

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

**EFEITOS DA GRAMÍNEA INVASORA *UROCHLOA DECUMBENS* STAPF.
(POACEAE) SOBRE A SELEÇÃO DO HABITAT DE NIDIFICAÇÃO DO ATOBÁ-
PARDO (*SULA LEUCOGASTER*, 1783) NA ILHA DO CASTILHO, BRASIL**

GABRIELA GODINHO DE ALMEIDA

SÃO CARLOS

2017

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

**EFEITOS DA GRAMÍNEA INVASORA *UROCHLOA DECUMBENS* STAPF.
(POACEAE) SOBRE A SELEÇÃO DO HABITAT DE NIDIFICAÇÃO DO ATOBÁ-
PARDO (*SULA LEUCOGASTER*, 1783) NA ILHA DO CASTILHO, BRASIL**

GABRIELA GODINHO DE ALMEIDA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestra em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Dalva Maria da Silva Matos

Coorientadora: Dr.^a Talita Ariela Sampaio e Silva

SÃO CARLOS

2017



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Folha de Aprovação

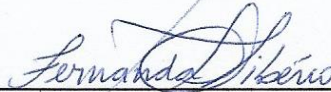
Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Dissertação de Mestrado da candidata Gabriela Godinho de Almeida, realizada em 03/03/2017:



Profa. Dra. Dalva Maria da Silva Matos
UFSCar



Prof. Dr. Edson Montilha de Oliveira
Fundação Florestal



Profa. Dra. Fernanda Cristina dos Santos Tibério
BioAustral

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço aos meus pais, Joelma e Marcos, por todos os esforços e dedicação em prol da minha formação acadêmica e pessoal. Obrigada por me acompanharem e incentivarem em todos os momentos.

Agradeço à Prof.^a Dalva Matos por me acolher no Laboratório de Ecologia e Conservação, pela oportunidade, orientação, valiosas experiências e contribuições ao meu crescimento pessoal e profissional.

Agradeço à Talita Sampaio, por todo o apoio desde o início. Obrigada por me receber em sua casa, por todo o cuidado, amizade, conversas, pelo grande auxílio na coleta de dados, sugestões, ideias e correções. Sua contribuição foi essencial em todas as etapas do trabalho.

Agradeço ao meu namorado, Calebe, pela compreensão e paciência durante o período de desenvolvimento do trabalho. Sou grata por me mostrar sempre uma solução racional aos mais diversos problemas, e por ser meu companheiro mesmo à distância.

Agradeço à minha irmã, Larissa, pela amizade de sempre e pelos momentos de descontração.

Agradeço aos colegas de laboratório: Julia, Mari, Rosane, Nina, Guilherme, Driéli, Amanda e Marcella. Sou grata pela amizade, apoio, união, auxílio, dicas, conversas e pelos momentos divertidos.

Agradeço à Fernanda Tibério pela participação na banca de qualificação, pelas valiosas sugestões ao trabalho e pela atenção em esclarecer minhas dúvidas.

Agradeço aos demais membros da banca de qualificação, Prof. Dr. Manoel Martins e Dr.^a Helena Dutra Lutgens, pela disponibilidade, correções e sugestões.

Agradeço também ao Prof. Marcus Vinícius Vieira pela revisão e sugestões ao artigo.

Agradeço aos membros da banca de defesa pela disponibilidade e colaboração.

Agradeço ao Instituto Biodiversidade Austral pela oportunidade, parceria, e pelo suporte durante as coletas de dados.

Agradeço ao Sr. Carlinhos pelo transporte até a área de estudo, e principalmente pelo cuidadoso auxílio quando tive o acidente na ilha.

Agradeço à equipe gestora da Estação Ecológica dos Tupiniquins por permitir a realização do trabalho.

Agradeço à Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza pelo suporte financeiro ao projeto.

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa concedida e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPG-ERN) por viabilizar a realização deste trabalho.

RESUMO

A invasão biológica está listada entre as maiores ameaças à biodiversidade nativa, ocasionando diversos impactos. Nos casos de invasão por plantas exóticas, a composição e estrutura da vegetação são frequentemente alteradas. Tais características influenciam diretamente na seleção de habitats de nidificação por aves em diferentes escalas espaciais, podendo afetar sua distribuição e sucesso reprodutivo. No presente trabalho, investigou-se a interferência de *Urochloa decumbens* Stapf. (capim-braquiária), uma gramínea invasora agressiva e de rápida proliferação, sobre a escolha do local de nidificação pelo atobá-pardo (*Sula leucogaster* Boddaert, 1783) em uma ilha oceânica brasileira, a Ilha do Castilho. Em macroescala, foi comparado o uso de áreas invadidas e de vegetação nativa disponíveis para nidificação. Em microescala, foram estimados diferentes parâmetros da vegetação em um raio de 1 m ao redor de ninhos em parcelas em áreas nativas e invadidas. A diferença entre o número de ninhos e entre os parâmetros da vegetação em parcelas invadidas e nativas foi testada. Por fim, avaliou-se a relação entre o número de ninhos por parcela e os parâmetros da vegetação por meio da construção de modelos mistos. Constatou-se a rejeição de áreas invadidas para nidificação e a preferência por áreas de vegetação nativa em macroescala. Parcelas em áreas invadidas tiveram significativamente menor número de ninhos, menor proporção de cobertura por gramíneas e herbáceas nativas, maior proporção de cobertura por *U. decumbens* e maior altura da vegetação em relação às parcelas nativas. Em microescala, a proporção de cobertura pela gramínea invasora foi a principal variável afetando a escolha, estando negativamente associada ao local do ninho. Os resultados obtidos indicam a importância do controle de *U. decumbens* para garantir a disponibilidade de habitats de nidificação ideais para esta espécie de ave marinha.

Palavras-chave: plantas invasoras, seleção de habitat, local do ninho, reprodução, aves marinhas.

ABSTRACT

Biological invasion is listed among the major threats to native biodiversity, causing several impacts. In cases of invasion by exotic plants, vegetation composition and structure are usually changed. These characteristics influence directly on nesting habitat selection by birds at different spatial scales, and may affect their distribution and reproductive success. In this study, we investigated the interference of *Urochloa decumbens* Stapf., an aggressive invasive grass and which has a rapid proliferation, on nest-habitat selection by the brown-booby (*Sula leucogaster* Boddaert, 1783) in a Brazilian oceanic island, Castilho Island. At macroscale, the use of available invaded areas and native vegetation areas for nesting were compared. For microscale, different vegetation parameters were estimated 1 m around the nests in plots within invaded and native areas. The difference on the number of nests and vegetation parameters between invaded and native plots was tested. Lastly, the relationship between the number of nests per plot and vegetation parameters was evaluated through the construction of mixed-models. It was found rejection of invaded areas for nesting and preference for areas of native vegetation at macroscale. Plots in invaded areas had a significant lower number of nests, lower coverage proportion by native grasses and herbaceous cover, higher coverage proportion by *U. decumbens* and higher height of vegetation than native plots. At the microscale, the coverage proportion by invasive grass was the main variable affecting the choice, being negatively associated to the nest-site. Results indicate the importance of controlling *U. decumbens* to ensure the availability of appropriate nesting habitats for this seabird species.

Key Words: alien plants, habitat selection, nest-site, reproduction, seabirds.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização da Ilha do Castilho na Estação Ecológica (ESEC) dos Tupiniquins e em relação ao Parque Estadual (PE) Ilha do Cardoso, Cananéia, SP.....	18
Figura 2. Capim-braquiária (<i>Urochloa decumbens</i> Stapf.).....	19
Figura 3. Casal de atobás-pardos (<i>S. leucogaster</i>)	20
Figura 4. Ninho de atobá-pardo (<i>S. leucogaster</i>)	21
Figura 5. Estágios de desenvolvimento de filhotes de <i>S. leucogaster</i>	22
Figura 6. Área de vegetação nativa, com predomínio de gramínea <i>P. vaginatum</i> e de graminóide <i>Cyperus</i> sp.	23
Figura 7. Área invadida, com predomínio de <i>U. decumbens</i>	23
Figura 8. Imagem utilizada para classificação da Ilha do Castilho em diferentes categorias de vegetação	24
Figura 9. Classificação da Ilha do Castilho de acordo com o tipo de vegetação e áreas amostradas em macro e microescala	24
Figura 10. Número de ninhos por parcela (300 m ²) ao longo dos meses de amostragem, comparando áreas invadidas e nativas.....	28

SUMÁRIO

RESUMO	5
ABSTRACT	6
1 INTRODUÇÃO	9
1.1 O processo de invasão biológica	9
1.2 Plantas invasoras e seus impactos	10
1.3 Invasão biológica em ambientes insulares	11
1.4 Uso e seleção de habitats por aves	14
2 JUSTIFICATIVA	16
3 OBJETIVOS E HIPÓTESE	17
4 ÁREA DE ESTUDO	17
5 DESCRIÇÃO DAS ESPÉCIES	19
5.1 <i>Urochloa decumbens</i> (Stapf.)	19
5.2 <i>Sula leucogaster</i> (Boddaert, 1783)	20
6 MATERIAL E MÉTODOS	22
6.1 Uso e seleção do local do ninho em macroescala	22
6.2 Seleção do local do ninho em microescala	25
7 RESULTADOS	27
7.1 Uso e seleção do local do ninho em macroescala	27
7.2 Seleção do local do ninho em microescala	27
8 DISCUSSÃO	31
9 CONSIDERAÇÕES FINAIS	33
REFERÊNCIAS	34
ANEXO	41

1 INTRODUÇÃO

1.1 O processo de invasão biológica

A invasão biológica, juntamente com a fragmentação e perda de habitats naturais, está listada entre as maiores ameaças à biota nativa (MACK et al., 2000; MOONEY; CLELAND, 2001). Dentre estas, pode ser considerada a de mais difícil resolução, uma vez que para habitats degradados ou fragmentados, existe a possibilidade de recuperação do ambiente em anos ou décadas, porém espécies invasoras com populações bem estabelecidas dificilmente podem ser removidas das comunidades (PRIMACK, 2004).

O processo de invasão ocorre quando uma espécie é introduzida em um novo ambiente, fora de sua área de ocorrência histórica, ultrapassando grandes distâncias e barreiras geográficas, e se prolifera deliberadamente, formando populações persistentes e se tornando dominante em relação às espécies nativas (REJMÁNEK et al., 2005; VALÉRY et al., 2008). Após o seu estabelecimento, estas espécies podem ocasionar diversos impactos, afetando inclusive áreas protegidas, que constituem a principal estratégia de conservação da biodiversidade (PYŠEK et al., 2002; SPEAR et al., 2013; ZILLER; DECHOUM, 2014).

Uma espécie exótica pode ser definida como aquela que foi introduzida em um ambiente diferente de seu local de origem, em decorrência de ação antrópica intencional ou acidental (SILVA-MATOS; PIVELLO, 2009). No entanto, a ocorrência do processo de invasão irá depender de diferentes condições que favoreçam o estabelecimento e dominância desta espécie, incluindo tanto suas próprias características como as do ambiente receptor (REJMÁNEK et al., 2005; ZILLER, 2005). Assim, a classificação de uma espécie como invasora depende não apenas da localização geográfica em que se encontra, mas também do seu comportamento em cada situação e das condições ecológicas.

No caso das plantas, espécies invasoras apresentam uma série de características que favorecem o seu estabelecimento e proliferação, tornando-as competitivamente superiores. Estas incluem alta eficiência fotossintética e no uso de nutrientes, altas taxas de crescimento, tolerância à herbivoria e desfolhamento, alta capacidade de rebrotamento e regeneração, ciclo reprodutivo rápido, alta produção de sementes dispersas facilmente e altas taxas de germinação (WILLIAMSON; FITTER, 1996; REJMÁNEK et al., 2005; SILVA-MATOS; PIVELLO, 2009).

Em relação ao ambiente, fatores como a semelhança com o local de origem da espécie exótica e a ausência de parasitas e consumidores especializados para controlar suas populações

podem favorecer o estabelecimento e proliferação da espécie invasora (REJMÁNEK et al., 2005). Além disso, comunidades com menor riqueza de espécies nativas podem estar mais propensas à invasão, já que fornecem mais oportunidades de ocupação de nicho (LODGE, 1993; KUEFFER et al., 2010). O grau de degradação ambiental também pode ser um facilitador à invasão, aumentando a vulnerabilidade de comunidades abertas e ecossistemas alterados por ações antrópicas (SILVA et al., 2000; PRIMACK, 2004).

