**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENERGIA E AMBIENTE**

**CENTRO INTERDISCIPLINAR DE ENERGIA E AMBIENTE (CIEnAm)**

**DOUTORADO EM ENERGIA E AMBIENTE**

**ANA CAROLINA VALÉRIO NADALINI**

# VALORAÇÃO EMERGÉTICA E ECONÔMICA DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS COM ANÁLISE DA INCERTEZA: O CASO DA PONTE SALVADOR-ITAPARICA/BA

Salvador/BA

2023

**ANA CAROLINA VALÉRIO NADALINI**

# VALORAÇÃO EMERGÉTICA E ECONÔMICA DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS COM ANÁLISE DA INCERTEZA: O CASO DA PONTE SALVADOR-ITAPARICA/BA

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Energia e Ambiente, programa do Centro Integrado em Energia e Ambiente, da Universidade Federal da Bahia como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor.

Orientadores: Prof. Dr. Ednildo Andrade Torres

Prof. Dr. Ricardo de Araújo Kalid

Salvador

2023

FICHA CATALOGRÁFICA

(Elaborada pelo Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal da Bahia - UFBA)

Nadalini, Ana Carolina Valerio
Valoração emergética e econômica de serviços ecossistêmicos com análise da incerteza: o caso da ponte Salvador-Itaparica/BA / Ana Carolina Valerio Nadalini. -- Salvador, 2023.
165 f.

Orientador: Ednildo Andrade Torres.
Coorientador: Ricardo de Araújo Kalid.
Tese (Doutorado - Doutorado em Energia e Ambiente) --Universidade Federal da Bahia, Escola Politécnica, 2023.

1. Emergia. 2. Análise da Incerteza. 3. Serviços Ecossistêmicos. 4. Valoração. 5. Metodologia Emergética. I. Torres, Ednildo Andrade. II. Kalid, Ricardo de Araújo. III. Título.

CDD:

## TERMO DE APROVAÇÃO

## ANA CAROLINA VALÉRIO NADALINI

# VALORAÇÃO EMERGÉTICA E ECONÔMICA DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS COM ANÁLISE DA INCERTEZA: O CASO DA PONTE SALVADOR-ITAPARICA/BA

Tese aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de Doutora em Energia e Ambiente, Universidade Federal da Bahia, pela seguinte banca examinadora:

Ednildo Andrade Torres – Orientador_____
Doutor em Engenharia Mecânica/Energia pela Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP (1999). Universidade Federal da Bahia – UFBA – Escola Politécnica

Ricardo Araújo Kalid - Orientador _____
Doutor em Engenharia Química pela Universidade de São Paulo, USP (1999).Universidade Federal do Sul da Bahia – UFSB.

Asher F. Kiperstok - Membro interno_____
Doutor em Engenharia Química/Tecnologias Ambientais pela University of Manchester Institute of Science and Technology – Umist (1996).
Universidade Federal da Bahia – UFBA

Marcelo Santana Silva - Membro externo_____
Doutor em Energia e Ambiente pela Universidade Federal da Bahia, UFBA (2015).
Instituto Federal da Bahia – IFBA

Vincenzo Torretta - Membro externo_____
Doutor em Ciências Química e Ambiental
Insubria University - UNINSUBRIA

Antonio Santos Sánchez - Membro externo_____
Doutor em Engenharia Industrial (UFBA)
Universidade Federal de Ouro Preto – UFOP (2017)

Salvador - BA, 30 de junho de 2023

# AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço à Deus por iluminar meu caminho nos momentos mais sombrios e que me deu força e coragem para continuar.

Aos professores do Cienam e em especial aos professores Kalid e Ednildo pelos ensinamentos transmitidos, pela paciência e preciosas orientações na condução desta tese que me tornaram uma verdadeira pesquisadora.

Agradeço ao meu marido pelos anos de paciência ao me ouvir falar sobre a Ponte Salvador/Itaparica e pelo apoio incondicional na conclusão deste trabalho. Muito obrigada às minhas filhas, por compreenderem e aceitarem a minha ausência física e mental por diversos períodos e aos meus familiares e amigos que, com seu carinho e incentivo constantes, contribuíram para a conclusão desta difícil, porém, gratificante tarefa a que me propus realizar.

Aos meus pais, José Carlos e Regina, por sempre me incentivarem a me aperfeiçoar e me apoiarem em todos os momentos da minha vida.

Ao amigo José Fidelis pelas preciosas considerações e paciência em ler esta tese.

A Vera da secretaria do LEN e Ana Cristina, da secretaria do Cienam, pela incansável paciência em esclarecer minhas dúvidas.

Aos colegas do LEN pelo apoio e momentos de troca.

À CAPES pelo apoio financeiro uma vez que, o presente trabalho foi realizado com apoio da coordenação de aperfeiçoamento de pessoal de nível superior – Brasil (CAPES) – código de financiamento 001.

O todo é mais que a soma de suas partes. As características básicas ou fundamentais dos sistemas não são simplesmente explicáveis a partir das características das partes isoladas. As características do complexo, portanto, aparecem como “novas” ou “emergentes”.

- Ludwig Von Bertalanffy (Biólogo, um dos fundadores da Teoria Geral dos Sistemas)

É nas quedas que o rio cria energia.

Professor Hermógenes
(Professor e precursor do ioga no Brasil)

# RESUMO

Tendo em vista o crescente desenvolvimento econômico e o rápido consumo dos recursos naturais, é necessário que a sociedade entenda a importância da conservação dos recursos naturais e isso se torna mais fácil com a utilização de valores monetários. O objetivo principal do presente trabalho é fornecer estimativas econômicas de valores dos serviços ecossistêmicos da Ilha de Itaparica/BA e respectiva avaliação da incerteza, que possam embasar políticas públicas em áreas de grande sensibilidade ambiental, utilizando a abordagem emergética (visão do doador) e a avalição econômica dos recursos naturais (visão do usuário). A avaliação econômica dos serviços ecossistêmicos foi feita através conciliação de valores obtidos a partir dos serviços ecossistêmicos mundiais em conjunto com a análise emergética, com base na metodologia proposta, onde os valores de quatro biomas (recifes de coral, floresta tropical, mangue, rios e lagos) foram calculados por meio de um fator específico de conversão ambiental - $EMR_{ambinetal}$ (razão monetária emergética ambiental). Para a avaliação da incerteza dos resultados foi utilizada a metodologia baseada na Lei da Propagação da Incerteza (LPU – *Law of Propagation of Uncertantiy*) com base no Guia para a Expressão da Incerteza de Medição conhecido como GUM. A metodologia proposta foi aplicada no estudo de caso da construção da Ponte Salvador/Ilha de Itaparica sobre a Baía de Todos os Santos/BA em conjunto com a construção de um sistema viário na ilha o qual permitirá a ligação entre os municípios de Salvador e Vera Cruz. A construção deste projeto de grande sensibilidade logística afeta áreas sensíveis do ponto de vista ecológico, tendo em vista as características de relevância ambiental da região. Foram calculados os valores dos serviços ecossistêmicos para três cenários: área total da Ilha de Itaparica, área de influência direta (AID) e área diretamente afetada (ADA). Os valores para a ADA indicam uma perda anual de US$ 2,5 bilhões com incerteza padrão combinada relativa de 21%. Ao considerarmos a área indireta afetada pelo empreendimento, as perdas estão na ordem de US$ 70 bilhões por ano. Assim, ao estimar de forma inédita a incerteza padrão para a valoração econômica dos serviços ecossistêmicos para a Ilha de Itaparica, cujos valores foram calculados entre 20 % a 21 % de incerteza padrão relativa foi possível trazer maior confiabilidade e assertividade na tomada de decisões junto aos entes públicos e privados a partir da avaliação da incerteza dos resultados.



**Palavras – chave:** Emergia. Serviços Ecossistêmicos. Valoração. Análise da Incerteza. Metodologia Emergética.

# ABSTRACT

In view of the growing economic development and the rapid consumption of natural resources, it is necessary that society understands the importance of conservation of natural resources and this becomes easier with the use of monetary values. The main objective of this work is to provide economic estimates of values of ecosystem services and respective evaluation of uncertainty, which can support public policies in areas of great environmental sensitivity, using the emergy approach (donor view) and the economic evaluation of natural resources (user view). The economic evaluation of ecosystem services was made through reconciliation of values obtained from the value of global ecosystem services together with the emergy analysis, based on the proposed methodology, where the values of four biomes (coral reefs, tropical forest, mangrove, rivers and lakes) were calculated by means of a specific environmental conversion factor - EEMR (Environmental Emergy to Money Ratio*).* To assess the uncertainty of the results, the methodology based on the *Law of Propagation of Uncertantiy* (LPU) was used to assess the uncertainty of the results, based on the Guide to the Expression of Measurement Uncertainty known as GUM. The proposed methodology was applied in the case study of the construction of the bridge Salvador/Itaparica Island over Baía de Todos os Santos/BA in conjunction with the construction of a road system on the island that will allow the connection between the cities of Salvador and Vera Cruz. The construction of this project of great logistical sensitivity affects ecologically sensitive areas, in view of the environmental characteristics of the region. The values of ecosystem services were calculated for three scenarios: total area of Itaparica Island, area of direct influence (AID) and directly affected area (ADA). AID figures indicate an annual loss of $70 billion per year and relative combined standard uncertainty of 21%. When considering the area directly impacted by the project it was estimated in $2.5 billion per year. Thus, by estimating in an unprecedented way the standard uncertainty for the economic valuation of ecosystem services for the Island of Itaparica, whose values were calculated between 20% and 21% of relative uncertainty, it was possible to bring greater reliability and assertiveness in decision-making with public and private entities from the evaluation of the uncertainty of the results.



