



VALIAÇÃO CRÍTICA DAS BIOINVASÕES POR BIOINCRUSTAÇÃO

Ricardo Coutinho

Pesquisador Titular do IEAPM. Encarregado da Divisão de Biotecnologia Marinha

José Eduardo Arruda Gonçalves

Doutorando em Biologia Marinha- Universidade Federal Fluminense
Assistente de Pesquisa FEMAR da Divisão de Biotecnologia Marinha

Luciana Vicente Resende de Messano

Pesquisadora FAPERJ/CAPES de Pós-Doutorado associada
à Divisão de Biotecnologia Marinha - IEAPM

Carlos Eduardo Leite Ferreira

Professor Adjunto - Laboratório de Ecologia e Conservação de Ambiente Recifais -
LECAR Dept° de Biologia Marinha- Universidade Federal Fluminense

INTRODUÇÃO

O estudo científico das bioinvasões tornou-se cada vez mais popular, como indicado pelo crescimento explosivo de publicações e livros acadêmicos sobre o tema ao longo das últimas duas décadas (Simberloff, 2004; Richardson & Pysek, 2008). As invasões biológicas têm sido apontadas como uma das principais ameaças para biodiversidade (Perrings, 2002; Dawson et al., 2005; Simberloff, 2005; Clavero et al., 2009; Simberloff, 2011; Gilbert & Levine, 2013) e muito dessa percepção é oriunda dos ambientes terrestres e de água doce onde espécies invasoras tem reconhecidamente levado à extinção de espécies nativas (Lockwood, 2004). Esse cenário tem produzido um debate intenso entre cientistas e órgãos ambientais no que se refere à detecção e possível erradicação das espécies invasoras no ambiente marinho. Contudo, ainda é controversa a afirmação de perda de diversidade marinha causada por possíveis invasões, bem como não existe nenhum caso confirmado de extinção causada por espécies invasoras neste ambiente (Briggs, 2007), o que sugere que os impactos das espécies invasoras nos ecossistemas marinhos, de maneira geral, têm sido superestimados (Sagoff, 2005; Gurevitch & Padilla, 2004; Goodenough, 2010; Davis et al. 2011; Briggs, 2013; Thomas, 2013).

No Brasil, esse debate está apenas começando como consequência do aumento do registro de espécies exóticas na costa brasileira e seus possíveis danos às espécies nativas. O aumento do comércio exterior por navios e as atividades das indústrias de óleo e gás na costa brasileira tem sido apontado como a principal causa da chegada das espécies exóticas (Farrapeira et al., 2011).

No presente trabalho nós avaliamos de forma crítica os vários aspectos relacionados ao processo de monitoramento contínuo e etapas do processo de invasão, desde a detecção até um possível programa de erradicação. Da mesma forma, são apresentados conceitos básicos e princípios fundamentais, tendo por base o estudo de caso, o coral-sol *Tubastraea coccinea*, espécie hoje largamente distribuída na costa sudeste e sul do Brasil (Creed et al., 2008; Sampaio et al., 2012).



CONCEITOS E DEFINIÇÕES:

As definições sobre o que é uma espécie exótica refletem vários contextos diferenciados. Nesse trabalho nós utilizamos as definições sugeridas por Lopes & Villac (2009): Espécie exótica é aquela registrada fora de sua área de distribuição original, em contraste com a nativa que vive em sua região de origem. No caso, esses autores incluem três categorias de espécies exóticas, a contida - quando presente em ambiente artificial controlado, a detectada em ambiente natural - sem aumento posterior de sua abundância e/ou de sua dispersão, caracterizando um registro isolado, e a estabelecida - quando a espécie introduzida é detectada de forma recorrente, com ciclo de vida completo na natureza e mostrando indícios de aumento populacional ao longo do tempo, em uma região restrita ou ampla, porém sem apresentar impactos ecológicos ou socioeconômicos aparentes.

A categorização de uma espécie como invasora é normalmente feita quando a espécie estabelecida possui abundância ou dispersão geográfica que interfiram na capacidade de sobrevivência das espécies nativas em escalas espaciais diferenciadas (Elliot, 2003), ou quando a espécie estabelecida causa impactos mensuráveis em atividades socioeconômicas ou na saúde humana (Lopes & Villac, 2009).

Utilizando tais conceitos, no Brasil o coral-sol seria a espécie invasora marinha mais emblemática nessa categoria, dentre as 60 espécies já registradas como exóticas (Lopes et al., 2009a), muito embora os impactos ecológicos detectados sejam ainda restritos em escala geográfica (apesar de sua ampla distribuição e estudos realizados), bem como os efeitos nas atividades socioeconômicas ou na saúde humana ainda não estejam comprovados.

