

Trabalho Conclusão Curso

Bruna Bittencourt Winter

**ASPECTOS COMPORTAMENTAIS DO CORAL-SOL (*Tubastraea coccinea*) EM
INTERAÇÃO ECOLÓGICA COM UMA ESPÉCIE SÉSSIL NATIVA (*Parazoanthus
swiftii*)**

Florianópolis

2019



Universidade Federal de Santa Catarina
Centro de Ciências Biológicas
Curso de Licenciatura em Ciências Biológicas

Bruna Bittencourt Winter

**ASPECTOS COMPORTAMENTAIS DO CORAL-SOL (*Tubastraea coccinea*) EM
INTERAÇÃO ECOLÓGICA COM UMA ESPÉCIE SÉSSIL NATIVA (*Parazoanthus
swiftii*)**

Trabalho de Conclusão do Curso de Graduação em
Ciências Biológicas do Centro de Ciências
Biológicas da Universidade Federal de Santa
Catarina como requisito para a obtenção do Título
de Licenciada em Ciências Biológicas.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Bárbara Segal

Coorientador: Msc. Marcelo Shüller Crivellaro

Florianópolis

2019

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Winter, Bruna Bittencourt

Aspectos comportamentais do coral-sol (*Tubastraea coccinea*) em interação ecológica com uma espécie sésil nativa (*Parazoanthus swiftii*) / Bruna Bittencourt Winter ; orientadora, Bárbara Segal, coorientador, Marcelo Schüller Crivellaro, 2019.

45 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -
Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Graduação em Ciências Biológicas, Florianópolis, 2019.

Inclui referências.

1. Ciências Biológicas. 2. Comportamento. 3. Atividade de pólipos. 4. Invasão biológica. 5. Experimento ex-situ. I. Segal, Bárbara. II. Crivellaro, Marcelo Schüller. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Ciências Biológicas. IV. Título.

Bruna Bittencourt Winter

**ASPECTOS COMPORTAMENTAIS DO CORAL-SOL (*Tubastraea coccinea*) EM
INTERAÇÃO ECOLÓGICA COM UMA ESPÉCIE SÉSSIL NATIVA (*Parazoanthus
swiftii*)**

Este Trabalho Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do Título de “Licenciada em Ciências Biológicas” e aprovado em sua forma final pelo Programa de Graduação em Ciências Biológicas

Florianópolis, 27 de fevereiro de 2019.

Banca Examinadora:

Prof.^a Dr.^a Bárbara Segal
Orientadora
Universidade Federal de Santa Catarina

Msc. Marcelo Schüller Crivellaro
Coorientador
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Dr. Renato Hajenius Aché de Freitas
Universidade Federal de Santa Catarina

PhD. Nadine Schubert
Universidade Federal de Santa Catarina

Dr. Thiago Cesar Lima Silveira
Universidade Federal de Santa Catarina

Este trabalho é dedicado aos meus pais.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao CNPq e à UFSC pelas oportunidades nesses cinco anos. Ao Labar, por todo o conhecimento compartilhado. Ao Nemar e ao Lafic, nas pessoas dos Professores Eduardo Soriano e Paulo Horta, por disponibilizarem toda a estrutura para o experimento. Aos meus orientadores Bárbara e Marcelo, por todo o apoio durante a elaboração deste e outros trabalhos, mas também por todos os ensinamentos que nenhuma sala de aula é capaz de passar. Ao Paulo Manso, pelo apoio técnico. À Anaíde e ao Chuck, pela inspiração e apoio. Ao Marcelo, Antonella e Grazi, pela parceria na sauna do mesocosmos. Ao Lucas e toda a equipe da REBIO Arvoredo, pela parceria e pela coleta do material biológico. Ao Renato, pelo auxílio durante a elaboração do projeto, e também por todo o tempo que trabalhamos juntos no PET. Ao Thiago, por todo o auxílio com a estatística. À Nadine, pela ideia do experimento e parceria. Aos amigos da Atlética que estiveram presentes sempre nos bons momentos. Às meninas que “cuidam bem da sua marreca”, por simplesmente ser quem são. Aos meus médicos e ao meu instrutor Marco Felix, sem os quais eu não conseguiria ter feito tudo o que fiz. Ao meu gato Raccoon que esteve comigo em todos os momentos desde muito antes de eu pensar em cursar Biologia. E aos meus pais, que financiaram tudo isso.

MUSEU NACIONAL VIVE!

RESUMO

Espécies marinhas exóticas estão espalhadas por todo o mundo principalmente devido ao grande tráfego marítimo entre regiões que possuem espécies distintas, ameaçando a diversidade de muitos ecossistemas. Compreender as estratégias comportamentais perante um organismo nativo nos permite inferir sobre o potencial de invasão na região de estudo. A espécie invasora, *Tubastraea coccinea* (coral-sol), ocorre dentro da Reserva Biológica Marinha do Arvoredo (Rebio), sendo seu primeiro registro de ocorrência no ano de 2012. O presente trabalho analisou a atividade do coral-sol em interação ecológica com outra espécie de cnidário sésil e nativa (*Parazoanthus swiftii*) em laboratório. Foram realizados dois experimentos: um controle e um de interação, onde colônias das duas espécies foram colocadas em contato, e a atividade de ambas foi analisada por 48 horas consecutivas, com uma observação da porcentagem de atividade de cada colônia, a cada hora. Os resultados sugerem que ambas as espécies não alteram sua atividade quando são colocadas em interação (em relação ao controle), e não foram observadas estratégias agonísticas visíveis por parte de nenhuma das espécies.

Palavras-chave: Comportamento; atividade de pólipos; invasão biológica; experimento *ex-situ*.

ABSTRACT

Non-indigenous species are scattered throughout the world mainly due to the large sea traffic between distinct regions that present different species, threatening the diversity of many ecosystems. Understanding the behavioral strategies against native organisms allows us to infer about the invasion potential in the region of study. The invasive species, *Tubastraea coccinea* (cup-coral), occurs inside the Marine Biological Reserve of Arvoredo (Rebio), having its occurrence first recorded in the year 2012. The present study analyzed in laboratory the activity of cup-coral in ecological interaction with a native sessile species, the cnidarian *Parazoanthus swiftii*. Two experiments were carried out: one control and one on ecological interaction, where colonies of the two species were placed in contact, and the activity of both was analyzed for 48 consecutive hours, with one observation every hour. The results suggest that both species don't modify their activity when they are placed in interaction (in relation to the control), and no visible aggressive behavior was observed by any of the species.

Keywords: Behavior; polyp activity; biological invasion; *ex-situ* experiment.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
1.1	INTERAÇÕES ECOLÓGICAS DO CORAL-SOL: O QUE SE CONHECE?	13
2	OBJETIVOS	17
2.1	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
3	MÉTODOS.....	18
3.1	ÁREA DE ESTUDO	18
3.2	COLETA E EXPERIMENTO EM LABORATÓRIO	19
3.3	ANÁLISE DOS DADOS	23
4	RESULTADOS	24
5	DISCUSSÃO	37
6	CONCLUSÃO	40
	REFERÊNCIAS	41

1INTRODUÇÃO

Todas as espécies no mundo possuem um local de sua origem, e são, portanto, consideradas nativas desse local. Essa inferência se dá geralmente com análises de registros fósseis. No entanto, as espécies possuem a capacidade de se dispersar, deixar seu local de origem e colonizar outros ambientes. Normalmente esse movimento é limitado por competição com outras espécies e/ou por filtros ambientais, como temperatura, salinidade, umidade, profundidade, por exemplo. Dessa forma, as espécies possuem um padrão de distribuição natural (Souza *et al.*, 2009).

Entretanto, a espécie humana vem remodelando esse padrão de distribuição natural das espécies ao levá-las de um lugar para outro. A introdução de espécies em locais fora da sua área de distribuição natural ocorre das mais diversas formas: propositalmente, para cultivo ou com animais domesticados; ou acidentalmente, através de vetores, carregando junto sementes, larvas ou mesmo adultos de outras espécies. Essas espécies que acidentalmente ou intencionalmente foram carregadas para outros ambientes são denominadas espécies exóticas (Ricklefs, 2010). As invasões biológicas de espécies exóticas em ambientes terrestres, dulcícolas ou marinhos estão ocorrendo ao redor de todo o mundo, e a extensão e o impacto cumulativo dessas invasões são enormes (Ruiz *et al.*, 1997), causando impactos diretos não apenas na biodiversidade local, mas também impactos sociais e econômicos que, na maioria dos casos, sequer são mensurados (Bax *et al.*, 2003; Ojaveer *et al.*, 2015).

Para serem carregadas de um local para o outro, as espécies necessitam de vetores. No ambiente marinho, os principais são: a incrustação em cascos de navios ou plataformas de petróleo; através da água de lastro de navios; o movimento e/ou a soltura intencional de organismos utilizados na aquicultura, pesca e espécies de iscas, junto com sua fauna associada (comensais ou parasitas); e soltura de animais utilizados na aquariofilia (Ruiz *et al.*, 1997; Bax *et al.*, 2003). Além da transferência de espécies, qualquer mudança física no habitat, predominantemente das condições ambientais, ou de comunidades de espécies nativas que interagem com espécies exóticas, pode influenciar as características da invasão e das interações da comunidade, incluindo o sucesso da invasão, abundância, persistência, extensão da expansão, e também ter efeitos ecológicos e evolutivos (Ruiz *et al.*, 1997). E, ainda, os locais que recebem invasões frequentemente podem se tornar fontes para uma subsequente invasão através de expansão passiva de distribuição, ou até por outras transferências humanas (Ruiz *et al.*, 1997). A maioria das invasões marinhas está ocorrendo em portos, ou perto destes, com tráfego internacional de navios (Ruiz *et al.*, 1997). Até pouco tempo, a transferência dos organismos marinhos vinha sendo menos estudada do que a de organismos terrestres (Carlton e Geller, 1993). No entanto, vem crescendo a importância dos estudos em relação aos pequenos portos e marinas, que podem

transferir essa biota exótica para áreas onde os grandes navios não trafegam, como, por exemplo, as áreas mais costeiras e próximas a unidades de conservação (Robinson, 2018).

Ao chegar ao novo local, as espécies exóticas podem não conseguir se estabelecer e acabar não gerando impacto algum; ou podem se estabelecer, mas ter dificuldades para se reproduzir ou se espalhar. Caso a espécie exótica se estabeleça, consiga se reproduzir e dispersar, sem que predadores naturais controlem esse processo, estará iniciada a fase de impacto, ou seja, pode-se dizer que está ocorrendo uma invasão biológica (Blackburn *et al.*, 2011; MMA *et al.*, 2018).

O sucesso de uma invasão normalmente é determinado por características biológicas da espécie, tais como: capacidade reprodutiva (idade reprodutiva precoce e alta produção de propágulos), rápida taxa de crescimento, taxa de mortalidade, características físicas do ambiente e também pela capacidade de competir com espécies nativas (Sammarco *et al.*, 2015). A competição por espaço é um fator determinante para a distribuição, abundância e diversidade de invertebrados sésseis (Connell, 1973; Jackson e Buss, 1975), e é fator limitante para o assentamento e crescimento de corais escleractíneos que se fixam sobre substrato consolidado (Connell *et al.*, 2004; Foster *et al.*, 2008).

Um invasor marinho bem conhecido na costa brasileira, o coral-sol (*Tubastraea spp.*), teria chegado ao Atlântico Ocidental no final dos anos 1930, incrustado em cascos de navios (Cairns, 2000). No Brasil, foi observado pela primeira vez no final da década de 1980, em uma plataforma de petróleo na Bacia de Campos, no norte do estado do Rio de Janeiro. Ao final dos anos 1990, já estava incrustado nos costões rochosos da Baía de Ilha Grande, também no Rio de Janeiro, e, no ano 2000, já havia registro para substrato artificial em Itajaí, Santa Catarina (De Paula e Creed, 2004).

Para o Brasil são conhecidas duas espécies de coral-sol: *Tubastraea coccinea* e *Tubastraea tagusensis*. *T. coccinea*, objeto de estudo desse trabalho, foi descrita pela primeira vez na Ilha de Bora Bora, com distribuição natural no Indo-Pacífico (Cairns, 2000; Creed *et al.*, 2016), mas é considerado hoje um dos corais escleractíneos ahermatípicos de águas rasas com distribuição circuntropical, e possui ainda distribuição em águas temperadas (Cairns, 1994). No seu limite sul de distribuição no Atlântico, no estado de Santa Catarina, ela foi encontrada nas proximidades da Reserva Marinha Biológica (Rebio) do Arvoredo (Capel, 2012), e, desde então, vem sendo feitos estudos e ações de manejo pela equipe do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.

O coral-sol possui um padrão de distribuição semelhante ao de *Parazoanthus swiftii*, um zoantídeo azooxantelado, nativo (águas rasas de até 8m de profundidade, com inclinação vertical ou negativa) (Paula e Creed, 2005; Faria Júnior, 2012). Esse padrão de distribuição também foi observado na região da REBIO Arvoredo (Faria Júnior, 2012).

1.1 INTERAÇÕES ECOLÓGICAS DO CORAL-SOL: O QUE SE CONHECE?

Os mecanismos de competição utilizados pelos corais podem ser indiretos, pelo crescimento sobre outros organismos, gerando sombreamento, ou por contato direto, causando danos ao tecido mole dos seus oponentes (Connell, 1973). Esse contato funciona como uma digestão extracorpórea, que ocorre quando os filamentos mesentéricos utilizados para sua alimentação são ejetados para fora da cavidade gastrovascular e acabam digerindo o tecido do seu oponente (Lang, 1973). Esses filamentos podem ainda ser destacados do coral e permanecer digerindo o tecido do outro organismo (Lang, 1973).

Os cnidários em geral são conhecidos por produzirem compostos químicos importantes para sua defesa, principalmente aqueles que não possuem um esqueleto externo para proteção (Barrel *et al.*, 1986; Lages *et al.*, 2006). Mas os corais escleractíneos também produzem compostos metabólitos secundários, que podem ser dissuasivos para predadores, ou possuir função alelopática (Tarrant *et al.*, 2003; Lages *et al.*, 2010). Mas a produção de metabólitos secundários possui um custo bastante elevado (Coll, 1992), que pode prejudicar outras funções, como crescimento e reprodução (Van Alstyne, 2001, *apud* Lages *et al.*, 2010), e ainda afetar o comportamento e distribuição dos organismos nos sistemas marinhos (Coll, 1992). O estudo realizado por Lages *et al.* (2010) demonstrou que o coral-sol é capaz de produzir compostos metabólitos secundários, principalmente esteroides e alcaloides, mas também ácidos graxos. A produção de diferentes metabólitos secundários pode ser uma das razões pelas quais o coral-sol conseguiu sucesso na invasão dos costões brasileiros (Lages *et al.*, 2010).

