



**MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE
INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE
COCUC**

**Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica do Instituto Chico
Mendes de Conservação da Biodiversidade- PIBIC/ICMBio**

**Relatório Final
(2016-2017)**

**Vulnerabilidade de ecossistemas de recifes de coral às alterações nos padrões de
uso e ocupação do solo nas bacias costeiras do Brasil**

**Morgana Marques Margoto
Orientador: Rafael A. Magris**

**Brasília
Agosto/ 2017**

Resumo

Os ecossistemas recifais brasileiros encontram-se altamente ameaçados, sendo necessárias medidas eficientes de conservação para a sua manutenção em longo prazo. Assim como para outros ecossistemas, as Unidades de Conservação são consideradas a melhor estratégia de conservação, porém sua efetividade para mitigar ameaças que ocorrem fora dos seus limites é limitada. Entre tais ameaças, destacam-se as oriundas de alterações no uso e ocupação do solo nas bacias costeiras, o que provoca aumento do carreamento de sedimentos para a costa e compromete a qualidade da água onde os recifes de corais ocorrem. Neste contexto, o presente trabalho tem como objetivo quantificar o gradiente de vulnerabilidade ambiental dos recifes expostos a um possível aumento da sedimentação decorrente das alterações nos padrões de uso e ocupação do solo nas bacias costeiras. As análises foram baseadas: (i) no nível de antropização das sub-bacias através do cálculo da proporção de vegetação presente e (ii) na localização de cada recife em relação à bacia de que sofre influência e à sua distância das desembocaduras dos rios. Ao combinar essas duas informações, foi produzido um índice de vulnerabilidade relativa, variando entre 0 (baixa) e 1 (alta). Cerca 37% dos recifes foram considerados com vulnerabilidade alta e muito alta, ocorrendo entre os estados do Rio Grande do Norte e Alagoas, e destes aproximadamente de 60% estão inseridos em Unidades de Conservação. Os resultados deste estudo podem auxiliar na tomada de decisão e no planejamento ambiental das regiões mais críticas, onde devem ser adotadas ações para mitigação desse problema.

Palavras-chave: recifes de corais, sedimentação, conservação.

Abstract

Coral reefs in Brazil are severely threatened with severe declines of biodiversity, requiring effective conservation measures for their protection in the long term. As for other ecosystems, marine protected areas (or conservation units as defined in the Brazilian legislation) are considered the best strategy for coral reef conservation, even though their effectiveness to mitigate threats originating beyond their boundaries can be limited. One of these threats is related to land use change within coastal catchments, which leads to an increase in the sediment load reaching the coastal zone, impacting the water quality. In this context, the present work aimed to quantify the vulnerability of coral reefs in Brazil potentially exposed to increased sedimentation caused by human activities within coastal catchments. The analyzes were based on: (i): level of anthropization of each catchment estimated by the proportion of vegetation cover occupying them; and (ii) allocation of each reef to the catchment they are under influence and based on the distance to the nearest river mouth. By combining this information, a relative index of vulnerability was derived, ranging from 0 (low) to 1 (high). Approximately 37.21% of the reefs had a high or very high vulnerability to land-based threats. They were located mostly between the states of Rio Grande do Norte and Alagoas. About 60% of these reefs are within established “conservation units”. The results presented here could be useful in the conservation planning applications by identifying the most critical regions, where urgent actions to mitigate this problem must be adopted.

Key words: Coral reefs, sedimentation, conservation.

Lista de Figuras

Figura 1 – Distribuição dos recifes de corais no Brasil, o qual foi separado em três áreas: norte, centro e sul.....	11
Figura 2 – Ocorrência das diferentes classes de uso e ocupação do solo nas sub-bacias costeiras.....	16
Figura 3 – Nível de antropização das sub-bacias costeiras (0–1).....	17
Figura 4 – Distância entre as células recifais e as desembocaduras dos rios mais próximos, onde o eixo Y representa distância dos recifes de corais às desembocaduras dos rios, e o eixo X representa as células recifais, cujo máximo é de 2276.....	18
Figura 5 – Índice de vulnerabilidade dos recifes brasileiros calculados a partir da multiplicação da percentagem de antropização e distância entre os corais e as desembocaduras dos rios.....	19

Lista de Tabelas

Tabela 1. Classes de uso e ocupação do solo nas bacias da área de estudo.....	12
Tabela 1. Detalhes dos dados de <i>input</i> utilizados para as análises.....	15
Tabela 3. Ocorrência das classes de vulnerabilidade dos recifes de corais nas Unidades de Conservação da esfera federal (contendo tanto as de proteção integral como as de uso sustentável).....	20

Sumário

1. Introdução.....	7
2. Objetivo.....	9
3. Material e métodos.....	10
4. Resultados.....	16
5. Discussão e conclusões.....	21
6. Recomendações para o manejo.....	23
7. Agradecimentos.....	24
8. Citações e referências bibliográficas.....	25

1. Introdução

Os ecossistemas recifais são reconhecidos por seus importantes serviços ecossistêmicos, tais como: produção pesqueira, proteção estrutural da costa contra a ação das ondas, ciclagem de nutrientes, atração turística, oportunidades de recreação e fornecimento de matéria-prima para pesquisas farmacológicas (Ward *et al.*, 2008; Moberg e Ronnback 2003; Clovis *et al.*, 2000). Além disso, são considerados os ecossistemas com maior diversidade dos oceanos, por possuírem uma elevada biodiversidade (Adey, 2000). Diante das potencialidades de uso sustentável desses ecossistemas, são extremamente necessárias medidas de conservação para a sua manutenção.

Apesar de sua relevância ecológica, os recifes de corais se encontram fortemente ameaçados, apresentando uma taxa de perda de hábitat e degradação ambiental muito alta, com tendência de aumento progressivo (Hughes *et al.*, 2005). Diversos fatores potencialmente afetam estes ambientes, entre eles destacam-se os impactos das mudanças climáticas, sobrepesca, turismo desordenado, redução de qualidade da água, desmatamento e descarga de poluentes químicos, todos reconhecidamente responsáveis por afetar os recifes de corais (Burke *et al.*, 2011; Costa *et al.*, 2008; Hughes *et al.*, 2003; Hughes *et al.*, 2010; Magris *et al.*, 2015; Maina *et al.*, 2013; Waterhouse *et al.*, 2012). Estima-se que aproximadamente 20% dos recifes costeiros do mundo foram perdidos e outros 20% têm sido intensamente degradados nas últimas décadas (Millennium Ecosystem Assessment 2005). No ritmo atual, previsões indicam que uma perda semelhante ocorrerá nos próximos 30 anos (César *et al.*, 2003).

