$ ,

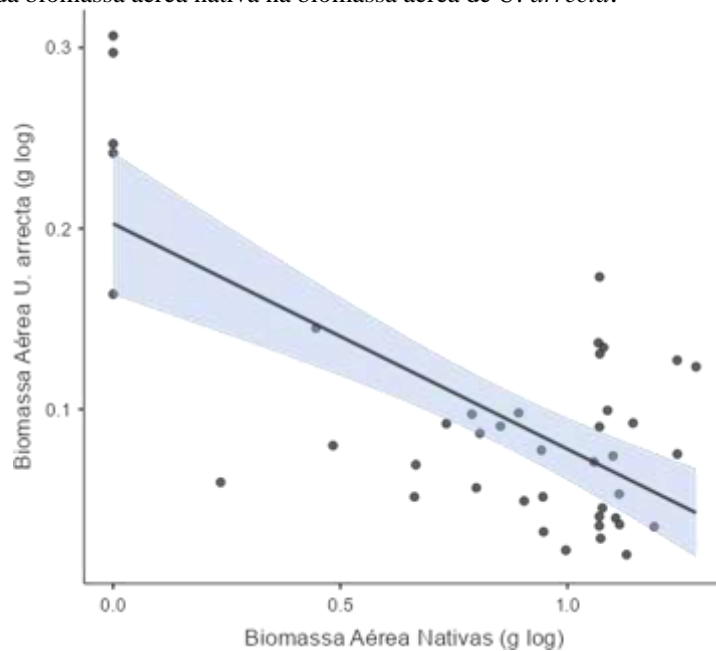


$p=0.04$ ). Vemos, portanto, que quanto maior a biomassa de plantas nativas, menor a altura dos brotos da espécie invasora (Figura 5). Da mesma forma, relações negativas entre a biomassa aérea nativa e biomassa aérea exótica foram encontradas ( $R^2=0,46$ ;  $p<0,01$ ) (Figura 6), bem como entre a biomassa das raízes das nativas e da *U. arrecta*, tendo em vista a competição por recursos existente entre os indivíduos, como nutrientes e espaço ( $R^2=0,48$ ;  $p<0,01$ ) (Figura 7).

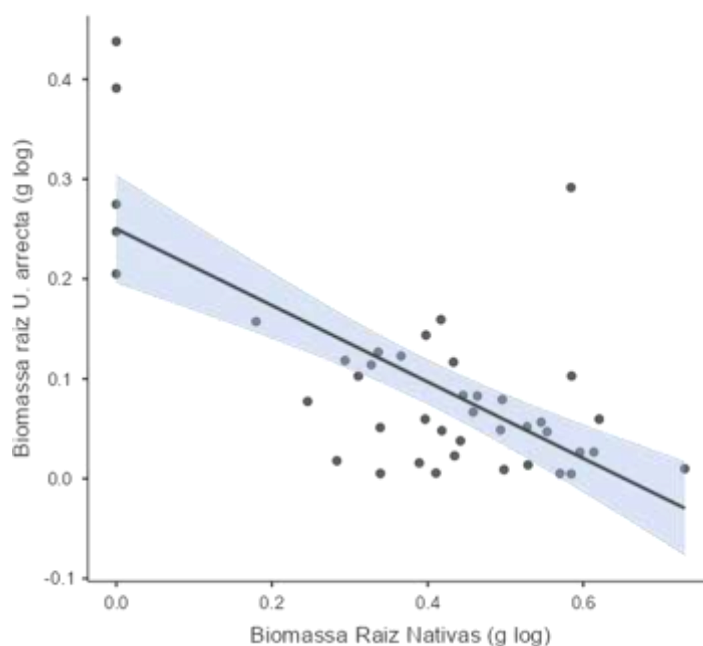
**Figura 5** - Efeito da biomassa total de nativas sobre altura dos brotos de *U. arrecta*.