Um estudo com *Mussismilia hispida* demonstrou que esse coral nativo da costa brasileira é capaz de reagir rapidamente quando entra em contato com o coral-sol, através da extrusão de filamentos mesentéricos (dos Santos *et al.* 2013). Mas, mesmo reagindo, os locais onde o coral-sol entrou em contato com a colônia apresentaram necrose. Ao longo do período de observação do estudo houve aumento da área necrosada. Ao mesmo tempo, não foi observada qualquer atividade negativa de *M. hispida* sobre o coral-sol, que se manteve saudável ao longo de todo o experimento. O mesmo resultado já havia sido observado por Creed (2006), sugerindo que o coral-sol (*T. tagusensis* e *T. coccinea*) é competitivamente dominante à *M. hispida*, podendo comprometer o ecossistema devido à exclusão do coral nativo.

O trabalho de Miranda *et al.* (2016) analisou a interação entre o coral-sol (*T. tagusensis*) por encontros naturais e através de um experimento manipulativo. Em encontros naturais foram observadas interações entre o coral-sol e os corais nativos *Siderastrea stellata*, *Mussismilia hispida*, *Madracis decactis* e *Montastraea cavernosa*. Os autores observaram que *S. stellata* e *M. hispida*

tiveram as maiores porcentagens de mortalidade parcial, enquanto *M. decactis* e *M. cavernosa* tiveram menores porcentagens de mortalidade parcial, e ainda foram capazes de produzir *sweeper tentacles* contra o coral-sol. Os resultados experimentais desse trabalho mostraram que *S. stellata* apresentou necrose tecidual após 30 dias de contato, e que a área necrosada aumentou significativamente após 60 e 90 dias, enquanto não foi vista necrose no coral-sol. Os resultados em relação a *M. cavernosa*, no entanto, foram bem diferentes. Ao 5º dia de experimento, foi observada necrose na colônia da espécie nativa, mas ao longo do tempo não houve aumento dessa área. Durante todo o experimento, a perda de tecido da colônia de *M. cavernosa* foi pequena, e ainda foi observado aumento no número de pólipos da colônia. *M. cavernosa* mostrou ser resistente ao coral invasor, além de possuir habilidade para atacá-lo através da produção de *sweeper tentacles*, causando danos ao tecido do coral-sol.

Em estudo sobre a competição do coral-sol com espécies do Caribe (Hennessey e Sammarco, 2014), onde o coral também é invasor, duas espécies do gênero *Tubastraea* foram colocadas em contato. Após 658 horas de observação, *T. coccinea* e *T. micranthus* não produziram qualquer atividade competitiva ou comportamento agressivo. Entretanto, *T. coccinea* demonstrou o comportamento de evitar o contato de tentáculos com seu congênere. *T. coccinea* também foi colocado em contato com *Ricordea florida*, um corallimorfário nativo do Caribe. O coral-sol se mostrou competitivamente dominante, com uma resposta rápida de menos de 3 horas para a extrusão e extensão de filamentos mesentéricos e digestão extracelular, e foi observada até morte de colônia do corallimorfário. Uma pequena necrose no tecido do coral-sol foi observada na área de contato com *R. florida* antes do aparecimento dos filamentos mesentéricos do coral-sol. Outro possível competidor exposto ao coral-sol nesse trabalho foi a anêmona *Epicystis crucifer* (hoje renomeado para *Phymanthus crucifer*). Os resultados desse tratamento foram bastante variáveis. Em uma das vezes que as colônias foram expostas, houve resultado de nenhum comportamento agressivo de ambos os lados. Na outra vez que as colônias foram expostas, houve uma sequência em que ora o coral-sol estava vencendo, ora a anêmona, e ora não havia interação entre eles. Na terceira vez em que foram colocadas em interação, *P. crucifer* teve parte do seu tecido necrosado, e apresentou comportamento furtivo, inclinando-se para longe do contato, e em um dos ensaios também foi observada laceração pedal. *T. coccinea* demorou em média 30 horas para expor os filamentos mesentéricos contra *P. crucifer*. *Condylactis gigantea*, outra anêmona, também foi exposta ao experimento de interação com *T. coccinea*, e não foi observada nenhuma resposta competitiva ou necrose em nenhum indivíduo. Entretanto, foi observado comportamento furtivo da anêmona, como se inclinar ou se mover para longe do coral.

Durante o Xth International Conference on Marine Bioinvasions foram apresentados quatorze trabalhos sobre o coral-sol no Brasil, quatro deles sobre competição. Em experimento de laboratório, Almeida Saá *et al.* (2018) testaram as taxas metabólicas de *T. coccinea* e *Palythoa caribaeorum*, um

zooantídeo nativo em Santa Catarina, separadamente e em interação ecológica, em diferentes temperaturas. Os autores observaram que em interação houve aumento na taxa respiratória, do coral-sol. Também foi observada maior taxa de descalcificação nas temperaturas de 28° C e 31° C no tratamento de interação ecológica. Outro trabalho foi apresentado sobre o mesmo experimento, com foco no comportamento. O coral-sol teve a atividade dos pólipos mensurada quando estava sozinho (controle) e quando estava em interação ecológica com o zoantídeo. Winter *et al.* (2018) observaram que, em interação ecológica com o zoantídeo *P. caribaeorum*, o coral-sol possui maior atividade de pólipo, expandindo os pólipos a ponto de sombrear por completo o zoantídeo. Durante o início do experimento também foi observada a extrusão de filamentos mesentéricos e digestão extracelular realizada pelo coral-sol (observação pessoal). Guilhem *et al.*(2018) também realizaram um estudo de interação entre o coral-sol (*T. coccinea* e *T. tagusensis*) e *Palythoa caribaeorum*. Após 184 dias de experimento, os autores observaram que os locais onde não havia presença do coral-sol, o zoantídeo teve as maiores taxas de crescimento, e as menores taxas de crescimento ocorreram onde *T. coccinea* estivera presente. Na presença de *T. tagusensis*, o crescimento do zoantídeo não foi significativamente diferente do controle (sem a presença do coral-sol). Esses três trabalhos sugerem que há competição entre o coral-sol e o zoantídeo, corroborando o trabalho de Luz e Kitahara (2017), que haviam observado em campo que o zoantídeo *P. caribaeorum*, embora seja um competidor agressivo, pode recuar ou ter parte do seu tecido necrosado, quando próximo ao coral-sol.

Ainda no mesmo evento, outro trabalho sobre competição foi apresentado (Silva *et al.*, 2018), dessa vez em interação com as esponjas *Desmapsamma anchorata* e *Iotrochota arenosa*. Os autores observaram que 80% das esponjas cresceram sobrepondo os corais, logo, que essa é a estratégia principal de competição de *D. anchorata* e *I. arenosa* em relação ao coral-sol. Outra análise sugere que durante o processo de crescimento sobre *T. coccinea* as esponjas também utilizam compostos químicos. *I. arenosa* cresceu ao redor de *T. tagusensis*, em vez de se sobrepor. Eles sugerem que *D. anchorata*, ao sobrepor o coral-sol, cause asfixia, ou impeça o forrageio alimentar. No entanto, os autores concluem que o estudo corrobora outras observações de que as esponjas não impedem a expansão do coral invasor, mas apenas o crescimento pontual. Meurer *et al.*(2010) descreveu pela primeira vez no Brasil o comportamento das esponjas de crescer sobre o coral-sol, sem sofrer qualquer necrose. Posteriormente, Silva *et al.*(2017) analisou a interação entre o coral-sol e as mesmas espécies de esponjas, observando que o crescimento das esponjas sobre o coral-sol (a mais agressiva tática de competição usada pelas esponjas) não é frequente, mas pode matar as colônias do coral. Ao longo do estudo, os autores observaram diminuição na ocorrência de interações entre esponjas e os corais invasores, sugerindo que as esponjas pudessem estar evitando a competição, alocando sua energia para outras funções vitais. Devido à baixa ocorrência de sobre crescimento, esse mecanismo não é eficaz na

prevenção da expansão do coral-sol, mas esse estudo demonstra que o coral-sol não é invencível, e que organismos nativos são capazes de competir com ele.

Outro estudo que analisou a competição por substrato do coral-sol com esponjas foi o de Sammarco *et al.*(2015). Quinze plataformas de petróleo no norte do Golfo do México foram fotografadas com o auxílio de um ROV (veículo submarino operado remotamente). As interações entre espécies epibênticas nativas e o coral-sol (*T. coccinea* e *T. micranthus*) com no máximo 1 cm de distância foram avaliadas. Seis espécies de esponjas apareceram como competidoras comuns de *T. coccinea*. O coral-sol apresentou alta taxa de sucesso na competição por espaço em relação à *Xestospongia* sp., *Xestospongia carbonaria* (hoje aceita como *Neopetrosia carbonaria*), e *Mycale carmigropila* (hoje aceita como *Mycale (Aegogropila) carmigropila*). Em relação à *Dictyonella funicularis*, *Phorbis amaranthus*, e *Haliclona vansoesti* (hoje aceita como *Haliclona (Halichoclona) vansoesti*) os resultados foram bastante variáveis entre as plataformas analisadas e até mesmo em uma mesma plataforma. Os autores observaram ainda que *T. coccinea* aparenta ser melhor competidor por substrato que seu congêneres. Inclusive, quando analisadas as interações entre as duas espécies, *T. coccinea* foi capaz de obter maior porcentagem de sucesso competitivo. Os resultados desse trabalho demonstram que ambas as espécies de *Tubastraea* sp. são, em média, melhores competidoras por espaço no substrato que os organismos mais abundantes encontrados no estudo. Além disso, como houve muita variabilidade em interações com as mesmas espécies, os autores sugerem que as interações entre duas espécies não são absolutas, e que a variabilidade nos resultados entre plataformas são possivelmente devido a variações das condições ambientais entre os locais onde as plataformas estão localizadas.

O contrário também foi visto na Colômbia, onde o coral-sol é considerado nativo. O octocoral *Carijoa riisei* foi encontrado em interação ecológica com *Tubastraea coccinea*. Sánches e Ballesteros (2014) observaram que *C. riisei* está causando danos ao ecossistema marinho no litoral colombiano, crescendo sobre octocorais e outros invertebrados nativos. No entanto, o coral-sol parece não ser afetado pelo invasor. Foram observados também sinais de que o coral-sol estivesse liberando filamentos mesentérios para digestão extracelular do invasor.

Compreender como a fauna nativa reage às interações ecológicas com o invasor coral-sol, que é conhecido pela sua alta capacidade competitiva (Creed, 2006; Lages *et al.*, 2012; Capel *et al.*, 2014; Hennessey e Sammarco, 2014), é importante para prever os impactos da invasão sobre a biodiversidade local (Holway e Suarez, 1999; Andersen *et al.*, 2004; Miranda *et al.*, 2016).

2 OBJETIVOS

O objetivo principal do trabalho foi investigar as estratégias competitivas adotadas pelo coral invasor *Tubastraea coccinea* em interação ecológica com uma espécie nativa sésstil, o zoantídeo *Parazoanthus swiftii*.

2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- i. Avaliar o tempo necessário para a resposta das espécies ao serem colocadas em interação.
- ii. Avaliar a extrusão de filamentos mesentéricos e a expansão de pólipos do coral invasor *Tubastraea coccinea* ao interagir com *Parazoanthus swiftii*.
- iii. Observar as estratégias competitivas visíveis de *P. swiftii* ao interagir com o coral invasor *T. coccinea*.

3 MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A REBIO Arvoredo foi criada em 12 de março de 1990, pelo Decreto Federal número 99.142. Trata-se de uma Unidade de Conservação de Proteção Integral, e visa a “proteger uma amostra representativa dos ecossistemas da região costeira do norte da ilha de Santa Catarina, suas ilhas e ilhotas, águas e plataforma continental, com todos os recursos naturais associados” (ICMBio).

A Reserva Marinha do Arvoredo está localizada na região central do estado de Santa Catarina, possui 17.600 hectares e abriga em seu interior as ilhas do Arvoredo, Galé e Deserta, além de uma vasta área marinha (Figura 1. Área de estudo no litoral de Santa Catarina. Área em destaque: Reserva Biológica Marinha do Arvoredo.). A região situa-se em uma zona de transição entre o clima tropical e temperado, e a temperatura da superfície do mar apresenta ampla variação ao longo do ano, com máximas de 29°C no verão e mínimas de 15°C no inverno. Os ventos predominantes são de N/NE durante o verão e S/SE durante o inverno (Capel, 2012; Faria Júnior, 2012; Freire *et al.*, 2017). A Reserva sofre influência tanto de águas costeiras como de fenômenos oceanográficos, como as áreas de ressurgência durante o verão, quando águas quentes superficiais são deslocadas pelos ventos em direção ao oceano, e a água fria profunda é deslocada para a superfície, trazendo muitos nutrientes, aumentando a produção de fitoplâncton (Freire *et al.*, 2017).

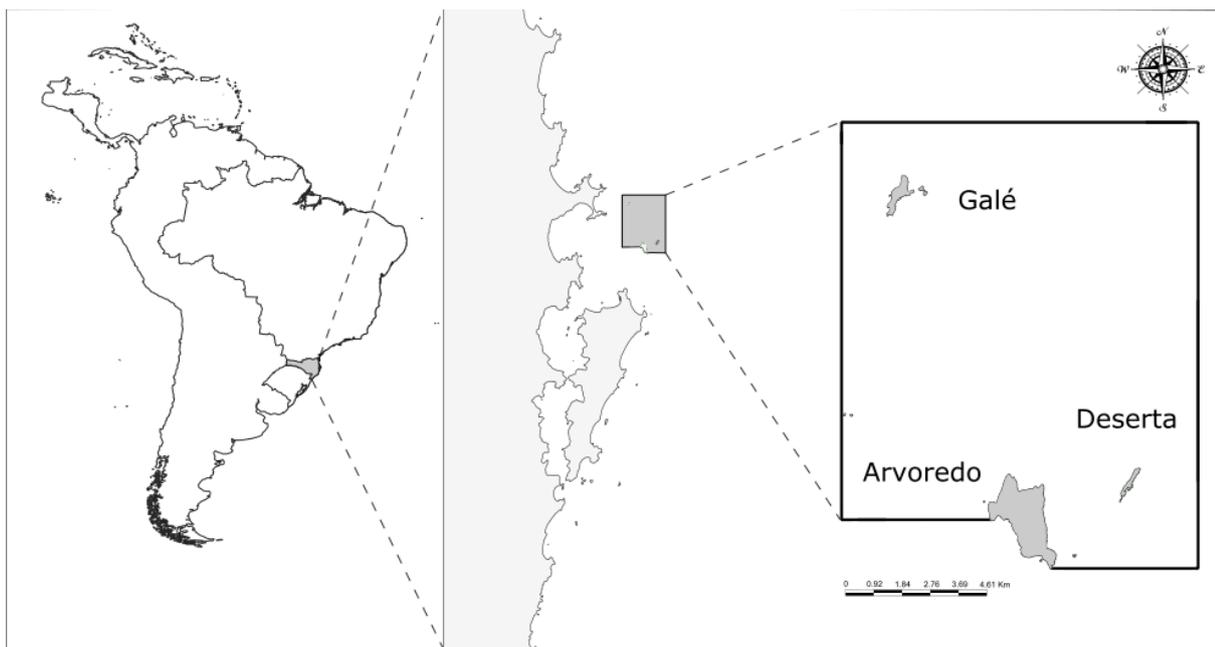


Figura 1. Área de estudo no litoral de Santa Catarina. Área em destaque: Reserva Biológica Marinha do Arvoredo.