Um dos principais efeitos negativos associados às interferências humanas é o aumento do nível de turbidez da água, em decorrência de uma maior quantidade de sedimentos em suspensão na coluna de água no mar. O aumento da carga de sedimentos, por sua vez, decorre da urbanização e exploração excessiva da vegetação nas bacias (Maina *et al.*, 2013). Agrotóxicos, pesticidas e esgoto carregados pelo escoamento superficial de partículas do solo ou pela água da chuva da região costeira são transportados para o sistema aquático (Maria *et al.*, 2007), causando a poluição da zona costeira e o aumento da quantidade de nutrientes (Larsen *et al.*, 2009). Isso porque a antropização das bacias facilita o escoamento superficial (i.e., *runoff*) e aumenta o transporte líquido de sedimentos e nutrientes para o mar (Maria *et al.*, 2007). Todo esse processo resulta em um aumento no nível de turbidez, o que contribuiu para a ocorrência de processos de eutrofização e redução da penetração de luz (Larsen *et al.*, 2009). A redução da penetração da luz na coluna d'água afeta os corais zooxantelados, que dependem das relações simbióticas especialmente desenvolvidas com as algas chamadas

zooxantelas para a realização da fotossíntese. A perda dessa relação compromete o metabolismo geral dos recifes de corais, causando sua morte (Tagliani, 2003) e, portanto, a perda do habitat.

Como os efeitos da sedimentação têm sido exacerbados nos recifes mais próximos à costa (Stoms *et al.*, 2005), há uma necessidade urgente de se identificar e avaliar recifes de corais mais vulneráveis, como forma de priorizar ações de conservação e manejo, de maneira a mitigar os efeitos adversos e garantir a manutenção das áreas onde as ameaças de origem continental sejam proeminentes. Neste trabalho, vulnerabilidade ambiental refere-se a maior ou menor susceptibilidade relativa de uma área em sofrer danos ou impactos relacionados à sedimentação quando submetida a esse tipo de pressão (Maria *et al.*, 2007).

Diante desse cenário, é premente gerenciar e proteger o ambiente marinho para garantir sua sustentabilidade e continuidade (Magris *et al.*, 2013). Uma das estratégias de conservação mais adequada para a manutenção dos ambientes costeiros é a criação de áreas marinhas protegidas ou Unidades de Conservação (UCs) (Halpern *et al.*, 2010). As UCs são determinadas e reguladas, visando com o objetivo de proteger os ecossistemas costeiros e marinhos através de objetivos específicos de conservação (Magris *et al.*, 2013). Embora possam trazer grandes benefícios de conservação, a proteção das zonas costeiras no Brasil ainda é incipiente, com menos de 1,9% da jurisdição marinha dentro das UCs, cobrindo uma área de aproximadamente 192 km² (Magris *et al.*, 2013).

Nesse contexto, este trabalho objetivou identificar o gradiente de vulnerabilidade ambiental dos ecossistemas de recifes de corais expostos a uma possível perda da qualidade da água considerando padrões espaciais de uso e ocupação do solo nas bacias costeiras, que influenciam diretamente estes ambientes. Por meio de técnicas de geoprocessamento em sistema de informações geográficas (SIG), pretendeu-se mapear a exposição relativa destes ecossistemas às áreas experimentando maior ou menor estresse da sedimentação. A ferramenta de análise da vulnerabilidade ambiental pode auxiliar na tomada de decisão e no planejamento ambiental das regiões mais críticas, onde devem ser adotadas ações para mitigação desse problema.

2. Objetivo

O objetivo geral deste projeto foi quantificar o gradiente de vulnerabilidade ambiental dos recifes de corais expostos a um possível aumento da sedimentação decorrente das alterações nos padrões espaciais de uso e ocupação do solo nas bacias costeiras, o que pode comprometer o estado de conservação dos ecossistemas costeiros do Brasil. Para tal, o trabalho objetivou sistematizar informações sobre o uso e ocupação do solo nas sub-bacias costeiras, sua localização espacial em relação as fontes de sedimentação, além de quantificar os níveis de vulnerabilidade desses ecossistemas que estão inseridos em UCs.

3. Material e métodos

3.1. Delimitação da área de estudo

A área de estudo foi baseada de acordo com a localização dos recifes de corais no Brasil, distribuídos ao longo de 3.000 km da costa nordeste do país (Figura 1) e representando os únicos sistemas recifais do Atlântico Sul (MMA, 2006). Os recifes de corais no Brasil apresentam um elevado nível de endemismo (Olavo *et al.*, 2011), e, apesar de sua importância, enfrentam ameaças intensas de diversos tipos de pressões (Magris *et al.*, 2015). Os dados referentes à ocorrência de corais (*shapefile*) foram obtidos no banco de dados do MMA (2006), que são derivados das imagens de satélite Landsat de alta resolução (~ 30 m). Essa fonte fornece as informações mais atuais e abrangentes dos recifes de coral no Brasil contendo aproximadamente 2.000 polígonos individuais e uma área aproximada de 900 km² (Magris *et al.*, 2015). Esses dados foram redimensionados para a resolução de (1× 1 km), resultando em um modelo em forma de *grid* contendo 2.276 células de recifes de coral (Figura 1), cada uma atribuída com uma proporção de área recifal (Magris *et al.*, 2015). Os dados de vulnerabilidade foram sumarizados em cada uma dessas células.

A partir da localização dos recifes de corais brasileiros foram escolhidas 29 sub-bacias, adjacentes às zonas costeiras dos estados que deságuam diretamente no Oceano Atlântico. As sub-bacias possuem classificação de nível 5. Tal classificação segue um método hierárquico, conforme o conceito topológico do sistema de codificação Pfafstetter, que permite um detalhamento do sistema hídrico e facilita a visualização dos impactos na área (HydroBASINS, 2014; Gomes e Barros, 2011). A delimitação das sub-bacias foi obtida através da plataforma de dados hidrológicos HydroBASINS (<http://www.hydrosheds.org/page/hydrobasins>), disponibilizada pela WWF (Lehner, 2008; Lehner e Grill, 2013) com uma resolução de 15 arcossegundos (aproximadamente 500 m na altura do Equador). Foi criado um *shapefile* de sub-bacias nível 5 e todas as análises, descritas a seguir, foram feitas utilizando esta área selecionada como uma máscara.