1.2 Plantas invasoras e seus impactos

Plantas invasoras podem gerar diversos impactos à biodiversidade em diferentes níveis de organização biológica, de espécies a ecossistemas (VILÀ et al., 2011). Por apresentarem uma série de atributos que lhes conferem vantagens competitivas, as espécies invasoras podem eliminar nativas por meio da competição por recursos limitantes, levando-as à extinção local (MOONEY; CLELAND, 2001; PETENON; PIVELLO, 2006). Em comunidades vegetais invadidas, a riqueza, composição, diversidade e equitabilidade de espécies podem ser afetadas (HEJDA et al., 2009).

Além da competição, pode ocorrer também a hibridização entre plantas invasoras e nativas, gerando híbridos inférteis e conferindo às espécies nativas menor aptidão evolutiva (MOONEY; CLELAND, 2001). Plantas invasoras podem ainda abrigar parasitas ou favorecer a proliferação de animais e patógenos potencialmente danosos às espécies nativas (MYERS; BAZELY, 2003; SILVA-BARRETO et al., 2010).

Os prejuízos à vegetação, por sua vez, podem se estender a outros níveis tróficos, atingindo também a fauna por meio da eliminação de espécies que alimentam consumidores primários ou da modificação do habitat (DEVELEY et al., 2005; SIMAO et al., 2010). No caso das aves, a redução na oferta de alimento (FLANDERS et al., 2006), alteração de habitats propícios à nidificação (DAVIS, 2005; GAN et al., 2010) e o aumento nas taxas de predação de ninhos (REMEŠ, 2003; LLOYD; MARTIN, 2005) são efeitos que podem afetar a sobrevivência e distribuição de espécies. Por fim, em nível ecossistêmico, processos ecológicos fundamentais podem ser alterados (MYERS; BAZELY, 2003; FREITAS; PIVELLO, 2005; VILÀ et al., 2011).

No Brasil, diversas espécies de gramíneas africanas foram introduzidas para uso comercial e pecuário, tornando-se invasoras e gerando impactos a populações, comunidades e ecossistemas (FREITAS; PIVELLO, 2005). Tais espécies, além de competir e eliminar plantas nativas, são capazes de gerar alterações na estrutura da vegetação, na ciclagem de nutrientes e

no regime do fogo em certos ambientes (D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992; ASNER; BEATTY, 1996; WILLIAMS; BARUCH, 2000). Também podem afetar a germinação de espécies nativas no banco de sementes através da redução da luminosidade no solo devido à formação de uma densa camada de biomassa (HUGHES; VITOUSEK, 1993). Entre estas espécies, as do gênero *Urochloa* estão entre as mais comuns em casos de invasão em Unidades de Conservação, porém estudos em ambientes marinhos são raros (ZILLER; DECHOUM, 2014).

Urochloa decumbens, popularmente conhecida como capim-braquiária, foi registrada em uma ilha oceânica brasileira, a Ilha do Castilho. A ilha é parte de uma Unidade de Conservação de Proteção Integral (UCPI), e constitui um importante sítio de nidificação para aves marinhas, dentre as quais o atobá-pardo (*Sula leucogaster*). *U. decumbens* é considerada uma invasora agressiva e de difícil controle (KISSMANN, 1997). A espécie se prolifera rapidamente, ocupando grandes áreas (D'ANTONIO; VITOUSEK 1992; FREITAS; PIVELLO, 2005), representando uma potencial ameaça para a biodiversidade nativa nesta área.

1.3 Invasão biológica em ambientes insulares

As ilhas constituem ambientes singulares, que devido ao seu grau de isolamento e espaços geográficos limitados, abrigam populações pequenas, com baixa variabilidade genética e, frequentemente, espécies endêmicas (FRANKHAM, 1997; CADOTTE et al., 2006; BORGES et al., 2009; SERAFINI et al., 2010). Tais características tornam as populações insulares particularmente sensíveis às perturbações (PRIMACK, 2004; SERAFINI et al., 2010). No caso das aves, o risco de extinção é quarenta vezes maior em ilhas do que para populações continentais (JOHNSON; STATTERSFIELD, 1990). A presença de espécies invasoras está entre as principais causas de extinção de espécies em ilhas (SAX; GAINES, 2008). Os impactos gerados podem ser irreversíveis, ocasionando, além da perda de biodiversidade, alterações nos processos ecológicos e prejuízos aos serviços ecossistêmicos (BORGES et al., 2009).

A colonização de ilhas por diferentes espécies ocorre quando propágulos e/ou indivíduos conseguem alcançar estes ambientes remotos por meio de diferentes estratégias de dispersão e estabelecer populações viáveis (ELTON, 1958; BROWN; LOMOLINO, 1998; THORNTON, 2007). A dispersão pode ser ativa, quando a espécie movimenta-se por si mesma, ou passiva, quando o transporte de propágulos ocorre por meio de fatores físicos, sendo carregados pelo vento, pela água, ou ainda, através de outros organismos. Em ilhas isoladas, a dispersão ativa é realizada por poucas espécies, em geral aquelas com capacidade de voo, sendo

mais frequente a colonização por meio da dispersão passiva. No caso das plantas, diásporos são geralmente transportados por animais (BROWN; LOMOLINO, 1998).

Após a colonização, populações que se estabelecem em ilhas podem sofrer processos de especiação e perda de variabilidade genética (FRANKHAM, 1997; BORGES et al., 2009). Os processos de especiação, que originam as espécies endêmicas, podem ser de basicamente dois tipos: os neo-endemismos e os paleo-endemismos. Os neo-endemismos acontecem quando propágulos de determinada espécie, com uma pequena fração de variabilidade genética, chegam às ilhas, ocorrendo a especiação pelo processo de deriva genética, ou ainda, devido à adaptação a diferentes nichos ao longo da história evolutiva da espécie ancestral. Os paleo-endemismos se referem às espécies que foram extintas nos continentes, passando a ocorrer apenas em determinadas ilhas ou arquipélagos (BORGES et al., 2009). Devido aos tamanhos populacionais reduzidos e por serem formadas a partir de poucos indivíduos, populações insulares estão sujeitas à endogamia e ao efeito fundador, apresentando menor variabilidade genética do que as continentais. Sendo a variabilidade genética a matéria-prima da evolução, permitindo a adaptação a novas ou modificadas condições ambientais, parasitas, predadores e competidores, sua redução também contribui para a susceptibilidade destas populações diante de perturbações (FRANKHAM, 1997).

O número de espécies em ilhas é geralmente menor do que em ambientes continentais (ELTON, 1958; LODGE, 1993; MYERS; BAZELY, 2003). Conforme a Teoria de Biogeografia de Ilhas, proposta por McArthur & Wilson (1967), a riqueza de espécies em ilhas está relacionada ao seu tamanho e à distância do continente, sendo o número de espécies um balanço entre imigração e extinção. A colonização tende a ser maior em ilhas próximas ao continente, ou à fonte de propágulos, e a extinção tende a ser maior em ilhas com área reduzida, de modo que ilhas menores e mais isoladas devem apresentar menor número de espécies. A introdução de espécies exóticas constitui um caso especial nesta teoria, pois embora signifique o aumento das taxas de imigração, inicialmente aumentando a riqueza de espécies, podem gerar extinções de espécies nativas, ocasionando a perda de biodiversidade (MYERS; BAZELY, 2003).

A chegada de novas espécies em ilhas pode ocorrer sem interferência humana, porém a maior parte das introduções de espécies exóticas invasoras tem ocorrido por meio de ações antrópicas, tanto de maneira acidental como proposital, crescendo ao longo dos últimos séculos (SAX; GAINES, 2008). As vias de introdução acidental incluem parasitas transportados juntamente com seus hospedeiros (ELTON, 1958) e a tramitação de espécies de um local para outro por meio dos transportes marítimos e aéreos, o que tem se intensificado com a

globalização e o comércio internacional (MOONEY; CLELAND, 2001; VENTURA et al., 2008). Já em ilhas ocupadas por populações humanas, espécies exóticas foram introduzidas intencionalmente para diferentes fins, como agricultura, formação de pastos e ornamentação, aumentando a pressão de propágulos nesses ambientes (SILVA et al., 2000; KUEFFER et al., 2010; SERAFINI et al., 2010). Entre ilhas próximas, espécies invasoras podem se espalhar, sendo que aquela na qual a espécie se encontra estabelecida pode constituir uma importante fonte de propágulos para as demais (SILVA et al., 2000).

A entrada de espécies exóticas está diretamente relacionada ao grau de ocupação antrópica, de modo que ilhas com altas densidades demográficas apresentam mais espécies invasoras (SILVA et al., 2000; SERAFINI et al., 2010). Assim, ambientes mais isolados geograficamente, devido às restrições à ocupação humana, encontram-se menos afetados por diferentes impactos ambientais, incluindo a presença de espécies invasoras, o que contribui para a conservação ambiental em ilhas mais distantes (VENTURA et al., 2008).

Quando é comparada a fração de espécies exóticas em ilhas e continentes, as ilhas apresentam as maiores proporções, o que pode estar relacionado à menor resistência às invasões nesses ambientes (MYERS; BAZELY, 2003). O fato de comunidades insulares apresentarem, em geral, menos espécies nativas do que as continentais, pode colaborar para sua susceptibilidade à invasão, já que possuem mais nichos vagos (ELTON, 1958; LODGE, 1993; MYERS; BAZELY, 2003). Em ilhas onde a riqueza de espécies nativas é menor, o número de espécies invasoras supera o de espécies nativas (KUEFFER et al., 2010). A vulnerabilidade à invasão é agravada em ilhas altamente degradadas, nas quais a entrada e ocupação de espécies exóticas são facilitadas (SILVA et al., 2000; PRIMACK, 2004). Além disso, a ausência de parasitas e predadores especializados para controlar as populações de espécies invasoras em ilhas também pode contribuir para seu estabelecimento e proliferação (LODGE, 1993; PRIMACK, 2004; REJMÁNEK et al., 2005).

A introdução de espécies exóticas invasoras pode prejudicar a flora e fauna insular de diferentes formas, sendo as principais relacionadas à exclusão competitiva, predação, modificação de habitat e hibridização (MOONEY; CLELAND, 2001; SERAFINI et al., 2010). Além disso, espécies invasoras podem trazer parasitas que não ocorriam anteriormente entre as nativas (ELTON, 1958; MYERS; BAZELY, 2003). Espécies nativas de ilhas não são adaptadas aos competidores, parasitas e predadores introduzidos, pois não coexistem naturalmente com os mesmos, podendo ser eliminadas por meio destas interações (ELTON, 1958; LODGE, 1993; FRANKHAM, 1997; SERAFINI et al., 2010).

Os registros de extinção de plantas nativas em ilhas devido à competição com espécies invasoras são raros (SAX; GAINES, 2008). Porém, os efeitos desta interação podem ser lentos, não sendo detectados no tempo atual. Assim, embora a entrada massiva de espécies exóticas produza um aumento da riqueza de plantas em ilhas, a saturação de espécies nesses ambientes pode resultar em maiores taxas de extinção ao longo do tempo, sendo as espécies invasoras favorecidas por suas vantagens competitivas (SAX; GAINES, 2008). Sabe-se que diversas espécies de animais e plantas nativas foram extintas em ilhas devido à introdução de espécies exóticas que se naturalizaram no novo ambiente, tornando-se invasoras e provocando alterações na biodiversidade, e estima-se que mais espécies exóticas sejam introduzidas e se naturalizem futuramente (SAX; GAINES, 2008; BORGES et al., 2009). Diante da fragilidade dos ecossistemas insulares, estudos que subsidiem estratégias de gestão são fundamentais, constituindo a base para a implantação de medidas e programas que visem garantir a conservação da biodiversidade local e a manutenção do patrimônio genético em ilhas (SERAFINI et al., 2010).