**Keywords**: Emergy synthesis. Ecosystem services. Environmental Valuation. Uncertainty Analysis.

# LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Localização da região de estudo no estado da Bahia (à esquerda) e localização da Ilha de Itaparica na Baía de Todos os Santos (à direita).25

Figura 2:Localização dos recifes de corais na Baía de Todos os Santos.26

Figura 3: mapa indicativo da Ilha de Itaparica /BA e Unidades de Conservação.28

Figura 4: Vista parcial da Ilha de Itaparica com destaque para ocupação antrópica, remanescentes florestais e os recifes de corais na costa sudeste.30

Figura 5:Localização do empreendimento32

Figura 6: Intervenções rodoviárias na Ilha de Itaparica para a construção da Ponte Salvador/Itaparica.33

Figura 7: Enquadramento da Ilha de Itaparica nas áreas Prioritárias para Conservação.34

Figura 8: Intervalo e média do valor monetário total dos serviços ecossistêmicos (US$/ha/ano). O número total de valores por bioma é dado entre parênteses; a estrela representa a média do valor no intervalo.48

Figura 9: Duas visões de valores.52

Figura 10: Emergia e o processo de produção de um recurso.55

Figura 11: Conceitos da hierarquia energética57

Figura 12: Diagrama simplificado de emergia de um sistema tradicional.58

Figura 13: A economia biofísica.64

Figura 14: Rede de transformação de energia na Biosfera considerados no cálculo do orçamento global de emergia.66

Figura 15: Evolução das publicações selecionadas.69

Figura 16: Revistas que mais publicaram com os termos "*emergy"* e "*ecosystem services".*70

Figura 17: Metodologias utilizadas nos estudos de avaliação de serviços ecossistêmicos no período de 1996-2020.....73

Figura 18: Áreas de influência do meio físico na implantação do sistema viário da Ponte Salvador/Itaparica.86

Figura 19: Diagrama sistêmico da interface entre meio ambiente e economia mostrando alguns dos serviços ecossistêmicos que ocorrem sem troca monetária.88

Figura 20: Fluxograma da metodologia da pesquisa.96

Figura 21: Uso do solo na Ilha de Itaparica.99

Figura 22: Distribuição da ocupação do solo na Ilha de Itaparica.....101

Figura 23: Diagrama de sistema simplificado da Ilha de Itaparica mostrando as interações entre os processos ambientais e o sistema socioeconômico.102

Figura 24: Erros de inclusão com base na quantidade de área atribuída incorretamente às classes pelo mapeamento.113

Figura 25: Comparação relativa à ocupação história e atual do uso da terra na Ilha de Itaparica (1985-2021).125

Figura 26: Estudos ambientais para a implantação de Sistema de Travessia Salvador / Ilha de Itaparica Sobre a Baía de Todos os Santos.127

Figura 27: Comparação entre os três cenários dos valores econômicos dos serviços ecossistêmicos para o bioma Recife de Corais em face da implantação da Ponte Salvador-Itaparica (área total da ilha, área de influência direta – AID e área diretamente afetada – ADA).130

Figura 28: Comparação entre os três cenários dos valores econômicos dos serviços ecossistêmicos para o bioma Floresta Tropical em face da implantação da Ponte Salvador-Itaparica (área total da ilha, área de influência direta – AID e área diretamente afetada – ADA).132

Figura 29: Comparação entre os três cenários dos valores econômicos dos serviços ecossistêmicos para o bioma Mangue em face da implantação da Ponte Salvador-Itaparica (área total da ilha, área de influência direta – AID e área diretamente afetada – ADA).133

Figura 30: Comparação entre os três cenários dos valores econômicos dos serviços ecossistêmicos para o bioma Rios e Lagos em face da implantação da Ponte Salvador-Itaparica (área total da ilha, área de influência direta – AID e área diretamente afetada – ADA).134

# LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Valor monetário dos serviços ecossistêmicos por bioma.49

Tabela 2: Valor econômico global dos serviços50

Tabela 3: Valores típicos de transformidades solares.56

Tabela 4: Os dez países/territórios mais produtivos.71

Tabela 5: Fluxos de emergia, avaliação clássica dos serviços ecossistêmicos e avaliação baseada nos valores emergéticos para 16 biomas mundiais.76

Tabela 6: Demonstrativo das áreas utilizadas na valoração.100

Tabela 7: Relação entre os tipos de ecossistemas e os principais serviços ecossistêmicos identificados na Ilha de Itaparica.103

Tabela 8: Valores de emergia para os principais serviços ecossistêmicos da Ilha de Itaparica.106

Tabela 9: Valor global dos serviços ecossistêmicos.108

Tabela 10: Emergia das grandezas de entrada para a Geobiosfera (2016).110

Tabela 11: Fluxo emergético dos principais biomas na Ilha de Itaparica.111

Tabela 12: Resumo do número de estimativas, média e desvio-padrão dos serviços ecossistêmicos por bioma.115

Tabela 13: Estimativa da incerteza padrão para os valores dos serviços ecossistêmicos globais calculados por Constanza *et al.* (2014). Valores em (US$/(ha ano)).116

Tabela 14: Avaliação da incerteza do valor econômico dos serviços ecossistêmicos dos biomas sobre a AID na Ilha de Itaparica.118

Tabela 15: Valor dos serviços ecossistêmicos sobre a AID e a incerteza padrão dos valores.119

Tabela 16: Valor econômico dos serviços ecossistêmicos sobre a AID e a incerteza padrão associada por bioma.121

Tabela 17: Valor econômico dos serviços ecossistêmicos *VSE* e os coeficientes de contribuição correspondentes a incerteza padrão combinada, para cada cenário de implantação do sistema viário na Ilha de Itaparica.122

Tabela 18: Demonstrativo de áreas, em hectares, dos biomas analisados na Ilha de Itaparica e sobre as áreas de influência do Sistema Viário da Ponte Salvador/Itaparica.127

Tabela 19: Valor econômico dos serviços ecossistêmicos - *VSE* e valores em Emdólares - EMR, para cada cenário de implantação do sistema viário na Ilha de Itaparica136

# LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Classificação dos serviços ecossistêmicos usados por TEEB (2012).40

Quadro 2: Relação entre a biodiversidade, os serviços ecossistêmicos e o bem-estar humano.43

Quadro 3: Abordagens para a estimativa dos valores da natureza.46

Quadro 4: Símbolos usados nos diagramas sistêmicos.59

Quadro 5: Comparação entre os métodos para avaliação econômica de serviços ecossistêmicos em conjunto com a análise emergética.80

Quadro 6: Esquema de agregação das nomenclaturas utilizadas na avaliação da Ilha de Itaparica e Biomas de acordo com Costanza *et al.(*2014).91

# ABREVIATURAS E SIGLAS

ACV – Análise do Ciclo de Vida

ADA – Área diretamente afetada

AID – Área de influência direta

APA – Área de Proteção Ambiental

APP – Área de Preservação Permanente

BTS – Baía de Todos os Santos

ED – Densidade Emergética se a sigla reflete o texto em inglês não devia colocá-lo?

EF - Pegada Ecológica (Ecological Footprint)

EIA/RIMA – Estudo de Impacto Ambiental/Relatório de Impacto Ambiental

EM$ - em dólares ou dólares emergéticos

EMR – *Emergy to Money Ratio* (razão monetária emergética)

$EMR_{ambinetal}$ (EEMR) – *Environmental Emergy to Money Ratio* (razão monetária emergética ambiental)

ESVD – *Ecosystem Service Value Database*

FAO - Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura

GEB - *geobiosphere emergy baseline* (valor de emergia global)

GEE - Gases de efeito estufa

G8 – Grupo das Oito Potências

ha – hectare

IPBES - Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos

INEMA: Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos

INMETRO - Instituto Nacional de Metrologia Qualidade e Tecnologia

MEA – Millenium Ecosystem Assessment

ONU – Organização das Nações Unidas

PIB - Produto Interno Bruto

PNUMA - Programa da ONU para o Meio Ambiente

SIG – Sistema de Informações Geográficas

TEEB – The Economics of Ecosystem and Biodiversity

UEV - *Unit Emergy Value* (valor de unidade emergética)