DETECÇÃO, PREVENÇÃO E MONITORAMENTO

O entendimento dos processos de dispersão de espécies marinhas é importante no estabelecimento de estratégias de gestão. Contudo, existe uma grande dificuldade em definir quando e como as espécies colonizam uma determinada região, pois a biodiversidade atual é parte de um longo processo evolutivo e reflexo da diversidade dos ecossistemas existentes na costa brasileira. Soma-se ao problema, a carência de dados pretéritos e de programas de monitoramento da biodiversidade marinha costeira, o que torna difícil em muitos casos diferenciar uma nova ocorrência de uma espécie não nativa recém-chegada.

Embora estejam comprovadas as conexões e afinidades da biodiversidade marinha entre Brasil e Caribe, Oeste da África e extremo sul da América do Sul (Floeter et al., 2008) em função da circulação das correntes marinhas, muitas das novas ocorrências registradas na última década no Brasil não podem ser atribuídas a este processo de dispersão natural de larvas e/ou adultos via correntes. Desta forma, na última década existe indicação que uma parte representativa dos invertebrados bentônicos exóticos registrados na costa Brasileira (cerca de 90%, de acordo com Farrapeira et al. (2011)) são provavelmente oriundos do transporte por navios, plataformas e outras estruturas flutuantes, sendo estes considerados os principais vetores antropogênicos de transporte das espécies exóticas (Ferreira et al. 2006, Bastos & Coutinho, 2008; Neves et al., 2008; Farrapeira et al., 2011). Adiciona-se a esse cenário, o fato de que 95% de todo o comércio exterior no Brasil é realizado através dos 41 portos comerciais localizados na costa (marinhos e estuarinos) e 16 em ambientes limnéticos, que carecem da implantação de um programa efetivo de fiscalização em suas instalações.

No caso das plataformas de petróleo e outras embarcações ligadas à exploração offshore, o cenário relacionado com o transporte das espécies é ainda mais complexo. Desde o final dos anos 80, essas estruturas vêm sendo apontadas como um importante vetor de transferência das espécies na costa Brasileira (Ferreira et al., 2006). Em Arraial do Cabo, RJ, por exemplo, em um estudo detalhado, realizado durante dois anos em navios sondas, plataformas e navios de cargas através de inspeções submersas, foram registradas 118 espécies de organismos bentônicos, incluindo 22 espécies consideradas exóticas para a costa brasileira. Entre essas, 12 possuíam registro anterior para a costa e 10 foram registradas pela primeira vez. Os navios sonda e as plataformas apresentaram níveis mais elevados de diversidade de espécies exóticas do que os navios de carga (Ferreira et al., 2006). Isso pode ser explicado pelo fato de que, ao contrário dos navios de carga, as plataformas geralmente permanecem fundeadas durante longos períodos, tanto próximo à costa quanto offshore, sendo mais vulneráveis à colonização de organismos incrustantes. Agravando o problema, as plataformas precisam ser deslocadas de tempos em tempos, seja para construção, manutenção, inspeção ou operação (Figura 1). Conjugado ao uso de plataformas fixas ou semisubmersíveis, a utilização de navios-sonda e sistemas flutuantes de produção, armazenamento e descarga (como FPSO) também contribuem para agravar o problema, uma vez que esses sistemas são utilizados ao redor do mundo e a cada período são fundeados em um campo de exploração diferente. Todas essas estruturas podem atuar como vetores de introdução de espécies exóticas, uma vez que quaisquer espécies (exóticas ou não) poderão em tese, ser juntamente transportadas incrustadas nas estruturas durante rotina operacional. Entretanto, o número de plataformas presentes representa uma pequena proporção das embarcações em operação no Brasil, já que só em relação ao transporte de carga, cerca de 500 navios mercantes navegam diariamente em nossa costa (Abreu, 2010).

A maioria dos vetores de introdução de espécies aquáticas está associada à pelo menos uma atividade de destacada importância econômica, o que torna as medidas de prevenção e controle das bioinvasões no ambiente marinho complexas e envoltas em controvérsias. Quaisquer iniciativas de gestão neste sentido têm que ser pautadas por extensa e criteriosa avaliação de custo/benefício, onde a valoração das diversas modalidades de passivos (ambientais, sociais, econômicos e culturais) deve ser considerada (Lopes et al., 2009b). Desta forma, ações de monitoramento de longo prazo são imprescindíveis para a prevenção ou controle precoce da dispersão das espécies exóticas invasoras, especialmente em locais de maior risco potencial, como áreas portuárias e marinas, além dos estaleiros e estruturas flutuantes como plataformas, navios-sonda e monobóias.



Figura 1 - Foto de uma plataforma rebocada para o porto do Forno em Arraial do Cabo para manutenção e troca de estruturas.