**Figura 6** - Efeito da biomassa aérea nativa na biomassa aérea de *U. arrecta*.



**Figura 7** - Efeito da biomassa de raiz nativa sobre biomassa de raiz de *U. arrecta*.



A competição entre plantas ocorre predominantemente pela luz (pela parte aérea) ou por nutrientes (pelas raízes). O aumento da biomassa das nativas pode ter afetado negativamente o crescimento (altura e biomassa aérea) de *U. arrecta* devido a diminuição de luz proporcionada nessa situação. A luz pode ser um fator limitante ao crescimento das espécies e implica em diferentes respostas nas estruturas morfológicas das plantas (CARVALHO et al., 2006). Em alguns casos, os indivíduos podem passar pelo processo de estiolamento, no qual as plantas se alongam numa forma de adquirir habilidades adaptativas e suprir a deficiência da luz (RAVEN et al., 2001), mas não foi o observado em nosso experimento. Aqui observamos que os indivíduos da espécie exótica foram afetados negativamente e tiveram seu desenvolvimento retardado pelo aumento da biomassa das nativas. Dessa forma, mostrando que a riqueza de espécies tende a evitar o desenvolvimento da espécie exótica.

A redução significativa da biomassa da raiz de *U. arrecta* quando aumentamos a biomassa de raízes das espécies nativas, pode ser explicada pela competição por nutrientes, uma vez que quanto mais raízes nativas menos recurso fica disponível para a espécie exótica desenvolver (DAVIS, 2009). Mas também corrobora com o modelo de competição *feito a priori* (MOORE; FRANKLIN, 2012), ou seja, locais nos quais temos espécies nativas já estabelecidas e em estágio competitivo maduro, como as espécies nativas aqui utilizadas cujo estabelecimento foi aguardado para então a *U. arrecta* ser inserida (espécie que chegou primeiro no local), há maior dificuldade de

entrada de uma outra espécie. Portanto, nossos resultados experimentais indicam que *U. arrecta* têm baixa capacidade de proliferar em locais com maior biomassa de espécies nativas.

Neste sentido, a hipótese de que a riqueza e biomassa de espécies nativas influencia o potencial invasor da *U. arrecta* foi corroborada, concordando com outros estudos realizados neste sentido (NAEEM et al., 2000; KENNEDY, 2002; MICHELAN, 2013). Entretanto, algumas pesquisas apontam que o efeito competitivo intrínseco de uma espécie nativa pode ser o real fator que influencia no potencial invasor de uma exótica (LOREAU, 2001; TILMAN, 1999). Desta forma, nos tratamentos com três espécies, por exemplo, este efeito pode ser triplicado, havendo, portanto, maior interferência no crescimento e proliferação de *U. arrecta*, dificultando seu estabelecimento com uma certa espécie nativa específica. Portanto, trabalhos futuros que foquem na competição par a par e o efeito de cada nativa sobre essa espécie exótica é extremamente importante.

É importante salientarmos o impacto que a proliferação desta espécie invasora pode acarretar na integridade dos ecossistemas aquáticos, podendo, inclusive, culminar em efeitos sobre povos ribeirinhos na região Amazônica. A espécie exótica, além de já ter sido identificada no município de Paragominas – PA, em outros municípios do estado do Pará (observação pessoal), e no Parque Estadual do Utinga, em Belém – de onde foi coletada para este experimento, também apresenta registro de possibilidade de propagação a partir de tapetes vegetais aquáticos, o que deve ser encarado como fator de preocupação para a realidade amazônica em que as bacias hidrográficas apresentam elevado grau de interligação (FARES et al., 2020; MICHELAN et al., 2018; NEVES, 2017).

Sabe-se que o crescimento descontrolado, típico de plantas invasoras, pode limitar o ambiente físico de ocupação e reprodução de diversas espécies aquáticas (HUSSNER et al., 2017; THEEL et al., 2008; CARNIATTO et al., 2020). Por isso, salienta-se que, em ambientes onde a proliferação de *U. arrecta* é intensa e exacerbada, existe potencial efeito negativo sobre outros organismos aquáticos (desde invertebrados a peixes) desencadeando um efeito cascata no local introduzido e até mesmo afetando a população ribeirinha que utilizam riachos e rios para seu sustento.

## CONCLUSÃO

No processo de invasão biológica, diversos fatores relacionados à interação das espécies nativas com a exótica influenciam no potencial de invasividade da mesma. De maneira geral, o estudo constatou que a exposição da invasora *U. arrecta* à maiores riquezas de espécies nativas reflete em seu menor sucesso de estabelecimento, o que pode ser visualizado no efeito negativo da biomassa das espécies nativas sobre a altura dos brotos e acúmulo de biomassa da exótica *U. arrecta*.