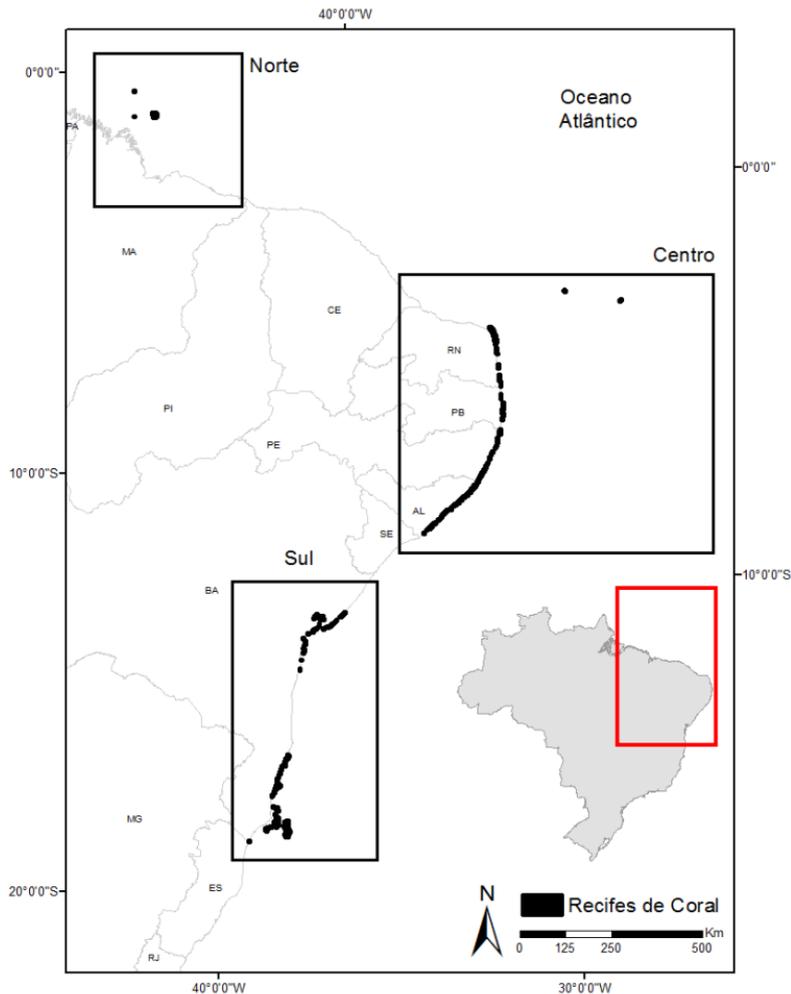


Figura 1 – Distribuição dos recifes de corais no Brasil, o qual foi separado em três áreas: norte, centro e sul.

3.2. Análise de vulnerabilidade ambiental

As análises espaciais visando identificar as áreas mais vulneráveis foram constituídas de dois componentes: (i) nível de antropização e (ii) distância euclidiana.

3.2.1. Nível de antropização

Para esta análise foram utilizados dados de uso e ocupação do solo que descrevem a cobertura proporcional em cada sub-bacia, classificando-os em cinco classes conforme descritos na Tabela 1. Com isso, foi possível obter informações sobre o nível de antropização das bacias e suas características naturais, o que influencia a quantidade de sedimentos carregados para o mar. Calculou-se a porcentagem de cada classe para as 29 sub-bacias, e o

resultado foi utilizado para se obter o nível de antropização e de vegetação para cada sub-bacia, através das equações descritas a seguir.

$$\text{Nível de Vegetação} = \%Veg Pri + \%Veg Sec$$

$$\text{Antropização} = \% agricultura + \text{área urbana} + \% pastagens$$

A soma das percentagens de vegetação primária (*%Veg Pri*) e de vegetação secundária (*%Veg Sec*) resultou no Nível de Vegetação. Foi feito então um cálculo da proporção de área natural em relação às outras classes. Ao somar o restante das classes obteve-se o Nível de Antropização, chamado aqui de Antropização de cada sub-bacia.

Tabela 1. Classes de uso e ocupação do solo nas bacias da área de estudo

Tipo de uso	Descrição
Agricultura	Terras cultivadas para a agricultura
Área urbana	Terra convertida em assentamento urbano denso
Pastagens	Terreno utilizado para o pastejo de animais
Vegetação primária	Habitat natural não perturbado
Vegetação secundária	Área em recuperação, habitat natural previamente perturbado

2.2. Distância euclidiana

A análise considerou a rede de drenagem contendo os rios que deságuam na porção terminal das bacias selecionadas. Os dados da rede pluvial foram retirados do site www.hydrosheds.org, de resolução 1:1000000. Os *shapes* de rios originalmente em forma de linha foram transformados em vértices e selecionados apenas aqueles correspondentes às suas desembocaduras. Após a definição das desembocaduras foram analisadas imagens de satélite TM/LANDSAT-5, com resolução de 30 m, para mapeamento das plumas de sedimentos liberadas pelos rios correspondentes às desembocaduras identificadas. Ao mapear tais plumas, foi possível associar cada célula de recife a uma sub-bacia que sofre influência delas. Com isso, gerou-se uma superfície de distância euclidiana a partir dos vértices correspondentes às desembocaduras dos rios como forma de se obter uma distância de cada célula recifal a cada desembocadura, e relacionar cada célula recifal a cada sub-bacia.

3.3. Avaliação da vulnerabilidade dos recifes aos efeitos da sedimentação

Vulnerabilidade é definida aqui como a probabilidade ou iminência da perda de biodiversidade para processos ameaçadores atuais ou iminentes (Wilson *et al.*, 2005). Esses mesmos autores ainda distinguiram três dimensões de vulnerabilidade: exposição, intensidade e impacto. O presente estudo considera apenas uma das dimensões descritas por Wilson *et al.* (2005): a exposição, definida como a probabilidade de um processo ameaçador afetar uma área em um dado intervalo de tempo, neste caso o aumento dos sedimentos liberados por bacias costeiras. Os valores de vulnerabilidade calculados aqui são relativos e variam entre 0 (baixa vulnerabilidade) e 1 (alta vulnerabilidade).

Os valores de percentagem de área antropizada e de distância euclidiana foram normalizados, através do cálculo descrito a seguir, resultando em valores entre 0 e 1. Esses valores normalizados foram utilizados para calcular os índices de vulnerabilidade. Áreas de baixa vulnerabilidade são aquelas com influência de bacias com baixo nível de antropização e/ou mais distantes das desembocaduras dos rios, e áreas de alta vulnerabilidade são aquelas sob influência de bacias com alto nível de antropização e/ou mais próximas das desembocaduras dos rios.

Tais índices foram calculados através desta equação:

$$Vul_i = \frac{[Antropização_i + Distância da Foz_i]}{Vmáx}$$

Aonde Vul_i representa o índice de vulnerabilidade da célula recifal i e, como já descrito, varia entre 0 (baixa) e 1 (alta). $Antropização_i$ representa o valor da antropização da célula recifal i , e $Distância da Foz_i$ representa o valor da distância à foz da célula recifal i . $Vmáx$ refere-se ao valor máximo encontrado da soma entre os numeradores entre todas as células recifais. Cada célula recifal foi classificada em cinco classes de vulnerabilidade: muito baixa (entre 0 e 0,20), baixa (entre 0,21 e 0,40), média (entre 0,41 e 0,60), alta (entre 0,61 e 0,80) e muito alta (entre 0,81 e 1).

$$Normalização = \frac{[(Valor_i) - (Vmín)]}{[(Vmáx) - (Vmín)]}$$

Os valores de antropização e distância euclidiana foram normalizados antes do cálculo de vulnerabilidade. $V_{mín}$ e $V_{máx}$ representam os valores mínimos e máximos encontrados respectivamente. Q Entre todas as células em toda a região do estudo. $Valor_i$ corresponde ao valor da célula recifal i para cada um dos parâmetros.