Países como Austrália e Nova Zelândia são detentores de grande biodiversidade marinha e de uma rede de transporte marítimo bem desenvolvido. Nestes países existem programas reconhecidamente rigorosos na detecção, controle e manejo de espécies exóticas. O plano usado pelo governo da Austrália contempla medidas de quarentena, inspeções e controle de água de lastro e de cascos de navios para minimizar a probabilidade de introdução de espécies. O plano é aplicável às embarcações ou equipamentos submarinos, caso estes tenham se afastado da região, permaneçam estacionários ou em velocidades menores que 3 nós ou ainda permaneçam em profundidades menores que 50 m por períodos maiores que 14 dias antes de retornar para o porto de origem. Todo esse procedimento tem como base um amplo programa de análise de risco, que também leva em conta o tipo de embarcação. Esse programa tem tido sucesso em evitar que estruturas submersas com alto risco de introdução de espécies exóticas atraiam na costa australiana (Darbyshire & Caley, 2009).

No Brasil, existe um controle portuário contra a bioinvasão via água de lastro (NORMAN-20/DPC, 2005), mas nada foi feito ainda em relação à presença das espécies fixas em estruturas submersas. Ao redor do mundo, algumas iniciativas para mitigar os problemas causados pela bioinvasão por incrustantes depois do estabelecimento das espécies vem sendo implementadas e serão discutidas a seguir.

LIMPEZA SUBMERSA

A limpeza submersa em navios e plataformas é um assunto polêmico, debatido em fóruns técnicos e específicos, onde as discussões focam desde onde fazer a limpeza até qual tipo de técnica é a mais adequada (Figura 2). A remoção subaquática por raspagem ou jateamento não é tão eficiente quanto a remoção feita em dique seco, esta última, porém, é muito mais cara, demanda tempo e paradas operacionais e não é viável para embarcações de empresas de menor porte (Floerl & Coutts, 2009). Além disso, os diques não possuem sistemas de tratamento de efluentes, levando os fragmentos dos organismos incrustados e as espécies vageis de volta para o meio ambiente (Woods et al., 2012).



Figura 2 - Esquema para limpeza da bioincrustação em dique seco da popa de um navio

O sucesso da incrustação de organismos fragmentados após remoção varia com a espécie e com o tamanho do fragmento, além de aspectos ambientais como turbidez, sedimentação e nível de predação. Hopkins et al. (2011) propõem que, apesar do risco de introdução das espécies exóticas, é melhor remover as espécies na água do que não utilizar nenhum método de combate. Ainda, é argumentado que os riscos de remoção na água podem ser mitigados (dependendo do local, frequência e método). Neste caso específico se enquadra a limpeza de estruturas offshore, uma vez que longe da área costeira, os riscos ambientais, econômicos e sociais podem ser menores. Os autores também ressaltam que a remoção de incrustações precisa ser feita com competência e técnica, pois podem causar impactos ambientais no fundo marinho. Após remoções realizadas por jateamento e raspagem em uma área costeira na Austrália foi detectada uma grande quantidade de fragmentos de espécies exóticas no sedimento (*Perna perna*) sendo posteriormente necessário realizar a dragagem do fundo com custos ainda mais elevados (Hopkins & Forest, 2010).

Novas técnicas para remoção das espécies exóticas em estruturas submersas têm sido propostas e vão desde o encapsulamento da estrutura até equipamentos submersos com



e sem retenção de resíduos, além de diferentes técnicas de limpezas (Hopkins & Forest, 2008). Embora várias dessas técnicas sejam aplicadas em países como Nova Zelândia e Austrália, pouco foi testado no Brasil. Quatro aspectos são fundamentais nesta discussão: a logística (como os riscos associados com a remoção em alto mar), o tempo necessário, a eficiência da técnica em relação aos benefícios ambientais (contenção de resíduos) e os custos envolvidos. Na verdade, qualquer que seja o procedimento a ser adotado na costa brasileira é necessário que todas essas questões sejam analisadas e testadas em estruturas submersas que contenham incrustações biológicas, levando em conta prioritariamente o custo/benefício ambiental, os quais em longo prazo podem gerar custos mais elevados.

ERRADICAÇÃO

Programas de erradicação de espécies exóticas são comuns em ambientes terrestres, porém raros em ecossistemas marinhos (Clout & Veitch, 2002). A maior capacidade de dispersão dos propágulos e larvas nesses ambientes talvez expliquem a dificuldade da implementação dos programas nos ambientes marinhos. Contudo, existe um consenso entre os cientistas de que a única possibilidade de um programa de erradicação ter sucesso seria se o mesmo fosse aplicado antes da espécie se estabelecer no ambiente ou dentro de um tempo curto desde as primeiras detecções.

Condições para o sucesso de um programa de erradicação incluem: um conhecimento mínimo da biodiversidade local (dados pretéritos); um excelente conhecimento da biologia da espécie-alvo; uma iniciativa de remoção rápida, evitando possíveis eventos reprodutivos; planejamento adequado para a dimensão do problema; comprometimento para a finalização do trabalho; prevenção à re-invasão; orçamento coerente com as demandas e escalas em questão; e regras claras que atendam às exigências dos órgãos reguladores competentes.