Desta forma, este estudo contribui com maiores informações experimentais acerca do processo de invasão biológica, que se configura como fator significativo de perda de biodiversidade original de um local, podendo auxiliar no entendimento de pontos mais específicos deste importante transformador ecológico (THOMAZ, 2002). Salientamos, ainda, que cuidados devem ser tomados na interpretação dos resultados obtidos aqui, pois em nenhuma situação a espécie exótica foi excluída totalmente pelas nativas, mostrando que mais estudos são importantes, incluindo os aspectos temporais relacionados ao estabelecimento da invasora, e que seu monitoramento também precisa acontecer para verificar essa resposta *in situ*, tendo em vista seu relevante papel na dinâmica das comunidades naturais.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico—CNPq (processo: 433125/2018-7), Universidade Federal do Pará e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior—Brasil (CAPES) pelo apoio financeiro. Agradecemos também a Francieli de Fátima Bomfim e Leandro Juen pela leitura e contribuição ao trabalho.

## REFERÊNCIAS

ALFORD, R. A.; WILBUR, H. M. Priority effects in experimental pond communities: competition between bufo and rana. **Ecology**, v. 66, p. 1097–1105, 1985.

ALVES, R. M. A.; ALBUQUERQUE, M. B.; BARBOSA, L. G. Status of the invasion of a *Poaceae* species in tropical semiarid reservoirs. **Planta Daninha**, v. 35, p. e.017153224, 2017.

BARRIENTOS, C. A.; M. S. ALLEN. Fish abundance and community composition in native and non-native plants following *Hydrilla* colonization at Lake Izabal, Guatemala. **Fisheries Management and Ecology** v. 15, p. 99-106, 2008.

BIANCHINI, I. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Ed.). Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. **Maringá: Eduem**, cap. 4, p. 85-126,

2003.

CAPERS, R. S.; SELSKY, R.; BUGBEE, G. J.; WHITE, J. C. Aquatic plant community invasibility and scale-dependent patterns in native and invasive species richness. **Ecology**, v. 88, p. 3135–3143, 2007.

CARNIATTO, N.; CUNHA, E. R.; THOMAZ, S. M.; QUIRINO, B. A.; FIGI, R. Feeding of fish inhabiting native and non-native macrophyte stands in a Neotropical reservoir. **Hydrobiologia**, v. 847, p. 1553–1563. 2020. doi.org/10.1007/s10750-020-04212-2.

CARVALHO, N. O. S.; PELACANI, C. R.; RODRIGUES, M. O. S.; CREPALDI, I. C.; Crescimento inicial de plantas de licuri (*Syagrus coronata* (MART.) BECC.) em diferentes níveis de luminosidade. **Revista Árvore**, v. 30, n. 3, p. 351–357, 2006.

CASE, T. I. Invasion resistance, species build-up and community collapse in metapopulation models with interspecies competition. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 42, n. 1/2, p. 239–266, 1991.

CLAVERO, M.; GARCÍA-BERTHOU, E. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 20, p. 110–115, 2005.

COLAUTTI, R. MACISAAC, H. J. A neutral terminology to define invasive species. **Diversity and Distribution**, v. 10, p. 135–141, 2004.

DARWIN, C. **On The Origin of Species**: by means of natural selection, or the preservation of favoured races in the struggle for life. London, England, 1859.

DAVIS, M. A. **Invasion Biology**. Oxford: Oxford University Press, 2009.

DELORY, B. M.; WEIDLICH, E. W. A.; VON GILLHAUSSEN, P.; TEMPERTON, V. M. When history matters: the overlooked role of priority effects in grassland overyielding. **Functional Ecology**, v. 33, p. 2369–2380, 2019.

DOUGLAS, M. M.; O'CONNOR, R. A. Effects of the exotic macrophyte, para grass (*Urochloa mutica*), on benthic and epiphytic macroinvertebrates of a tropical floodplain. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 962–971, 2003.

ELTON, C. S. **The Ecology of Invasions by Animals and Plants**. Methuen, London. 1958. Reprinted 2000 by The University of Chicago Press.

FARES, A. L. B.; NONATO, F. A. S.; MICHELAN, T. S. New records of the invasive macrophyte, *Urochloa arrecta* extend its range to eastern Brazilian Amazon altered freshwater ecosystems. **Acta Amazonica**, v. 50, n. 2, p. 133–137, 2020.

FLEMING, J. P.; DIBBLE, E. D. Ecological mechanisms of invasion success in aquatic macrophytes. **Hydrobiologia**, v. 746, p. 23–37, 2015. DOI 10.1007/s10750-014-2026-y.

GUREVITCH, J.; SCHEINER, S. M.; FOX, G. A. **Ecologia vegetal**. 2. ed. São Paulo: Artmed, 2009, 523 p..