Para o cálculo de normalização é necessário saber o valor mínimo () e valor máximo () representa o valor global encontrado entre todas as células cada célula recifal entre as 2276 células.

3.4. Análise de sobreposição de unidades de conservação

Também foi efetuada uma análise da sobreposição entre as células recifais com as diferentes classes de vulnerabilidade e os limites das áreas protegidas por UCs, com o objetivo de determinar a ocorrência de cada classe e o nível de proteção existente. Os dados georreferenciados das UCs foram obtidos no site do ICM Bio. O presente estudo classificou o sistema de UCs baseado nas seguintes categorias: (i) proteção integral (PI) e (ii) uso sustentável (US) (Magris *et al.*, 2017).

Para a execução do trabalho foi utilizado programa de planilha Excel 2010 e para as análises espaciais o ArcGIS 10.1, programa de processamento geoespacial da Esri (www.arcgis.com) com a finalidade de criar mapas e fazer análises dos dados geográficos. Mais detalhes sobre os dados de *input* deste estudo encontram-se na Tabela 2.

Tabela 2. Detalhes dos dados de *input* utilizados para as análises

Dados	Formato original	Fonte	Resolução espacial
Recifes de coral	<i>Shapefile</i>	Ministério do Meio Ambiente, 2006	Imagens do satélite Landsat de alta resolução (~ 30 m de resolução)
Sub-bacias	<i>Shapefile</i>	Fundo Mundial para a Natureza – WWF	Resolução de 15 arcosegundos (aproximadamente 500 m do Equador)
Plumas	<i>Raster</i>	Ministério do Meio Ambiente	Imagens de satélite TM/LANDSAT-5, com espaçamento dos pixels de 30 m, constavam de três canais vermelhos, quatro em infravermelho-próximo e cinco em infravermelho-médio, estes cobrem intervalos entre 0,63-0,69 μm , 0,76-0,90 μm e 1,55-1,75 μm , respectivamente.
Uso e ocupação do solo	<i>Raster</i>	Hoskins <i>et al.</i> , 2016	O conjunto de dados é uma série temporal global de uso do solo passado, presente e futuro a 1 x 1 km abrangendo os anos 1500 até 2100. O conjunto de dados descreve a cobertura proporcional em cada célula de grade de 0,5° de cinco categorias, ver Tabela 1.
Rios	<i>Shapefile</i>	Fundo Mundial para a Natureza – WWF	Resolução de 1:1000000
UCs	<i>Shapefile</i>	ICM Bio	Resolução de 1:1000000

4. Resultados

4.1. Nível de antropização

Observa-se que 82,38% das áreas das sub-bacias sofrem alguma forma de influência antropogênica (agricultura, área urbana ou pastagens) enquanto que 17,62% apresentam vegetação (primária ou secundária) (Figura 2.). Entre as influências antropogênicas, a classe de uso do solo predominante foi a de pastagem, com 42,42% da área total. A agricultura também teve extensão espacial considerável, cobrindo 39,33% da área total. A classe de uso do solo com menor abrangência foi a de área urbana densa, ocupando apenas 0,63%, restrita aos arredores das capitais. As áreas de vegetação foram divididas em primária (12,08%), referindo-se às áreas com vegetação nativa, e secundária (5,54%), referindo-se às áreas de vegetação em estágio de recuperação.

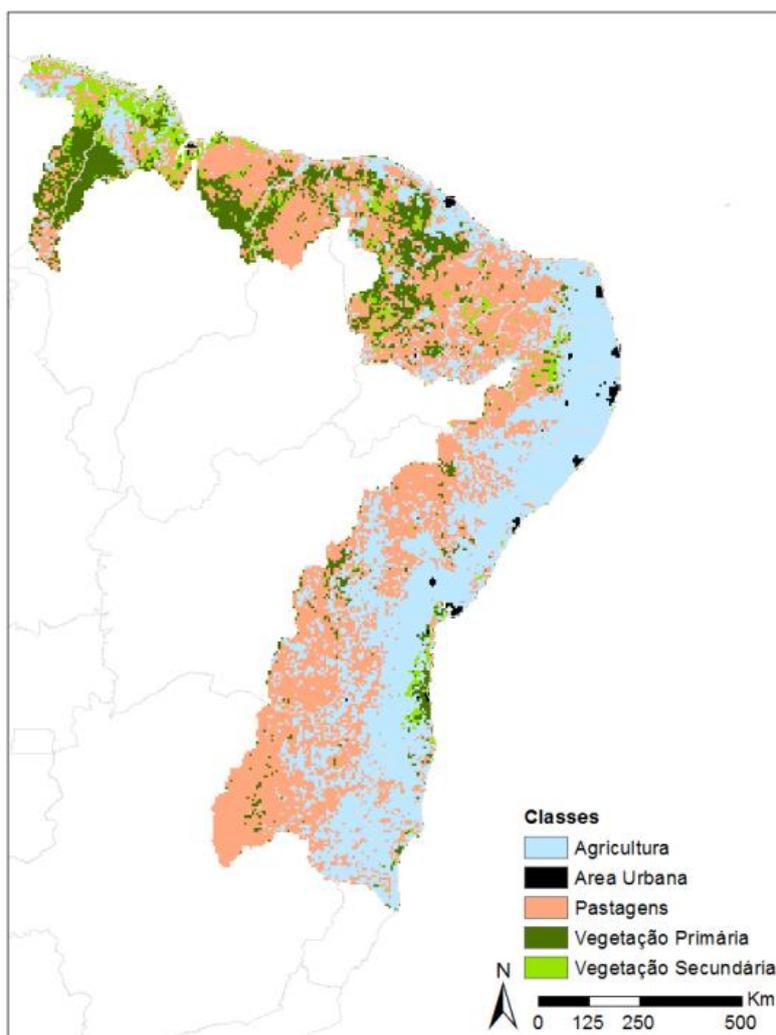


Figura 2. Ocorrência das diferentes classes de uso e ocupação do solo nas sub-bacias costeiras

As áreas de pastagem estiveram presentes principalmente nos estados de Minas Gerais e Ceará. Já a agricultura predominou nos estados da Paraíba, Pernambuco, Alagoas e Bahia. O estado do Maranhão possui ocorrência de diversas classes, mas com altas percentagens de vegetação (primária e secundária). De forma geral, observa-se que, mais ao norte da área de estudo, foram encontrados fragmentos maiores de vegetação primária, e observou-se maior fragmentação destas áreas em direção ao sul.