Alguns casos exemplificam as dificuldades dos programas nos ecossistemas marinhos. A eliminação do mexilhão *Mytilopsis sallei* de áreas infectadas em uma marina na Austrália consistiu em um dos poucos exercícios de erradicação de espécies não nativas aquáticas com reconhecido sucesso no mundo. Em nove dias, a baía ficou submetida à quarentena e foram adicionados 160L de alvejante líquido e 6.000 toneladas de sulfato de cobre. O programa envolveu 280 pessoas e custou 2 milhões de dólares australianos (Ferguson, 2000), causando a morte de todos os organismos na baía, incluindo a espécie-alvo (*M. sallei*), porém também as espécies nativas. Embora tenha sido um sucesso em relação à erradicação do bivalve, o mesmo não se pode dizer em relação aos possíveis danos aos ecossistemas.

Por outro lado, a tentativa de erradicação de uma ascídia (*Didemnum vexillum*) em uma marina no País de Gales se mostrou pouco efetiva. Essa espécie foi detectada nessa localidade em 2008 e posteriormente em levantamentos de outras regiões das Ilhas Britânicas, e teve como principal vetor de dispersão barcos de lazer (Holt, 2011). Um programa de erradicação foi iniciado em outubro de 2009, usando diferentes métodos, entre eles o isolamento das ascídias em sacos plásticos e com posterior adição de hipoclorito. Embora o procedimento tenha demandado grande mão de obra, aparentemente funcionou bem e a espécie foi considerada erradicada. Menos de um ano depois, algumas colônias de *D. vexillum* foram encontradas novamente na marina. Logo após novo programa de erradicação, um grande número de pequenas colônias foi observado crescendo rapidamente. Em janeiro de 2011, foi decidido que os recursos usados no programa de erradicação fossem redirecionados para melhorar programas de biossegurança e monitorar a chegada de novas espécies (Holt, 2011). Esse exemplo mostra claramente que programas de erradicação em ambientes marinhos são bem mais complexos do que os realizados em ambientes terrestres e deveriam ser implementados apenas com a garantia de obtenção dos resultados para não comprometer o meio ambiente e os recursos humanos e materiais.

POSSÍVEIS EFEITOS NA BIODIVERSIDADE

Uma vez trazida por embarcações que atracam e/ou permanecem em áreas costeiras, espécies exóticas incrustadas nas estruturas, após um primeiro evento reprodutivo, devem liberar larvas competentes a se fixar e se desenvolver no ambiente natural. Se os fatores abióticos não forem limitantes, a dinâmica dos fatores bióticos (como competição e predação) irá determinar o sucesso ou não da espécie naquele ambiente. Como mencionado anteriormente, para ser considerada uma espécie invasora, a espécie deve mostrar aumento populacional com o tempo e causar impactos sociais, econômicos bem como a diminuição da diversidade. A presença de espécies exóticas numa região é sempre vista como uma grande ameaça para a biodiversidade, pois pode causar a extinção ou retração de uma ou mais espécies nativas de uma área ou comunidade.



Em ambientes terrestres e de água doce, alguns invasores efetivamente causaram a extinção de muitas centenas de espécies geograficamente restritas e nativas (Lockwood, 2004), levando a uma expectativa de que o mesmo poderia acontecer nos ambientes marinhos (Briggs, 2007). De fato, evidências experimentais com invertebrados sésseis indicaram que o aumento da riqueza de espécies diminuiu significativamente com o sucesso de espécies invasoras (Stachowicz et al., 1999). No entanto, em um ecossistema, as interações de uma gama de espécies que respondem diferentemente a perturbações ambientais, podem estabilizar as taxas de processos em resposta aos distúrbios e variações das condições abióticas. Se numa primeira fase a presença da espécie exótica pode levar a um domínio momentâneo sobre as nativas, o domínio pode representar apenas uma condição favorável durante um período, mas que ao cessar ocorre o retorno das condições originais. Provavelmente foi esse o caso ocorrido com o bivalve *Isognomon bicolor* na região de Arraial do Cabo. O bivalve foi registrado pela primeira vez na década de 90 e foi dominante durante quase uma década na faixa entremarés dos costões da região, competindo com outros bivalves e cracas. Em 2007, uma grande mortalidade foi observada, aparentemente causada por um aumento momentâneo da temperatura na região entremarés causado pela combinação de elevada temperatura do ar e de maré baixa em volta do meio-dia. Atualmente o bivalve *I. bicolor* é considerado raro na região (Coutinho et al., em prep.).