1.4 Uso e seleção de habitats por aves

Habitat pode ser definido como o local ocupado por um dado organismo ou grupo de organismos, sendo caracterizado por um conjunto de fatores bióticos e abióticos (ODUM, 2004; MORRISON et al., 2012). Entretanto, o conceito de habitat apresenta interpretações distintas. Mitchell (2005) identifica três diferentes definições: 1) o habitat caracterizado por diferentes variáveis ambientais que propiciam a ocorrência de um organismo, incluindo fatores bióticos e abióticos; 2) o habitat como o ambiente em seus aspectos físicos e químicos (ex. temperatura, disponibilidade de água e nutrientes), desconsiderando efeitos bióticos; 3) o habitat como conceito de comunidade, incluindo, além dos fatores abióticos, as relações entre os organismos. Segundo Ricklefs (2010), determinado habitat é composto por uma forma vegetal ou característica física dominante. As condições ambientais que caracterizam um habitat influenciam diretamente na distribuição, riqueza e abundância de espécies, podendo definir sua presença ou ausência (KREBS, 2009).

Os termos macro e micro-habitat, que surgem a partir do conceito de habitat, se referem às diferentes escalas espaciais relacionadas à ocorrência de um organismo, partindo hierarquicamente de uma região geográfica ou paisagem, que pode ser considerada como macro habitat, até uma escala relativamente fina, como uma mancha de vegetação ou um tipo de substrato específico que o abriga, definida como micro-habitat (BLOCK; BRENNAN, 1993;

MORRISON et al., 2012). O micro-habitat inclui características e requerimentos específicos, como a estrutura da vegetação, de modo que o mesmo tipo de macro habitat pode abrigar diferentes micro-habitats, permitindo a ocorrência de um maior número de espécies quanto mais heterogêneo for o ambiente (GARSHELIS, 2000; BEGON et al., 2006).

O uso do habitat consiste na maneira como um organismo utiliza o conjunto de recursos físicos e biológicos disponíveis em um habitat para atender às suas necessidades vitais, como alimentação e reprodução (BLOCK; BRENNAN, 1993; HALL et al., 1997). A seleção de habitat é representada pelo uso desproporcional, ou seja, o uso não randômico dos recursos ou condições ambientais disponíveis, e ocorre a partir de respostas comportamentais de indivíduos, influenciando em sua sobrevivência e *fitness* (BLOCK; BRENNAN, 1993; JONES, 2001; KREBS, 2009). Esta seleção, por sua vez, é dependente da escala espacial observada: diferentes componentes do habitat podem ser selecionados em diferentes escalas, e a escala de seleção varia entre as espécies (MAYOR et al., 2009).

Para a seleção de habitats por aves, a composição e estrutura da vegetação exercem forte influência (ANDERSON; SHUGART JR., 1974; BLOCK; BRENNAN, 1993). A composição em espécies da comunidade de aves está fortemente relacionada à composição da vegetação, de modo que áreas mais similares em termos de florística apresentarão também composição similar da avifauna. A riqueza de espécies de aves, por sua vez, está mais relacionada à estrutura da vegetação, podendo ser pouco afetada por alterações na composição, desde que a diversidade estrutural seja mantida (FLEISHMAN et al., 2003).

No caso da seleção de habitats de nidificação, a escolha do local do ninho está frequentemente relacionada a características que contribuam para o maior sucesso reprodutivo, como disponibilidade de alimentos, proteção contra intempéries e predadores (FISHER; DAVIS, 2010; GIBSON et al., 2016). A predação é apontada como a principal causa de mortalidade de aves nos estágios iniciais, exercendo influência significativa na seleção do local do ninho (DAVIS, 2005). Para espécies que nidificam no solo, por exemplo, características estruturais da vegetação, como densidade e altura de gramíneas, presença e distribuição de vegetação arbustiva, necromassa e presença de solo exposto podem estar relacionadas à melhor ocultação do ninho ou detecção antecipada de predadores, sendo selecionadas de acordo com as táticas de sobrevivência de cada espécie (DAVIS, 2005; LUSK et al., 2006; GIBSON et al., 2016).

Para aves marinhas, o uso do habitat pode ser dividido em habitat de forrageio e habitat de reprodução. Diferente do que ocorre com muitas espécies continentais, aves marinhas não utilizam o mesmo habitat para ambas as funções. Por exemplo, no caso das espécies da família

Sulidae, a reprodução ocorre em ilhas oceânicas, enquanto habitats pelágicos são utilizados para alimentação. Por sua vez, o habitat de nidificação pode ser dividido entre local da colônia e local do ninho. Condições climáticas, proximidade com o habitat de forrageio e vegetação podem influenciar a escolha do local da colônia (SCHREIBER; BURGER, 2001).

Em muitos casos, diferentes espécies de aves marinhas ocupam o mesmo habitat para o estabelecimento das colônias. Os efeitos da competição interespecífica são minimizados por meio da divisão do habitat: de acordo com diferentes características ambientais e tamanho dos indivíduos, as espécies podem nidificar sobre o solo, sobre ou abaixo de arbustos e árvores, em fendas rochosas ou covas rasas (SCHREIBER; BURGER, 2001). Para aves que nidificam no solo, a estrutura da vegetação é a principal característica afetando a escolha do local do ninho (KOTLIAR; BURGER, 1986; FASOLA; CANOVA, 1991). Espécies maiores costumam nidificar sobre o solo, em áreas abertas, uma vez que a vegetação densa pode dificultar a movimentação (BENOIT; ASKINS, 1999; SCHREIBER; BURGER, 2001; MA et al., 2011).

A proliferação de plantas invasoras pode alterar a tanto a composição em espécies como a estrutura da vegetação, comprometendo a qualidade de habitats propícios à nidificação de determinadas espécies de aves (LLOYD; MARTIN, 2005). Consequentemente, a distribuição e sucesso reprodutivo destas espécies podem ser afetados, uma vez que a reprodução garante a continuidade de populações em sua área de ocorrência, e a escolha do local do ninho está frequentemente relacionada a diferentes estratégias reprodutivas (DAVIS, 2005; ORTEGA et al., 2006). Na Ilha do Castilho, a proliferação da gramínea invasora *U. decumbens*, que acumula grandes quantidades de biomassa, pode gerar alterações de habitat e afetar principalmente espécies que nidificam sobre o solo, em áreas com cobertura vegetal escassa, como é o caso de *S. leucogaster*.

2 JUSTIFICATIVA

Alterações em ecossistemas oceânicos podem afetar a sobrevivência e distribuição de aves marinhas, e estudos abordando a seleção de habitats são escassos (RONCONI, 2008). Compreender quais características influenciam na seleção do local do ninho é fundamental para subsidiar estratégias de manejo que visem garantir a conservação das espécies, sobretudo em áreas protegidas.

3 OBJETIVOS E HIPÓTESE

Considerando que a invasão por plantas exóticas pode alterar a estrutura e composição da vegetação, potencialmente modificando e reduzindo quantidade e a qualidade de habitats de nidificação selecionados por aves, este trabalho teve como objetivo investigar a influência da invasão pelo capim-braquiária (*Urochloa decumbens* Stapf.) sobre a escolha do local do ninho pelo atobá-pardo (*Sula leucogaster* Boddaert, 1783) na Ilha do Castilho. Especificamente, buscou-se avaliar: 1) a seleção do local do ninho em macroescala, comparando o uso para nidificação de áreas invadidas e de vegetação nativa disponíveis; 2) a seleção do local do ninho em microescala, identificando parâmetros da vegetação associados ao entorno imediato do ninho.

S. leucogaster é uma ave marinha que nidifica sobre solo, preferencialmente em áreas de vegetação herbácea, pouco cobertas e com livre acesso ao solo (KRUL, 2004). *U. decumbens* espalha-se rapidamente, formando uma densa camada de biomassa (D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992; FREITAS; PIVELLO, 2005). Assim, a hipótese deste estudo foi de que áreas dominadas pela gramínea invasora seriam evitadas para a construção de ninhos, em ambas as escalas. Deste modo, em macroescala, áreas invadidas seriam subutilizadas para nidificação, enquanto em microescala, a percentagem de cobertura pela gramínea invasora seria a principal variável afetando negativamente a escolha do local do ninho.

4 ÁREA DE ESTUDO

A Ilha do Castilho (25°16'24"S; 47°57'17"O) localiza-se na região sudeste da costa brasileira, no litoral sul do estado de São Paulo, a 7,5 km do município de Cananéia e do Parque Estadual (PE) Ilha do Cardoso, no Vale do Ribeira. Possui uma área emersa de 7,3 ha, e compõe a Estação Ecológica (ESEC) dos Tupiniquins juntamente com mais quatro formações insulares: a Ilha do Cambriú, a Ilha de Peruíbe, a Ilha Queimada Pequena e a Ilhota das Gaivotas (Figura 1) A ESEC dos Tupiniquins é classificada como uma Unidade de Conservação de Proteção Integral (UCPI), de acordo com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), e corresponde à categoria Ia – Reserva Natural Estrita na classificação da União Internacional para a Conservação da Natureza (UICN). Possui Plano de Manejo (PM) aprovado em 2008, disponível no link <http://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomas-brasileiros/marinho/unidades-de-conservacao-marinho/2256-esec-de-tupiniquins>.

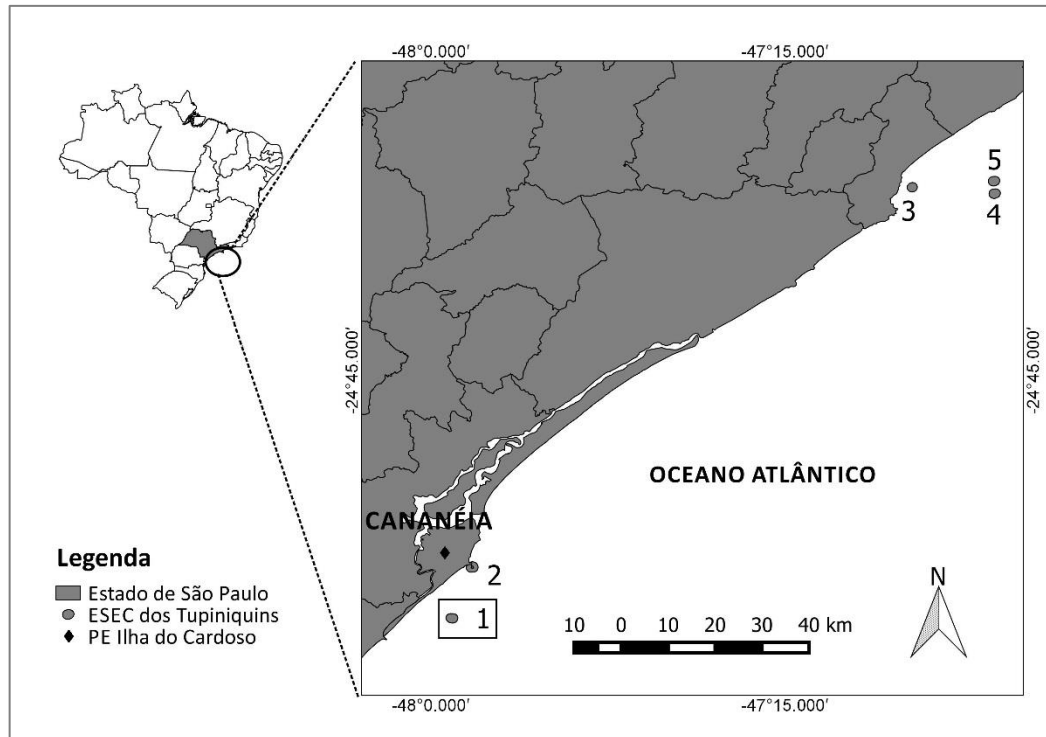


Figura 1. Localização da Ilha do Castelo na Estação Ecológica (ESEC) dos Tupiniquins e em relação ao Parque Estadual (PE) Ilha do Cardoso, Cananéia, SP. 1: Ilha do Castelo; 2: Ilha do Cambriú; 3: Ilha de Peruíbe; 4: Ilha Queimada Pequena; 5: Ilhota das Gaivotas.