Ao combinar os diferentes tipos de uso do solo para o cálculo do nível de antropização (Figura 3), foi possível constatar que 11 entre as 29 sub-bacias apresentaram valores acima de 0,61, estas ocorreram desde o Rio Grande do Norte até a Bahia. Por outro lado, nove entre as 29 sub-bacias abrangeram valores intermediários (0,41 e 0,60), e estão localizadas nos estados do Maranhão, Piauí, Ceará, Paraíba e Bahia. O restante das sub-bacias apresentam valores abaixo de 0,40, estes se encontram em porções isoladas dos estados do Pará, Maranhão, Piauí, Rio Grande do Norte, Sergipe, Bahia e Minas Gerais.

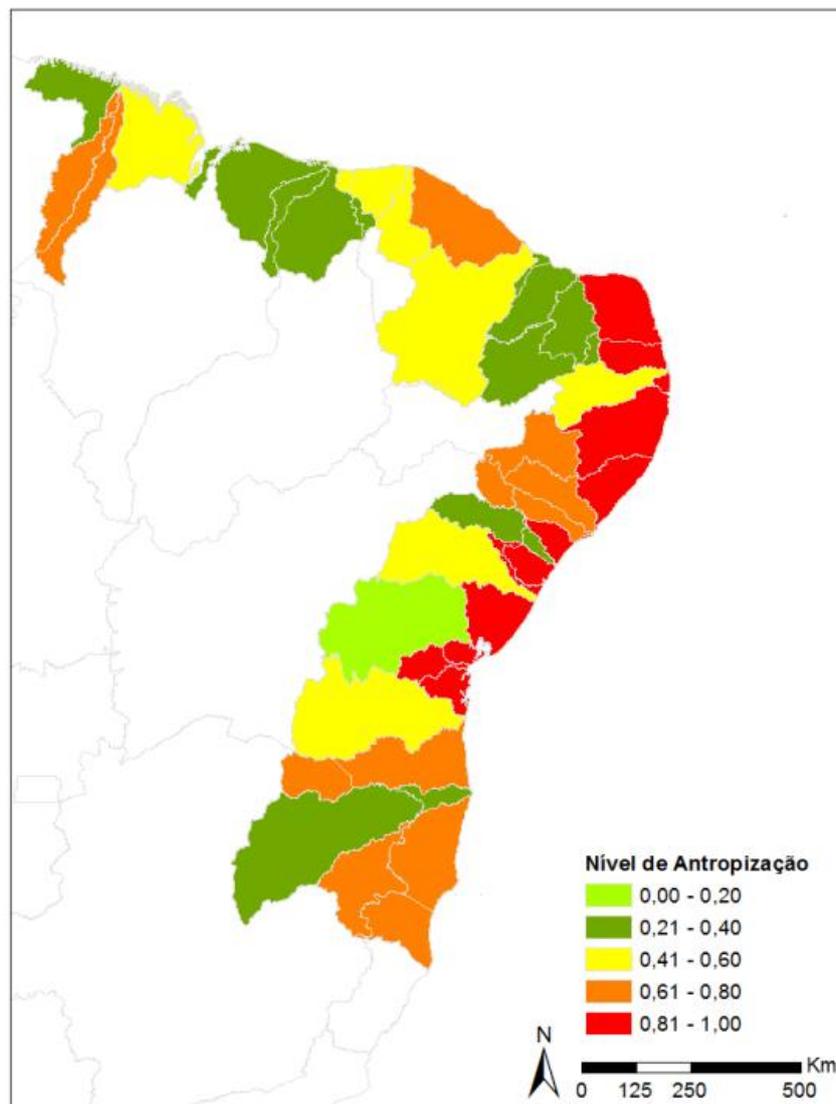


Figura 3. Nível de antropização das sub-bacias costeiras (0–1).

4.2. Distância euclidiana

A distância média, a mediana e o desvio-padrão entre as células recifais e as desembocaduras dos rios selecionados foi de 32,61 km, 13,43 km e 42,77 km, respectivamente, considerando a foz mais próxima. Essa distância variou entre o mínimo de 1 km e o máximo de 370 km, como pode ser observado no Gráfico 1.

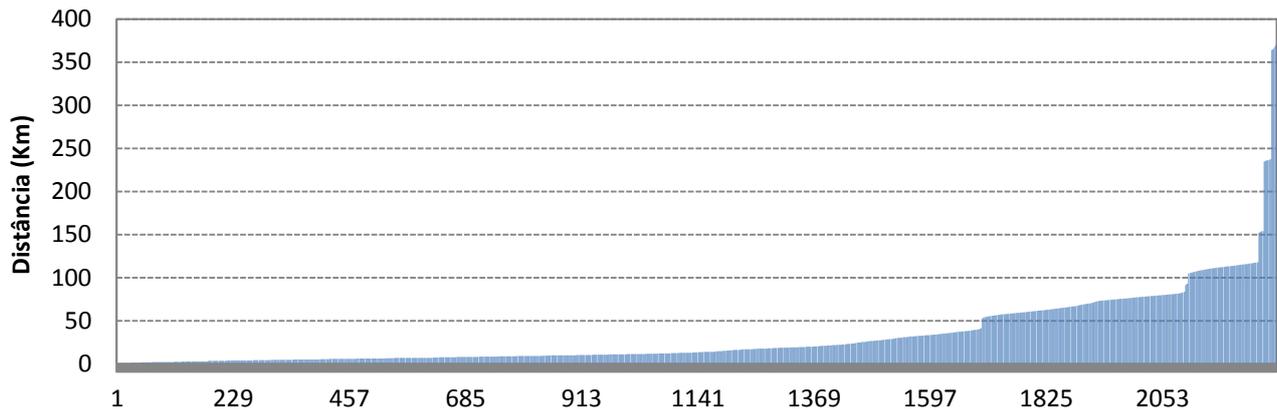


Figura 4. Distância entre as células recifais e as desembocaduras dos rios mais próximos, onde o eixo Y representa a distância dos recifes de corais às desembocaduras dos rios, e o eixo X representa as células recifais (1-2276).

4.3. Avaliação da vulnerabilidade dos recifes aos efeitos da sedimentação

Das células recifais, 4,35% foram classificadas como de muito baixa vulnerabilidade (entre 0 e 0,20); 21,66% como de vulnerabilidade baixa (entre 0,21 e 0,40), 36,77% como de vulnerabilidade média (entre 0,41 e 0,60), 26,89% como de vulnerabilidade alta (entre 0,61 e 0,80) e 10,33% como de vulnerabilidade muito alta (entre 0,81 e 1). De forma geral, os recifes de baixa e muito baixa vulnerabilidade se encontram reduzidos aos estados do Maranhão e Bahia (na região dos Abrolhos) e nos recifes do arquipélago de Fernando de Noronha e do Atol das Rocas. As células recifais de média, alta e muito alta vulnerabilidade localizam-se desde o Rio Grande do Norte até a Bahia (principalmente na Baía de Todos os Santos). Os recifes de vulnerabilidade muito alta encontram-se, em sua maioria, em trechos do litoral do Rio Grande do Norte e Alagoas.