UNESCO - Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura

VSE – Valor dos serviços ecossistêmicos

WEF – World Economic Forum

# SUMÁRIO

CAPÍTULO 116
INTRODUÇÃO16
1.2 LIMITAÇÕES22
1.3 OBJETIVOS22
1.3.1. Objetivo geral22
1.3.2 Objetivos específicos22
1.4 ESTRUTURA DA TESE23
CAPÍTULO 225
REGIÃO DE ESTUDO25
2.1 ILHA DE ITAPARICA25
2.2 PONTE SALVADOR/ITAPARICA31
CAPÍTULO 336
FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO DA LITERATURA36
3.1 ECOSSISTEMAS36
3.1.1 Serviços ecossistêmicos38
3.2 VALORAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS45
3.2.1 Valoração econômica de serviços ecossistêmicos47
3.2.2 Abordagens biocêntricas na avaliação dos serviços ecossistêmicos52
3.3 AVALIAÇÃO EMERGÉTICA54
3.3.1 Conceito de emergia54
3.3.2 Hierarquia energética e ecossistemas60
3.3.3 Capacidade de suporte63
3.4 SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS E A TEORIA EMERGÉTICA68
3.4.1 Emergia como ferramenta para avaliação de serviços ecossistêmicos71
3.5 Considerações do capítulo82
CAPÍTULO 484
MATERIAIS E MÉTODOS84
4.1 DELIMITAÇÃO E IDENTIFICAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS85
4.2 AVALIAÇÃO EMERGÉTICA DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS87
4.3 VALORAÇÃO ECONÔMICA DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS90
4.4 ANÁLISE DE INCERTEZA91
4.4.1 Método LPU92
4.4.2 Modelando a medição93
CAPÍTULO 598

RESULTADOS DA VALORAÇÃO ECONÔMICA DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS DA ILHA DE ITAPARICA98

5.1 DELIMITAÇÃO DOS ECOSSISTEMAS DA ILHA98

5.2 AVALIAÇÃO EMERGÉTICA DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS101

5.3 VALORAÇÃO ECONÔMICA DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS108

5.3.1 Primeira etapa: Definição do modelo matemático do VSE109

5.3.2 Segunda etapa: Avaliação da incerteza padrão das grandezas de entrada109

*5.3.2.1 Incerteza padrão do Valor de Emergia Global - u($GEB_{2016}$)*110

5.3.2.2 *Incerteza padrão da Densidade Emergética - u(ED)*111

5.3.2.3 *Incerteza padrão da área – u(A)*112

5.3.2.4 *Incerteza padrão do Valor Global dos Serviços Ecossistêmicos - u(VSEg)*114

5.3.3 Terceira etapa: Avaliação da incerteza padrão combinada para o Valor Total dos Serviços Ecossistêmicos *(uVSE)*116

5.5 DISCUSSÃO124

5.5.1 Expansão urbana na Ilha de Itaparica e o cenário da Ponte Salvador/Itaparica124

5.5.2 Valoração econômica dos serviços ecossistêmicos129

5.5.3 Análise dos resultados para o cenário de implantação da Ponte Salvador/Itaparica137

5.5.4 Contribuições da valoração econômica dos serviços ecossistêmicos e avaliação da incerteza em estudos de valoração ambiental142

CAPÍTULO 6144

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES144

6.1 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS147

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS149

APÊNDICE161

# CAPÍTULO 1

# INTRODUÇÃO

O consumo energético crescente e a concentração da população mundial em grandes centros urbanos têm gerado grande pressão sobre os recursos naturais. Esses fatores contribuem diretamente para a mudança do clima e impactam negativamente os ecossistemas e a conservação da biodiversidade. Segundo o IPCC (2022), a Terra está 1,1º C mais quente do que no final do século 19, sendo que a última década (2011-2020) foi a mais quente já registrada. O aquecimento global decorre principalmente das emissões de gases de efeito estufa (GEE) advinda da queima dos combustíveis fósseis para fins energéticos e, em menor proporção, da agricultura e mudanças no uso do solo principalmente pelo desmatamento e urbanização (FRIEDLINGSTEIN *et al*., 2022).

A conversão de área naturais em face de alterações do uso do solo tem afetado diretamente os serviços ecossistêmicos essenciais ao bem-estar humano. Como consequência, tem-se a piora da qualidade do ar e das águas, crescente redução de áreas verdes causando impermeabilização do solo, enchentes, deslizamentos de terra e surgimento de ilhas de calor, utilização indevida de mananciais, perda de biodiversidade além de outros conflitos socioambientais (IPBES, 2019; LAURILA-PANT *et al*., 2015).

Segundo Meadows (1972), no livro Limites do Crescimento, publicado pelo Clube de Roma em 1972, já se levantavam questionamentos sobre o esgotamento de recursos naturais tendo em vista a velocidade com que a humanidade os vinha consumindo. Interessante observar que, quando o estudo (MEADOWS *et al.*, 1972) foi publicado o planeta possuía um pouco mais de 3 bilhões de habitantes, e no ano de 2022 já atingimos a marca de 8 bilhões. Passadas mais de quatro décadas da obra publicada, percebe-se que muitas das questões levantadas ali são legítimas e que a utilização dos recursos naturais continua ocorrendo mais rapidamente do que sua capacidade de restauração.

Em um novo estudo, Meadows *et al.* (2004), concluíram que a humanidade está perigosamente em um estado de "*overshoot*" o que significa que o planeta atingiu o limite no qual pode recompor, de maneira natural, os recursos consumidos. A biodiversidade e os

serviços ecossistêmicos não podem ser tratados como recursos inesgotáveis ou infinitos, e o seu valor para a manutenção do bem-estar humano e os custos oriundos de sua perda e degradação deveriam ser, de alguma maneira, contabilizados (FARLEY e COSTANZA, 2010; DE GROOT *et al.*, 2012; COSTANZA *et al.*, 2014).

Uma análise em escala global sobre a temática dos serviços ecossistêmicos foi publicada pelas Nações Unidas no Relatório de Avaliação Ecossistêmica do Milênio[1] (MEA, 2005), que constatou que cerca de 60% (15 entre 24) dos serviços dos ecossistemas globais têm sido degradados ou utilizados de forma não sustentável. No estudo mais recente, a Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (IPBES, 2019), apontou a perda de 85% das áreas úmidas, além da alteração de 75% das terras e 66% dos oceanos pela atividade humana afetando diretamente a provisão dos serviços ecossistêmicos.

O estudo realizado pelo Fórum Econômico Mundial (WORLD ECONOMIC FORUM, 2020) como parte do projeto Nova Economia da Natureza, concluiu que mais da metade do PIB mundial, cerca de US$ 44 trilhões é dependente da natureza e dos serviços dela provenientes. Foram avaliados 163 setores econômicos (sendo os 3 maiores: a construção, a agricultura e a produção de alimentos e bebidas) que dependiam da extração direta de recursos das florestas e dos oceanos ou da provisão de serviços ecossistêmicos, como solos saudáveis, água limpa, polinização e clima estável.

A primeira tentativa de se produzir uma estimativa do valor da natureza foi feita por Costanza *et al.* (1997) quando estimou o valor total dos serviços ecossistêmicos dos diversos biomas da Biosfera, em US$ 33 trilhões por ano, o que correspondia a quase duas vezes o valor do Produto Interno Bruto (PIB) mundial. Com o estudo publicado (COSTANZA *et al.*, 1997) e sua posterior atualização (COSTANZA *et al.*, 2014), houve um crescente interesse pela avaliação e gestão dos serviços ecossistêmicos. Em 2007, na reunião do Grupo das Oito Potências (G8) ocorrida na Alemanha, os líderes mundiais submeteram uma proposta para "iniciar o processo de análise do benefício econômico global da diversidade biológica, dos custos da perda da biodiversidade e da não adoção de medidas de proteção *versus* os custos de

1 A Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MEA, da sigla em inglês Millennium Ecosystem Assessment) foi um programa lançado pelo então secretário das Nações Unidas, Kofi Annan, que contou com a contribuição de milhares de pesquisadores para gerar informações científicas sobre o impacto que as mudanças nos ecossistemas causam no bem-estar humano ao longo das últimas décadas.

uma conservação eficaz" (FIORAMONTI, 2014). Essa iniciativa resultou num estudo coordenado pela Comissão Europeia e o governo alemão conhecida como The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB).

A avaliação de recursos naturais tem sido tema recorrente na pesquisa científica (Costanza *et al.*, 2017; Mancini *et al.*, 2018) sendo que dois tipos de abordagem podem ser feitos: 1) avaliação focada na visão econômica - visão do usuário, onde os serviços ecossistêmicos são avaliados em unidades monetárias (disposição a pagar; preços de mercado; método do custo de reposição, entre outros); 2) métodos baseados na visão biocêntrica - visão do doador, através de análises empíricas quantitativas onde estão inclusos a emergia e outros métodos como a exergia, pegada ecológica (EF), análise de ciclo de vida (ACV) e análise do fluxo de materiais.

Os métodos focados na visão antropocêntrica tratam o meio ambiente como um apêndice da economia onde os serviços fornecidos pelos ecossistemas são vistos como um meio de quantificar a biodiversidade em termos econômicos, porém não consideram a contribuição da natureza na formação da matéria-prima utilizada, nem o prejuízo gerado pelo esgotamento futuro do recurso natural ou ainda, nas despesas advindas da exclusão social da comunidade local (LU *et al.*, 2017; LAURILA-PANT *et al.*, 2015; COSTANZA *et al.*, 1997; 2014).