A grande diferença entre os possíveis efeitos da presença das espécies invasoras entre ecossistemas marinhos, terrestres e de água doce, consiste no fato de que nesses últimos, os efeitos de uma possível invasão podem ser mais intensos, visto a dispersão restrita em termos de espaço e possível deslocamento em ambientes lênticos e lóticos. Nos ambientes marinhos, as barreiras geográficas são menos intensas comparativamente aos ambientes terrestres e continentais, permitindo um grande fluxo de larvas e estruturas reprodutivas levadas pelas correntes, o que permite ampla dispersão de todas as espécies. Nesse caso, os organismos podem simplesmente chegar a locais onde as condições ambientais sejam mais favoráveis ao seu desenvolvimento. Os vários estudos experimentais que mostram o efeito de espécies exóticas sobre as espécies nativas são importantes para estabelecer hierarquias competitivas. Porém do ponto de vista ambiental, estes são pouco representativos quando observamos as diferentes escalas espaciais e temporais que influenciam nos processos dinâmicos de expansão ou retração da distribuição das espécies, considerando tanto as condições abióticas quanto bióticas. Talvez seja por isso que, apesar da ameaça potencial e constante da presença de espécies invasoras, exemplos de extinção ou mesmo restrição de uma espécie nativa dentro de sua área de ocorrência ainda não tenham sido documentados no ambiente marinho. Entretanto, esse cenário pode mudar radicalmente quando consideradas espécies com curta distribuição geográfica, visto que estas frente a qualquer impacto podem ser mais suscetíveis de extinção.

Não há dúvidas de que a atitude alarmista seja o resultado da considerável publicidade e expansão da ideia de que os invasores são “uma ameaça à biodiversidade marinha”, fato atribuído a eventos bem conhecidos em outros ambientes, como aos desastres causados por invasores em áreas terrestres e de água doce e que ainda não foram observados no ambiente marinho. Entre as organizações de conservação, existe um tipo de atitude pré-concebida de que os invasores são ruins e devem ser repelidos a todo custo. Esta atitude é compreensível em vista das muitas extinções terrestres que foram causadas pelos invasores, particularmente em ilhas oceânicas (Vitousek et al., 1997; Clavero & Garcia-Berthou, 2005; Sax & Gaines, 2008). E por outro lado, essa preocupação geral com a presença das espécies exóticas pode incentivar programas de pesquisas que objetivem a ampliação dos conhecimentos sobre estes organismos em relação aos fenômenos ecológicos, além de processos evolutivos e biogeográficos como adaptação, extinção, saturação de espécies e impactos das mudanças climáticas.

ESTUDO DE CASO: O CORAL-SOL

Um dos casos mais didáticos de bioinvasão marinha no Brasil diz respeito a duas espécies exóticas de corais: *Tubastraea coccinea* (mais abundante na nossa costa) e *Tubastraea tagusensis*, chamados popularmente por coral-sol (Figura 3). Essas espécies foram introduzidas no Brasil na década de 90, supostamente através da incrustação em plataformas de petróleo. O mesmo foi reportado para o Golfo do México (Fenner, 2001), embora a introdução por navios não possa ser descartada, como aconteceu na região do Caribe (Fenner & Banks 2004). No Brasil, essa hipótese foi levantada por mergulhadores que observaram colônias em plataformas de petróleo na Bacia de Campos.



Figura 3 - Foto do coral-sol, destacando as duas espécies: *Tubastraea coccinea* (mais alaranjada) e *Tubastraea tagusensis* (mais amarela, ao centro).

Seus primeiros registros datam do final da década de 80 (Castro & Pires, 2001), quando o material do coral foi depositado na Coleção do Museu Nacional. Independente da forma com a qual as espécies foram introduzidas, o coral-sol *Tubastraea* spp. tem sido observado com frequência, tanto em substratos artificiais (plataformas de petróleo, navios e monobóias), como colonizando substratos naturais, desde a costa do Sergipe até Santa Catarina.

A partir do ano de 2000, as duas espécies registradas para a costa Brasileira, *Tubastraea coccinea* e *Tubastraea tagusensis*, durante alguns anos restritas à Arraial do Cabo e Ilha Grande, se dispersaram por grandes áreas costeiras (Mantellato et al., 2011). As espécies foram bastante pesquisadas, principalmente na Baía da Ilha Grande (de Paula & Creed, 2004), onde, por exemplo, estudos registraram sua distribuição na região (de Paula & Creed, 2005), o efeito de necrose em corais nativos (Creed, 2006), a preferência de substratos (Creed & De Paula, 2007), metabólitos secundários (Lages et al., 2010), e mais recentemente estudos de modelagem da dispersão ao longo da costa brasileira foram realizados (Riul et al., 2013).

Todos esses estudos mostraram que para a região da Baía da Ilha Grande, o coral-sol apresenta uma ameaça potencial para as espécies nativas e para a funcionalidade dos ecossistemas. Iniciativas de erradicar o coral-sol com retiradas manuais dos costões rochosos nessa região foram iniciadas em 2004, através de mergulho livre com auxílio de marreta e talhadeira. Essa iniciativa teve indiscutivelmente um grande valor por ser pioneira em nível nacional no manejo de espécies exóticas e por colocar em evidência, questões relevantes para a discussão científica e para o aprimoramento de novas iniciativas no manejo da bioinvasão.