Dentre o total de células recifais, 4% está inserido na classificação de vulnerabilidade muito baixo, no qual 75% estão inseridos na porção norte da área de estudo (conforme ilustrado na Figura 5) e 25% estão na porção central. As células classificadas com

vulnerabilidade baixa representam 22% do total, onde 16% estão na porção norte e 84% estão na porção sul. As células classificadas com vulnerabilidade média representam 37% do total, dentre estes 29% estão na porção central e 71% estão na porção sul. As células classificadas com vulnerabilidade alta representam 27% do total, onde 69% estão na porção central e 31% está na porção sul. As células classificadas com vulnerabilidade muito alta representam 10% do total, onde 95% estão na porção central e 5% está na porção sul. Na porção central não existem corais de vulnerabilidade baixa e na porção sul não existem corais de vulnerabilidade muito baixa.

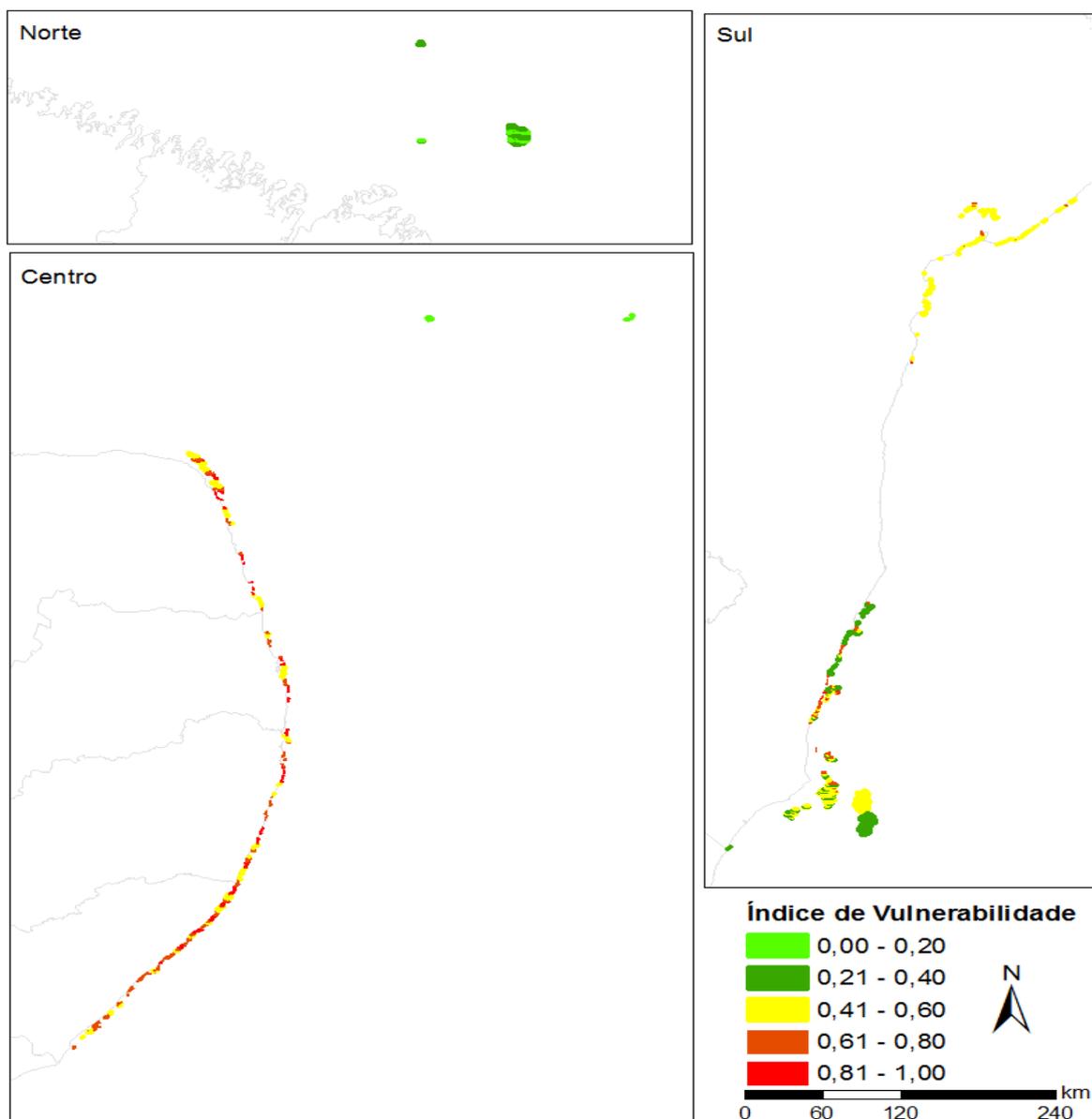


Figura 5. Índice de vulnerabilidade dos recifes brasileiros calculados a partir da multiplicação da porcentagem de antropização e distância entre os corais e as desembocaduras dos rios

4.4. Análise de sobreposição de unidades de conservação

Aproximadamente 41% das células recifais estão inseridos em UCs federais (descritas na Tabela 3). Entre as células de recifes dentro das UCs de proteção integral apenas 5,95% são de vulnerabilidade muito baixa, 49,29% são de vulnerabilidade baixa, 37,14% são de vulnerabilidade média e 7,62% são de vulnerabilidade alta. Não havia células recifais com vulnerabilidade muito alta nestas UCs e a classe de vulnerabilidade predominante foi a de vulnerabilidade baixa.

Em relação aos recifes de coral inseridos nas UCs de uso sustentável apenas 0,42% são de vulnerabilidade muito baixa, 9,35% são de vulnerabilidade baixa, 20,58% são de vulnerabilidade média, 47,82% são de vulnerabilidade alta e 21,83% são de vulnerabilidade muito alta. Diferentemente das UCs de proteção integral, a classe predominante foi a de vulnerabilidade alta e a menos frequente foi a de vulnerabilidade muito baixa.

Tabela 3. Ocorrência das classes de vulnerabilidade dos recifes de corais nas Unidades de Conservação da esfera federal (contendo tanto as de proteção integral como as de uso sustentável).