Associada a uma unidade geológica composta por rochas, com predomínio de sienitos e quartzosienitos, afloramentos compactos e acumulações de matacões, a Ilha do Castelo é formada por duas faces. A face externa, ao sudeste, se encontra exposta às ondas e correntezas, e apresenta um grande bloco rochoso, contínuo e íngreme, margeado por grandes matacões. A face interna, ao norte e nordeste, encontra-se mais protegida, e é formada por matacões semiesféricos, menores e justapostos, manchas de areia e cascalho em meio às rochas (BRASIL, 2008). O clima da região é caracterizado como subtropical, com umidade relativa do ar em torno de 87% e pluviosidade distribuída ao longo do ano, com valores superiores a 200 mm de dezembro a abril e cerca de 80 mm de maio a novembro (BRASIL, 2008).

A vegetação original é composta por formações arbustivas, com predomínio de figueiras (*Ficus luschnathiana* Miq.), herbáceas, representadas pelos imbés (*Philodendron bipinnatifidum* Schott ex Endl) e ciperáceas (*Cyperus* sp.), gramíneas (*Paspalum vaginatum* Swartz) e espécies típicas de costão rochoso, incluindo o cacto-vela (*Cereus peruvianus* Mill.) e o gravatá (*Bromelia anthiacanta* Bertol.). Entretanto, uma proporção significativa das áreas de vegetação herbácea e gramíneas encontra-se atualmente invadida pela gramínea africana *U. decumbens* (Obs. pessoal).

5 DESCRIÇÃO DAS ESPÉCIES

5.1 *Urochloa decumbens* (Stapf.)

U. decumbens (sinonímia - *Brachiaria decumbens*), popularmente conhecida como capim-braquiária, é uma gramínea de origem africana, perene, introduzida no Brasil em meados da década de 50 para a formação de pastagens, tornando-se uma invasora agressiva e de difícil controle (KISSMANN, 1997). A planta pode chegar a 1 m de altura, apresentando-se em touceiras eretas ou com colmos decumbentes. Apresenta caule subterrâneo do tipo rizoma, folhas com bainha fendida e lígula com pelos sedosos, inflorescência do tipo panícula terminal e frutos do tipo cariopse, que funcionam como estrutura de propagação de sementes (MOREIRA; BRAGANÇA, 2011) (Figura 2).

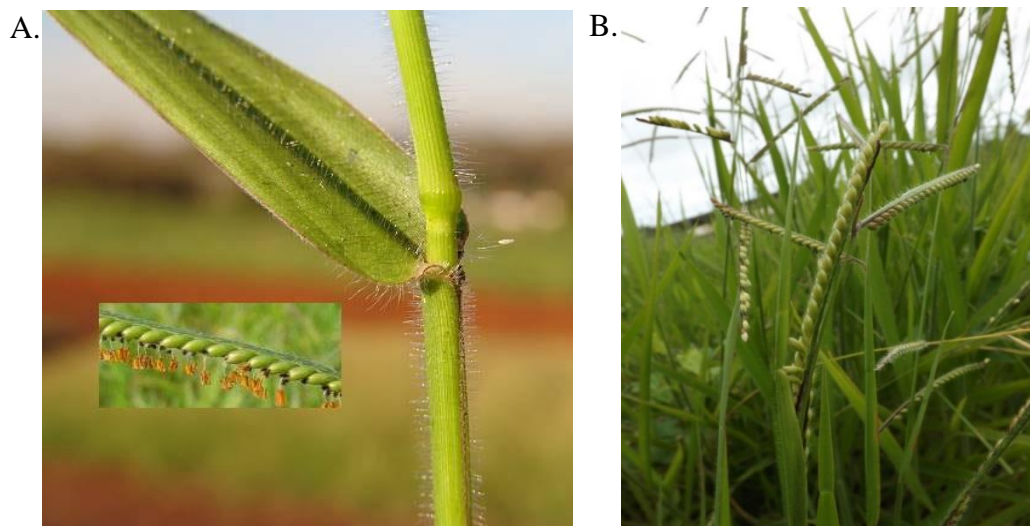


Figura 2. Capim-braquiária (*Urochloa decumbens* Stapf.). A. Folha com bainha, inflorescência no detalhe (Foto: Weeds online, 2017); B. Espiguetas com frutos (Foto: Embrapa, 2015).

A espécie é resistente à seca, porém pouco tolerante a baixas temperaturas, adaptando-se bem às regiões tropicais. Cresce bem em condições de média fertilidade e em diversos tipos de solo, incluindo solos argilosos e arenosos (PEREIRA et al., 2012). É altamente competitiva, produzindo compostos alelopáticos que podem inibir o crescimento de outras espécies (BARBOSA et al., 2008; MOREIRA; BRAGANÇA, 2011). Além disso, devido à alta produção de biomassa inflamável, pode gerar um aumento na frequência e duração de incêndios em certos ambientes (D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992).

5.2 *Sula leucogaster* (Boddaert, 1783)

S. leucogaster (Suliformes: Sulidae) é uma ave marinha de coloração pardo-escuro, com peito posterior e barriga brancos (Figura 3). A espécie apresenta dimorfismo sexual em diferentes graus, em que os machos são em geral menores do que as fêmeas e apresentam vocalização mais fraca. As principais diferenças são notadas na coloração do bico, pés e partes nuas da pele. Nos machos, destaca-se a coloração azulada ao redor dos olhos. Fêmeas apresentam coloração amarela-clara ao redor dos olhos e bico mais grosso (NELSON, 1978; SICK, 1997).

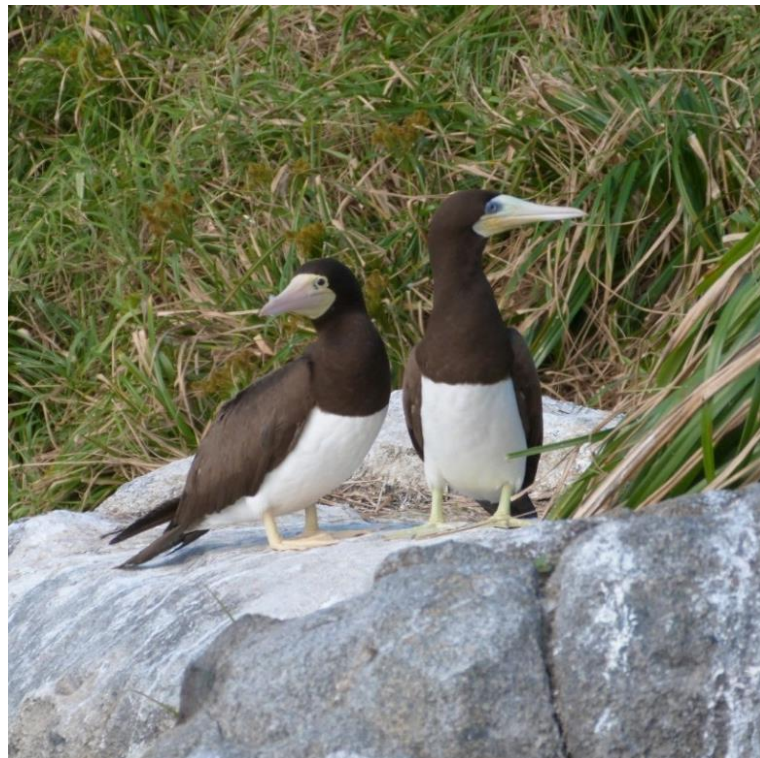


Figura 3. Casal de atobás-pardos (*S. leucogaster*). Fêmea à esquerda e macho à direita. Foto: Talita A. Sampaio-e-Silva.

A espécie se reproduz continuamente em ilhas de todos os oceanos tropicais, sendo a mais comum da família Sulidae na costa do Brasil (SICK, 1997). Embora a reprodução ocorra durante todo o ano, picos reprodutivos podem acontecer na estação seca (CEYCA; MELLINK, 2009; KRUL, 2004). As ninhadas são reduzidas, sendo colocados dois ovos, dos quais apenas um se desenvolve. O segundo ovo é tido como ovo de segurança. Caso ocorra a eclosão de ambos, o primeiro filhote a nascer irá atacar o outro, gerando sua morte, uma vez que a espécie é fraticida obrigatória (NELSON, 1978; MARTINS; DIAS, 2003). Os ninhos são construídos sobre o solo, utilizando gravetos e folhas secas, usualmente em áreas pouco cobertas por

gramíneas, sobre rochas ou em solo nu (SCHREIBER; NORTON, 2002; COELHO et al., 2004; GROSE et al., 2011) (Figura 4).



Figura 4. Ninho de atobá-pardo (*S. leucogaster*). Foto: Gabriela G.de Almeida.

Tanto o macho como a fêmea participam da construção do ninho, incubação dos ovos e alimentação dos filhotes (NELSON, 1978; MARTINS; DIAS, 2003). Após a eclosão, o período de desenvolvimento dos filhotes dura cerca de 120 dias, podendo ser identificados cinco estágios de desenvolvimento: Estágio I – Filhote desprovido de plumas, com idade de 1 a 13 dias; Estágio II – Filhotes cobertos por plumas brancas, com idade entre 14 e 36 dias; Estágio III – Similar ao anterior, porém com rêmiges e retrizes visíveis. Idade de 37 a 60 dias; Estágio IV – Filhotes completamente pardos ou com vestígios de plumagem branca na cabeça, pescoço e flancos, ainda não voam. Idade entre 85 e 105 dias; Juvenil – Filhotes completamente pardos e com capacidade de voo, idade de 120 dias (BRANCO et al., 2010) (Figura 5).



Figura 5. Estágios de desenvolvimento de filhotes de *S. leucogaster*. A. Estágio I; B. Estágio II; C. Estágio IV; D. Juvenil. Fotos: Gabriela G. Almeida.

6 MATERIAL E MÉTODOS

6.1 Uso e seleção do local do ninho em macroescala

Para comparar o uso e seleção de habitat de nidificação em macroescala, a área de estudo foi classificada de acordo com o tipo de vegetação predominante (CANAVELLI et al., 2003). Não foram observados ninhos de *S. leucogaster* em áreas de vegetação arbustiva, sendo incluídas nas amostragens apenas as áreas dominadas por gramíneas e/ou herbáceas, que foram divididas em duas categorias: 1. Nativa – Áreas com predomínio de espécies nativas, principalmente a gramínea *P. vaginatum* e *Cyperus* sp., e *P. bipinnatifidum* em menor proporção (Figura 6); 2. Invadida – Manchas densamente ocupadas pela gramínea invasora *U. decumbens* (Figura 7).



Figura 6. Área de vegetação nativa, com predomínio de gramínea *P. vaginatum* e de graminóide *Cyperus* sp. Foto: Talita A. Sampaio-e-Silva.



Figura 7. Área invadida, com predomínio de *U. decumbens*. Foto: Gabriela G. Almeida.

A classificação da vegetação, a área de cada categoria e a área total amostrada foram determinadas por meio da análise de imagem de satélite do software Google Earth (2013), na escala 1:2500 (Figura 8), e aferidas em campo. A partir da classificação da vegetação, foi gerado o mapa indicado na Figura 9. As áreas de vegetação nativa são representadas por uma área total de 3520 m². As áreas invadidas correspondem a duas manchas de *U. decumbens* presentes na

área de estudo, uma com 300 m² (Área invadida 1) e outra com 2300 m² (Área invadida 2). O número de ninhos em áreas de ambas as categorias foi registrado, totalizando 3620 m² de área amostrada, incluindo ambas as áreas invadidas (2600 m²) e 40% das áreas nativas (1020 m²).



Figura 8. Imagem utilizada para classificação da Ilha do Castilho em diferentes categorias de vegetação. Fonte: Google Earth (2013); Escala 1:2500.