3.2 COLETA E EXPERIMENTO EM LABORATÓRIO

As colônias foram coletadas no dia 13 de agosto de 2018, na ilha do Arvoredo, por meio de mergulho autônomo, utilizando uma marreta e talhadeira. Após a coleta, as amostras foram transportadas em recipientes com aeração para o Núcleo de Estudos do Mar (NEMAR), na Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), onde permaneceram em aclimatação por 18 dias, na mesma temperatura que chegaram ao laboratório, 20° C. Embora tenham sido coletadas a 18° C, optou-se por aclimatar na temperatura que estavam ao chegar ao laboratório, a fim de evitar um choque térmico. As colônias de cada espécie (*Tubastraea coccinea* e *Parazoanthus swiftii*) foram aclimatadas separadamente em caixas com 20 litros de água (Figura 2. Aclimatação das colônias em caixas isoladas. 1) Aquecedor; 2) Bomba de elevação para o resfriador. Figura 2). As colônias de ambas as espécies foram alimentadas a cada dois dias com *Artemia salina*, e a água era trocada no dia após a alimentação. As caixas permaneceram semitapadas para reproduzir o micro-habitat onde os organismos são preferencialmente encontrados, recebendo pouca luz.

A temperatura da água era controlada por um aquecedor cilíndrico de aquários, e um sistema de bombeamento da água para um resfriador. Tanto a bomba que levava a água para o resfriador quanto a do aquecedor estavam ligadas a um termostato regulado para 20°C, e a temperatura era mantida constante (Figura 3).

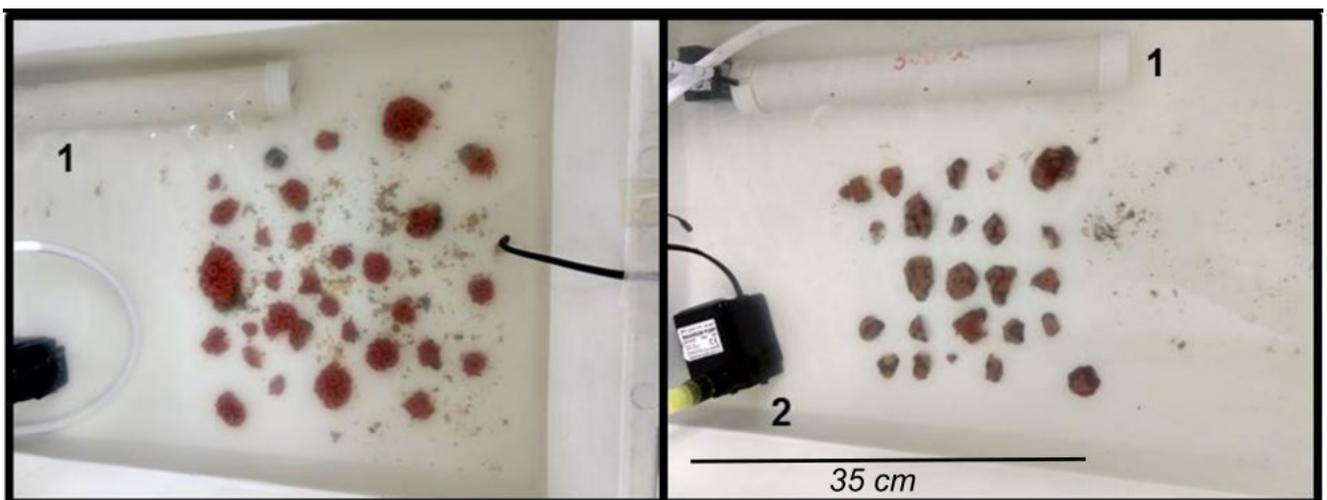


Figura 2. Aclimatação das colônias em caixas isoladas. 1) Aquecedor; 2) Bomba de elevação para o resfriador.

O experimento controle ocorreu nos dias 1, 2 e 3 de setembro de 2018, com início das observações às 12 h do dia 1 e término às 11 h do dia 3, totalizando 48 horas. As colônias de *T. coccinea* e de *P. swiftii* foram separadas par a par, por espécie e por tamanho aproximado das colônias (Figura 4; Figura 6A e B). Foram selecionadas 20 colônias de cada espécie. Colônias de tamanho

semelhante e da mesma espécie foram colocadas em contato dentro de um pote de volume conhecido, 400 ml, e permaneceram em banho-maria na temperatura de 20°C. A aeração foi feita por um sistema de mangueiras ligado a um compressor de ar (Figura 4). A cada hora a aeração era desligada por aproximadamente 10 minutos, a fim de viabilizar a observação. As colônias foram alimentadas às 10 horas da manhã do dia 2, com *A. salina*.



Figura 3. Estrutura do mesocosmos. 1) Resfriador; 2) Termostato; 3) Caixas em que as colônias permaneceram em banho-maria; 4) Bomba de ar para aeração.

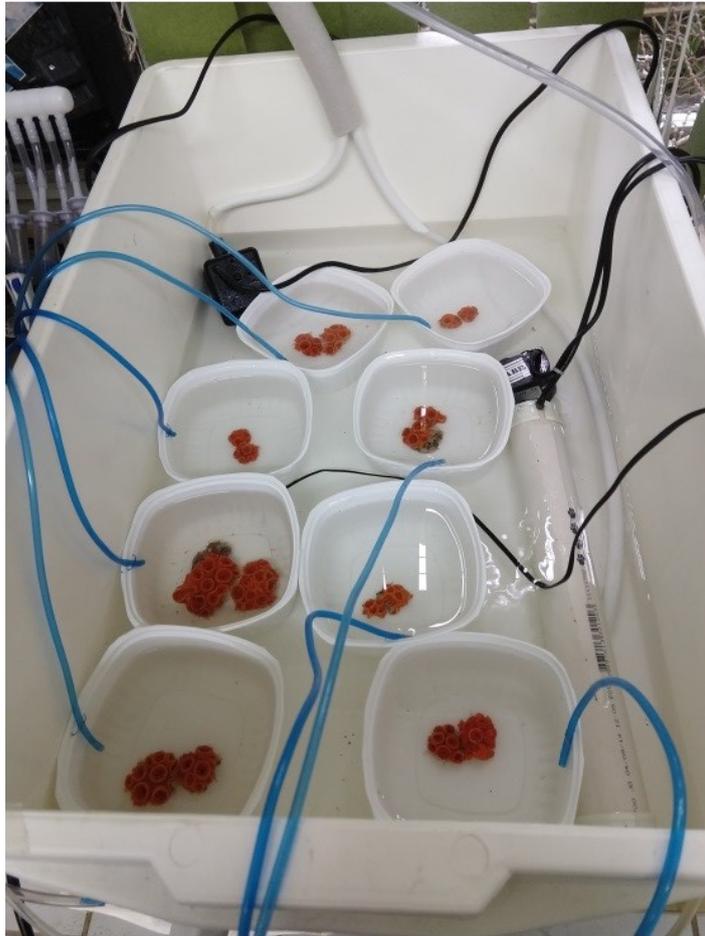


Figura 4. Experimento controle. Sistema com potes de 400 ml, em banho-maria, e aerados individualmente. Cada pote contém um par de colônias de *Tubastraea coccinea*.

O número de pólipos de cada colônia foi contado. A cada hora uma observação era feita, totalizando 48 observações, onde eram anotados os números dos pólipos em cada estágio de atividade. Classificamos três estágios para cada espécie (Figura 5), e cada estágio de atividade recebeu um valor correspondente (estágio 1 = 0; estágio 2 = 0,5; estágio 3 = 1). A descrição de cada estágio está detalhada na Tabela 1, seguindo o método de Torrents *et al.* (2008). Caso houvesse a presença de filamentos mesentéricos, ou outras estratégias de competição, seriam anotadas.

O cálculo da porcentagem de atividade de cada colônia, a cada observação, foi feito pela seguinte fórmula:

$$\frac{(\sum(np \text{ em cada estágio} * v)) * 100}{np \text{ colônia}} = \% \text{ atividade da colônia}$$

Onde:

- np = número de pólipos
- v = valor de cada estágio

Tabela 1: Descrição dos estágios de pólipos.

	Estágio 1 (x0)	Estágio 2 (x0,5)	Estágio 3 (x1)
<i>T. coccinea</i>	pólipos totalmente fechados	pólipos expandidos e/ou com tentáculos aparentes	pólipos totalmente abertos, expandido ou não
<i>P. swiftii</i>	pólipos totalmente fechados	pólipos com a boca aberta ou com tentáculos aparentes, boca branca	pólipos totalmente abertos

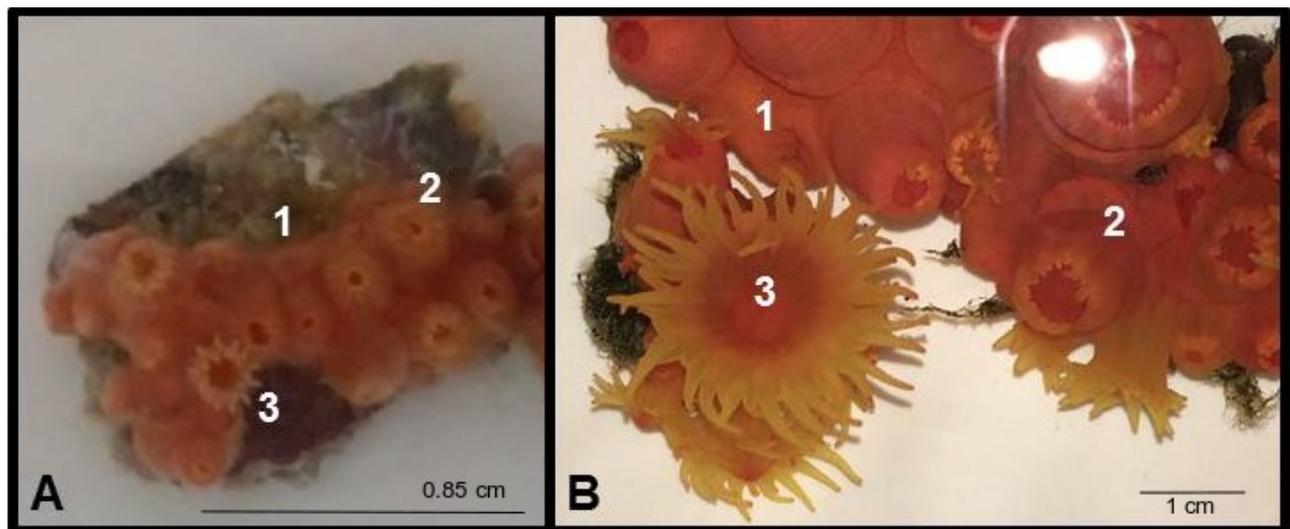


Figura 5. A) Estágios dos pólipos de *Parazoanthus swiftii*: 1= pólipos totalmente fechados; 2= pólipos com a boca aberta ou com tentáculos aparentes, ou boca branca; 3= pólipos totalmente abertos; B) Estágios de pólipos de *Tubastraea coccinea*: 1= pólipos totalmente fechados; 2= pólipos expandidos e/ou com tentáculos aparentes; 3= pólipos totalmente abertos, expandido ou não.

Após o término do experimento controle, as colônias foram recolocadas nas caixas onde foram aclimatadas, e continuaram sendo alimentadas a cada dois dias, tendo a água trocada no dia seguinte, até o início do experimento de interação ecológica, quatro dias após o término do experimento controle.

O experimento de interação ecológica ocorreu nos dias 7, 8 e 9 de setembro de 2018, com início também às 12 h do dia 7 e término às 11 h do dia 9, totalizando 48 observações. As colônias de *T. coccinea* e de *P. swiftii* foram pareadas por tamanho aproximado de colônias e a metodologia do experimento foi a mesma do controle (Figura 6 C).

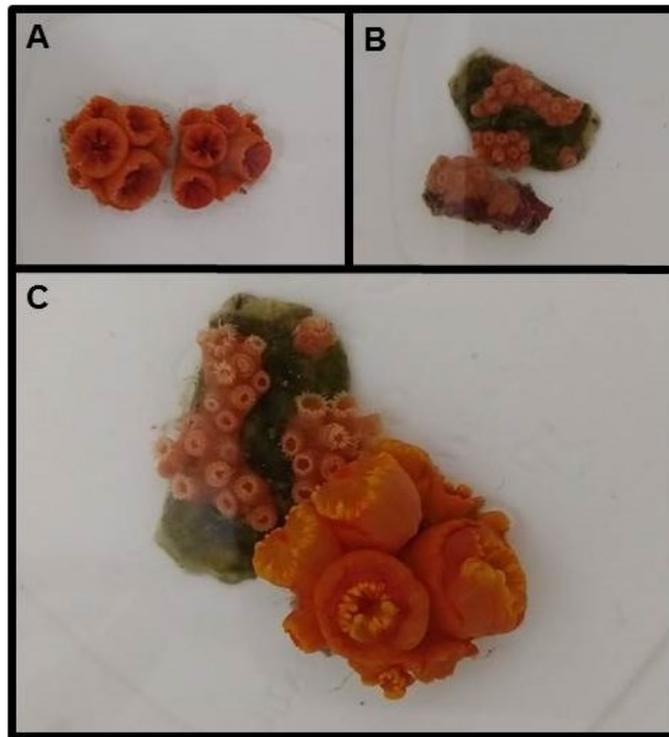


Figura 6. A) Experimento controle de *Tubastraea coccinea*, colônias 3 e 4; B) Experimento controle de *Parazoanthus swiftii*, colônias 33 e 34; C) Experimento de interação ecológica com pareamento das colônias 3 (*T. coccinea*) e 33 (*P. swiftii*).

3.3 ANÁLISE DOS DADOS

As porcentagens de atividade de cada colônia foram somadas, gerando um dado único para a comparação entre a atividade de pólipos do experimento controle e de interação. Foi realizado o teste de Wilcoxon pareado para analisar se houve diferença na atividade de pólipos entre o experimento controle e o experimento de interação ecológica, já que as observações foram feitas sobre cada colônia, tornando as amostras dependentes entre um experimento e o outro. Para facilitar a visualização dos resultados foram elaborados gráficos boxplot compilando todas as colônias, boxplots por colônias e também gráficos Lollipop dos pares de interação que mais demonstraram alteração na atividade entre os experimentos. A análise estatística e os gráficos foram elaborados utilizando o *software* livre R.

4 RESULTADOS

Foram analisadas 20 colônias de cada espécie, totalizando 20 réplicas para cada uma, pois cada colônia foi analisada individualmente. Foram realizadas 96 observações sobre cada colônia, sendo 48 durante o experimento controle e 48 durante o experimento de interação ecológica.

O teste de Wilcoxon pareado demonstrou que tanto o coral-sol, como o *Parazoanthus swiftii* não tiveram o comportamento alterado entre os experimentos, ou seja, que há 95% de chance de que a mudança de comportamento não foi ao acaso, mas resultado da interação. Para o coral-sol o resultado foi:

$$V = 17, p\text{-value} = 0.05023$$

Já para *Parazoanthus* foi:

$$V = 83, p\text{-value} = 0.4304$$

O gráfico abaixo (Figura 7) mostra a soma da porcentagem de atividade de todas as colônias de *T. coccinea* e de todas as colônias de *P. swiftii* durante todo o experimento. Observa-se que existe uma tendência do coral-sol em aumentar a atividade quando colocado em interação, no entanto, com muitas colônias sem atividade não é possível confirmar essa tendência.