Nome da UC	Baixa e Muito Baixa (0,00 - 0,40)	Média (0,41 - 0,60)	Alta e Muito Alta (0,61 – 1,00)
Reserva Extrativista Acaú-Goiana	0	0	100
Área de Proteção Ambiental Barra do Rio Mamanguape	0	0	100
Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais	0	23,63	76,37
Reserva Extrativista Corumbau	28,99	7,97	63,04
Reserva Extrativista Marinha da Lagoa do Jequiá	0	53,85	46,15
Reserva Extrativista de Cassurubá	36,36	54,54	9,09
Parque Nacional Marinho dos Abrolhos	48,89	44,72	6,39
Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha	100	0	0
Reserva Biológica Atol das Rocas	100	0	0

4. Discussão e conclusões

Mudanças no uso e ocupação do solo induzidas pelo homem — tais como o desmatamento, a agricultura e o desenvolvimento costeiro — ocasionam um aumento líquido na liberação de sedimentos e nutrientes, que são carreados para os ecossistemas costeiros receptores (Grech *et al.*, 2011; Jackson *et al.*, 2001). Tais mudanças podem representar uma ameaça importante para determinados ecossistemas costeiros, especialmente recifes de corais, que são altamente sensíveis à sedimentação (Álvarez-Romero *et al.*, 2015). Estudos incorporando aspectos da vulnerabilidade de corais a essas ameaças em grande escala espacial ainda eram inexistentes no Brasil, sendo o presente estudo o primeiro a fazer esta avaliação. Como fatores de ameaça que se originam longe das UCs são geralmente negligenciados durante os processos de concepção e implementação das mesmas (Magris *et al.*, 2015), os resultados deste trabalho possibilita a obtenção de informações extremamente úteis para definição e aplicação de planejamento sistemático da conservação para ecossistemas costeiros do Brasil, fornecendo importantes subsídios ao processo de expansão da atual rede de áreas protegidas por UCs ou melhor implementação das UCs existentes. Por exemplo, este estudo mostrou que 31,62% dos recifes de corais dentro das UCs têm vulnerabilidade alta e muito alta, o que demonstra a necessidade de se investigar melhor potenciais impactos da sedimentação nestas áreas, onde a antropização das bacias costeiras pode estar afetando a saúde desses ecossistemas.

Para a elaboração deste estudo foram utilizados quatro tipos de informações principais: drenagem, classes de uso e ocupação do solo, distância dos recifes às desembocaduras dos rios, e extensão de influência das plumas sobre os recifes. Contudo, outros parâmetros, que podem influenciar na susceptibilidade natural de cada área à erosão e na posterior carga de sedimentos potencialmente transportada pelos rios, não puderam ser utilizados no presente estudo devido ao fato da inclusão dos mesmos requerer análises mais complexas. Entre eles, destacam-se: a intensidade de precipitação na bacia, o tipo de solo presente nas sub-bacias, além de variáveis topográficas, tais como a declividade e altitude do terreno (Álvarez-Romero *et al.*, 2013; Brodie *et al.*, 2012). Futuros estudos podem incluir essas variáveis para melhorar a acurácia das avaliações de vulnerabilidade, e desta forma, a eficácia do planejamento da conservação.

O modelo de vulnerabilidade relativa proposto aqui também pode ser modificado para acomodar outras dimensões deste princípio de conservação, além da exposição, como já dito

anteriormente esta dimensão foi utilizada para a realização do presente estudo, tais como a sensibilidade e o impacto (Mumby *et al.*, 2014). A exposição é o grau em que um sistema é exposto a um determinado estressor, e a sensibilidade é o grau em que um estressor afeta o sistema. A integração destas duas dimensões resulta em uma avaliação mais precisa sobre o impacto, o que levaria a avaliações de vulnerabilidade com maior significado ecológico (Mumby *et al.*, 2014).

Avaliações de vulnerabilidade como as realizadas aqui são necessárias para maximizar a persistência da biodiversidade em longo prazo. Embora este princípio seja importante, poucos planos de conservação incorporam informações sobre a dinâmica das ameaças, bem como seus efeitos sobre sistemas naturais (Magris *et al.*, 2014). Por exemplo, o entendimento das mudanças no padrão do uso e ocupação do solo nas bacias costeiras ao longo dos anos é crítico para quantificar as alterações na carga de poluentes que são transportadas até os ecossistemas costeiros, o que afeta o estado e a qualidade desses ecossistemas. Exercícios prévios de planejamento sistemático da conservação já demonstraram o valor de uma abordagem sistemática para priorização de UCs considerando ameaças de origem continental para o ecossistema marinho (*e.g.*, Álvarez-Romero *et al.*, 2015; Klein *et al.*, 2010). Alguns estudos também demonstram como as combinações entre vulnerabilidade e insubstituibilidade podem ser incorporadas para que as áreas prioritárias para a conservação sejam identificadas considerando ameaças atuais e previstas (Cowling *et al.*, 2003). Desta forma, ameaças que operam entre os ambientes terrestres e marinhos precisam ser incorporadas em futuros exercícios de planejamento sistemático para conservação.

A abordagem do presente estudo complementa estudos recentes que objetivam aprimorar a integração de processos que afetam a manutenção da biodiversidade em longo prazo, ao planejar a concepção e a implementação de UCs para proteção dos recifes de corais no Brasil. Novos métodos de priorização de ações de conservação têm sido desenvolvidos, focando principalmente na manutenção de processos ecológicos, na mitigação de impactos das mudanças climáticas e no zoneamento marinho (Magris *et al.*, 2017). No entanto, métodos que visam minimizar, de forma sistemática e consistente, os impactos das ameaças de origem continental na biodiversidade marinha, através da quantificação do gradiente de vulnerabilidade em escala espacial mais abrangente, ainda são incipientes no Brasil.

5. Recomendações para o manejo

Entre as medidas sugeridas, destacam-se:

- (i) A criação de UCs nas bacias costeiras com maior nível de antropização com a finalidade de mitigar as pressões humanas diretas nas mesmas seja pela recuperação da vegetação desmatada ou através de melhorias no uso e ocupação do solo.
- (ii) Melhorar a efetividade ecológica das UCs existentes nas áreas mais críticas de modo que haja uma redução no estresse total em que as comunidades biológicas estejam submetidas.
- (iii) Aumentar a quantidade de UCs nas áreas marinhas consideradas com vulnerabilidade muito baixa ou, baixa, pois os recifes que estão inseridos nesta classificação possuem melhor chance de persistirem.
- (iv) Melhorar a integração de instrumentos das políticas de recursos hídricos nas bacias costeiras com os esforços de conservação no mar, numa perspectiva de gestão costeira mais abrangente.

Como as ameaças à biodiversidade aumentam constantemente, as medidas de conservação requeridas se tornam mais complexas. Conseqüentemente, é necessário o investimento em pesquisas para o desenvolvimento de novas ferramentas e tecnologias, bem como para aprimorar nosso conhecimento sobre a aplicação das mesmas no campo de atuação da biologia da conservação. Embora existam recursos humanos especializados no Brasil, estudos aplicados à conservação marinha são ainda limitados e insatisfatórios, pois não consideram todos os fatores de ameaças que acometem tais ecossistemas e, também, informações úteis para tais aplicações se encontram dispersas.

6. Agradecimentos

Agradeço à minha família, e aos amigos Maurício Montenegro e Roberto Cardoso, que me ajudaram e apoiaram durante todo o período de realização do projeto.

Ao Doutor Rafael A. Magris, pela orientação, dedicação e suporte para a realização deste trabalho.

A Ana Maria Grillo, pela revisão do texto.

Ao Instituto Chico Mendes de Biodiversidade, pela oportunidade, e a todos os seus servidores que me incentivaram e proporcionaram momentos de aprendizado e coleguismo.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela bolsa fornecida.