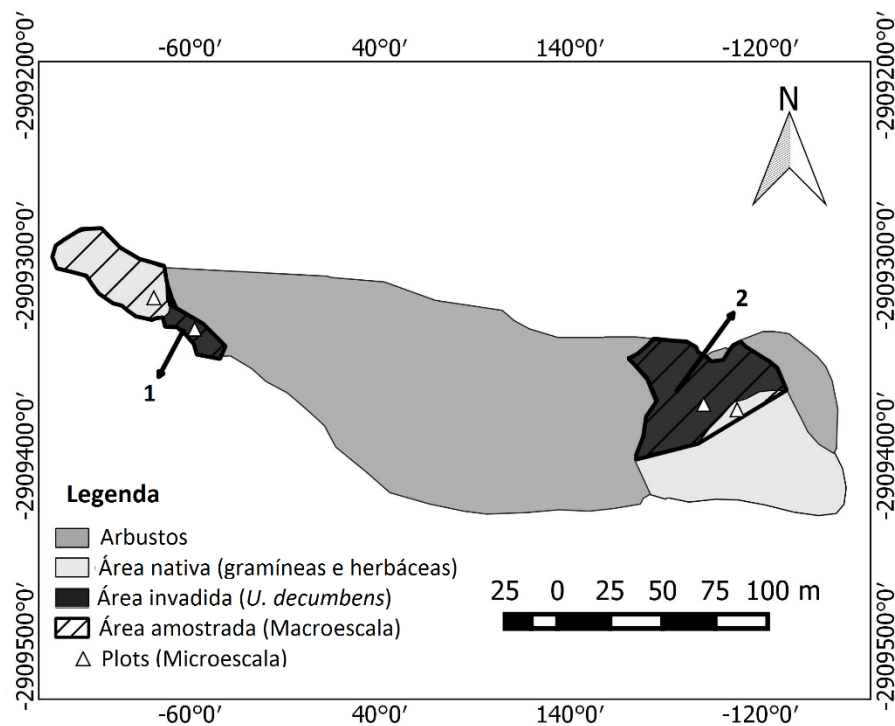


Figura 9. Classificação da Ilha do Castilho de acordo com o tipo de vegetação e áreas amostradas em macro e microescala. 1. Área invadida 1 (300 m²); 2. Área invadida 2 (2300 m²).

6.2 Seleção do local do ninho em microescala

Conforme as categorias de vegetação descritas anteriormente, foram estabelecidas duas parcelas de 300 m², sendo uma em área invadida, correspondente à área total da área invadida 1, e outra em área de vegetação nativa, o mais próximo possível. Outro par de parcelas com a mesma área foi estabelecido de acordo com a localização da área invadida 2, sendo uma dentro desta e a outra em área nativa, o mais próximo possível (Figura 9). A área das parcelas foi definida de acordo com a área da menor mancha de *U. decumbens* (Área invadida 1). A proximidade entre áreas de ambas as categorias de vegetação permitiu que a parcela de vegetação nativa fosse estabelecida o mais próximo possível da parcela invadida, apresentando condições ambientais similares, minimizando possíveis interferências destas condições nos resultados (HEJDA et al., 2009).

Em cada parcela de 300 m², todos os ninhos de *S. leucogaster* foram localizados. Ao redor de cada ninho, em um raio de 1 m (medida estabelecida com base na distância mínima entre ninhos, de modo a evitar a sobreposição), foram estimados oito diferentes parâmetros da estrutura da vegetação (Adaptado de DAVIS, 2005; GIBSON et al., 2016):

1. cobertura por gramíneas nativas (%);
2. cobertura pela gramínea invasora (%);
3. cobertura por herbáceas (%);
4. cobertura por arbustos (%);
5. solo exposto (%);
6. rocha exposta (%);
7. necromassa (%);
8. altura predominante da vegetação (cm).

As amostragens foram repetidas quatro vezes em um período de dez meses, sendo a primeira realizada em Dezembro de 2015 e as seguintes em Abril, Julho e Outubro de 2016. Em cada amostragem, um par de parcelas foi incluído, alternando entre os meses de amostragem.

6.3 Análises estatísticas

A análise de uso e seleção de habitat em macroescala baseou-se na relação entre uso e disponibilidade. O uso corresponde à proporção de ninhos amostrados em cada categoria de vegetação em relação ao total de ninhos amostrados, e representa a proporção observada de uso.

A disponibilidade é dada pela proporção da área amostrada em cada categoria de vegetação em relação à área total amostrada, e corresponde à proporção esperada de uso. A partir das proporções observadas, foram calculados intervalos de confiança simultâneos, que fornecem uma estimativa da proporção real de uso (π). Assim, a seleção ou rejeição de cada categoria de vegetação como habitat de nidificação foi determinada comparando-se o intervalo calculado e a proporção de uso esperada (GARSHELIS, 2000). O intervalo de Bailey (BAILEY, 1980) foi utilizado por ser adequado para amostras pequenas, apresentando uma margem de erro reduzida em relação a outros intervalos empregados em estudos de uso e disponibilidade de habitats (CHERRY, 1996; PONS et al., 2003).

Em relação à microescala, antes de testar a diferença entre o número de ninhos e os parâmetros da vegetação entre as parcelas inseridas em áreas invadidas e nativas, aplicou-se o teste de Shapiro-Wilk para verificar o padrão de distribuição dos dados referentes a cada variável coletada. As variáveis número de ninhos por parcela e percentagem de necromassa apresentaram distribuição normal, sendo as diferenças entre áreas invadidas e nativas testadas por meio do teste de t-student. Os demais parâmetros não seguiram a distribuição normal. Assim, para estes, foi aplicado um teste não-paramétrico, o teste de Wilcoxon-Mann-Whitney, para avaliar as diferenças. O nível de significância adotado para os testes foi de 0,05.

A correlação linear entre os parâmetros da estrutura vegetação e a escolha do local de nidificação foi testada por meio da construção de modelos mistos, utilizando-se o pacote “lme4” (BATES et al. 2015) no software R - Versão 3.3.2 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2016). Previamente, os dados foram transformados para escala logarítmica (log). Em cada modelo, o número de ninhos por parcela (N) foi incluído como variável dependente, e um ou mais parâmetros da vegetação foram incluídos como variáveis fixas independentes. Além disso, foi incluído o modelo nulo (N~1), que presume a distribuição randômica dos ninhos, ou seja, não relaciona o número de ninhos por parcela a nenhuma das variáveis fixas independentes. O mês de amostragem foi incluído como variável randômica em todos os modelos. Variáveis substancialmente correlacionadas (coeficiente de correlação de Pearson > 0,5) não foram inseridas no mesmo modelo, de modo a evitar problemas relacionados à multicolinearidade (BURNHAM; ANDERSON, 2003).

O pacote “bbmle” (BOLKER, 2016) foi usado para computar a tabela de valores do critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas (AICc) (HURVICH; TSAI, 1989) e o peso (w_i). O peso representa a probabilidade de que um modelo seja o melhor dentre todos para explicar a distribuição dos dados. Por fim, a seleção do melhor modelo ajustado foi realizada considerando os valores de AICc, o peso, e os valores de evidência. A evidência é

dada pela razão entre o peso do melhor modelo ajustado e o modelo de referência (wi_max/wi_i), e indica a proximidade entre cada modelo e o melhor modelo. Foram considerados nas inferências os modelos com valores de evidência menor ou igual a dois (BURNHAM; ANDERSON, 2003).

7 RESULTADOS

7.1 Uso e seleção do local do ninho em macroescala

No total, foram amostrados 85 ninhos, sendo 46 em áreas de vegetação nativa e 39 em áreas invadidas. De acordo com o intervalo de Bailey, identificou-se que a proporção real de uso (π) em áreas de vegetação nativa está acima do esperado, indicando a preferência pela construção de ninhos neste tipo de vegetação. Por outro lado, para áreas invadidas, o intervalo calculado indicou a rejeição desta categoria (Tabela 1).

Tabela 1. Intervalo de confiança de Bailey e análise de uso e seleção de habitats de nidificação por *S. leucogaster*. π : proporção real de uso em cada categoria de vegetação; (+) seleção, utilizado mais do que o esperado; (-) rejeição, utilizado menos do que o esperado.

Vegetação	Área (m ²)	Proporção esperada de uso	Proporção observada de uso	Intervalo de Bailey	Tendência de uso
Nativa	1020	0,282	0,541	$0,383 \leq \pi \leq 0,679$	+
Invadida	2600	0,718	0,459	$0,306 \leq \pi \leq 0,602$	-

7.2 Seleção do local do ninho em microescala

No total, foram amostrados 74 ninhos, sendo 18 em parcelas invadidas e 56 em parcelas de vegetação nativa. O número de ninhos foi menor nas parcelas invadidas em todas as amostragens, variando de três a seis (Figura 10, Tabela 2). Nas parcelas de vegetação nativa, foram encontrados de 12 a 17 ninhos.

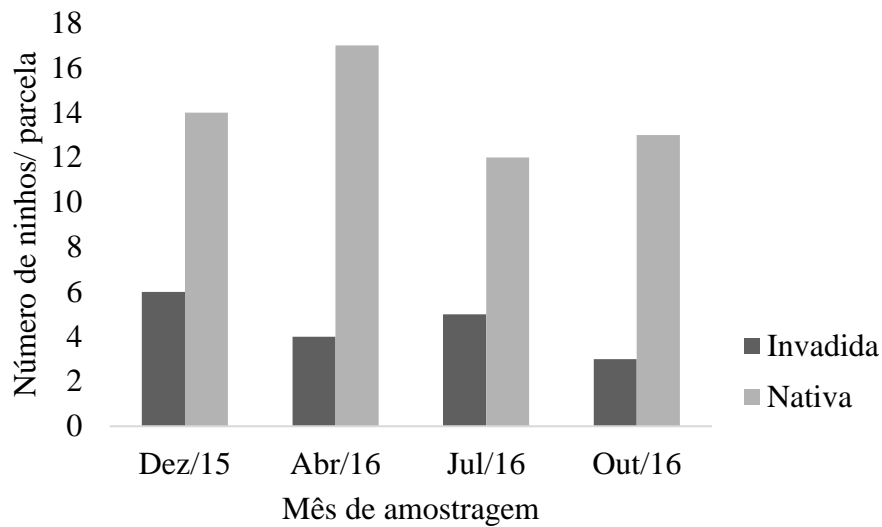


Figura 10. Número de ninhos por parcela (300 m²) ao longo dos meses de amostragem, comparando áreas invadidas e nativas.

A diferença no número de ninhos foi significativa (teste t-Student, $t = -7,6$; $p < 0,001$). Em relação aos parâmetros da vegetação, a percentagem de cobertura por gramíneas nativas (teste de Mann-Whitney, $U = 389,5$; $p < 0,001$) e herbáceas (teste de Mann-Whitney, $U = 561,0$; $p < 0,05$) foi significativamente menor nas áreas invadidas, enquanto a percentagem de cobertura pela gramínea invasora (teste de Mann-Whitney, $U = 1407,0$; $p < 0,0001$) e altura da vegetação (teste de Mann-Whitney, $U = 1026,0$; $p < 0,01$) foram maiores. Os demais parâmetros não diferiram entre as parcelas em cada categoria de vegetação (Tabela 2).

Tabela 2. Número de ninhos por parcela (300 m²) e média dos parâmetros da vegetação no entorno de ninhos em parcelas invadidas e de vegetação nativa de acordo com os meses de amostragem. As amostras foram consideradas diferentes se $p < 0,05$, de acordo com o resultado do teste de t-student ou de Mann-Whitney. (*): $p < 0,05$; (**): $p < 0,01$.