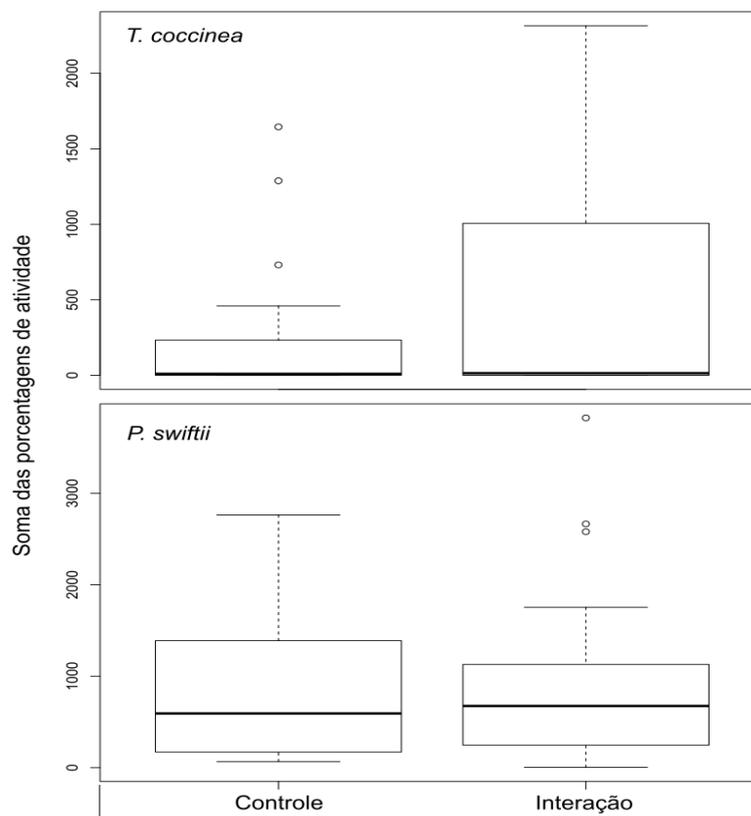


Figura 7. Soma das médias de porcentagem de atividade das colônias de cada espécie ao longo de todo experimento.

Quando observamos a porcentagem de atividade por colônia (Figura 8), percebemos que poucas colônias de *T. coccinea* tiveram alguma atividade em ambos os experimentos, e a alteração na atividade durante o experimento de interação diz respeito a maior atividade das mesmas colônias que já demonstravam alguma porcentagem de atividade durante o experimento controle. Destaca-se que a colônia 5 foi a única a mostrar menor atividade no experimento de interação em relação ao controle.

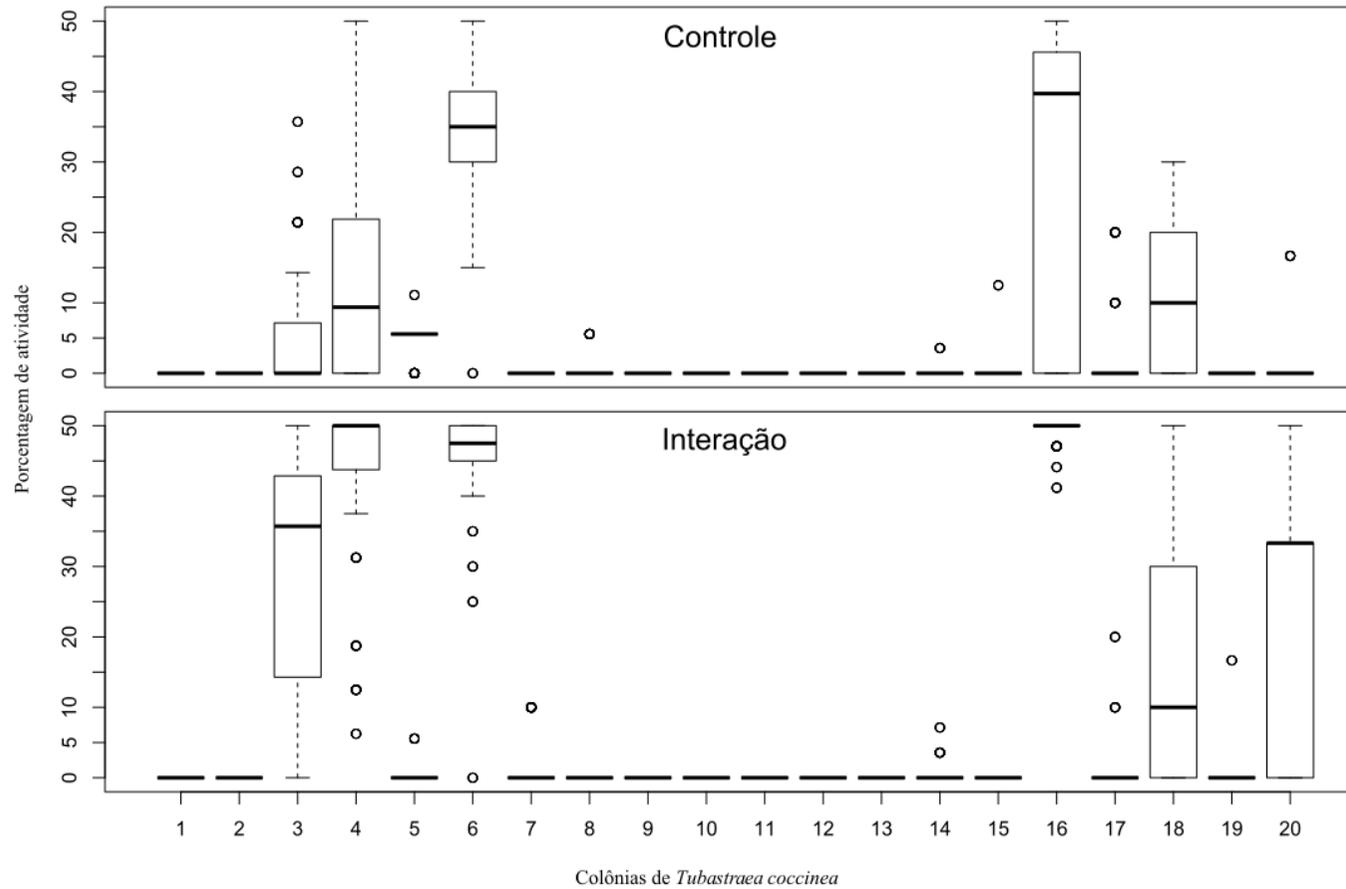


Figura 8. Média da porcentagem de atividade por colônia de *Tubastraea coccinea* entre as 48 observações.

Ao analisar a atividade por colônia de *Parazoanthus swiftii* (Figura 9), observamos um resultado um pouco mais diverso que o do coral-sol. Algumas colônias tiveram um aumento na porcentagem de atividade, com destaque para as colônias 21, 24, 30, 31 e 33. Outras tiveram uma redução na atividade, com destaque para as colônias 29, 34, 35, 36 e 40.

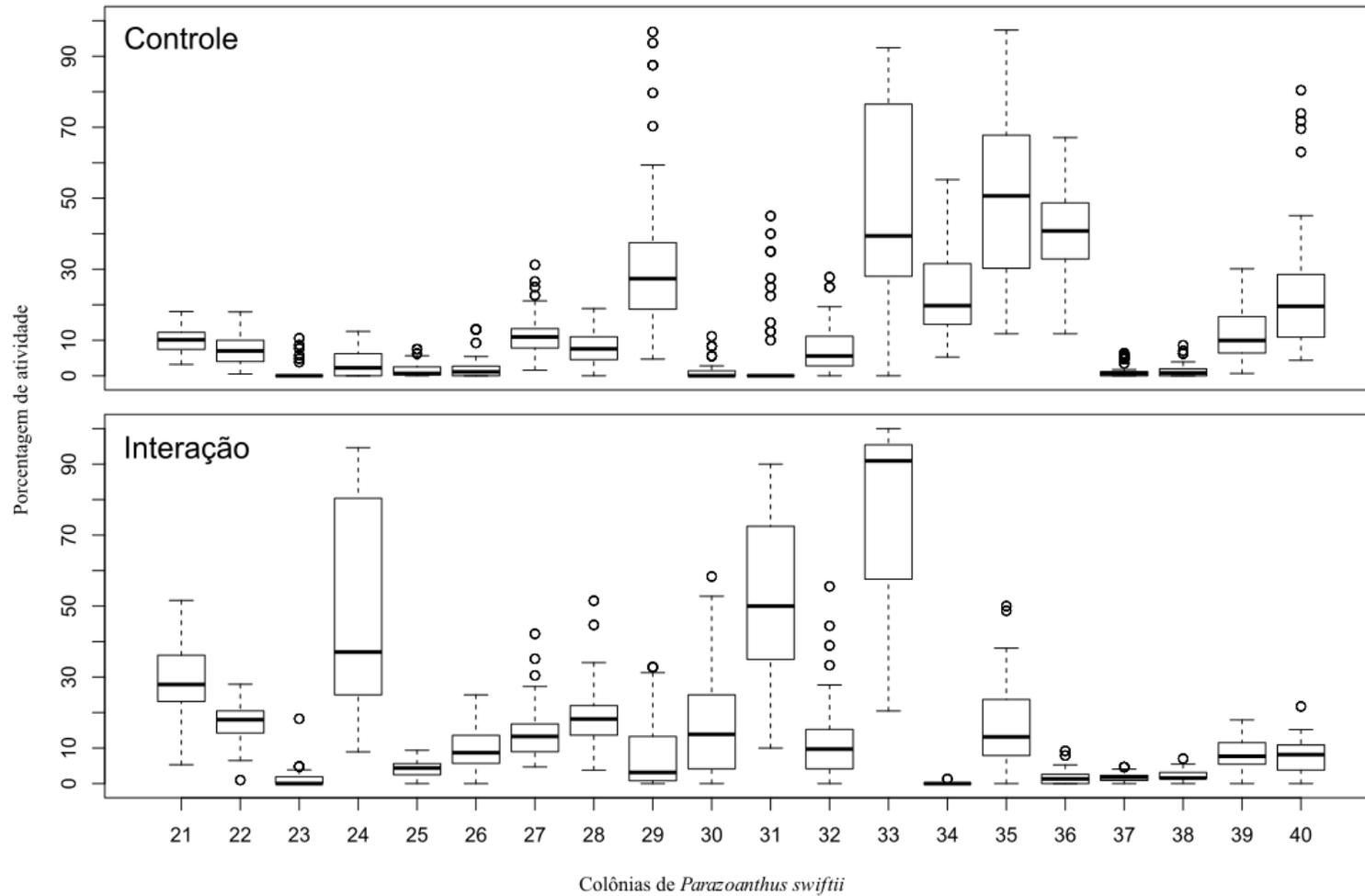


Figura 9. Média da porcentagem de atividade por colônia de *Parazoanthus swiftii* entre as 48 observações.

Os gráficos a seguir (Figuras 10 a 29) mostram a porcentagem de atividade de cada colônia durante o experimento controle (verde) e o experimento de interação (vermelho). Como foram realizadas observações a cada hora, cada coluna (verde/vermelho) se refere à diferença entre a porcentagem de atividade nos experimentos em cada observação. Marrom significa que a porcentagem de atividade foi a mesma durante o controle e a interação ecológica naquela observação. À direita sempre coral-sol, à esquerda sempre *Parazoanthus swiftii* que foram pareados para a interação. O par coral-sol número 3 (Figura 10) e *P. swiftii* número 33 (Figura 11) mostram que ambos tiveram maior atividade durante o período de interação, destacado na cor vermelha.

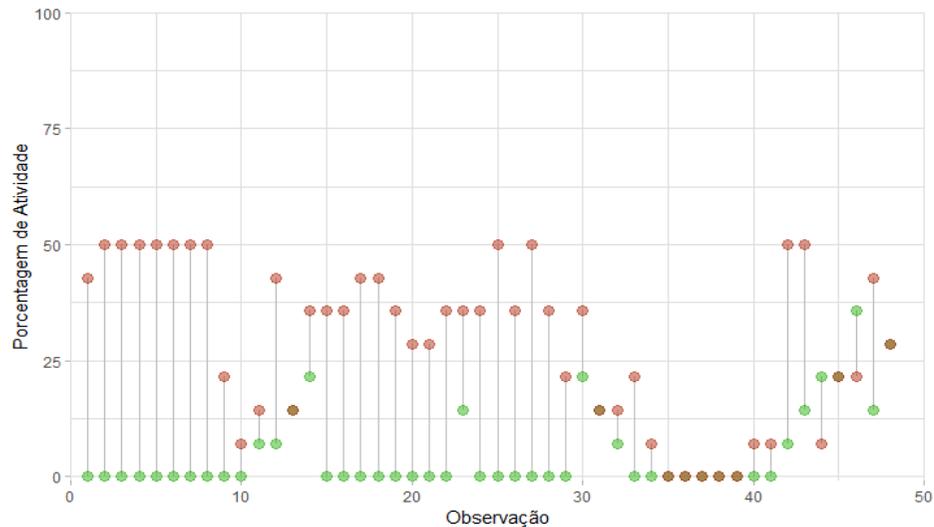


Figura 10. Diferença da porcentagem de atividade da Colônia 3 – *Tubastraea coccinea* entre os experimentos de controle e interação ecológica. Cada barra corresponde a uma das 48 observações. Verde: controle; vermelho: interação; marrom: mesma atividade observada em ambos os experimentos.

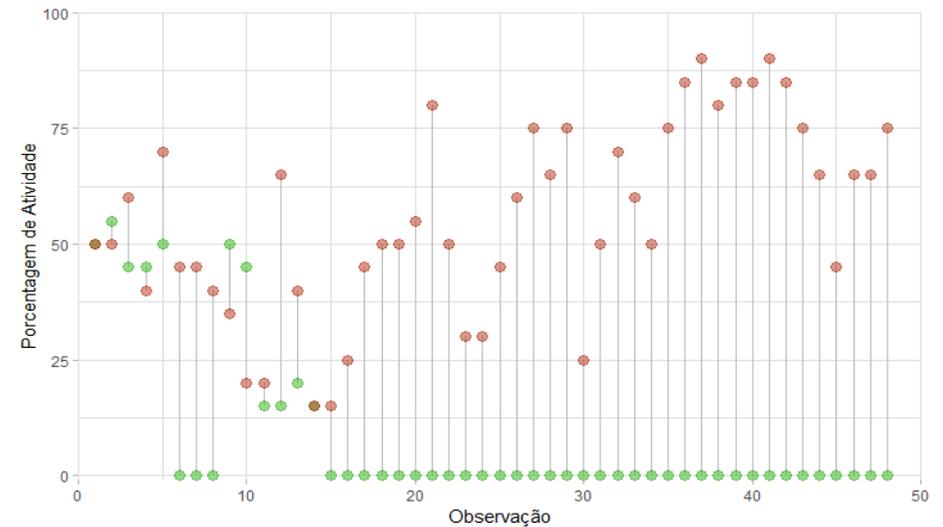


Figura 11. Diferença da porcentagem de atividade da Colônia 33 – *Parazoanthus swiftii* entre os experimentos de controle e interação ecológica. Cada barra corresponde a uma das 48 observações. Verde: controle; vermelho: interação; marrom: mesma atividade observada em ambos os experimentos.