Na visão biocêntrica o ecossistema é visto como o todo e a economia seria apenas uma parte dele, portanto, todo o sistema econômico estaria sujeito às leis da física, mais especificamente a Segunda Lei da Termodinâmica. O principal autor a defender essa ideia foi Georgescu-Roegen (1971) ao concluir que a economia é um processo termodinâmico, que transforma materiais de baixa entropia em materiais de alta entropia e, consequentemente, deteriora a base material em que está estabelecida de forma irreversível (criando entropia), o que significa dizer que é preciso reconhecer o papel dos recursos naturais (a base material) na economia.

A análise emergética é um método biocêntrico que consegue abordar a avaliação através da visão da termodinâmica tendo sido desenvolvido por H. T. Odum em 1983. A emergia (escrito com "m" como referência à memória energética) pode ser definida como a soma das energias disponíveis de todos os tipos para produzir um produto ou serviço expressando todos os valores sobre uma mesma base comum (ODUM, 2007).

Uma das principais desvantagens das avaliações biocêntricas, como é o caso da análise emergética, é o fato que uma medida unitária comum pode não ser facilmente associada a todos os tipos de serviços podendo subestimar o valor de um ou mais ecossistemas. Essas avaliações tendem ainda a não calcular o valor econômico dos serviços ecossistêmicos. O reconhecimento desta desvantagem foi o que me estimulou a investigar se a teoria emergética poderia ser utilizada para avaliar os serviços ecossistêmicos ao superar essas limitações.

Os ecossistemas estão sujeitos a distúrbios naturais e/ou antrópicos e sofrem mudanças em diferentes intensidades, mas há uma clara percepção de que os ecossistemas da Terra não podem sustentar os níveis de atividade econômica e de consumo dos recursos naturais atuais que estão associados à mudança de uso da terra. Identificar e quantificar economicamente a perda de serviços ecossistêmicos associada à expansão urbana é, portanto, um grande desafio atual para a melhoria do planejamento ambiental (KUMAR *et al.*, 2013).

No Brasil, as mudanças dos ecossistemas ocorrem principalmente devido à perda de áreas de floresta para a construção de estradas e pastagem, contribuindo também para o aumento de dióxido de carbono na atmosfera e outros gases do efeito estufa como o metano e o óxido nitroso.

A construção da Ponte Salvador/Ilha de Itaparica sobre a Baía de Todos os Santos/BA em conjunto com a construção de um sistema viário na ilha, permitirá a ligação entre os municípios de Salvador e Vera Cruz, facilitando o fluxo de mercadorias e serviços e melhorando a eficiência logística da Região Metropolitana de Salvador. No entanto, a construção deste projeto de grande sensibilidade logística afeta áreas sensíveis tendo em vista as características de relevância ambiental da região.

Ao se analisar o documento que acompanha o licenciamento ambiental: o estudo de impacto ambiental e respectivo relatório de impacto sobre o meio ambiente (EIA/RIMA) da construção da Ponte Salvador/Itaparica, verifica-se que só foram levados em consideração os benefícios e investimentos econômicos, sem apropriar a perda ambiental na região afetada, que são externalidades com custos reais que devem ser valorados. Apesar das dificuldades em obter valores para os serviços prestados pelos ecossistemas, deixar de avaliá-los pode não ser mais uma opção. Avaliar os custos e os benefícios de conservar e utilizar a biodiversidade e os ecossistemas de forma sustentável é apenas um primeiro passo e deveria ser vista como uma

ferramenta para ajudar na gestão da biodiversidade, e fazer com que investimentos em prol da natureza sejam a escolha lógica no futuro (TEEB, 2012).

A valoração ambiental vem sempre acompanhada de uma grande diversidade de informações e valores especialmente difíceis de serem comparados por não retratarem valores de mercado. Uma maneira de melhorar a qualidade e aumentar a credibilidade das informações é através da avaliação da incerteza dos resultados, de forma que aqueles que o utilizem possam avaliar sua confiabilidade (CAMPBELL e OHRT, 2009; HAMEL e BRYANT, 2017; HE *et al.*, 2020). Avaliar e expressar a incerteza da avaliação econômica dos serviços ecossistêmicos nada mais é do que "uma maneira de identificar o quão correto é o resultado declarado, isto é, uma dúvida acerca de quão corretamente o resultado da medição representa o valor da grandeza que está sendo medido" (BIPM *et al.*, 2008, p. ix).

Diante do exposto, necessitam-se de estudos que possam avaliar economicamente o impacto da perda dos serviços ecossistêmicos com maior confiabilidade diante da construção de projeto em áreas de grande sensibilidade ambiental, como é o caso da Ponte Salvador - Ilha de Itaparica.

**Hipótese do trabalho**

Como fazer a avaliação econômica dos serviços ecossistêmicos através da análise emergética e trazer maior assertividade aos resultados?

Ao se avaliar as mudanças de uso de ocupação de uma determinada área, escolhas devem ser feitas levando-se em conta os custos e benefícios desta troca, e neste ponto se encontra a importância da valoração ambiental. Ao se considerar o real valor da natureza, com toda a complexidade dos processos ecológicos e suas interdependências, mesmo que este não seja plenamente percebido por todos os seres humanos, é de extrema importância para que se tenha clareza do impacto destas decisões a médio e longo prazo com vistas à uma gestão adequada dos ecossistemas.

Considerou-se, então, o uso da abordagem emergética através conciliação de valores obtidos a partir dos serviços ecossistêmicos mundiais. Conforme apontou COSTANZA (2020) para avaliar, compreender, medir e gerenciar os serviços ecossistêmicos se faz necessária uma abordagem sistêmica e transdisciplinar.

Apesar da análise emergética ter uma base técnica-científica, Li *et al.* (2011) afirmam que os estudos de emergia têm sofrido críticas devido à falta de análise de incertezas. Diversos autores apontam que, o uso da análise da incerteza nos cálculos emergéticos podem facilitar a aplicação e a aceitação mais ampla dessa metodologia e reforçam a necessidade de mais trabalhos que enfrentem os cálculos de incerteza (AMARAL *et al*., 2016; BASTIANONI *et al*., 2009; CAMPBELL; OHRT, 2009; HE *et al*., 2020; HUDSON; TILLEY, 2014; INGWERSEN, 2010; YE *et al*., 2023).

Neste sentido, foi feita a avaliação e expressão da incerteza de forma inédita para trazer maior aperfeiçoamento metodológico da valoração dos serviços ecossistêmicos. Ao incorporar a avaliação da incerteza como ferramenta para avaliar o quão correto é o resultado declarado nas valorações ambientais, a aplicação da metodologia GUM (BIPM *et al.*, 2008a) pode proporcionar maior confiabilidade e validade nos resultados tendo em vista que, sem essa avaliação, os resultados não podem ser comparados nem entre si, nem com a literatura e nem com outros valores padrão.

Cabe ressaltar que, há poucos trabalhos acadêmicos no Brasil (MARIANO, 2013; RONCON, 2016; WATANABE; ORTEGA, 2014) que enfrentam o tema da avaliação econômica dos serviços ecossistêmicos, especialmente envolvendo áreas para a expansão urbana e, a presente tese, visa a colaborar para o desenvolvimento do tema.

Com relação à escolha do estudo de caso, optou-se pelo projeto do Sistema Viário do Oeste - SVO, no qual consta a construção da Ponte Salvador/Itaparica, para a aplicação da metodologia proposta. O atual projeto da Ponte Salvador-Itaparica, como parte do SVO tem o objetivo de abrir uma nova área de expansão para Salvador, em direção à Ilha de Itaparica que, hoje, tem uma baixa taxa de ocupação, infraestrutura urbana defasada, porém conta com grandes áreas de preservação ambiental como remanescentes de mata atlântica, porções de mangues, alagadiços, restingas além de recifes de corais presentes na costa. Neste sentido, trata-se de um caso adequado, e que ainda está na fase inicial de implantação, para que se possam discutir, com mais profundidade e clareza, os custos e benefícios envolvidos nestes projetos.

## 1.2 LIMITAÇÕES

Apesar da avaliação emergética ser baseada na contribuição dos recursos naturais, calculados sob uma mesma base, o que facilita a comparação entre os diversos sistemas naturais avaliados, existe uma incerteza com relação ao cálculo e a origem das transformidades ou unidades emergéticas - UEV, pelo fato de ainda não se conhecer todos os processos envolvidos na criação de cada elemento dentro de um ecossistema: a sua memória energética.

Outro ponto a ser considerado como limitação é a utilização de transformidades de outras localidades para os diferentes biomas pesquisados, com características diversas do local do estudo de caso e por isso, utilizou-se a técnica de transferência de valores conforme será mostrado no capítulo 4 – Materiais e Métodos.

. Seus resultados, a despeito das limitações intrínsecas a qualquer método de valoração, oferecem ao poder público e à sociedade uma referência de valor econômico mais justa e mais assertiva ao trazer outra perspectiva para a consideração dos serviços ecossistêmicos na tomada de decisão.

## 1.3 OBJETIVOS

### 1.3.1. Objetivo geral

Prover estimativas econômicas de valores dos serviços ecossistêmicos que possam embasar políticas públicas em áreas de grande sensibilidade ambiental, utilizando a abordagem emergética (visão do doador) e a avalição econômica dos recursos naturais (visão do usuário) com o uso da análise da incerteza.