Variáveis	Mês de amostragem	Vegetação		Teste t ou teste de Mann-Whitney	
		Nativa	Invadida	t ou U	Valor de p
Número de ninhos/ parcela	Dez/15	14	6	$t = - 7,6$	0,0003 **
	Abr/16	17	4		
	Jul/16	12	5		
	Out/16	13	3		
	Média	14	4,5		

Variáveis	Mês de amostragem	Vegetação		Teste t ou teste de Mann-Whitney	
		Nativa	Invasora	t ou U	Valor de p
Gramínea nativa (%)	Dez/15	50,0	60,0	U = 389,5	0,0003 **
	Abr/16	60,0	20,0		
	Jul/16	20,0	0,0		
	Out/16	80,0	10,0		
	Média	52,5	22,5		
Gramínea invasora (%)	Dez/15	0,0	50,0	U = 1407,0	< 0,0001**
	Abr/16	0,0	60,0		
	Jul/16	0,0	30,0		
	Out/16	0,0	60,0		
	Média	0,0	50,0		
Herbáceas (%)	Dez/15	20,0	10,0	U = 561,0	0,0279 *
	Abr/16	10,0	0,0		
	Jul/16	60,0	20,0		
	Out/16	0,0	0,0		
	Média	22,5	7,5		
Arbustos (%)	Dez/15	0,0	0,0	U = 781,0	0,4930
	Abr/16	10,0	10,0		
	Jul/16	0,0	0,0		
	Out/16	0,0	0,0		
	Média	2,5	2,5		
Rocha exposta (%)	Dez/15	20,0	30,0	U = 793,0	0,5744
	Abr/16	20,0	20,0		
	Jul/16	10,0	30,0		
	Out/16	20,0	30,0		
	Média	17,5	27,5		
Solo exposto (%)	Dez/15	0,0	0,0	U = 667,0	0,0859
	Abr/16	0,0	0,0		
	Jul/16	10,0	0,0		
	Out/16	0,0	0,0		
	Média	2,5	0,0		

Variáveis	Mês de amostragem	Vegetação		Teste t ou teste de Mann-Whitney	
		Nativa	Invasora	t ou U	Valor de p
Necromassa (%)	Dez/15	60,0	50,0	t = - 0,90	0,3696
	Abr/16	50,0	50,0		
	Jul/16	60,0	50,0		
	Out/16	60,0	50,0		
	Média	57,5	50,0		
Altura da vegetação (cm)	Dez/15	45,0	50,0	U = 1026,0	0,0022 **
	Abr/16	44,0	52,0		
	Jul/16	47,0	44,0		
	Out/16	45,0	56,0		
	Média	45,3	50,5		

O melhor modelo ajustado para explicar a seleção de locais de nidificação por *S. leucogaster* incluiu apenas a percentagem de cobertura pela gramínea invasora, estando esta variável negativamente correlacionada com o número de ninhos (Tabela 3). Este modelo foi suportado por um peso (w_i) de 0,93 (Tabela 3). Os modelos seguintes tiveram pesos menores ou iguais a 0,02 e valores de evidência acima de dois (Anexo 1).

Tabela 3. Resultado da seleção de modelos para explicar a seleção do local do ninho por *S. leucogaster*, ranqueados pelo critério de informação de Akaike corrigido ($\Delta AICc = 0$), peso (w_i) e evidência (w_{i_max}/w_i). g. l.: graus de liberdade; Gr_inv: percentagem de cobertura pela gramínea invasora; (-) relação negativa com o número de ninhos.

Variáveis independentes		g. l.	AICc	$\Delta AICc$	w_i	w_{i_max}/w_i
- Gr_inv	-	4	6,6	0	0,93	1,0
-	(Modelo Nulo)	3	14,5	7,9	0,02	46,5

8 DISCUSSÃO

Os resultados obtidos em relação ao uso e seleção do habitat em macroescala indicam que *S. leucogaster* rejeita áreas invadidas e prefere áreas de vegetação nativa para nidificação. Isso pode ser explicado pelas diferenças na composição e estrutura da vegetação entre as duas categorias. A invasão por espécies exóticas pode modificar tanto a composição em espécies como a estrutura da vegetação, alterando parâmetros como cobertura por gramíneas e altura da vegetação, importantes na seleção de sítios de nidificação por aves (FLEISHMAN et al., 2003; LLOYD; MARTIN, 2005; SPYREAS et al., 2010).

As áreas de vegetação nativa apresentam diferentes espécies, incluindo altas proporções de cobertura por gramíneas nativas e herbáceas, com indivíduos da mesma espécie agrupados em manchas. Por outro lado, as áreas invadidas mostraram-se mais homogêneas, sendo compostas predominantemente por *U. decumbens*. *S. leucogaster* nidifica preferencialmente em áreas pouco cobertas, com livre acesso ao solo (SCHREIBER; NORTON, 2002; KRUL, 2004). Assim, áreas invadidas constituem um habitat pouco propício para a nidificação, uma vez que a gramínea invasora forma uma densa camada de biomassa, além de apresentar maior altura em relação às espécies nativas.

Uma vez que o habitat selecionado em microescala ocorre dentro de um mesmo tipo de habitat em macroescala, a escolha de ambos frequentemente está relacionada (GARSHELIS, 2000). Em relação à microescala, os locais do ninho foram negativamente associados à percentagem de cobertura pela gramínea invasora. Este foi o principal parâmetro afetando a escolha, justificando a rejeição de áreas invadidas em macroescala.

Características estruturais da vegetação que influenciam a seleção do sítio de nidificação em microescala podem estar relacionadas de forma complexa a diferentes estratégias que visam garantir o sucesso reprodutivo. Frequentemente, associam-se à proteção contra a predação de ninhos, principal causa de mortalidade de aves nos estágios iniciais (GOTMARK et al., 1995; FISHER; DAVIS, 2010). As táticas de proteção dependem dos hábitos de cada espécie, podendo priorizar a ocultação do ninho ou a visibilidade para evitar predadores (GOTMARK et al., 1995; GAN et al., 2010).

Duas espécies de aves predadoras de ninhos foram observadas na área de estudo, sendo estas o gaivotão (*Larus dominicanus* Lichtenstein, 1823) e o urubu-de-cabeça-preta (*Coragyps atratus* Bechstein, 1793). Os hábitos descritos para *S. leucogaster* incluem revezamento no cuidado do ninho, estando este raramente sem a presença de um dos parentais, principalmente nos primeiros estágios da ninhada, e comportamento agressivo na presença de invasores (SICK,

1997; MARTINS; DIAS, 2003; CEYCA; MELLINK, 2009). Neste caso, a visibilidade é priorizada em relação à ocultação do ninho. Assim, áreas com altas proporções de cobertura por *U. decumbens* são evitadas, pois a densa camada de biomassa formada por esta espécie, além da maior altura em relação às espécies nativas, dificulta a detecção antecipada de predadores. Além disso, tais características dificultam a movimentação e a chegada ao ninho (BENOIT; ASKINS, 1999; MA et al., 2011).

Por se reproduzir em diversas ilhas de todos os oceanos tropicais e apresentar populações abundantes, *S. leucogaster* é classificada como uma espécie pouco preocupante (Least Concern – LC) pelo status da IUCN (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2016). No Brasil, a espécie também não é citada entre as ameaçadas (SILVEIRA; STRAUBE, 2008). Entretanto, tem sido registrado o declínio de suas populações nos últimos 200 anos e, atualmente, as colônias se encontram restritas principalmente às ilhas mais remotas, indicando a sensibilidade da espécie às alterações antrópicas e a necessidade de medidas que garantam sua conservação (SCHREIBER; NORTON, 2002; ROSENBERG et al., 2014).

O fato de áreas dominadas por *U. decumbens* serem evitadas para nidificação demonstra que a presença desta espécie constitui uma potencial ameaça para *S. leucogaster*, dificultando sua permanência em ilhas altamente invadidas. Ilhas com área reduzida são particularmente vulneráveis, uma vez que a gramínea é capaz de se proliferar rapidamente, ocupando grandes extensões (D'ANTONIO; VITOUSEK 1992; FREITAS; PIVELLO, 2005). Além disso, esta espécie produz grande quantidade de biomassa altamente inflamável, o que pode favorecer a ocorrência incêndios (D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992; WILLIAMS; BARUCH, 2000). A Ilha do Castilho, juntamente com mais 10 ilhas e um ilhote, está entre os principais sítios de nidificação de *S. leucogaster* no Estado de São Paulo (CAMPOS et al., 2004). Dentre estes, destaca-se por estar inserida na Estação Ecológica dos Tupiniquins, uma Unidade de Conservação de Proteção Integral cujos principais objetivos incluem a preservação dos sítios reprodutivos de *S. leucogaster* e outras espécies de aves marinhas (BRASIL, 2008). Assim, a erradicação de *U. decumbens*, também apontada entre os objetivos apresentados pelo Plano de Manejo, é essencial para assegurar a continuidade da reprodução do atobá-pardo na Ilha do Castilho em longo-prazo.

9 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os efeitos constatados em relação à influência da invasão por *U. decumbens* sobre a seleção do local de nidificação do atobá-pardo, em que áreas invadidas são rejeitadas para a construção dos ninhos, fornecem um indício de que a proliferação de plantas invasoras pode estar entre os motivos pelos quais as colônias de *S. leucogaster* estão se tornando restritas às ilhas mais isoladas, uma vez que introdução de espécies exóticas está diretamente relacionada ao grau de ocupação antrópica, sendo facilitada em ilhas mais próximas do continente.

Considerando que a seleção do local do ninho está frequentemente associada a estratégias adaptativas, estudos comparando a sobrevivência de filhotes são necessários para averiguar se o sucesso reprodutivo dos ninhos de *S. leucogaster* difere entre áreas invadidas e de vegetação nativa.

A proliferação de *U. decumbens* pode potencialmente reduzir a disponibilidade de habitats de nidificação ideais para o atobá-pardo e, possivelmente, afetar outras espécies de aves marinhas, além de favorecer a ocorrência de incêndios. Diante dos impactos citados, ações de manejo em áreas protegidas, como é o caso da Ilha do Castilho, são prioritárias. Assim, o presente trabalho destaca a importância da erradicação desta espécie invasora, conforme os objetivos estabelecidos pelo Plano de Manejo da Estação Ecológica dos Tupiniquins, para assegurar a continuidade da reprodução de *S. leucogaster* nesta área em longo-prazo. Por fim, destaca-se a importância de identificar e controlar a proliferação de *U. decumbens* em outras áreas que abrigam colônias reprodutivas da espécie.

REFERÊNCIAS

- ANDERSON, S. H.; SHUGART JR., H. H. Habitat Selection of Breeding Birds in an East Tennessee Deciduous Forest. **Ecology**, v. 55, p. 828-837, 1974.
- ASNER, G. P.; BEATTY, S. W. Effects of an African grass invasion on Hawaiian shrubland nitrogen biogeochemistry. **Plant & Soil**, v. 186, p. 205-211, 1996.
- BAILEY, B. J. R. Large sample simultaneous confidence intervals for the multinomial probabilities based on transformation of the cell frequencies. **Technometrics**, v. 22, p. 583-589, 1980.
- BARBOSA, E. G.; PIVELLO, V. R.; MEIRELLES, S. T. Allelopathic evidence in *Brachiaria decumbens* and its potential to invade the Brazilian cerrados. **Brazilian Archives of biology and Technology**, v. 51, p. 625-631, 2008.
- BATES, D.; MÄCHLER, M.; BOLKER, B.; WALKER, S. Fitting linear mixed-effects models using lme4. **Journal of Statistical Software**, v. 67, p. 1-48, 2015.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecology: from individuals to ecosystems**. 4^a ed. Hoboken: Blackwell Publishers, 2006. 746 p.
- BENOIT, L. K.; ASKINS, R. A. Impact of the spread of Phragmites on the distribution of birds in Connecticut tidal marshes. **Wetlands**, v. 19, p. 194-208, 1999.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. *Sula leucogaster*. **The IUCN Red List of Threatened Species**. 2016. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22696698A93580445.en>. Acesso em: 20 fev. 2017.
- BLOCK, W. M.; BRENNAN, L. A. The habitat concept in ornithology: Theory and applications. **Current Ornithology**, v. 11, p. 35-91, 1993.
- BOLKER, B.; R DEVELOPMENT CORE TEAM. **Bbmle**: Tools for General Maximum Likelihood Estimation. 2016. R package version 1.0.18. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=bbmle>. Acesso em: 20 fev. 2017.
- BORGES, P. A. V.; AZEVEDO, E. B.; BORBA, A.; DINIS, F. O.; GABRIEL, R.; SILVA, E. Ilhas Oceânicas. In: PEREIRA, H. M.; DOMINGOS, T.; VICENTE, L.; PROENÇA, V. (Eds.). **Ecosistemas e bem-estar humano: avaliação para Portugal do Millennium Ecosystem Assessment**. Lisboa: Escolar Editora, 2009. p. 463-510.
- BRANCO, J. O.; FRACASSO, H. A. A.; EFE, M. A.; BOVENDORP, M. S.; BERNARDES-JÚNIOR, J. J.; MANOEL, F. C.; EVANGELISTA, C. L. O atobá-pardo *Sula leucogaster* (Pelecaniformes: Sulidae) no Arquipélago de Moleques do Sul, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 18, p. 222-227, 2010.