O par coral-sol número 16 (Figura 12) e *P. swiftii* número 24 (Figura 13) também tiveram maior atividade aparente na interação. Destaca-se que o coral-sol possui maior atividade no controle após a alimentação (observação número 23) no experimento controle.

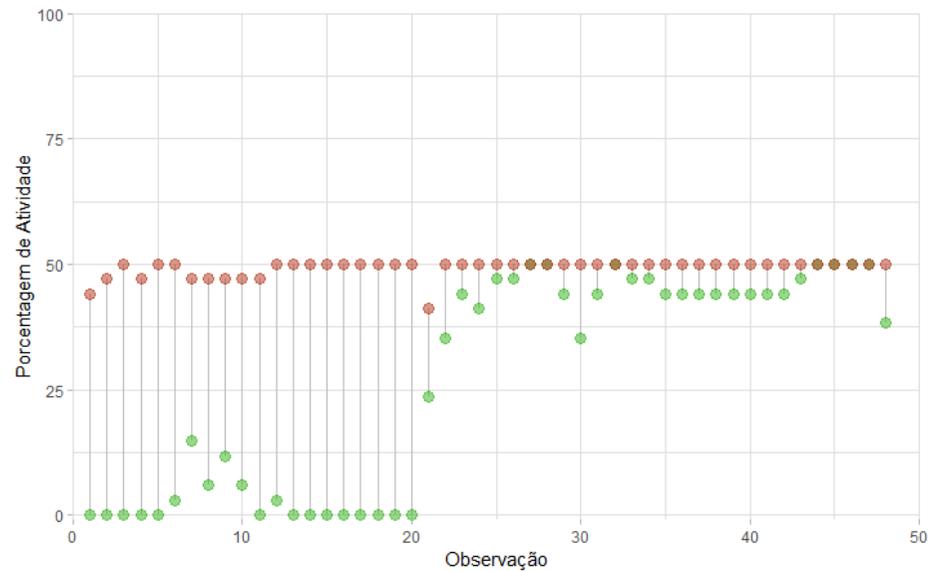


Figura 12. Diferença da porcentagem de atividade da Colônia 16 – *Tubastraea coccinea* entre os experimentos de controle e interação ecológica. Cada barra corresponde a uma das 48 observações. Verde: controle; vermelho: interação; marrom: mesma atividade observada em ambos os experimentos.

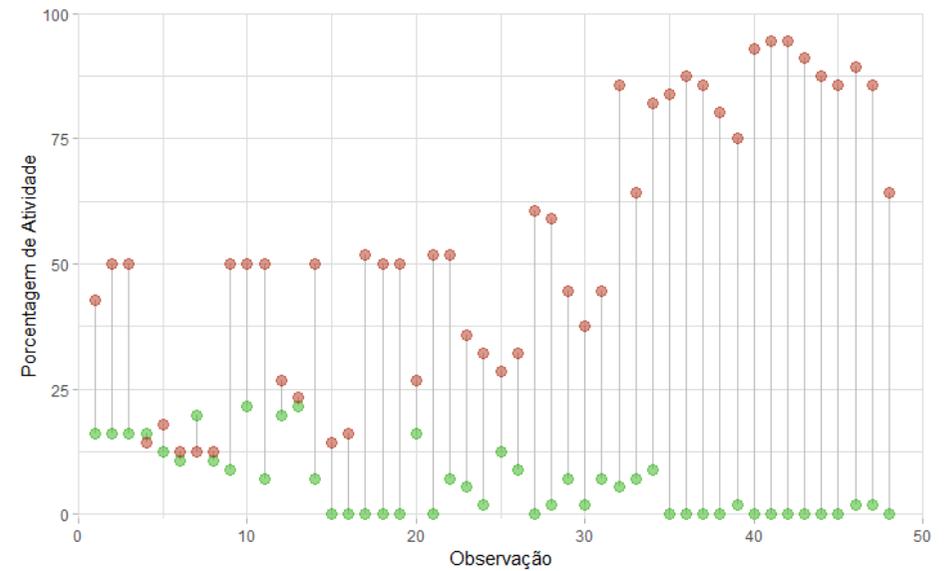


Figura 13. Diferença da porcentagem de atividade da Colônia 24 – *Parazoanthus swiftii* entre os experimentos de controle e interação ecológica. Cada barra corresponde a uma das 48 observações. Verde: controle; vermelho: interação; marrom: mesma atividade observada em ambos os experimentos.

A colônia de coral-sol número 18 (Figura 14) apresentou maior atividade no início do experimento de interação ecológica, mas ao passar das horas foi reduzindo sua atividade, aumentando ao final do experimento novamente. *P. swiftii* (Figura 15) teve atividade aumentada em quase todo o experimento de interação, reduzindo a atividade a praticamente zero nas últimas 6 horas de experimento.

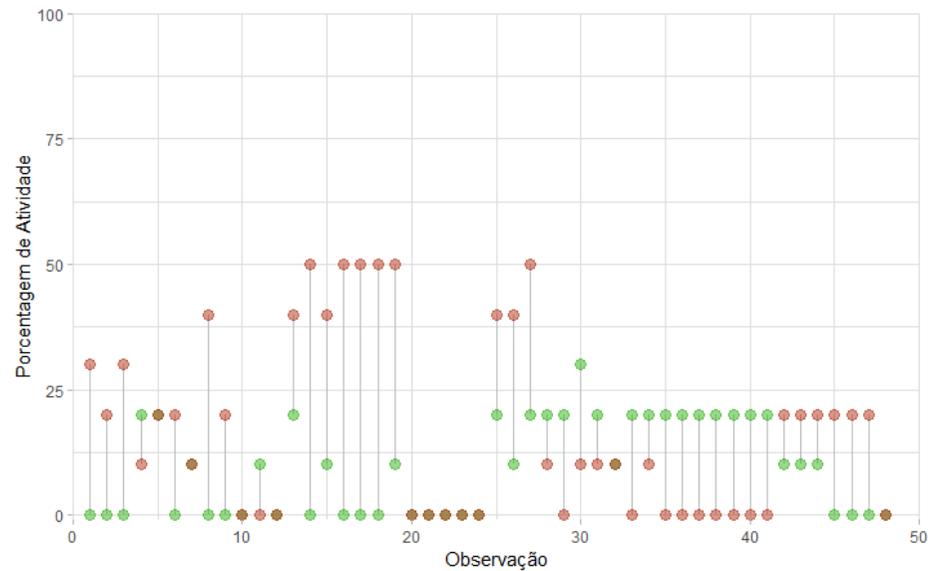


Figura 14. Diferença da porcentagem de atividade da Colônia 18 – *Tubastraea coccinea* entre os experimentos de controle e interação ecológica. Cada barra corresponde a uma das 48 observações. Verde: controle; vermelho: interação; marrom: mesma atividade observada em ambos os experimentos.

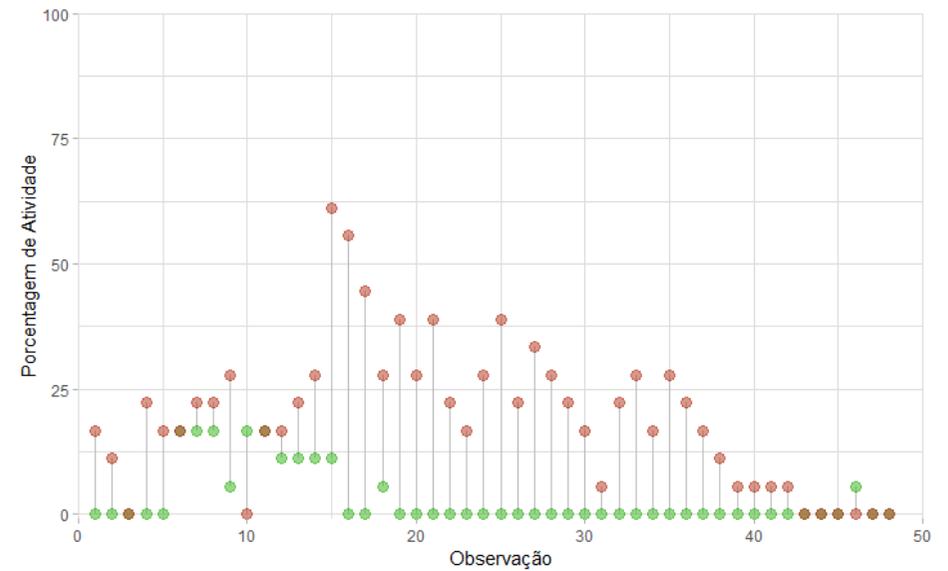


Figura 15. Diferença da porcentagem de atividade da Colônia 30 – *Parazoanthus swiftii* entre os experimentos de controle e interação ecológica. Cada barra corresponde a uma das 48 observações. Verde: controle; vermelho: interação; marrom: mesma atividade observada em ambos os experimentos.

A colônia 20 de coral-sol (Figura 16) quase não teve atividade ao longo de todo o experimento controle, mas demonstrou bastante atividade ao longo do experimento de interação. O zoantídeo número 32 (Figura 17) apresentou pouca atividade no início de ambos os experimentos, mas ainda assim apresentou 50% de atividade da sexta até a oitava observação. No decorrer do experimento controle, a atividade voltou a baixar, ao contrário da interação, que começou a aumentar a partir da 11ª hora de observação.

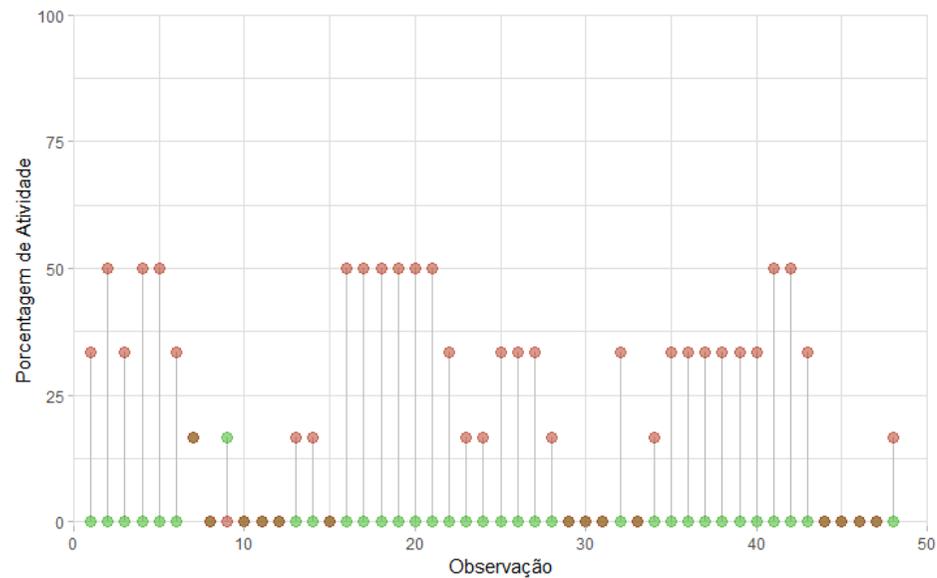


Figura 16. Diferença da porcentagem de atividade da Colônia 20 – *Tubastraea coccinea* entre os experimentos de controle e interação ecológica. Cada barra corresponde a uma das 48 observações. Verde: controle; vermelho: interação; marrom: mesma atividade observada em ambos os experimentos.

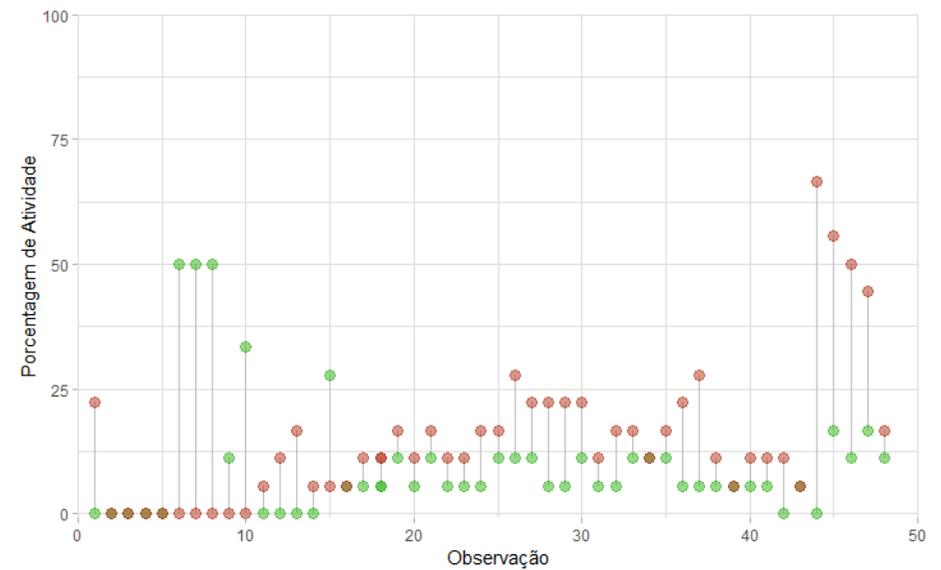


Figura 17. Diferença da porcentagem de atividade da Colônia 32 – *Parazoanthus swiftii* entre os experimentos de controle e interação ecológica. Cada barra corresponde a uma das 48 observações. Verde: controle; vermelho: interação; marrom: mesma atividade observada em ambos os experimentos.

O pareamento coral-sol número 4 (Figura 18), e *P. swiftii* número 34 (Figura 19) possui resultado bem diferente dos anteriores, pois o coral-sol aumentou sua atividade no experimento de interação, mas o zoantídeo reduziu sua atividade para zero, mostrando apenas 2,63% de atividade às 6 horas da manhã do último dia de experimento.

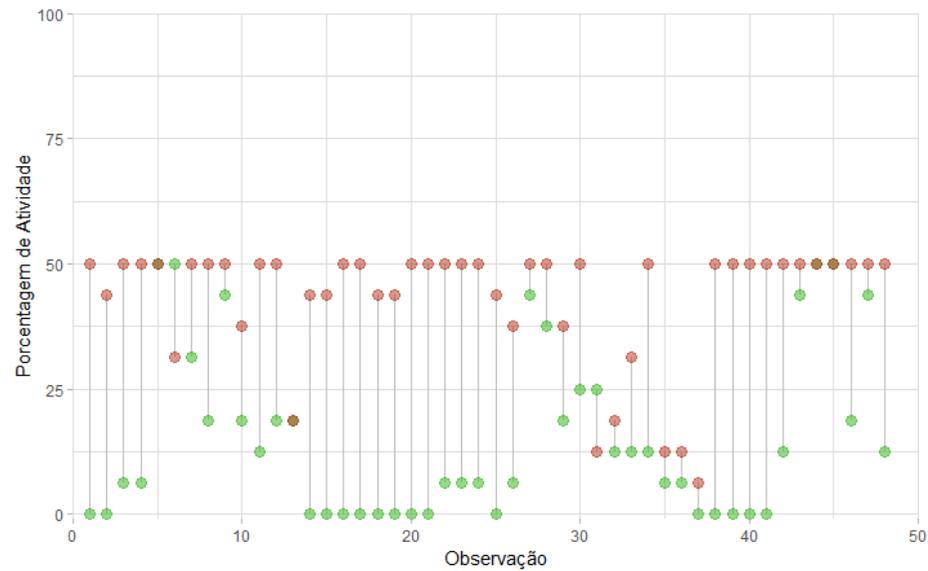


Figura 18. Diferença da porcentagem de atividade da Colônia 4 – *Tubastraea coccinea* entre os experimentos de controle e interação ecológica. Cada barra corresponde a uma das 48 observações. Verde: controle; vermelho: interação; marrom: mesma atividade observada em ambos os experimentos.