HARPER, J. L.; CLATWORTHY, J. N.; MCNAUGHTON, I. H.; SAGAR, G. R. The evolution and ecology of closely related species living in same area. **Evolution**, v. 15, p. 209–227, 1961.

HESS, M. C. M.; MESLÉARD, F.; BUISSON, E. Priority effects: emerging principles for invasive plant species management. **Ecological Engineering**, v. 127, p. 48–57, 2019.

HUSSNER, A.; STIERS, I.; VERHOFSTAD, M. J. J. M.; BAKKER, E. S.; GRUTTERS, B. M. C.; HAURY, J.; VALKENBURG, J. L. C. H.; BRUNDU, G.; NEWMAN, J. CLAYTON, J. S.; ANDERSON, L. W. J.; HOFSTRA, D. Management and control methods of invasive alien freshwater aquatic plants: a review. **Aquatic Botany**, v. 136, p. 112–137. 2017.

- KENNEDY, T. A.; NAEEM, S.; HOWE, K. M.; KNOPS, J. M. H.; TILMAN, D.; REICH, P. Biodiversity as a barrier to ecological invasion. **Nature**, v. 147, p. 636-638, 2002.
- KISSMAN, K. G. **Plantas infestantes e Nocivas**. 2. ed., São Paulo: Editora BASF. Tomo I, 1997.
- LEVINE, J. M.; D'ANTONIO, C. M. Elton revisited: a review of evidence linking diversity and invasibility. **Oikos**, v. 87, p. 15-26, 1999.
- LEVINE, J. M. Biological Invasions. **Current Biology**, v. 18, p. 57-60, 2008.
- LODGE, D. M. Biological invasions: Lessons for ecology. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 8, p. 133-137, 1993.
- LOREAU, M.; HECTOR, A. Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. **Nature**, v. 412, p. 72-77, 2001.
- LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas**. 3. ed. São Paulo: Nova Odessa, São Paulo. 2000.
- MADSEN, J. D. Invasions and Declines of Submersed Macrophytes in Lake George and Other Adirondack Lakes. **Lake and Reservoir Management**, v. 10, n. 1, p. 19-23, 1994.
- MARTINS, D.; COSTA, N. V.; TERRA, M. A.; MARCHI, S. R. Caracterização da comunidade de plantas aquáticas de dezoito reservatórios pertencentes a cinco bacias hidrográficas do estado de São Paulo. **Planta Daninha**, v. 26, p. 17-32, 2008.
- MICHELAN, T. S.; FILHO, M. S. D.; THOMAZ, S. M. Aquatic macrophyte mats as dispersers of one invasive plant species. **Brazilian Journal of Biology**, v. 78, p. 169-171, 2018.
- MICHELAN, T. S.; THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. Native Macrophyte Density and Richness Affect the Invasiveness of a Tropical Poaceae Species. **Plos One**, v. 8, p. e.60004. 2013.
- MICHELAN, T. S.; THOMAZ, S. M.; MORMUL, R. P.; CARVALHO, P. Effects of an exotic invasive macrophyte (tropical signalgrass) on native plant community composition, species richness and functional diversity. **Freshwater Biology**, v. 55, p. 1315-1326, 2010a.
- MICHELAN, T. S.; THOMAZ, S. M.; CARVALHO, P.; RODRIGUES, R. B.; SILVEIRA, M. J. Regeneration and colonization of an invasive macrophyte grass in response to desiccation. **Natureza & Conservação**, v. 8, p. 133-139, 2010b.
- MOEN, R. A.; COHEN, Y. Growth and competition between *Potamogeton pectinatus* L. and *Miriophyllum exalbescens* fern. in experimental ecosystems. **Aquatic Botany**, v. 33, p. 257-270, 1989.
- MOORE, J. E.; FRANKLIN, S. B. Water stress interacts with early arrival to influence interspecific and intraspecific priority competition: a test using a greenhouse study. **Journal of Vegetation Science**, v. 23, p. 647-656, 2012. doi: 10.1111/j.1654-1103.2012.01388.x.
- NAEEM, S.; KNOPS, J. M. H.; TILMAN, D.; HOWE, K. M.; KENNEDY, T.; GALE, S. Plant diversity increases resistance to invasion in the absence of covarying extrinsic factors. **Oikos**, v. 91, p. 97-108, 2000.
- NEVES, R. R. Caracterização hidrológica das sub bacias hidrográficas do Rio Negro e Rio Solimões. 2017. 109 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Instituto de Tecnologia, Universidade Federal do Pará, Belém, 2017. Disponível em: <http://repositorio.ufpa.br/jspui/handle/2011/9906>. Acesso em: 11, Jul. 2022.
- PERRY, J.; VANDERKLEIN, E. **Water quality: Management of a natural resource**. Biddeford: Blackwell Science. 1996.