### 1.3.2 Objetivos específicos

- Elaborar instrumentos de cálculo que levem em consideração as externalidades econômicas e ambientais nas avaliações de serviços ecossistêmicos em projetos de infraestrutura;

- Investigar o uso da abordagem emergética em combinação com outras metodologias para obtenção de resultados mais precisos e abrangentes na valoração ambiental;
- Estimar os valores dos serviços ecossistêmicos da Ilha de Itaparica em termos de energia solar (seJ), emdólares (Em$) e dólares (US$);
- Elaborar um cenário comparativo dos valores dos serviços ecossistêmicos entre os cenários de implantação do sistema viário Salvador/Itaparica (área diretamente afetada – ADA e área de influência direta – AID).
- Contribuir para uma maior assertividade na tomada de decisões junto aos entes públicos e privados a partir da avaliação da incerteza das valorações ambientais.

## 1.4 ESTRUTURA DA TESE

A tese está dividida em seis capítulos, sendo este Capítulo 1 introdutório com a contextualização da pesquisa, descrição do problema de pesquisa, apresentação das hipóteses formuladas e dos objetivos geral e específicos, e a estrutura da tese.

A seguir, no Capítulo 2, é apresentada a descrição da área de estudo, mostrando sua localização e alguns dos problemas enfrentados na região, além do projeto do sistema viário e da ponte Salvador/Itaparica.

O Capítulo 3 apresenta a revisão da literatura, com o embasamento teórico, englobando a contextualização da utilização da abordagem emergética diretamente relacionada à avaliação dos serviços ecossistêmicos, à combinação com outras metodologias na avaliação dos recursos naturais e conceitos envolvidos na avaliação e identificação dos serviços ecossistêmicos.

O Capítulo 4 apresenta a metodologia da pesquisa utilizada neste trabalho. São descritas as fases de pesquisa e o procedimento metodológico na aplicação da metodologia proposta para a valoração dos serviços ecossistêmicos, assim como a avaliação da incerteza.

O Capítulo 5 traz os resultados obtidos apresentando a aplicação da metodologia proposta na Ilha de Itaparica, através da quantificação das áreas de preservação ambiental na Ilha e consequente valoração dos serviços ecossistêmicos. É feita uma discussão acerca dos impactos sobre os serviços ecossistêmicos locais após a implantação da ponte

Salvador/Itaparica. Neste capítulo também foi apresentada a avaliação da incerteza dos resultados obtidos e as possíveis contribuições para futuros trabalhos de valoração ambiental.

No capítulo 6 são apresentadas as conclusões desta pesquisa e sugestões para futuros trabalhos. Na sequência são relacionadas as referências utilizadas, apêndices e anexos.

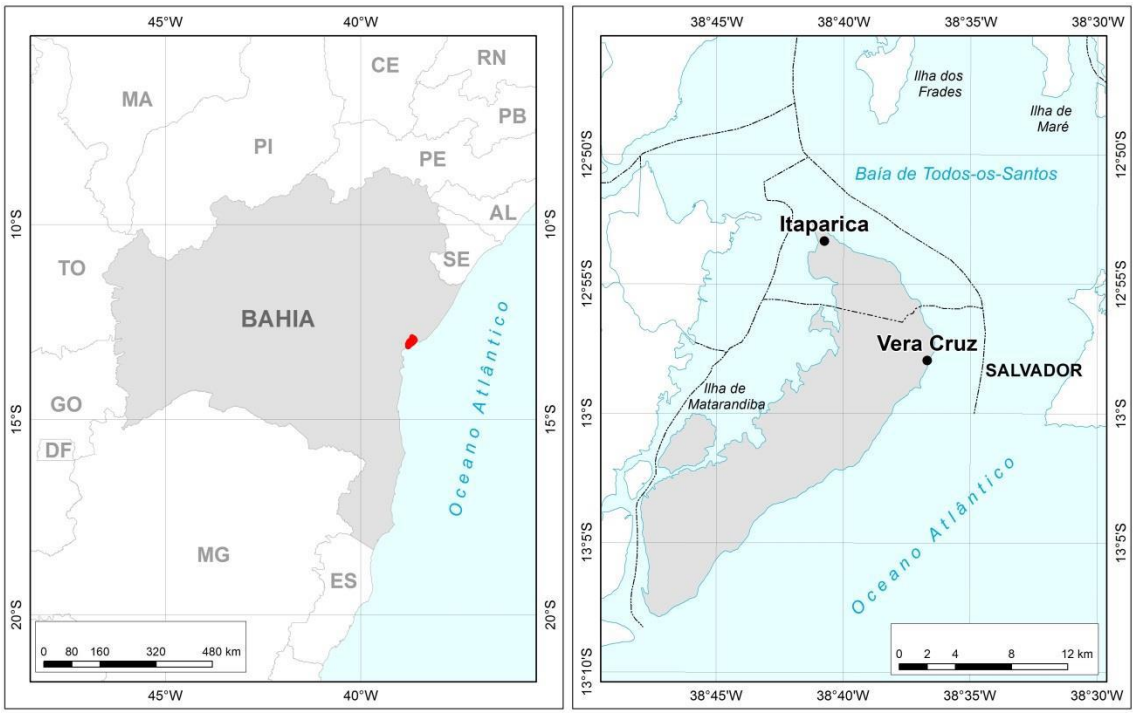
# CAPÍTULO 2

# REGIÃO DE ESTUDO

## 2.1 ILHA DE ITAPARICA

A Ilha de Itaparica Figura 1 localiza-se na porção norte do litoral da Bahia sendo a maior das 56 ilhas da Área de Proteção Ambiental (APA) Baía de Todos os Santos. Abriga dois municípios, Itaparica e Vera Cruz, com população aproximada de 66 000 habitantes e possui cerca de 35 km de extensão (IBGE, 2011). O principal acesso à ilha é realizado por meio de balsa saindo de Salvador (1 hora), a 14 km de distância, do terminal de São Joaquim em Salvador ao terminal de Bom Despacho na ilha, ou pelo sistema de transporte marítimo somente de passageiros, da localidade de Mar Grande na Ilha (30 minutos), até o bairro do Comércio em Salvador. A Ilha de Itaparica está ligada ao continente, no extremo sudeste (Estreito do Funil) pela ponte João das Botas através da rodovia BA-001.

**Figura 1:** Localização da região de estudo no estado da Bahia (à esquerda) e localização da Ilha de Itaparica na Baía de Todos os Santos (à direita).



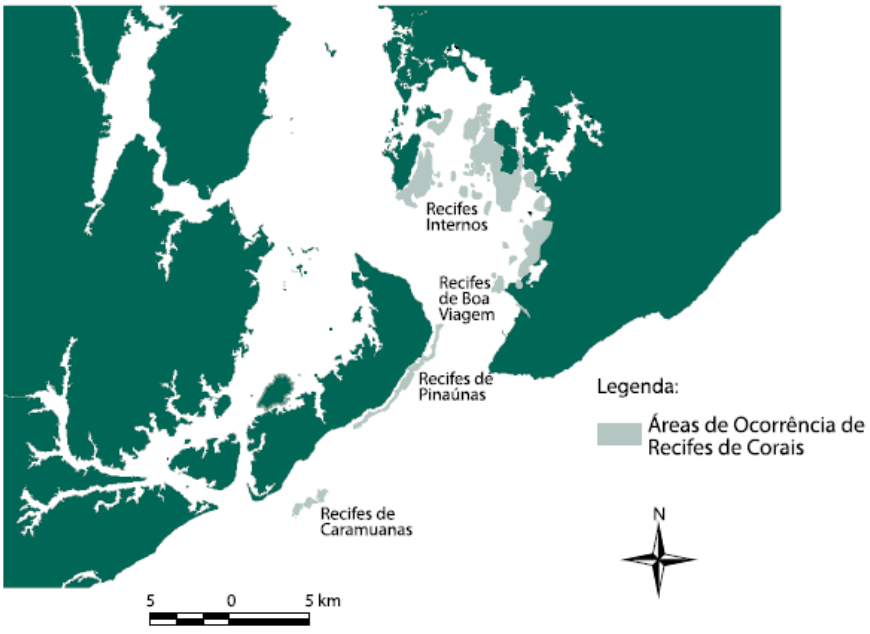

Fonte: Zaloti *et al.* (2015.

A Baía de Todos os Santos, conhecida como BTS, apresenta uma área de 1233 km$^2$, sendo a segunda maior baía do Brasil. Sua riqueza natural, com expressiva extensão de recifes de corais, estuários e manguezais e sua forte relação com a história do Brasil tornaram a BTS um importante polo turístico. Existe no entorno da BTS um contingente populacional superior a três milhões de habitantes e, devido às características do canal de entrada da baía, navegável e com canais internos profundos, facilitou o desenvolvimento da região e vem sofrendo os efeitos da ação antrópica (ANDRADE e HATJE, 2009).

Devido à sua relevância ecológica, por abrigar importantes ecossistemas como os manguezais e recifes de corais, toda a Baía conta com algum grau de proteção oferecida pela APA Baía de Todos os Santos, gerida pelo órgão ambiental estadual o Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (INEMA).