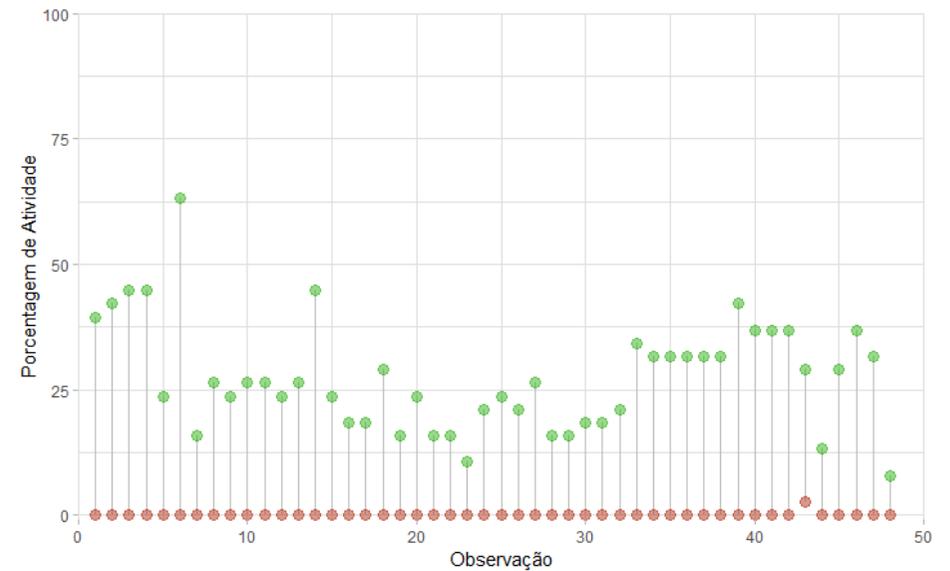


Figura 19. Diferença da porcentagem de atividade da Colônia 34 – *Parazoanthus swiftii* entre os experimentos de controle e interação ecológica. Cada barra corresponde a uma das 48 observações. Verde: controle; vermelho: interação; marrom: mesma atividade observada em ambos os experimentos.

O pareamento coral-sol número 6 (Figura 20), e *P. swiftii* número 36 (Figura 21) teve resultado semelhante ao 4-34, em que o coral-sol aumenta sua atividade, mas o *P. swiftii* reduz bastante. Cabe destacar que ambas as colônias já demonstravam bastante atividade durante o experimento controle, em relação às demais colônias.

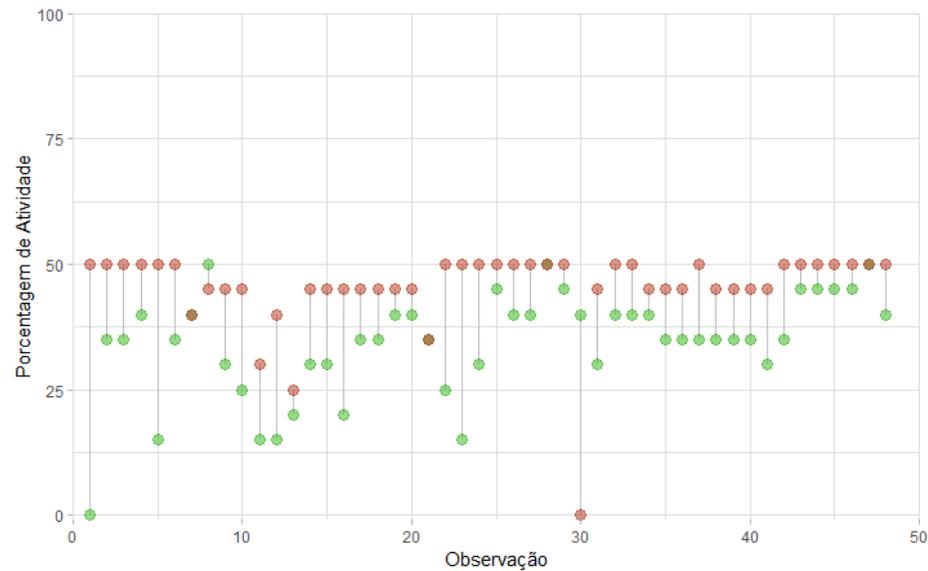


Figura 20. Diferença da porcentagem de atividade da Colônia 6 – *Tubastraea coccinea* entre os experimentos de controle e interação ecológica. Cada barra corresponde a uma das 48 observações. Verde: controle; vermelho: interação; marrom: mesma atividade observada em ambos os experimentos.

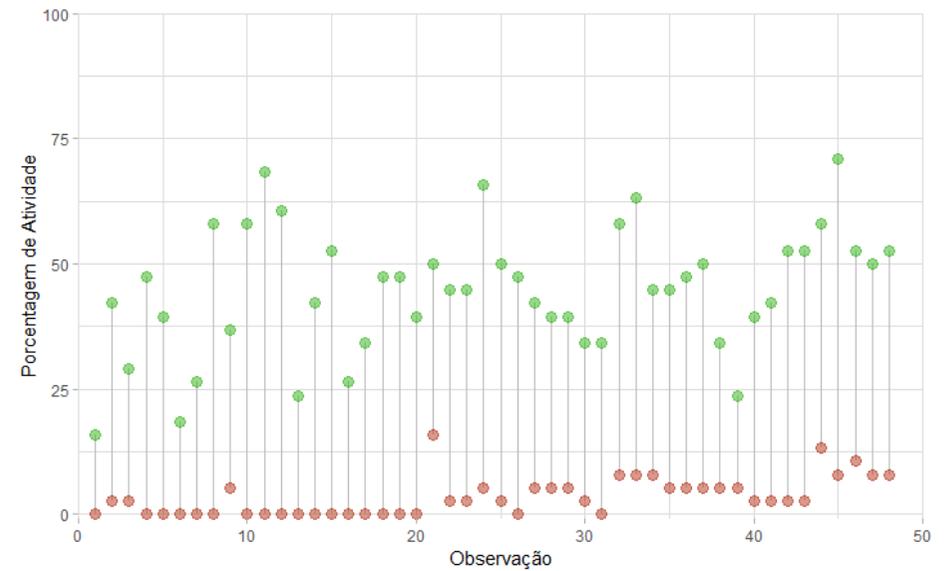


Figura 21. Diferença da porcentagem de atividade da Colônia 36 – *Parazoanthus swiftii* entre os experimentos de controle e interação ecológica. Cada barra corresponde a uma das 48 observações. Verde: controle; vermelho: interação; marrom: mesma atividade observada em ambos os experimentos.

As colônias 5 de coral-sol (Figura 22) e 35 de *P. swiftii* (Figura 23) tiveram a atividade bastante reduzida no experimento de interação. Destaca-se que o coral-sol já não havia sido muito ativo durante o experimento controle, mas o zoantídeo chegou a um pico de 94,74% de atividade durante o controle, e na interação obteve média máxima de 55%.

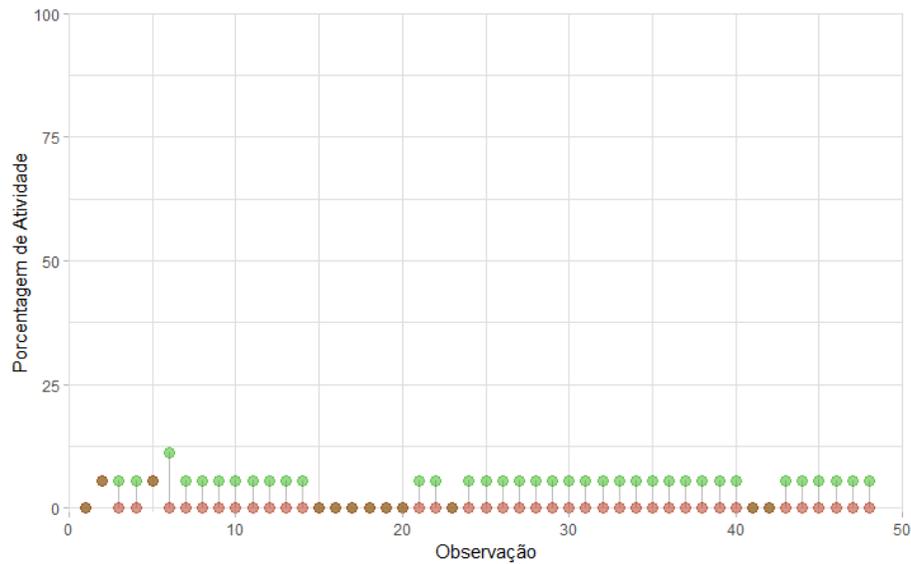


Figura 22. Diferença da porcentagem de atividade da Colônia 5 – *Tubastraea coccinea* entre os experimentos de controle e interação ecológica. Cada barra corresponde a uma das 48 observações. Verde: controle; vermelho: interação; marrom: mesma atividade observada em ambos os experimentos.

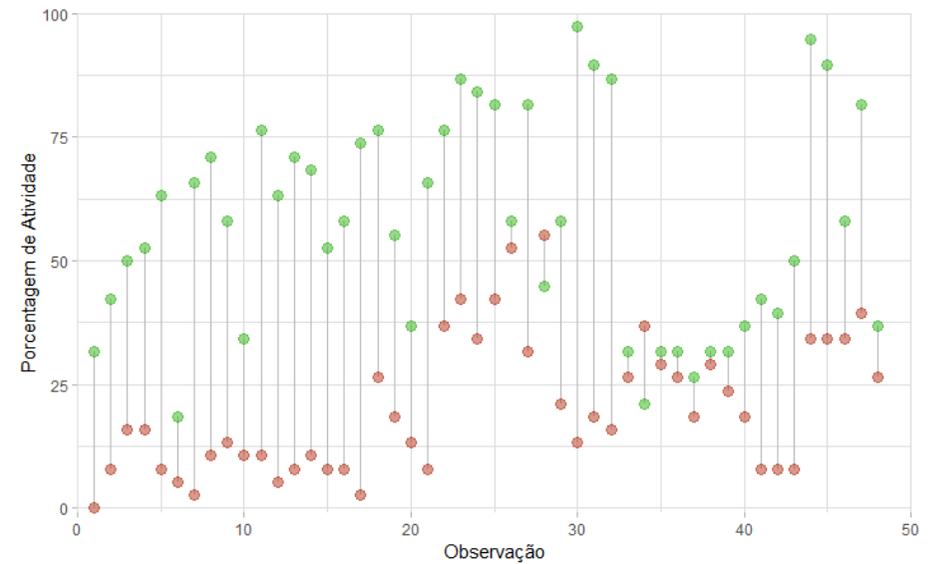


Figura 23. Diferença da porcentagem de atividade da Colônia 35 – *Parazoanthus swiftii* entre os experimentos de controle e interação ecológica. Cada barra corresponde a uma das 48 observações. Verde: controle; vermelho: interação; marrom: mesma atividade observada em ambos os experimentos.

A colônia de coral-sol número 19 (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**) não demonstrou atividade alguma ao longo de todo o experimento controle e de interação. Entretanto, o zoantídeo número 31 (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**) demonstrou um aumento bastante significativo do experimento controle para o de interação.

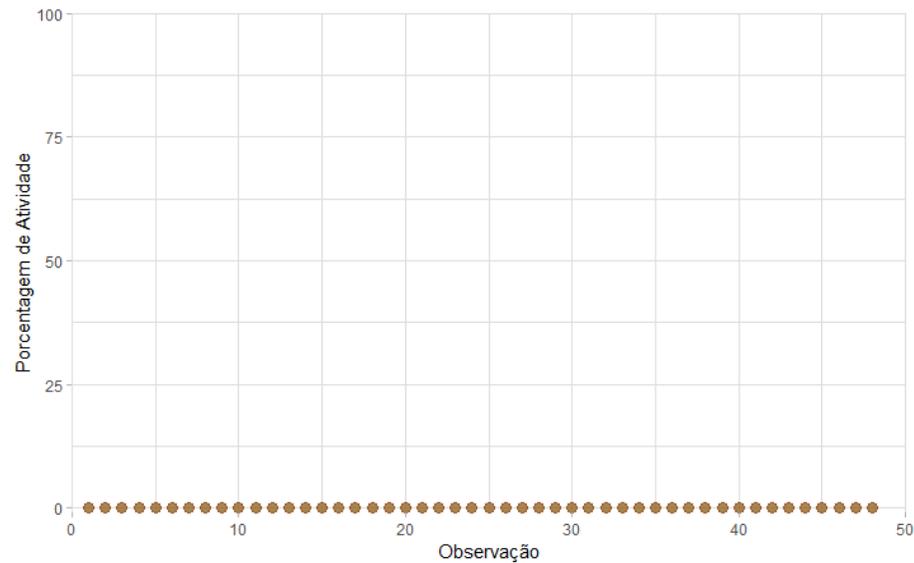


Figura 24. Diferença da porcentagem de atividade da Colônia 19 – *Tubastraea coccinea* entre os experimentos de controle e interação ecológica. Cada barra corresponde a uma das 48 observações. Verde: controle; vermelho: interação; marrom: mesma atividade observada em ambos os experimentos.

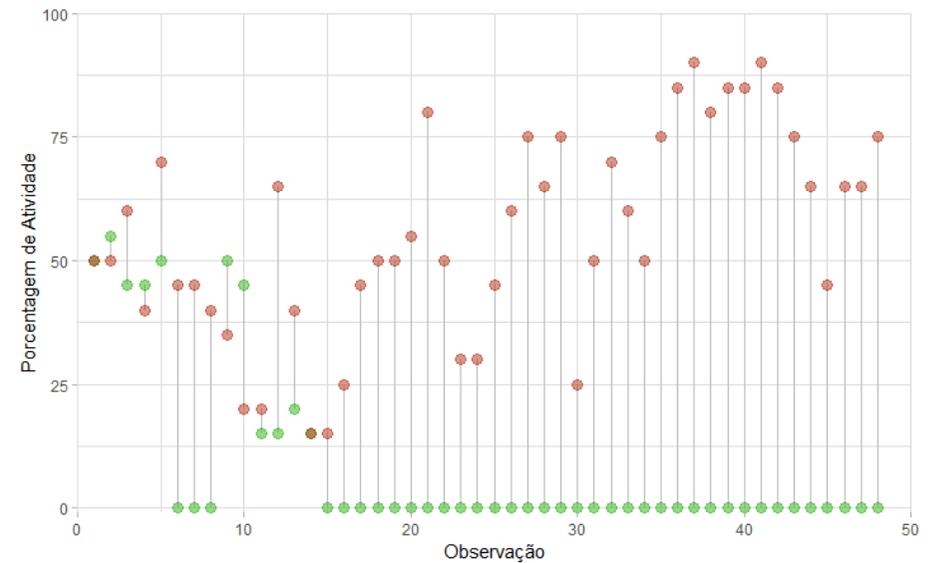


Figura 25. Diferença da porcentagem de atividade da Colônia 31 – *Parazoanthus swiftii* entre os experimentos de controle e interação ecológica. Cada barra corresponde a uma das 48 observações. Verde: controle; vermelho: interação; marrom: mesma atividade observada em ambos os experimentos.