Entretanto, o método de retirada manual de espécies invasoras do ambiente natural na maioria das vezes é reportado na literatura como altamente oneroso e pouco durável, já que por diversas tentativas a espécie exótica voltou a crescer e/ou invadir outras áreas, como foi descrito para espécies de macroalgas, ascídias e bivalves (Locke & Hanson, 2009). Outro ponto importante a ser considerado é que a retirada manual de uma espécie pode provocar estresse suficiente para que as colônias liberem estruturas reprodutivas. No caso do coral-sol, é conhecido que suas características reprodutivas - de alta fecundidade e rápido assentamento - são atributos que contribuem para o seu potencial de colonização e dispersão (Glynn et al., 2008). É bem provável que esses aspectos possam explicar por que justamente na Baía da Ilha Grande, onde é feita a erradicação desta espécie na costa brasileira, a cobertura do coral-sol nos costões continue se mantendo alta apesar de todos os esforços.

Outra questão em relação às retiradas manuais do coral-sol é sobre o aproveitamento econômico dos esqueletos do coral-sol como um benefício social dentro dos programas de erradicação para as comunidades litorâneas. Embora a ideia de agregar valor à extração do coral, com a venda de artesanato à base do esqueleto seja interessante e que

possa de fato contribuir para a geração de renda para as comunidades litorâneas, existem problemas conceituais e práticos nesta iniciativa. Um problema seria a dificuldade de treinamento contínuo e próximo das comunidades para realização da remoção de colônias sem danificar outros organismos das comunidades bentônicas naturais e deixar fragmentos nos fundo. Outra questão é em relação ao sucesso do programa em longo prazo, uma vez que programas semelhantes, que agregam valor à coleta de um organismo considerado uma “praga” nem sempre são de fato “sustentáveis”, como é conhecido desde o começo do século passado. Como é historicamente relatado, em 1903, Oswaldo Cruz criou a figura dos “compradores de ratos”, que compravam ratos da população visando à redução da peste bubônica. Sabe-se que a população, com o intuito de aumentar a renda, criava ratos em celeiros ou importava os animais de cidades vizinhas (Nascimento e da Silva, 2011).

Este tipo de ação embora pareça unir o útil ao sustentável para o meio ambiente, no final não contribui para nenhum dos principais aspectos envolvidos: nem econômico, nem social, nem cultural e ainda pouco se conhece para justificar o potencial de benefício ambiental. Uma melhor ação no âmbito da educação ambiental talvez fosse mais eficaz e trouxesse para as comunidades litorâneas valores permanentes dentro da cultura ambiental e de sustentabilidade. Iniciativas de instruir a população a identificar a presença do invasor, principalmente em novas áreas e em cascos de embarcações de qualquer porte, advertir população a não tocar, não retirar e contatar imediatamente a instituição que dirige os trabalhos para que as devidas providências sejam tomadas. Do mesmo modo, tais providências poderiam incluir a retirada em seco dos organismos das embarcações e descartar adequadamente os fragmentos e/ou isolar a nova área invadida e comunicar a nova expansão ao grupo de especialistas mais próximo).

Por fim, uma questão importante a se destacar é a divulgação da técnica de erradicação por retirada manual, que não teve a eficácia adequadamente comprovada, como a única solução para o manejo do coral-sol. A preocupação é que a técnica venha a ser “exportada” para outros pontos da costa brasileira, sem conclusões definitivas dos efeitos ambientais e em locais onde as condições ambientais sejam distintas. Outras alternativas devem ser testadas como formas de manejo, avaliadas experimentalmente, possivelmente incluindo abordagens tais como controle biológico por produtos naturais, engenharia genética e virologia.

Entretanto para que tudo isso seja viabilizado, se faz essencial um esforço conjunto e governamental para que os resultados obtidos possam de fato trazer um benefício ambiental em longo prazo. Os atuais critérios jurídicos envolvidos na questão da bioinvasão e no caso do coral-sol serão descritos pela pesquisadora Carina Costa de Oliveira, da Universidade de Brasília, no texto a seguir.



REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abreu, G. M. (2010). A Amazônia Azul: O Mar que nos Pertence. Disponível em: <http://geopoliticaopetroleo.wordpress.com/2010/02/01/a-amazonia-azul-o-mar-que-nos-pertence>. Acesso em 6/11/2013.
- Bastos, F. M., Coutinho, R. (2008). Viajantes Clandestinos. *Ciência Hoje*, 41: 26-31.
- Briggs, J.C. (2007). Marine biogeography and ecology: invasions and introductions. *Journal of Biogeography*, 34, 193-198.
- Briggs, J.C. (2013). Invasion ecology: origin and biodiversity effects. *Environmental Skeptics and Critics*, 2:73-81.
- Castro, C.B., Pires, D. 2001. Brazilian coral reefs: what we already know and what is still missing. *B. Mar. Sci.*, 69(2): 357-371.
- Clavero, M., Brotons, L., Pons, P., Sol, D. (2009). Prominent role of invasive species in avian biodiversity loss. *Biological Conservation*, 142: 2043-2049.
- Clavero, M., Garcia-Berthou, E. (2005) Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology and Evolution*, 20(3): 110.
- Clout, M. N., Veitch, C. R. (2002). Turning the tide of biological invasion: the potential for eradicating invasive species. *Turning the tide: the eradication of invasive species*. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 1-3.
- 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): 350-350.
- Creed, J.C., Eduardo, A., Oliveira, S., de Paula, A.F., (2008). Cnidaria, Scleractinia, *Tubastraea coccinea* Lesson, 1829 and *Tubastraea tagusensis* Wells, 1982: Distribution extension. *Check List*. 4(3): 297-300.
- Creed, J.C., De Paula, A.F.D. (2007). Substratum preference during recruitment of two invasive alien corals onto shallow-subtidal tropical rocky shores. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 330: 101-111.
- Darbyshire, R., Caley, P. (2009). Identifying significant range extensions of invasive marine pests – CCIMPE Range Decision Guidelines Project. Australian Government, Bureau of Rural Sciences, BRS Publication.
- Davis, M. A., Chew, M. K., Hobbs, R. J., Lugo, A. E., Ewel, J. J., Vermeij, G. J., ..., Briggs, J. C. (2011). Don't judge species on their origins. *Nature*, 474(7350): 153-154.
- Dawson, M.N., Gupta, A.S. & England, M.H. (2005). Couples biophysical global ocean model and molecular genetic analyses to identify multiple introductions of cryptogenic species. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 102:11968-11973.
- de Paula, A. F., 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): 175-183.
- de Paula, A. F., Creed, J.C. (2005). Spatial distribution and abundance of nonindigenous coral genus *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia) around Ilha Grande, Brazil. *Braz. J. Biol.*, 65(4): 661-673.
- Elliott, M. (2003). Biological pollutants and biological pollution – an increasing cause for concern. *Mar. Pollut. Bull.*, 46: 275-280.
- Farrapeira, C. M. R., Tenório, D. D. O., Amaral, F. D. D. (2011). Vessel biofouling as an inadvertent vector of benthic invertebrates occurring in Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 62(4):832-839.
- Fenner, D., Banks, K. (2004). Orange cup coral *Tubastraea coccinea* invades Florida and the Flower Garden Banks, northwestern Gulf of Mexico. *Coral Reefs*, 23(4): 505-507.
- Fenner, D.; Banks, E. K. (2004). Orange Cup Coral *Tubastraea coccinea* invades Florida and the Flower Garden Banks, Northwestern Gulf of Mexico. *Coral Reefs*, 23: 505-507.
- Ferguson, R. (2000). The effectiveness of Australia's response to the black striped mussel incursion in Darwin, Australia. In: Report of the Marine Pest Incursion Management Workshop, 27-28.
- Ferreira, C.E.L., Gonçalves, J.E.A., Coutinho, R. (2006). Ship hulls and oil platforms as potential vectors to marine exotic introduction. *J. Coast. Res.*, 39: 1340-1345.
- Floerl, O., Coutris, A. (2009). Potential ramifications of the global economic crisis on human-mediated dispersal of marine non-indigenous species. *Marine Pollution Bulletin*, 58(11): 1595-1598.
- Floeter, S. R., Rocha, L. A., Robertson, D. R., Joyeux, J. C., Smith Vaniz, W. F., Wirtz, P., ..., Bernardi, G. (2008). Atlantic reef fish biogeography and evolution. *Journal of Biogeography*, 35(1): 22-47.
- Gilbert, B., Levine, J.M. (2013). Plant invasions and extinction debts. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 110: 1744-1749.
- Glynn, P. W., Colley, S. B., Maté, J. L., Cortés, J., Guzman, H. M., Bailey, R. L., ..., Enochs, I. C. (2008). Reproductive ecology of the azooxanthellate coral *Tubastraea coccinea* in the Equatorial Eastern Pacific: Part V. *Dendrophyllidae*. *Marine Biology*, 153(4): 529-544.
- Goodenough, A. (2010). Are the ecological impacts of alien species misrepresented? A review of the "native good, alien bad" philosophy. *Community Ecology*, 11: 13-21.
- Gurevitch, J., Padilla, D.K. (2004). Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends in Ecology & Evolution*, 19: 470-474.