A costa do Estado da Bahia abriga os recifes de maior diversidade biológica do Oceano Atlântico Sul (ANDRADE e HATJE, 2009). Os recifes situados no interior da BTS representados na Figura 2, estendem-se ao longo da costa oeste da cidade de Salvador, do sul da ilha de Maré até a costa leste da ilha dos Frades. Na entrada da baía, na região aberta ao oceano, os recifes de corais ocorrem ao longo das costas leste e sudeste da Ilha de Itaparica.

**Figura 2:**Localização dos recifes de corais na Baía de Todos os Santos.



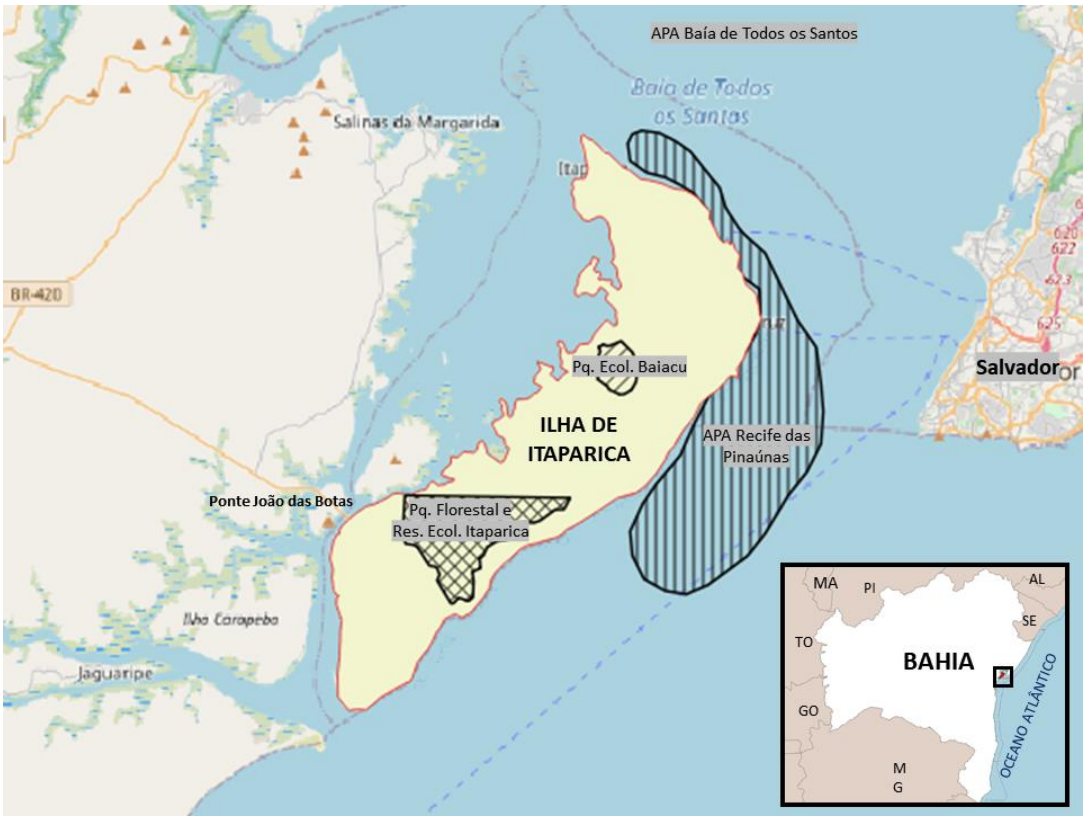

Fonte: Andrade e Hatje (2009).

Como pode ser observado na Figura 2, a costa da Ilha de Itaparica, em grande extensão, é cercada por recifes de corais, denominados Recifes das Pinaúnas. Criada pelo decreto municipal nº 467/97 a APA Recife das Pinaúnas é uma Unidade de Conservação de Uso Sustentável que protege o ambiente recifal, sendo dotada de uma rica biodiversidade marinha composta de peixes, moluscos, crustáceos, equinodermas, corais e algas e no seu entorno, entre eles, *Sotalia guianensis,* o boto da baía de Todos os Santos e *Megaptera navaeangliae,* a baleia jubarte (CONSÓRCIO V&S AMBIENTAL/NEMUS, 2014).

As Unidades de Conservação (UC) são áreas definidas pelo poder público com o objetivo de proteger a biodiversidade na sua região de influência no sentido de ordenar a ocupação antrópica, e controlar as consequentes pressões sofridas nessas áreas. Nem todas as unidades de conservação são vedadas à exploração econômica, porém há necessidade de se estabelecer um plano de manejo sustentável para as atividades permitidas. As Unidades de Conservação podem ser divididas em dois grupos, com diferentes categorias: Unidades de Proteção Integral e Unidades de Uso Sustentável conforme o Art. 7º da Lei Federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) (BRASIL, 2000).

A ilha possui ainda duas Unidades de Conservação de Proteção Integral: Parque Florestal e Reserva Ecológica de Itaparica, criado pelo Decreto Municipal nº 26.132/78 e o Parque Ecológico de Baiacu criado pela Lei Municipal nº 316/91 conforme mostrado na Figura 3.

**Figura 3:** mapa indicativo da Ilha de Itaparica /BA e Unidades de Conservação.




| UC | TIPO DE UC | MUNICÍPIO | DECRETO |
|---|---|---|---|
| APA Baía de Todos os Santos | Uso Sustentável | Itaparica, Salvador, Vera Cruz | Decreto Estadual Nº 7595/99 |
| APA Recife de Pinaúnas | Uso Sustentável | Vera Cruz | Lei Municipal Nº 467/97 |
| Parque Florestal e Reserva Ecológica de Itaparica, | Proteção Integral | Vera Cruz | Decreto Municipal Nº 26.132/78 |
| Parque Ecológico de Baiacu | Proteção Integral | Vera Cruz | Lei Municipal Nº 316/91 |

Fonte: elaborado pela autora (2022).

A Ilha de Itaparica até os anos de 1980, foi local de segunda residência e veraneio de pessoas vindas principalmente de Salvador. No entanto, após a implantação da Linha Verde no litoral Norte da Bahia, com consequente expansão urbana e instalação de condomínios e rede hoteleira, o turismo na Ilha entrou em decadência. As principais atividades econômicas dos municípios da ilha são a pesca, agricultura com uma grande variedade de cultivos nas lavouras

de cana-de-açúcar, mandioca, dendê, palmito, coco-da-baía, borracha, fumo, guaraná, entre outras, pecuária (do tipo pastoreiro nômade) e o extrativismo vegetal de piaçava, lenha e madeira em tora (CONSÓRCIO V&S AMBIENTAL/NEMUS, 2014; ZALOTI *et al.*, 2015).

A ilha pertence ao bioma Mata Atlântica, conjunto de formações florestais e ecossistemas associados com vegetação composta de restingas (vegetação próxima à praia, geralmente arenosa), manguezais e remanescentes de Floresta Ombrófila Densa, também conhecida como floresta pluvial tropical, com ocorrência ligada ao clima tropical quente e úmido e temperatura média anual de 25,3ºC, registrando pouca variação, com chuvas bem distribuídas durante o ano (CONSÓRCIO V&S AMBIENTAL/NEMUS, 2014).

A Mata Atlântica detém o recorde de plantas lenhosas por hectare, principalmente na região nordeste, mais especificamente no sul da Bahia. A Mata Atlântica é um dos biomas mais ricos em espécies endêmicas do mundo sendo considerada um dos biomas prioritários para sua conservação e restauração devido à sua contribuição à biodiversidade e ao combate às mudanças climáticas (SOSMA; INPE, 2022). No entanto, de acordo com o EIA/RIMA (2014), a fauna local, apesar de ser bem diversificada, apresenta poucas espécies endêmicas e ameaçadas de extinção.

Na Figura 4 pode ser observada a grande diversidade de ecossistemas existentes na ilha como as áreas de Mata Atlântica, mangue, restinga e os recifes de corais que protegem a costa da elevada sinergia das ondas, criando praias abrigadas e piscinas naturais. Além da ocupação mista da ilha constituída por casas de veraneio e condomínios residenciais de alto padrão e habitações de baixo padrão construtivo e construídas de maneira irregular.

Figura 4**:** (A) Recifes de corais Pinaúmas com formação de piscinas naturais nas praias, (B) Remanescentes florestais, área de restinga e casas de veraneio na linha da costa sudeste, (C) Rio da Penha e áreas de manguezal, (D) chegada da balsa no município de Vera Cruz na Baía de Todos os Santos, (E) e (F) ocupação antrópica desordenada.

Fonte: arquivo da autora (2017, 2019).