O pareamento das colônias de coral-sol número 17 (Figura 26) e zoantídeo número 29 (Figura 27) mostra resultado inverso ao do pareamento anterior. O coral-sol também demonstrou pouca atividade ao longo de ambos os experimentos, mas o zoantídeo reduz drasticamente sua atividade do experimento controle para o de interação.

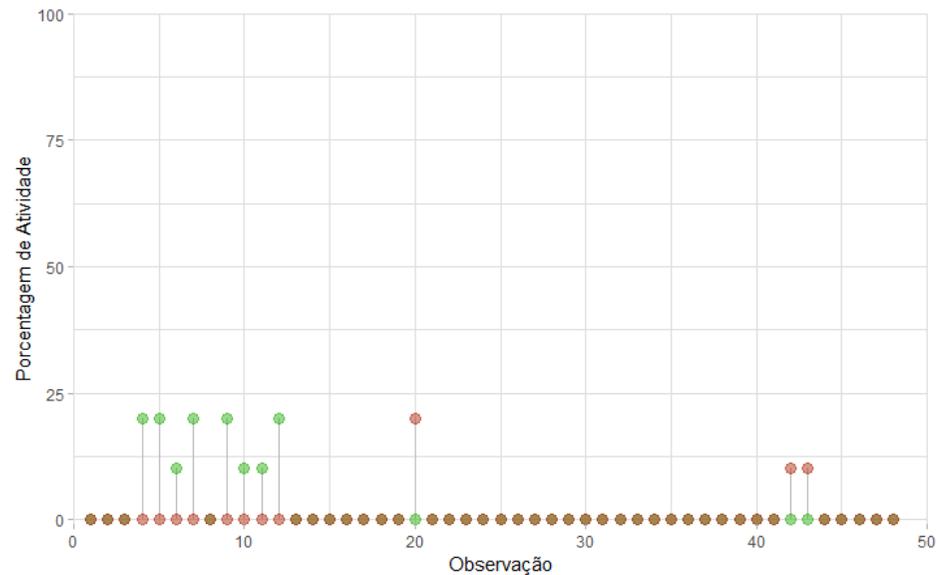


Figura 26. Diferença da porcentagem de atividade da Colônia 17 – *Tubastraea coccinea* entre os experimentos de controle e interação ecológica. Cada barra corresponde a uma das 48 observações. Verde: controle; vermelho: interação; marrom: mesma atividade observada em ambos os experimentos.

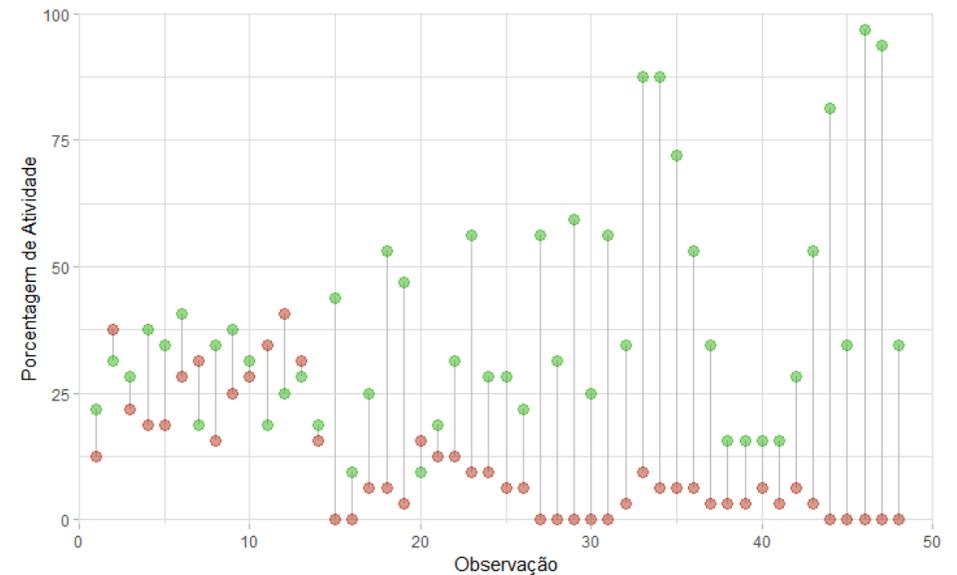


Figura 27. Diferença da porcentagem de atividade da Colônia 29 – *Parazoanthus swiftii* entre os experimentos de controle e interação ecológica. Cada barra corresponde a uma das 48 observações. Verde: controle; vermelho: interação; marrom: mesma atividade observada em ambos os experimentos.

A colônia de coral-sol número 9 (Figura 28) morreu no início do experimento de interação, entretanto, optou-se por manter a colônia na interação para avaliar a resposta do zoantídeo. Observou-se que *P. swiftii* número 21 (Figura 29) apresentou um aumento na atividade mesmo estando em interação com um coral que estava liberando tecido morto. A colônia número 10 de coral-sol também morreu no início do experimento de interação. Ao longo do experimento controle e de interação a maioria das colônias de coral-sol apresentou pouca, ou nenhuma atividade.

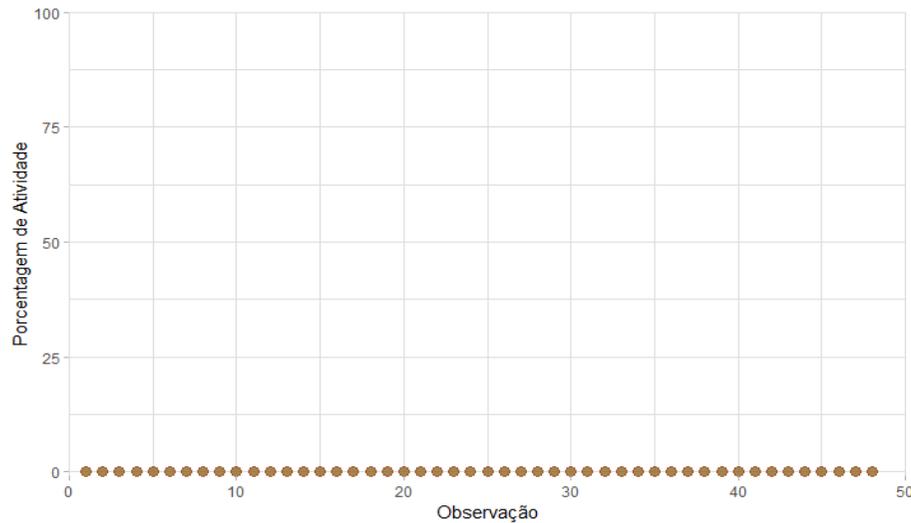


Figura 28. Diferença da porcentagem de atividade da Colônia 9 – *Tubastraea coccinea* entre os experimentos de controle e interação ecológica. Cada barra corresponde a uma das 48 observações. Verde: controle; vermelho: interação; marrom: mesma atividade observada em ambos os experimentos.

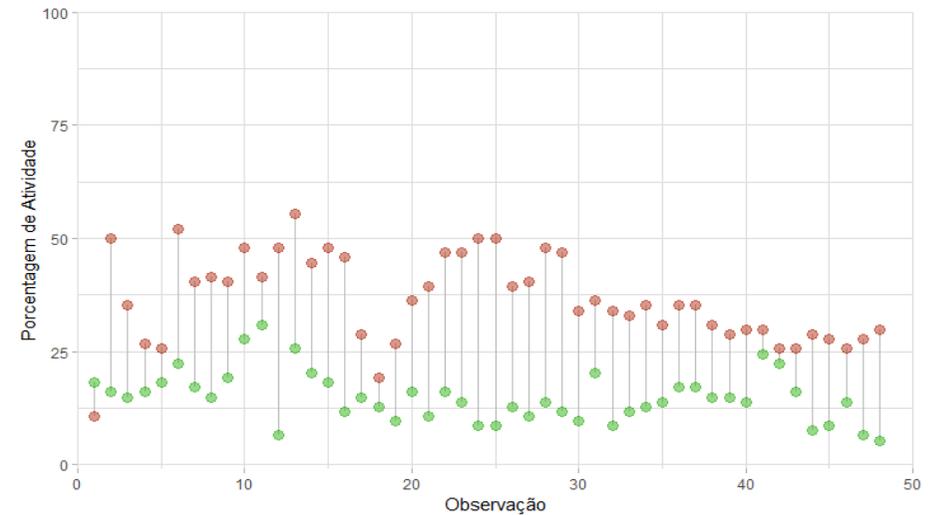


Figura 29. Diferença da porcentagem de atividade da Colônia 21 – *Parazoanthus swiftii* entre os experimentos de controle e interação ecológica. Cada barra corresponde a uma das 48 observações. Verde: controle; vermelho: interação; marrom: mesma atividade observada em ambos os experimentos.

5 DISCUSSÃO

Os corais possuem diversas estratégias competitivas, entre elas o crescimento sobre outros organismos, expansão de pólipos sobre o competidor para gerar sombreamento, extrusão de filamentos mesentéricos e consequente digestão extracorpórea, produção de tentáculos *sweeper*, e a produção de metabólitos secundários (Lang, 1973; Lages *et al.*, 2010). Nesse trabalho demonstramos que o coral invasor *Tubastraea coccinea* e o zoantídeo nativo *Parazoanthus swiftii* alteram seu comportamento quando estão em interação ecológica. No entanto, não foram observadas estratégias agonísticas como as que foram observadas por Winter *et al.* (2018), Santos *et al.* (2013), Hennessey e Sammarco, (2014), ou seja, extrusão de filamentos mesentéricos e a expansão de pólipos do coral-sol sobre o competidor nativo.

Os diferentes resultados observados em cada pareamento, em relação ao experimento controle, são de difícil interpretação e levantam mais questionamentos que respostas.

Outros trabalhos também observaram resultados diferentes em interações entre *T. coccinea* e espécies nativas. Hennessey e Sammarco (2014) observaram, em laboratório, resultados que foram desde nenhuma interação agressiva, até a extrusão e expansão de filamentos mesentéricos pelo coral-sol, e em uma laceração podal da anêmona *Phymanthus crucifer*. Sammarco *et al.* (2015) observaram variações de 30% a 100% de sucesso competitivo do coral-sol *T. coccinea* sobre a esponja marinha *Haliclona (Halichoelona) vansoesti*, e de 45% a 100% em interações com as esponjas *Phorbas amaranthus* e *Dictyonella funicularis*, sugerindo que quem sairá vencedora na competição entre duas espécies não será sempre a mesma, pois outras variáveis influenciam na interação.

Optamos por experimentos de 48 horas, pois o coral-sol *T. coccinea* possui um tempo de resposta relativamente rápido. Santos *et al.* (2013), em experimento que durou 60 horas, observaram filamentos mesentéricos e sobreposição de pólipos de *T. coccinea* sobre *Mussismilia hispida* já nas primeiras 6 horas. Da mesma forma também houve reação de *M. hispida* contra o coral-sol, sendo essa reação maior nas primeiras 24 horas de experimento, com extrusão e expansão de filamentos mesentéricos. Os experimentos de Hennessey e Sammarco (2014) duraram ≤ 44 horas, e a resposta de *T. coccinea* também foi rápida. O coral-sol demorou 2,8 horas para extrair e expandir filamentos mesentéricos contra *Ricordea florida*. No entanto, quando em contato com *P. crucifer*, o coral-sol somente liberou filamentos mesentéricos após 30 horas de experimento. Winter *et al.* (2018) e Almeida Saá *et al.* (2019, em preparação) observaram já no primeiro dia de experimento a expansão de

pólipos sobrepondo o zoantídeo. Dessa forma, acreditamos que o tempo dos experimentos tenha sido suficiente, e não tenha influenciado na diversidade de resultados.

Como a maioria das colônias de *T. coccinea* não tiveram qualquer atividade em ambos os experimentos, é possível que a própria amostra não estivesse em boas condições de saúde, passando por um período de estresse que as levasse a economizar energia. A coleta foi realizada com a temperatura da água em torno de 18°C, e Almeida Saá *et al.* (2019, em preparação) observaram que o limite térmico de *T. coccinea* coletado na região da REBIO Arvoredo seria por volta de $\leq 19^\circ\text{C}$, pois o desempenho fisiológico aos 19°C já está prejudicado, reduzindo tanto a atividade de pólipo quanto o consumo de oxigênio. Ao contrário do trabalho citado anteriormente, Batista *et al.* (2017) não observaram mortalidade em colônias expostas a 15° C em experimento de laboratório, no entanto o experimento realizado foi de apenas 96 horas de exposição, enquanto o trabalho de Almeida Saá *et al.* (2019, em preparação) durou 28 dias. Outro fator que pode ter contribuído na diversidade de resultados observados em cada colônia é que as condições de laboratório também são muito diferentes das condições naturais. Durante cada experimento as colônias estavam dispostas em potes contendo aproximadamente 400 ml de água, sem um fluxo contínuo, com movimentação apenas da oxigenação, que gerava bolhas e turbulência na água algumas vezes, o que difere em muito das características físicas do ambiente que as espécies são encontradas naturalmente. Dessa forma, esse estudo poderia ser complementado por experimentos *in-situ*.

Outra hipótese para que o coral-sol não tenha sido agressivo contra o *Parazoanthus swiftii* é que, ao contrário do outro zoantídeo *Palythoa caribaeorum*, *P. swiftii* não possui compostos químicos que intimidem o coral. Enquanto *P. caribaeorum* é conhecida por ser um competidor bastante agressivo, por conta da palytoxina que produz (Gleibs *et al.*, 1995; Luz e Kitahara, 2017), o *Parazoanthus swiftii* não. *P. swiftii* está normalmente associado a esponjas (Crocker e Reiswig, 1981; Pawlik *et al.*, 1995; Swain e Wulff, 2007), que também podem produzir compostos químicos alelopáticos, aumentando suas chances de defesa sem dispor do gasto energético que isso demanda. O experimento de Pawlink *et al.* (1995) demonstrou que esponjas palatáveis, quando colonizadas por *Parazoanthus*, não tinham sua palatabilidade reduzida, portanto, não foram reconhecidos compostos impalatáveis no zoantídeo. Nesse caso, embora a esponja não se beneficie da simbiose para a proteção, o zoantídeo pode se beneficiar ao colonizar esponjas impalatáveis, não necessitando produzir compostos químicos. Pretende-se dizer com esse exemplo que caso *Parazoanthus swiftii* não possua realmente compostos que façam o coral-sol se sentir ameaçado, o coral não teria a necessidade de dispende energia

com comportamentos agonísticos. No entanto, essa hipótese é bastante especulativa, já que não há estudos sobre a capacidade competitiva, ou sobre a produção de compostos alelopáticos de *Parazoanthus swiftii*.