- PIMM, S. **Terras da Terra**. Londrina: Editora Planta, 2005.
- POTT, V. J.; A. POTT. Dinâmica da vegetação aquática do Pantanal. In: THOMAZ, S.M.; BINI, M.L. (eds). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: Eduem, p. 299- 317, 2003.
- PYŠEK, P.; RICHARDSON, D. M.; PERGL, J.; JAROSIK, V.; SIXTOVA, Z.; WEBER, E. Geographical and taxonomic biases in invasion ecology. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 23, p. 237-244, 2008.
- RAVEN, P. H.; EVERT, R. F.; EICHHORN, S. E. **Biologia vegetal**. 6. ed. Rio de Janeiro:Guanabara Koogan 906 p., 2001.
- RICHARDSON, D. M.; PYSEK, P.; REJMÁNEK, M.; BARBOUR, M. G.; PANETTA, F. D.; WEST, C. J. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity and Distributions**, v. 6, p. 93-107, 2000.
- RICKLEFS, R.; RELYEA, R. **A economia da natureza**. Rio de janeiro: Guanabara Koogan. 7. ed. 18:435- 439, 2016.
- SALA, O. E.; CHAPIN, F. S.; ARMESTO, J. J.; BLOOMFIELD, J.; DIRZO, R.; SANWALD, E. H.; HUENNEKE, L; F.; JACKSON, R. B.; LEEMANS, K. R.; LODGE, D; M.; MOONEY, H. A.; OESTERHELD, N.; POFF, N. L.; SYKES, M.; WALKER, B. W.; WALKER, M. WALL, D. H. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. **Science**, v. 287, p. 1770-1774, 2000.
- SAMPAIO, A. B., SCHMIDT, I. B. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 2, p.32-49, 2013.
- STILING, P. **Ecology: Theories e Applications**. Printice Hall, London, England. 2002.
- TEUTON, T. C.; UNRUH, J. B., BRECKE, B. J.; MACDONALD, G. E.; MILLER, G. L.; DUCAR, J. T. Tropical Signalgrass (*Urochloa subquadriflora*): control with preemergence and postemergence applied herbicides. **Weed Technology**, v. 18, p. 419-425, 2004.
- TILMAN, D. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. **Ecology**, v.80(5), p.1455-1474, 1999.
- THEEL, H.J.; DIBBLE, E.D; MADSEN, J.D. Differential influence of a monotypic and diverse native aquatic plant bed on a macroinvertebrate assemblage; an experimental implication of exotic plant induced habitat. **Hydrobiologia**, v. 600, p. 77–87, 2008. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9177-z>.
- THOMAZ, S. M.; CARVALHO, P.; MORMUL, R. P. FERREIRA, F. A.; SILVEIRA. M. J.; MICHALAN, T. S. Temporal trends and effects of diversity on occurrence of exotic macrophytes in a large reservoir. **Acta Oecologica**, v. 35, n. 5, p. 614-620, 2009.
- THOMAZ, S. M. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. **Planta Daninha**, v. 20, p. 21-34, 2002.
- VAUGHN K. J.; YOUNG, T. P. Short-term priority over exotic annuals increases the initial density and longer-term cover of native perennial grasses. **Ecological Applications**, v. 25, p. 791–799, 2015.
- VITULE, J. R. S.; FREIRE, C. A.; VAZQUEZ, D. P.; NUÑEZ, M. A.; SIMBERLOFF, D. Revisiting the potential conservation value of non-native species. **Conservation Biology**, v. 26, n. 6, p. 1153-1155, 2012. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01950.x>.
- WEIDLICH, E. W. A.; NELSON, C. R.; MARON, J. L.; CALLAWAY, R. M.; DELORY, B. M.; TEMPERTON, V. M. Priority effects and ecological restoration. **Restoration Ecology**, v. 29, n. 1, e13317, p. 1-11, 2021. <https://doi.org/10.1111/rec.13317>.
- WILLIAMSON, M. **Biological Invasions**. London: Chapman & Hall, 1996.