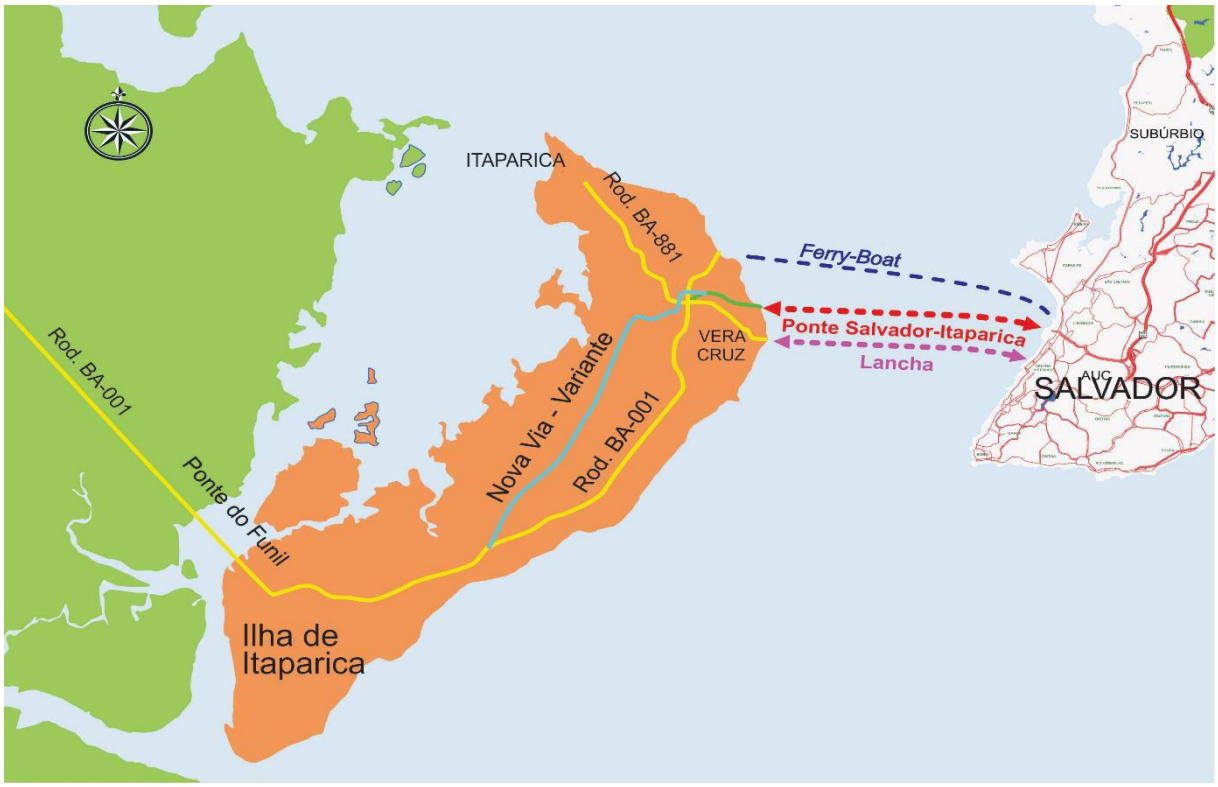
Apesar de estar inserida em uma APA com ocorrência de áreas de preservação permanente, a Ilha de Itaparica tem sofrido com as ações antrópicas decorrentes da urbanização e turismo. A ocupação da ilha ocorre de forma espraiada e sem integração entre as localidades, sendo marcada por baixa densidade e localizada principalmente na orla. Esse tipo de ocupação acaba gerando um custo maior para implantação de infraestrutura, o que acarretou na precariedade do aparelhamento urbano, tendo como consequência um processo de urbanização desordenado (ITAPARICA, 2015).

De acordo com o Plano Diretor Urbano de Itaparica (2015) diversos assentamentos urbanos, além da disposição inadequada resíduos sólidos, se instalaram em áreas consideradas ambientalmente frágeis como as protegidas por legislação, áreas remanescentes de Mata Atlântica e próximas aos manguezais, o que oferecem um sério risco aos recursos naturais e à biodiversidade local.

## 2.2 PONTE SALVADOR/ITAPARICA

O sistema de travessia Salvador/Ilha de Itaparica sobre a Baía de Todos os Santos atualmente é realizado através de um sistema de *ferry-boat*, o qual será substituído pelo Sistema Viário Oeste – SVO constituído por uma ponte e dois sistemas viários do lado de Salvador e da Ilha de Itaparica (Figura 5). A ponte abre um novo acesso para a região metropolitana de Salvador, localizada na ponta da península formada pelas águas da BTS e do oceano, integrando-a com a BR 242, principal via de acesso ao oeste do estado. No lado da Ilha, será realizada a duplicação da Rodovia BA 001 no trecho entre a Ilha de Itaparica e a Ponte João das Botas ou Ponte do Funil, que liga a ilha continente, no município de Jaguaripe.

**Figura 5:Localização do empreendimento**




Fonte: SEINFRA (2019).

A ponte Salvador/Ilha de Itaparica será a segunda maior da América Latina com 12,477 quilômetros de extensão e será a maior sobre lâmina d´água da América Latina. O vão central terá 85 metros de altura livre (mínima) para a navegação. A ponte consistirá em um trecho convencional de 11,617 quilômetros de extensão por 30,00 metros de largura e outro trecho estaiado de 860,00 m de extensão e 35,00 metros de largura apoiados sobre 139 pilares, com área de construção sobre a água com cerca de 400.000 $m^2$ (CONSÓRCIO V&S AMBIENTAL/NEMUS, 2014; SEINFRA, 2019)

Estão associadas à construção da ponte cuja duração está estimada em 5 anos, obras rodoviárias que consistem num sistema viário em Salvador e outro na Ilha de Itaparica. O Sistema Viário de Salvador possui extensão total de cerca de 4,220 km em quatro eixos e dois túneis, com largura da pista variável, em uma área de construção aproximada de 77 000 $m^2$. O Sistema Viário na Ilha de Itaparica, representado na Figura 6, tem área de construção total aproximada de 1 140 000 $m^2$, incluindo rotatórias, alças de retornos e duas praças de pedágio sendo composto de quatro segmentos, totalizando cerca de 30,21 km de extensão:

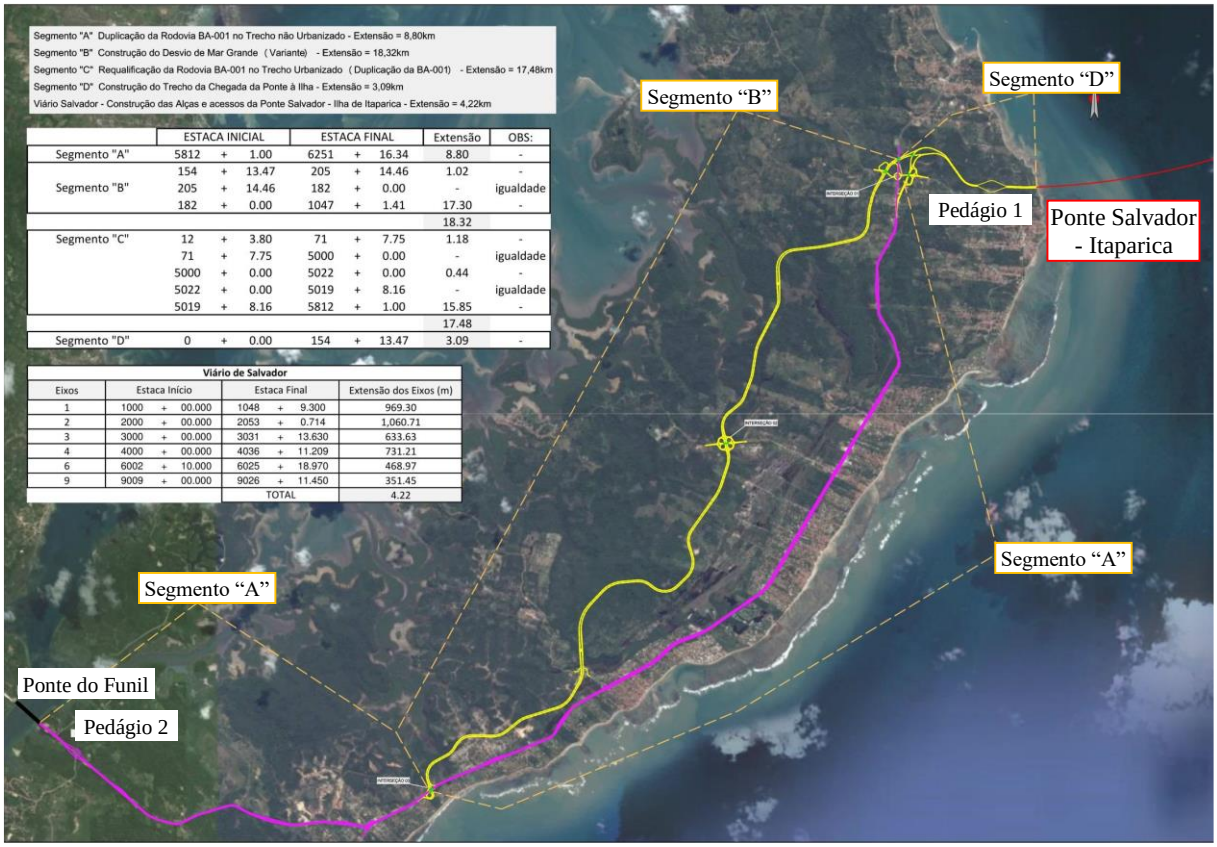
- Segmento A: duplicação da BA-001 no trecho não urbanizado, com extensão de 8,8 km e largura tipo da pista de 11,00 m;