7. Citações e referências bibliográficas

ADEY, W. H. Coral Reef Ecosystems and Human Health: Biodiversity Counts! *Ecosystem Health*, v. 6, p. 227-236, 2011.

ALVAREZ-ROMERO, J. G. et. al. Advancing Land-Sea Conservation Planning: Integrating Modelling of Catchments, Land-Use Change, and River Plumes to Prioritise Catchment Management and Protection. *PLoS One*, v. 10, n. 12, 2015.

ALVAREZ-ROMERO, J. G. et. al. A novel approach to model exposure of coastal-marine ecosystems to riverine flood plumes based on remote sensing techniques. *Journal of Environmental Management*, v. 25, p. 194-207, 2013.

Atlas dos recifes de coral nas 178 unidades de conservação brasileiras. *Ministério do Meio Ambiente – MMA*. 2006.

BERGER, M. et al. Conservation planning for connectivity across marine, freshwater, and terrestrial realms. *Biological Conservation*. 2009.

BRODIE, J. E. et al. Terrestrial pollutant runoff to the Great Barrier Reef: An update of issues, priorities and management responses. *Marine Pollution Bulletin*. V. 65, p. 81-100,

BURKE, L. et al. Reefs at risk revisited. World Resources Institute: Washington, DC. P. 115, 2011.

TAGLIANI, C. R. A. Técnica para avaliação da vulnerabilidade ambiental de ambientes costeiros utilizando um sistema geográfico de informação. INPE. P. 1657-1664. 2003.

CESAR, H. BURKE, L. PET-SOEDE, L. The economics of worldwide coral reef degradation. *WWF-Netherlands*. 2003. [online] URL: <http://pdf.wri.org/>.

CLOVIS, B. CASTRO, C. B. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da zona costeira e marinha. *Museu Nacional, Departamento de invertebrados, Universidade do Rio de Janeiro*. 2000.

COSTA, J. O. S. NIMMO, M. ATTRILL, J. M. Coastal nutrification in Brazil: A review of the role of nutrient excess on coral reef demise. *Journal of South American Earth Sciences*. v. 25, p. 257–270, 2008.

COWLING, R. M. The expert or the algorithm? — Comparison of priority conservation areas in the Cape Floristic Region identified by park managers and reserve selection software. *Biological Conservation*. V. 112, p. 147-167, 2003.

FIGUEIREDO, M. C. B. et al. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. v. 12, n. 4, p. 399-409, 2007.

GOMES, J. V. P. BARROS, R. S. A importância das Ottobacias para gestão de recursos hídricos. *INPE*. p. 1287, 2011.

GRECH, A. COLES, R. MARSH, H. A broad-scale assessment of the risk to coastal seagrasses from cumulative threats. *Marine Policy*. v. 35, n. 5, p. 560-567, 2011.

HALPERN, B. S. et al. Placing marine protected areas onto the ecosystem-based management seascape. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. v. 107, 2010.

HUGHES, T. P. et al. Rising to the challenge of sustaining coral reef resilience. *Trends in Ecology & Evolution*. v. 25, p. 619 – 680, 2010.

HUGHES, T. P. et al. Climate Change, Human Impacts, and the Resilience of Coral Reefs. *SCIENCE*. v. 301, 2003.

HUGHES, F. M. R. COLSTON, A. MOUNTFORD, J. O. Restoring riparian ecosystems: the challenge of accommodating variability and designing restoration trajectories. *Ecology and Society*. v. 10, n. 12, 2005.

HOSKINS, et al. Downscaling land-use data to provide global 30” estimates of five land-use classes. *Ecology and Evolution*. 2016.

JACKSON, J. et al. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*. v. 293, p. 629–638, 2001.

KLEIN, C. J. Prioritizing land and sea conservation investments to protect coral reefs. *PloS One*. v. 5, n. 8, 2010.

LARSEN, M. C. WEBB, R. M. T. Potential Effects of Runoff, Fluvial Sediment, and Nutrient Discharges on the Coral Reefs of Puerto Rico. *Journal of Coastal Research*. v. 25, p. 189 – 208, 2009.

LEHNER, B. HydroBASINS - *Technical Documentation Version 1.c (with and without inserted lakes)*. 2014.

LEHNER, B. GRILL, G. Global river hydrography and network routing: baseline data and new approaches to study the world’s large river systems. *Hydrological Processes*. v. 27, n. 15, p. 2171–2186, 2013.

LEHNER, B. VERDIN, K. JARVIS, A. New global hydrography derived from spaceborne elevation data. *Eos, Transactions*. v. 89, n. 10, p. 93-94, 2008.

MAGRIS, R. A. et al. Analysis of progress towards a comprehensive system of marine protected areas in Brazil. *Natureza & Conservação*. v. 11, p. 1-7, 2013.

MAGRIS, R. A. et al. Integrating connectivity and climate change into marine conservation planning. *Biological Conservation*. v. 170, p. 207-221, 2014.

MAGRIS, R. A. et al. Integrated conservation planning for coral reefs: Designing conservation zones for multiple conservation objectives in spatial prioritization. *Global Ecology and Conservation*. v. 11, p. 53 – 68, 2017.

MAGRIS, R.A. et al. Integrating multiple species connectivity and habitat quality into conservation planning for coral reefs. *Ecography*. v. 39, p. 649-664, 2015.

Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and human well-being: wetlands and water, In World Resources Institute, Washington, DC. p. 160. Island Press, Washington, DC.

MOBERG, F. RONNBACK, P. Ecosystem services of the tropical seascape: interactions, substitutions and restoration. *Journal Ocean & Coastal Management*. v. 46, p. 27 – 46, 2003.

MUMBY, P. J. et al. Ecological resilience, robustness and vulnerability: how do these concepts benefit ecosystem management? *Opinion in Environmental Sustainability*. v. 7, p. 22-27, 2014.

OLAVO, G. et al. Shelf-edge reefs as priority areas for conservation of reefs fish diversity in the tropical Atlantic. *Aquatic Conservation*. v. 21, p. 199-209, 2011.

PRESSEY, R. L. et al. Conservation planning in a changing world. *Trends in Ecology & Evolution*. v. 22, p. 583-592, 2007.

STOMS, D. M. et al. Integrated coastal reserve planning: making the land–sea connection. *Front Ecological Environment*. v. 3, n. 8, p. 429–436, 2005.

WARD, G. GARRISON, V. Storm-generated coral fragments – A viable source of transplants for reef rehabilitation. *Biological Conservation*. v. 141, n. 12, p. 3089-3100, 2008.

WATERHOUSE, J. Quantifying the sources of pollutants in the Great Barrier Reef catchments and the relative risk to reef ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*. v. 65, p. 394 – 406, 2012.

WILSON, W. et al. Measuring and Incorporating Vulnerability into Conservation Planning. *Environmental Management*. v. 35, n. 5, p. 527–543, 2005.