BRASIL; INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBio); MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Plano de Manejo da Estação Ecológica dos Tupiniquins**. Brasília: ICMBio/MMA, 2008. 403 p. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomas-brasileiros/marinho/unidades-de-conservacao-marinho/2256-esec-de-tupiniquins>. Acesso em: 20 fev. 2017.

BROWN, J. H.; LOMOLINO, M. V. **Biogeography**. 2ª ed. Sunderland: Sinauer Associates, 1998. 691 p.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. **Model Selection and Inference: A Practical Information-Theoretic Approach**. New York: Springer-Verlag, 2003. 488 p.

CADOTTE, M. W., MCMAHON, S. M.; FUKAMI, T. **Conceptual ecology and invasion biology: reciprocal approaches to nature**. Dordrecht: Springer, 2006. 487 p.

CAMPOS, F. P.; PALUDO, D.; FARIA, P. J.; MARTUSCELLI, P. Aves insulares marinhas, residentes e migratórias, do litoral do Estado de São Paulo. In: BRANCO, J. O. (Org.). **Aves marinhas e insulares brasileiras: bioecologia e conservação**. Itajaí: Editora da Univali, 2004. p. 57-82

CANAVELLI, S. B.; BECHARD, M. J.; WOODBRIDGE, B.; KOCHERT, M. N.; MACEDA, J. J.; ZACCAGNINI, M. E. Habitat use by Swainson's Hawks on their austral winter grounds in Argentina. **Journal of Raptor Research**, v. 37, p. 125-134, 2003.

CEYCA, J. P.; MELLINK, E. Ecología reproductiva del bobo café (*Sula leucogaster*) en Morros El Potosí, Guerrero, México. **Revista mexicana de biodiversidad**, v. 80, p. 793-800, 2009.

CHERRY, S. A comparison of confidence intervals methods for habitat use-availability studies. **Journal of Wildlife Management**, v. 60, p. 653-658, 1996.

COELHO, E. P.; ALVES, V. S.; SOARES, A. B. A.; COUTO, G. S.; EFE, M. A.; RIBEIRO, A. B. B.; VIELLIARD, J.; GONZAGA, L. P. O atobá marrom (*Sula leucogaster*) na Ilha de Cabo Frio, Arraial do Cabo, Rio de Janeiro, Brasil. In: BRANCO, J. O. (Org.). **Aves marinhas e insulares brasileiras: bioecologia e conservação**. Itajaí: Editora da Univali, 2004. p. 233-254.

D'ANTONIO, C. M.; VITOUSEK, P. M. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. **Annual review of ecology and systematics**, v. 23, p. 63-87, 1992.

DAVIS, S. K. Nest-site Selection Patterns and the Influence of Vegetation on Nest Survival of Mixed-grass Prairie Passerines. **Condor**, v. 107, p. 605-616, 2005.

DEVELEY, P. F.; CAVANA, D. D.; PIVELLO, V. R. As aves da Gleba Cerrado Pé-de-Gigante. In: PIVELLO, V. R.; VARANDA, E. M. (Org.). **Cerrado Pé-de-Gigante, Parque Estadual de Vassununga – Ecologia e Conservação**. 1ª ed. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2005. p. 122-134.

ELTON, C. S. **The Ecology of Invasions by Animals and Plants**. Londres: Chapman & Hall, 1958.

FASOLA, M.; CANOVA, L. Colony site selection by eight species of gulls and terns breeding in the «Valli di Comacchio» (Italy). **Italian Journal of Zoology**, v. 58, p. 261-266, 1991.

FISHER, R. J.; DAVIS, S. K. From Wiens to Robel: A Review of Grassland-Bird Habitat Selection. **The Journal of Wildlife Management**, v. 74: 265-273, 2010.

FLANDERS, A. A.; KUVLESKY JR., W. P.; RUTHVEN III, D. C.; ZAIGLIN, R. E.; BINGHAM, R. L.; FULBRIGHT, T. E.; HERNANDEZ, F.; BRENNAN, L. A. Effects of invasive exotic grasses on south Texas rangeland breeding birds. **Auk**, v. 123, p. 171-182, 2006.

FLEISHMAN, E.; MCDONALD, N.; NALLY, R. M.; MURPHY, D. D.; WALTERS, J.; FLOYD, T. Effects of floristics, physiognomy and non-native vegetation on riparian bird communities in a Mojave Desert watershed. **Journal of Animal Ecology**, v. 72, p. 483-490, 2003.

FRANKHAM, R. Do island populations have less genetic variation than mainland populations?. **Heredity**, v. 78, p. 311-327, 1997.

FREITAS, G. K.; PIVELLO, V.R. A ameaça das gramíneas exóticas à biodiversidade. In: PIVELLO, V. R.; VARANDA, E. M. (Org.). **Cerrado Pé-de-Gigante, Parque Estadual de Vassununga – Ecologia e Conservação**. 1ª ed. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2005. p. 283-296.

GAN, X.; CHOI, C.; WANG, Y.; MA, Z.; CHEN, J.; LI, B. Alteration of habitat structure and food resources by invasive smooth cordgrass affects habitat use by wintering saltmarsh birds at Chongming Dongtan, East China. **Auk**, v. 127, p. 317-327, 2010.

GARSHELIS, D. L. Delusions in habitat evaluation: measuring use, selection, and importance. In: BOITANI, L.; FULLER, T. K (Ed.). **Research techniques in animal ecology: controversies and consequences**. New York: Columbia University Press, 2000. p. 111-164.

GIBSON, D.; BLOMBERG, E. J.; ATAMIAN, M. T.; SEDINGER, J. S. Nesting habitat selection influences nest and early offspring survival in Greater Sage-Grouse. **Condor**, v. 118, p. 689-702, 2016.

GOTMARK, F.; BLOMQVIST, D.; JOHANSSON, O. C.; BERGKVIST, J. Nest site selection: a trade-off between concealment and view of the surroundings? **Journal of Avian Biology**, v. 26, p. 305-312, 1995.

GROSE, A.; SCHULZE, B.; CREMER, M. J. Registro de reprodução do atobá-pardo *Sula leucogaster* (Suliformes: Sulidae) em estrutura artificial no estuário da baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 19, p. 141-144, 2011.

HALL, L. S.; KRAUSMAN, P. R.; MORRISON, M. L. The habitat concept and a plea for standard terminology. **Wildlife Society Bulletin**, v. 25, p. 173-182, 1997.

HEJDA, M.; PYŠEK, P.; JAROŠÍK, V. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. **Journal of Ecology**, v. 97, p. 393-403, 2009.

HUGHES, F.; VITOUSEK, P. M. Barriers to shrub establishment following fire in the seasonal submontane zone of Hawaii. **Oecologia**, v. 93, p. 557-563, 1993.

HURVICH, C. M.; TSAI, C. L. Regression and time series model selection in small samples. **Biometrika**, v. 76, p. 297-307, 1989.

JOHNSON, T. H.; STATTERSFIELD, A. J. A global review of island endemic birds. **Ibis**, v. 132, p. 167-180, 1990.

JONES, J. Habitat selection studies in avian ecology: a critical review. **Auk**, v. 118, p. 557-562, 2001.

KISSMANN, K. G. **Plantas infestantes e nocivas**. São Paulo: BASF, 1997. 825 p.

KOTLIAR, N. B.; BURGER, J. Colony site selection and abandonment by least terns *Sterna antillarum* in New Jersey, USA. *Biological Conservation* 37: 1-21, 1986.

KREBS, C.J. **Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance**. 6^a. ed. Benjamin Cummings: San Francisco, 2009.

KRUL, R. Aves marinhas costeiras do Paraná In: BRANCO, J. O. (Org.). **Aves marinhas e insulares brasileiras: bioecologia e conservação**. Itajaí: Editora da Univali, 2004. p. 37-56.

KUEFFER, C.; DAEHLER, C. C.; TORRES-SANTANA, C. W.; LAVERGNE, C.; MEYER, J. Y.; OTTO, R.; SILVA, L. A global comparison of plant invasions on oceanic islands. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 12, p. 145-161, 2010.

LLOYD, J. D.; MARTIN, T. E. Reproductive Success of Chestnut-Collared Longspurs in Native and Exotic Grassland. **Condor**, v. 107, p. 363-374, 2005.

LODGE, D. M. Biological invasions: lessons for ecology. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 8, p. 133-137, 1993.

LUSK, J. J.; SMITH, S. G.; FUHLENDORF, S. D.; GUTHERY, F. S. Factors influencing northern bobwhite nest-site selection and fate. **Journal of Wildlife Management**, v. 70, p. 564-571, 2006.

MA, Z.; GAN, X.; CAI, Y.; CHEN, J.; LI, B. Effects of exotic *Spartina alterniflora* on the habitat patch associations of breeding saltmarsh birds at Chongming Dongtan in the Yangtze River estuary, China. **Biological Invasions**, v. 13, p. 1673-1686, 2011.

MACK, R. N.; SIMBERLOFF, D.; MARK LONSDALE, W.; EVANS, H.; CLOUT, M.; BAZZAZ, F. A. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. **Ecological applications**, v. 10, p. 689-710, 2000.

MARTINS, F. C.; DIAS, M. M. Parental care in *Sula leucogaster* (Boddaert) (Aves, Pelecaniformes, Sulidae) on the Currais Islands, Paraná, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, p. 583-589, 2003.

- MAYOR, S. J.; SCHNEIDER, D. C.; SCHAEFER, J. A.; MAHONEY, S. P. Habitat selection at multiple scales. **Ecoscience**, v. 16, p. 238-247, 2009.
- MITCHELL, S. C. How useful is the concept of habitat? – a critique. **Oikos**, v. 110, p. 634-638, 2005.
- MOONEY, H. A.; CLELAND, E. E. The evolutionary impact of invasive species. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 98, p. 5446-5451, 2001.
- MOREIRA, H. J. D. C.; BRAGANÇA, H. B. N. **Manual de identificação de plantas infestantes**. São Paulo: FMC Agrícola, 2011. 1017 p.
- MORRISON, M. L.; MARCOT, B. G.; MANNAN, R. W. **Wildlife-habitat Relationships: Concepts and Applications**. 3. ed. Island Press: Washington, 2012.
- MYERS, J. H.; BAZELY, D. R. **Ecology and Control of Introduced Plants**. Cambridge: Cambridge University Press, 2003. 328 p.
- NELSON, B. **The Sulidae: gannets and boobies**. Oxford: Oxford University Press, 1978. 1024 p.
- ODUM, E. P. **Fundamentos de Ecologia**. 6ª ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2004. 823 p.
- ORTEGA, Y. K.; MCKELVEY, K. S.; SIX, D. L. Invasion of an exotic forb impacts reproductive success and site fidelity of a migratory songbird. **Oecologia**, v. 149, p. 340-351, 2006.
- PEREIRA, M. R. R.; MARTINS, C. C.; SOUZA, G. S. F.; MARTINS, D. Influência do estresse hídrico e salino na germinação de *Urochloa decumbens* e *Urochloa ruziziensis*. **Bioscience Journal**, v. 28, p. 537-545, 2012.
- PETENON, D.; PIVELLO, V. R. **Plantas invasoras nos trópicos: esperando a atenção mundial?** São Paulo: Instituto de Biociências/USP, 2006.
- PONS, P.; LAMBERT, B.; RIGOLOT, E.; PRODON, R. The effects of grassland management using fire on habitat occupancy and conservation of birds in a mosaic landscape. **Biodiversity & Conservation**, v. 12, p. 1843-1860, 2003.
- PRIMACK, R. B. **A Primer of Conservation Biology**. Sunderland: Sinauer Associates, 2004.
- PYŠEK, P.; JAROŠÍK, V.; KUČERA, T. Patterns of invasion in temperate nature reserves. **Biological Conservation**, v. 104, p. 13-24, 2002.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2016.
- REJMÁNEK, M.; RICHARDSON, D. M.; PYŠEK, P. Plant invasions and invasibility of plant communities. In: MAAREL, E. (Ed.). **Vegetation ecology**. Oxford: Blackwell Publishing, 2005. p. 332-355.