A interação não alterou significativamente o comportamento de ambas as espécies, no entanto, acredita-se que exista uma maior demanda energética para ambas quando colocadas em interação (Almeida Saá *et al.*, 2018; Almeida Saá *et al.*, 2019, em preparação), o que pode ser prejudicial ao longo do tempo (Coll, 1992; Van Alstyne, 2001, *apud* Lages *et al.*, 2010), principalmente para a espécie nativa, ao interagir com um competidor agressivo (Creed, 2006; Lages *et al.*, 2012; Capel *et al.*, 2014; Hennessey e Sammarco, 2014).

6 CONCLUSÃO

As espécies *Tubastraea coccinea* e *Parazoanthus swiftii* não têm o comportamento alterado quando estão em interação ecológica.

O coral-sol *T. coccinea* não utiliza estratégias agonísticas visíveis contra o zoantídeo nativo *P. swiftii*.

O zoantídeo nativo *P. swiftii* não apresenta estratégias agonísticas visíveis contra o coral invasor *T. coccinea*.

Amostras coletadas em temperaturas baixas, durante o inverno, podem não ser boas para experimentos de comportamento, devido ao estresse fisiológico em que se encontram.

Estudos comportamentais com outras espécies encontradas em interação ecológica com o coral-sol dentro da Rebio Arvoredo podem complementar estudos de modelagem da invasão na região.

REFERÊNCIAS

Almeida Saá, A. C. *et al.* (2018) ‘Effects of changes in temperature in the invasive sun coral *Tubastraea coccinea*, the native zoanthid *Palythoa caribaeorum* and their interaction’, in *Xth International Conference on Marine Bioinvasions. Abstract eBook*. Puerto Madryn, AR, p. 29. Available at: http://docs.wixstatic.com/ugd/3d8d46_2058145fbae54efa8d5b26c751637506.pdf.

Almeida Saá, A. C. *et al.* (2019) ‘Unraveling interactions: do temperature and competition with native species affect the performance of the non-indigenous sun coral, *Tubastraea coccinea* Lesson 1829?’, *em preparação*.

Andersen, M. C. *et al.* (2004) ‘Risk analysis for invasive species: General framework and research needs’, *Risk Analysis*, 24(4), pp. 893–900. doi: 10.1111/j.0272-4332.2004.00487.x.

Barrel, S. C. La, Coll, J. C. and Sammarco, P. W. (1986) ‘Spacing and aggressive interactions between alcyonaceans’, *Marine Ecology*, 28, pp. 147–156.

Batista, D. *et al.* (2017) ‘Distribution of the invasive orange cup coral *Tubastraea coccinea* Lesson, 1829 in an upwelling area in the South Atlantic Ocean fifteen years after its first record’, *Aquatic Invasions*, 12(1), pp. 23–32. doi: 10.3391/ai.2017.12.1.03.

Bax, N. *et al.* (2003) ‘Marine invasive alien species: A threat to global biodiversity’, *Marine Policy*, 27(4), pp. 313–323. doi: 10.1016/S0308-597X(03)00041-1.

Blackburn, T. M. *et al.* (2011) ‘A proposed unified framework for biological invasions’, *Trends in Ecology and Evolution*, 26(7), pp. 333–339. doi: 10.1016/j.tree.2011.03.023.

Cairns, S. D. (1994) ‘Scleractinia of the temperate North Pacific’, *Smithsonian Contributions to Zoology*, (557), p. i-150. doi: 10.5479/si.00810282.557.i.

Cairns, S. D. (2000) ‘A revision of the shallow- water azooxanthellate Scleractinia of the western Atlantic’, *Studies of the Natural History of the Caribbean*, 75, pp. 1–231.

Capel, K. C. C. (2012) *Scleractinia (Cnidaria: Anthozoa) da Reserva Biológica Marinha do Arvoredo (SC), com ênfase na estrutura espaço-temporal da formação mais meridional de corais recifais no Oceano Atlântico*. Universidade Federal de Santa Catarina.

Capel, K. C. C. *et al.* (2014) ‘Another tool towards invasion? Polyp “bail-out” in *Tubastraea coccinea*’, *Coral Reefs*, 33(4), p. 1165. doi: 10.1007/s00338-014-1200-z.

Carlton, J. T. and Geller, J. B. (1993) ‘Ecological Roulette : The Global Transport of

Nonindigenous Marine Organisms', 261(July), pp. 7–11. doi: 10.1126/science.261.5117.78.

Coll, J. C. (1992) 'The Chemistry and Chemical Ecology of Octocorals (Coelenterata, Anthozoa, Octocorallia)', *Chemical Reviews*, 92(4), pp. 613–631. doi: 10.1021/cr00012a006.

Connell, J. H. (1973) *Population Ecology of Reef-Building Corals, Biology and Geology of Coral Reefs*. Academic Press. doi: 10.1016/B978-0-12-395526-5.50015-8.

Creed, J. C. (2006) 'Two invasive alien azooxanthellate corals, *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis*, dominate the native zooxanthellate *Mussismilia hispida* in Brazil', *Coral Reefs*, 25(3), p. 350. doi: 10.1007/s00338-006-0105-x.

Creed, J. C. *et al.* (2016) 'The invasion of the azooxanthellate coral *Tubastraea* (Scleractinia: Dendrophylliidae) throughout the world: history, pathways and vectors', *Biological Invasions*, 19(1), pp. 283–305. doi: 10.1007/s10530-016-1279-y.

Crocker, L. A. and Reiswig, H. M. (1981) 'Host Specificity in Sponge-Encrusting Zoanthidea (Anthozoa : Zoantharia) of Barbados, West Indies', *Marine Biology*, 65, pp. 231–236.

Faria Júnior, E. (2012) 'Distribuição Espacial E Estrutura Das Comunidades De Antozoários (Cnidaria: Anthozoa) Em Substratos Consolidados No Litoral De Santa Catarina, Sul Do Brasil', *Ufsc*, (048), pp. 48–50. Available at: <https://repositorio.ufsc.br/xmlui/bitstream/handle/123456789/129686/330825.pdf?sequence=1&isAllowed=y>.

Freire, A. S. *et al.* (2017) 'O Ambiente Oceanográfico', in *MAArE - Monitoramento Ambiental da Reserva Biológica Marinha do Arvoredo e Entorno*. Florianópolis, SC: UFSC/MAArE, pp. 159–199.

Gleibs, S., Mebs, D. and Werding, B. (1995) 'Studies on the origin and distribution of palytoxin in a Caribbean coral reef', *Toxicon*, 33(11), pp. 1531–1537.

Guilhem, I., Masi, B. and Creed, J. (2018) 'An experimental study of growth interactions between the tropical zoantharian *Palythoa caribaeorum* (Cnidaria : Anthozoa) and invasive corals *Tubastraea* spp .', in *Xth International Conference on Marine Bioinvasions. Abstract eBook*. Puerto Madryn, AR, p. 119. Available at: http://docs.wixstatic.com/ugd/3d8d46_2058145fbae54efa8d5b26c751637506.pdf.

Hennessey, S. M. and Sammarco, P. W. (2014) 'Competition for space in two invasive Indo-Pacific corals - *Tubastraea micranthus* and *Tubastraea coccinea*: Laboratory experimentation', *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. Elsevier B.V., 459,

pp. 144–150. doi: 10.1016/j.jembe.2014.05.021.

Holway, D. A. and Suarez, A. V. (1999) ‘Animal behavior: An essential component of invasion biology’, *Trends in Ecology and Evolution*, 14(8), pp. 328–330. doi: 10.1016/S0169-5347(99)01636-5.

Jackson, J. B. C. and Buss, L. E. O. (1975) ‘Allelopathy and spatial competition among coral reef invertebrates’, 72(12), pp. 5160–5163.

Lages, B. G. *et al.* (2006) ‘Chemical defense of an exotic coral as invasion strategy’, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 328(1), pp. 127–135. doi: 10.1016/j.jembe.2005.07.011.

Lages, B. G. *et al.* (2010) ‘Chemical composition and release in situ due to injury of the invasive coral *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia)’, *Brazilian Journal of Oceanography*, 58(SPEC. ISSUE), pp. 47–56. doi: 10.1590/S1679-87592010000800007.

Lages, B. G. *et al.* (2010) ‘Chemical defenses against generalist fish predators and fouling organisms in two invasive ahermatypic corals in the genus *Tubastraea*’, *Marine Ecology*, 31(3), pp. 473–482. doi: 10.1111/j.1439-0485.2010.00376.x.

Lages, B. G. *et al.* (2012) ‘Proximity to competitors changes secondary metabolites of non-indigenous cup corals, *Tubastraea* spp., in the southwest Atlantic’, *Marine Biology*, 159(7), pp. 1551–1559. doi: 10.1007/s00227-012-1941-6.

Lang, J. (1973) ‘Interspecific aggression by scleractinian corals. 2. why the race is not only to the swift’, *Bulletin of Marine Science*, 23, pp. 260–279.

Luz, B. L. P. and Kitahara, M. V (2017) ‘Could the invasive scleractinians *Tubastraea coccinea* and’, *Coral Reefs*. Springer Berlin Heidelberg. doi: 10.1007/s00338-017-1578-5.

Meurer, B. C. *et al.* (2010) ‘First record of native species of sponge overgrowing invasive corals *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis* in Brazil’, *Marine Biodiversity Records*, 3, pp. 10–12. doi: 10.1017/S1755267210000527.

Miranda, R. J., Cruz, I. C. S. and Barros, F. (2016) ‘Effects of the alien coral *Tubastraea tagusensis* on native coral assemblages in a southwestern Atlantic coral reef’, *Marine Biology*. Springer Berlin Heidelberg, 163(3), pp. 1–12. doi: 10.1007/s00227-016-2819-9.

MMA, M. do M. A.-, Ibama, I. B. do M. A. e dos R. N.- and ICMBio, I. C. M. de C. da B.- (2018) ‘CONSULTA PÚBLICA: Diagnóstico sobre a invasão do coral-sol (*Tubastraea* spp.) no Brasil’.

Ojaveer, H. *et al.* (2015) ‘Classification of Non-Indigenous Species Based on Their Impacts: Considerations for Application in Marine Management’, *PLoS Biology*, 13(4), pp. 1–13. doi: 10.1371/journal.pbio.1002130.

Paula, A. F. and Creed, J. C. (2005) ‘Spatial distribution and abundance of nonindigenous coral genus *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia) around Ilha Grande, Brazil’, *Brazil Journal of Biology*, 65. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842005000400014>.

De Paula, A. F. and Creed, J. C. (2004) ‘Two Species of the Coral *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia) in Brazil: a Case of Accidental Introduction’, *Bulletin of Marine Science*, 74(1), pp. 175–183. Available at: <http://www.ingentaconnect.com/content/umrmsas/bullmar/2004/00000074/00000001/art00014>.

Pawlik, J. R. *et al.* (1995) ‘Defenses of Caribbean sponges against predatory reef fish . I. Chemical deterrence’, *Marine Ecology Progress Series*, 127, pp. 183–194.

R Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Ricklefs, R. . (2010) *A economia da Natureza*. 6th edn. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan.

Robinson, T. (2018) ‘Intraregional spread of marine alien species: Integrating research and management’, in *Xth International Conference on Marine Bioinvasions. Abstract eBook*. Puerto Madryn, AR, p. 17. Available at: [3d8d46_2058145fbae54efa8d5b26c751637506](https://doi.org/10.3390/3d8d46_2058145fbae54efa8d5b26c751637506).

Ruiz, G. M. *et al.* (1997) ‘Global Invasions of Marine and Estuarine Habitats by Non-Indigenous Species: Mechanisms, Extent, and Consequences Linked references are available on JSTOR for this article’, *American Zoologist*, 37(6), pp. 621–632.

Sammarco, P. W. *et al.* (2015) ‘Success in competition for space in two invasive coral species in the western Atlantic – *Tubastraea micranthus* and *T. coccinea*’, *PLoS ONE*, 10, pp. 1–22. doi: 10.1371/journal.pone.0144581.

Sánchez, J. A. and Ballesteros, D. (2014) ‘The invasive snowflake coral (*Carijoa riisei*) in the tropical Eastern Pacific, Colombia’, *Revista de Biología Tropical*, 62(February), pp. 199–207. doi: 10.15517/rbt.v62i0.16276.

Santos, L. A. H. do., Ribeiro, F. V. and Creed, J. C. (2013) ‘Antagonism between invasive pest corals *Tubastraea* spp. and the native reef-builder *Mussismilia hispida* in the southwest Atlantic’, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. Elsevier B.V.,

449, pp. 69–76. doi: 10.1016/j.jembe.2013.08.017.

Silva, A. G. *et al.* (2017) ‘Response of native marine sponges to invasive Tubastraea corals: a case study’, *Marine Biology*. Springer Berlin Heidelberg, 0(0), p. 0. doi: 10.1007/s00227-017-3112-2.

Silva, A. G. da *et al.* (2018) ‘Invasive corals Tubastraea spp . competing with sponges (Porifera , Demospongiae), Ilha Grande Bay , Southeastern Brazil’, in *Xth International Conference on Marine Bioinvasions. Abstract eBook*. Puerto Madryn, AR, p. 86. Available at: http://docs.wixstatic.com/ugd/3d8d46_2058145fbae54efa8d5b26c751637506.pdf.

Souza, R. C. C. L. de, Ferreira, C. E. L. and Pereira, R. C. (2009) ‘Bioinvasão Marinha’, in Pereira, R. C. and Soares-Gomes, A. (eds) *Biologia Marinha*. 2 ed. Rev. Rio de Janeiro: Interciência, p. 631.

Swain, T. D. and Wulff, J. L. (2007) ‘Diversity and specificity of Caribbean sponge – zoanthid symbioses : a foundation for understanding the adaptive significance of symbioses and generating hypotheses about higher-order systematics’, *Biological Journal of the Linnean Society*, 92, pp. 695–711.

Tarrant, A. M. *et al.* (2003) ‘Metabolism of estrogens and androgens by scleractinian corals’, *Comparative Biochemistry and Physiology*, 136(3), pp. 473–485. doi: 10.1016/S1096-4959(03)00253-7.

Torrents, O. *et al.* (2008) ‘Upper thermal thresholds of shallow vs. deep populations of the precious Mediterranean red coral *Corallium rubrum* (L.): Assessing the potential effects of warming in the NW Mediterranean’, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 357(1), pp. 7–19. doi: 10.1016/j.jembe.2007.12.006.

Winter, B. B. *et al.* (2018) ‘Behaviour of Tubastraea coccinea in different temperatures and in ecological interaction with a native sessile species’, in *Xth International Conference on Marine Bioinvasions. Abstract eBook*. Puerto Madryn, AR, p. 179. Available at: http://docs.wixstatic.com/ugd/3d8d46_2058145fbae54efa8d5b26c751637506.pdf.