- Holt, R. (2011). Eradication of the non-native sea squirt *Didemnum vexillum* from Holyhead Harbour, Wales, UK. *Aliens: The Invasive Species Bulletin*, 31:52-53.
- Hopkins, G. A., Forrest, B. M. (2008). Management options for vessel hull fouling: an overview of risks posed by in-water cleaning. *ICES Journal of Marine Science*, 65: 811-815.
- Hopkins, G. A., Forrest, B. M. (2010). Challenges associated with pre-border management of biofouling on oil rigs. *Marine Pollution Bulletin*, 60(11): 1924-1929.
- Hopkins, G. A., Forrest, B. M., Piola, R. F., & Gardner, J. (2011). Factors affecting survivorship of defouled communities and the effect of fragmentation on establishment success. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 396(2): 233-243.
- Lages, B. G., Fleury, B. G., Rezende, C. M., Pinto, A. C., Creed, J. C. (2010). Chemical composition and release in situ due to injury of the invasive coral *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia). *Brazilian Journal of Oceanography*, 58: 47-56.
- Locke, A., Hanson, J. M. (2009). Rapid response to non-indigenous species. 1. Goals and history of rapid response in the marine environment. *Aquatic Invasions*, 4(1): 237-247.
- Lockwood, J. L. (2004). How do biological invasions alter diversity patterns? A biogeographic perspective. *Frontiers of biogeography*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, 271-310.
- Lopes, R.M, Villac, M. C. (2009). Métodos. In: Informe sobre as espécies exóticas invasoras marinhas no Brasil. Lopes, R.M. (ed). (Série Biodiversidade, 33), Ministério do Meio Ambiente. Brasília: MMA/SBF, 19-28.
- Lopes, R.M, Cunha, D. R., Santos, K.C. (2009a). Estatísticas sobre as espécies exóticas marinhas registradas na zona costeira brasileira. In: Informe sobre as espécies exóticas invasoras marinhas no Brasil. Lopes, R.M. (ed). (Série Biodiversidade, 33), Ministério do Meio Ambiente. Brasília: MMA/SBF, 19-28.
- Lopes, R.M, Villac, M. C., Schaeffer-Novelli, Y. (2009b). Introdução. In: Informe sobre as espécies exóticas invasoras marinhas no Brasil. Lopes, R.M. (ed). (Série Biodiversidade, 33), Ministério do Meio Ambiente. Brasília: MMA/SBF, 19-28.
- Mantelatto, M.C.; Creed, J.C.; Mourão, G.G.; Migotto, A.E.; Lindner, A. 2011. Range expansion of the invasive corals *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis* in the Southwest Atlantic. *Coral Reefs*, 30: 397-397.
- Nascimento, D.R., da Silva, M.A.D. (2011). Caça ao rato. Disponível em: <http://www.revistadehistoria.com.br/secao/artigos/caca-ao-rato>. Acesso em 6/11/2013.
- Neves, C.S., Rocha, R.M., (2008). Introduced and cryptogenic species and their management in Paranaguá Bay, Brazil. *Braz. Arch. Biol. Tech.*, 51 (3): 623-633.
- NORMAN-20/DPC, 2005. Norma da autoridade marítima para o gerenciamento da água de lastro em navios. Marinha do Brasil, Departamento de Portos e Costas, 39p.
- Perrings, C. (2002). Biological invasions in aquatic systems: the economic problem. *Bulletin of Marine Science*, 70: 541-542.
- Richardson, D.M., Pysek, P. (2008). Fifty years of invasion ecology – the legacy of Charles Elton. *Diversity and Distributions*, 14: 161-168.
- Riul, P., Targino, C. H., Júnior, L. A., Creed, J. C., Horta, P. A., Costa, G. C. (2013). Invasive potential of the coral *Tubastraea coccinea* in the southwest Atlantic. *Marine Ecology Progress Series*, 480: 73-81.
- Sagoff, M. (2005). Do non-native species threaten the natural environment? *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 18: 215-236.
- Sampaio, C.L.S.; Miranda, R.J.; Maia-Nogueira, R. & Nunes, J.A.C.C. (2012). New occurrences of the nonindigenous orange cup corals *Tubastraea coccinea* and *T. tagusensis* (Scleractinia: Dendrophyllidae) in Southwestern Atlantic. *Check List*. 8(3): 528-530.
- Sax, D. F., Gaines, S. D. (2008). Species invasions and extinction: the future of native biodiversity on islands. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105 (Supplement 1): 11490-11497.
- Simberloff, D. (2004). A rising tide of species and literature: a review of some recent books on biological invasions. *Bio-Science*, 54: 247-254.
- Simberloff, D. (2005). Non-native species do threaten the natural environment! *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 18: 596-607.
- Simberloff, D. (2011). How common are invasion-induced ecosystem impacts? *Biological Invasions*, 13: 1255-1268.
- Stachowicz, J.J.; Whitlatch, R.B.; Osman, R.W., (1999). Species diversity and invasion resistance in a marine ecosystem. *Science*, 286: 1577-1579.
- Thomas, C.D. (2013). The Anthropocene could raise biological diversity. *Nature*, 502: 7.
- Vitousek, P. M., D'Antonio, C. M., Loope, L. L., Rejmanek, M., Westbrooks, R. (1997). Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology*, 21(1): 1-16.
- Woods, C., Floerl, O., Jones, L. (2012). Biosecurity risks associated with in-water and shore-based marine vessel hull cleaning operations. *Marine Pollution Bulletin*, 64(7): 1392-1401.