REMĚŠ, V. Effects of Exotic Habitat on Nesting Success, Territory Density, and Settlement Patterns in the Blackcap (*Sylvia atricapilla*). **Conservation Biology**, v. 17, p. 1127-1133, 2003.

RICKELFS, R. E. **A Economia da Natureza**. 6ª ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2010. 534 p.

RONCONI, R. A. **Patterns and processes of marine habitat selection: foraging ecology, competition and coexistence among coastal seabirds**. 2008. 214 f. Dissertation (Doctor of Philosophy) – Department of Biology, University of Victoria, Victoria, 2008.

ROSENBERG, K. V.; PASHLEY, D.; ANDRES, B.; BLANCHER, P. J.; BUTCHER, G. S.; HUNTER, W. C.; MEHLMAN, D.; PANJABI, A. O.; PARR, M.; WALLACE, G.; WIEDENFELD, D. **The State of the Birds 2014 Watch List**. Washington: North American Bird Conservation Initiative, U.S. Committee, D. C, 2014. 4 p.

SAX, D. F.; GAINES, S. D. Species invasions and extinction: the future of native biodiversity on islands. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, p. 11490-11497, 2008.

SCHREIBER, E. A.; BURGER, J. (Eds.). **Biology of marine birds**. Boca Raton: CRC Press, 2001. 740 p.

SCHREIBER, E. A.; NORTON, R. L. Brown Booby (*Sula leucogaster*). In: GILL, F. B.; POOLE, A (Eds.). **The Birds of North America**. Philadelphia: The Academy of Natural Sciences, 2002. p. 649.

SERAFINI, T. Z.; FRANÇA, G. B.; ANDRIGUETTO-FILHO, J. M. Ilhas oceânicas brasileiras: biodiversidade conhecida e sua relação com o histórico de uso e ocupação humana. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, v. 10, p. 281-301, 2010.

SICK, H. **Ornitologia Brasileira**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997. 912 p.

SILVA, L.; TAVARES, J; SMITH, C. W. Biogeography of Azorean Plant Invaders. **Arquipelago, Life and Marine Sciences**, Suppl. 2 (part A), p. 19-27, 2000.

SILVA-BARRETO, F. A. S.; PEREIRA, W. V.; CIAMPI, M. B.; CÂMARA, M. P. S.; CERESINI, P. C. Associação de *Rhizoctonia solani* Grupo de Anastomose 4 (AG-4 HGI e HGIII) à espécies de plantas invasoras de área de cultivo de batata. **Summa Phytopathol**, v. 36, p. 145-154, 2010.

SILVA-MATOS, D. M.; PIVELLO, V. R. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres: alguns casos brasileiros. **Ciência e Cultura**, v. 61, p. 27-30, 2009.

SILVEIRA, L. F.; STRAUBE, F. C. Aves ameaçadas de extinção no Brasil. In: MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A.P. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente/ Fundação Biodiversitas, 2008. p. 378-679.

SIMAO, M. C. M.; FLORY, S. L.; RUDGERS, J. A. Experimental plant invasion reduces arthropod abundance and richness across multiple trophic levels. **Oikos**, v. 119, p. 1553-1562, 2010.

SPEAR, D.; FOXCROFT, L. C.; BEZUIDENHOUT, H.; MCGEOCH, M. A. Human population density explains alien species richness in protected areas. **Biological Conservation**, v. 159, p. 137-147, 2013.

SPYREAS, G.; WILM, B. W.; PLOCHER, A. E.; KETZNER, D. M.; MATTHEWS, J. W.; ELLIS, J. L.; HESKE, E. J. Biological consequences of invasion by reed canary grass (*Phalaris arundinacea*). **Biological Invasions**, v. 12, p. 1253-1267, 2010.

THORNTON, I. **Island Colonization: The Origin and Development of Island Communities**. New York: Cambridge University Press, 2007.

VALÉRY, L.; FRITZ, H.; LEFEUVRE, J. C.; SIMBERLOFF, D. In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. **Biological Invasions**, v. 10, p. 1345-1351, 2008.

VENTURA, M. A.; RESENDES, R.; CUNHA, R. T. Perigos de introduções em ecossistemas insulares: o caso da ilha das Flores (Açores). In: Expedição Científica do Departamento de Biologia - Flores e Corvo, 13, Ponta Delgada, 2008. **Relatórios e Comunicações do Departamento de Biologia da Universidade dos Açores**, n. 35. Ponta Delgada: Universidade dos Açores, 2008. p. 157-162.

VILÀ, M.; ESPINAR, J. L.; HEJDA, M.; HULME, P. E.; JAROŠÍK, V.; MARON, J. L.; PYŠEK, P. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. **Ecology letters**, v. 14, p. 702-708, 2011.

WILLIAMS, D. G.; BARUCH, Z. African grass invasion in the Americas: ecosystem consequences and the role of ecophysiology. **Biological Invasions**, v. 2, p. 123-140, 2000.

WILLIAMSON, M. H.; FITTER, A. The characters of successful invaders. **Biological Conservation**, v. 78, p. 163-170, 1996.

ZILLER, S. R. Espécies exóticas da flora invasoras em Unidades de Conservação. In: CAMPOS, J. B.; TOSSULINO, M. G. P; MÜLLER, C. R. (Orgs.). **Unidades de Conservação: ações para a valorização da biodiversidade**. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná (IAP), 2005. p. 34-52.

ZILLER, S. R.; DECHOUM, M. S. Plantas e vertebrados exóticos invasores em unidades de conservação no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 2, p. 4-31, 2014.

ANEXO

Anexo 1. Tabela de resultados da seleção de modelos para explicar a escolha do local do ninho por *S. leucogaster* em microescala, ranqueado de acordo com o critério de informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (AICc), peso (w_i) e valores de evidência (w_{i_max}/w_i). O mês de amostragem foi incluído como variável randômica em todos os modelos. g. l.: graus de liberdade; Gr_inv: proporção de cobertura pela gramínea invasora; Gr_nat: proporção de cobertura por gramíneas nativas; Necr: proporção de necromassa; Roc: proporção de rocha exposta; Solo_ex: proporção de solo exposto; Arb: proporção de cobertura por arbustos; Alt_veg: altura predominante da vegetação; Herb: proporção de cobertura por herbáceas; (-): relação negativa com o número de ninhos; (+): relação positiva com o número de ninhos.

Variáveis fixas independentes				g. l.	AICc	Δ AICc	w_i	w_{i_max}/w_i
- Gr_inv	-	-	-	4	6.6	0	0.93	1.0
-		(Modelo Nulo)		3	14.5	7.9	0.02	46.5
+ Gr_nat	-	-	-	4	14.7	8.1	0.02	46.5
+ Necr	-	-	-	4	15.0	8.4	0.01	93.0
- Roc	-	-	-	4	16.2	9.6	0.01	93.0
- Alt_veg	-	-	-	4	17.5	10.9	0.004	232.5
+ Solo_ex	-	-	-	4	17.8	11.2	0.004	232.5
+ Arb	-	-	-	4	18.7	12.1	0.002	465.0
+ Herb	-	-	-	4	20.3	13.7	<0.001	>930.0
- Gr_inv	+ Arb	-	-	5	21.0	14.4	<0.001	>930.0
- Gr_inv	+ Solo_ex	-	-	5	22.1	15.5	<0.001	>930.0
- Gr_inv	- Alt_veg	-	-	5	22.4	15.8	<0.001	>930.0
- Gr_inv	+ Herb	-	-	5	24.6	18.0	<0.001	>930.0
+ Gr_nat	+ Herb	-	-	5	25.3	18.7	<0.001	>930.0
+ Necr	- Alt_veg	-	-	5	25.4	18.8	<0.001	>930.0
+ Arb	+ Necr	-	-	5	27.2	20.6	<0.001	>930.0
+ Gr_nat	+ Solo_ex	-	-	5	27.3	20.7	<0.001	>930.0
+ Solo_ex	+ Necr	-	-	5	28.1	21.5	<0.001	>930.0
+ Gr_nat	+ Arb	-	-	5	28.2	21.6	<0.001	>930.0
+ Gr_nat	- Alt_veg	-	-	5	28.6	22.0	<0.001	>930.0
- Roc	- Alt_veg	-	-	5	28.7	22.1	<0.001	>930.0
+ Solo_ex	- Alt_veg	-	-	5	30.0	23.4	<0.001	>930.0
+ Arb	- Roc	-	-	5	30.0	23.4	<0.001	>930.0
+ Arb	- Alt_veg	-	-	5	30.9	24.3	<0.001	>930.0
+ Arb	+ Solo_ex	-	-	5	31.1	24.5	<0.001	>930.0

Variáveis fixas independentes				g. l.	AICc	Δ AICc	w_i	w_{i_max}/w_i
+ Herb	+ Nocr	-	-	5	31.1	24.5	<0.001	>930.0
+ Herb	- Roc	-	-	5	32.2	25.6	<0.001	>930.0
+ Herb	- Alt_veg	-	-	5	33.0	26.4	<0.001	>930.0
+ Herb	+ Arb	-	-	5	33.6	27.0	<0.001	>930.0
- Gr_inv	+ Solo_ex	- Alt_veg	-	6	67.3	60.7	<0.001	>930.0
- Gr_inv	+ Arb	+ Solo_ex	-	6	73.9	67.3	<0.001	>930.0
- Gr_inv	+ Arb	- Alt_veg	-	6	74.1	67.5	<0.001	>930.0
+ Gr_nat	+ Herb	- Alt_veg	-	6	75.3	68.7	<0.001	>930.0
+ Gr_nat	+ Solo_ex	- Alt_veg	-	6	75.7	69.1	<0.001	>930.0
+ Arb	+ Nocr	- Alt_veg	-	6	76.0	69.4	<0.001	>930.0
+ Solo_ex	+Nocr	- Alt_veg	-	6	76.3	69.7	<0.001	>930.0
- Gr_inv	+ Nocr	- Alt_veg	-	6	76.4	69.8	<0.001	>930.0
+ Gr_nat	+ Nocr	- Alt_veg	-	6	76.9	70.3	<0.001	>930.0
- Gr_inv	+ Herb	- Alt_veg	-	6	77.5	70.9	<0.001	>930.0
+ Arb	+ Solo_ex	+ Nocr	-	6	77.7	71.1	<0.001	>930.0
+ Gr_nat	+ Herb	+ Arb	-	6	78.1	71.5	<0.001	>930.0
+ Arb	- Roc	- Alt_veg	-	6	78.4	71.8	<0.001	>930.0
+ Gr_nat	+ Arb	+ Solo_ex	-	6	78.6	72.0	<0.001	>930.0
+ Herb	+ Nocr	- Alt_veg	-	6	79.2	72.6	<0.001	>930.0
+ Gr_nat	+ Arb	- Alt_veg	-	6	79.4	72.8	<0.001	>930.0
+ Herb	+ Roc	- Alt_veg	-	6	80.2	73.6	<0.001	>930.0
+ Herb	+ Arb	+ Nocr	-	6	80.6	74.0	<0.001	>930.0
+ Arb	+ Solo_ex	- Alt_veg	-	6	80.6	74.0	<0.001	>930.0
+ Herb	+ Arb	- Roc	-	6	82.8	76.2	<0.001	>930.0
+ Herb	+ Arb	- Alt_veg	-	6	83.5	76.9	<0.001	>930.0
+ Gr_nat	+ Herb	+ Arb	- Alt_veg	7	>100.0	>90.0	<0.001	>930.0
+ Gr_nat	+ Arb	+ Solo_ex	- Alt_veg	7	>100.0	>90.0	<0.001	>930.0
- Gr_inv	+ Herb	+ Arb	- Alt_veg	7	>100.0	>90.0	<0.001	>930.0
- Gr_inv	+ Arb	+ Solo_ex	- Alt_veg	7	>100.0	>90.0	<0.001	>930.0
+ Herb	+ Arb	- Roc	- Alt_veg	7	>100.0	>90.0	<0.001	>930.0
+ Herb	+ Arb	+ Nocr	- Alt_veg	7	>100.0	>90.0	<0.001	>930.0
+ Arb	+ Solo_ex	+ Nocr	- Alt_veg	7	>100.0	>90.0	<0.001	>930.0