- Segmento B: requalificação da rodovia BA-001 no trecho urbanizado, com extensão total de cerca de 18,3 km e largura tipo da pista variável entre 29,30 e 54,00 m,

- Segmento C: construção da Variante (Desvio de Mar Grande), com extensão de 17,5 km e largura tipo da pista de 43,00 m, em uma área de construção aproximada de 506 000 $m^2$, incluindo interseções;

- Segmento D: trecho de chegada da Ponte à Ilha, com extensão de 3,1 km e largura tipo da pista variável, em uma área de construção aproximada de 142 000 $m^2$, incluindo uma praça de pedágio;

**Figura 6:** Intervenções rodoviárias na Ilha de Itaparica para a construção da Ponte Salvador/Itaparica, composta por quatro segmentos e duas praças de pedágio. Em amarelo projeto variante e rosa, projeto de requalificação da rodovia BA 001.




| | ESTACA INICIAL | ESTACA FINAL | Extensão | OBS: |
|---|---|---|---|---|
| Segmento "A" | 5812 + 1.00 | 6251 + 16.34 | 8.80 | - |
| Segmento "B" | 154 + 13.47 | 205 + 14.46 | 1.02 | - |
| | 205 + 14.46 | 182 + 0.00 | - | igualdade |
| | 182 + 0.00 | 1047 + 1.41 | 17.30 | - |
| | | | 18.32 | |
| Segmento "C" | 12 + 3.80 | 71 + 7.75 | 1.18 | - |
| | 71 + 7.75 | 5000 + 0.00 | - | igualdade |
| | 5000 + 0.00 | 5022 + 0.00 | 0.44 | - |
| | 5022 + 0.00 | 5019 + 8.16 | - | igualdade |
| | 5019 + 8.16 | 5812 + 1.00 | 15.85 | - |
| | | | 17.48 | |
| Segmento "D" | 0 + 0.00 | 154 + 13.47 | 3.09 | - |

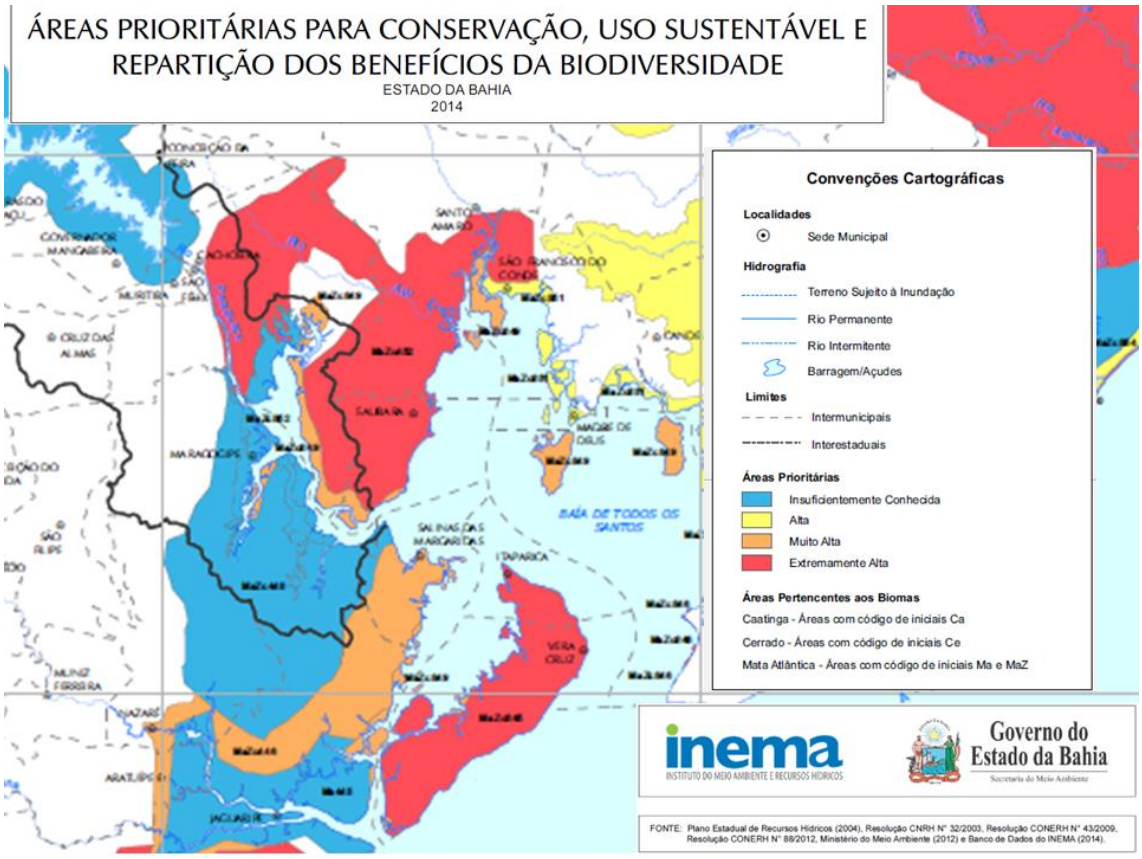
| Viário de Salvador | | | |
|---|---|---|---|
| Eixos | Estaca Início | Estaca Final | Extensão dos Eixos (m) |
| 1 | 1000 + 00.000 | 1048 + 9.300 | 969.30 |
| 2 | 2000 + 00.000 | 2053 + 0.714 | 1,060.71 |
| 3 | 3000 + 00.000 | 3031 + 13.630 | 633.63 |
| 4 | 4000 + 00.000 | 4036 + 11.209 | 731.21 |
| 6 | 6002 + 10.000 | 6025 + 18.970 | 468.97 |
| 9 | 9009 + 00.000 | 9026 + 11.450 | 351.45 |
| | | TOTAL | 4.22 |

Fonte: Adaptado de SEINFRA (2019).

Os viários terrestres em conjunto com a ponte totalizam aproximadamente 2 265 000 $m^2$ de área de construção. Somando a área de implantação das fundações da ponte no leito da BTS (7 700 $m^2$) o total ascenderá a aproximadamente 2 272 700 $m^2$ (227 hectares) (CONSÓRCIO V&S AMBIENTAL/NEMUS, 2014).

O que se verifica é que a área de implantação do empreendimento está incluída no bioma de Mata Atlântica e apresenta áreas de relevância ambiental, identificadas pelo Instituto do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos da Bahia (Inema) como áreas prioritárias de conservação, uso sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade (Figura 7). Os níveis de prioridade para conservação variam de extremamente alto a insuficientemente conhecido, sendo que a Ilha de Itaparica está toda enquadrada como extremamente alto. Neste contexto verifica-se a importância da estruturação da gestão urbana e ambiental nos municípios de Vera Cruz e Itaparica, consideradas áreas de conservação prioritária e que coincidem com as áreas para implantação do Sistema Viário Oeste.

**Figura 7:** Enquadramento da Ilha de Itaparica nas áreas Prioritárias para Conservação.




Fonte: adaptado de INEMA (2016).

O processo de licenciamento teve início em 2010 e, em 11 de junho de 2016, o INEMA emitiu a licença prévia ambiental para a construção do SVO, incluindo a Ponte Salvador-Itaparica. A construção do sistema foi orçada incialmente em cerca de R$ 5 bilhões, sem incluir os investimentos complementares como as obras de infraestrutura urbana na Ilha de Itaparica.

Em 12 de novembro de 2020, foi firmada uma parceria público-privada no valor de R$ 7,6 bilhões, na modalidade de concessão patrocinada[2], para a construção, operação e manutenção do Sistema Rodoviário Ponte Salvador Ilha de Itaparica, pelo prazo de 35 anos, sendo 5 anos de construção e 30 anos de operação. O valor já está novamente sendo revisado para R$ 9 bilhões tendo como justificativa os aumentos nas matérias primas e outros custos de produção verificados na pandemia.

A implantação do Sistema Viário sobre a Ilha de Itaparica foi considerada nesta tese de doutorado como uma possibilidade real e, portanto, foi realizada a valoração econômica com base na metodologia emergética com o intuito de introduzir o debate sobre a necessidade de levar em conta a perda dos serviços ecossistêmicos nos projetos de investimento em infraestrutura no país.

2 O contrato de concessão Nº 001/2020-SEINFRA firmado entre o Governo do Estado da Bahia e a empresa chinesa pode ser integralmente acessado em https://pontesalvadoritaparica.com.br/documentacao/.

# CAPÍTULO 3

# FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO DA LITERATURA

Este capítulo apresenta conceitos relacionados aos serviços ecossistêmicos, a sua classificação e importância para o bem-estar da humanidade. Destaca-se a necessidade de valoração destes serviços que pode ser vista em dois tipos de avaliações: avaliação focada na visão econômica ou baseada na visão biocêntrica com destaque para a avaliação emergética. Apresenta-se nesta tese de doutorado, uma revisão do que está sendo pesquisado e publicado relacionado à avaliação de serviços ecossistêmicos, por meio da metodologia emergética.

## 3.1 ECOSSISTEMAS

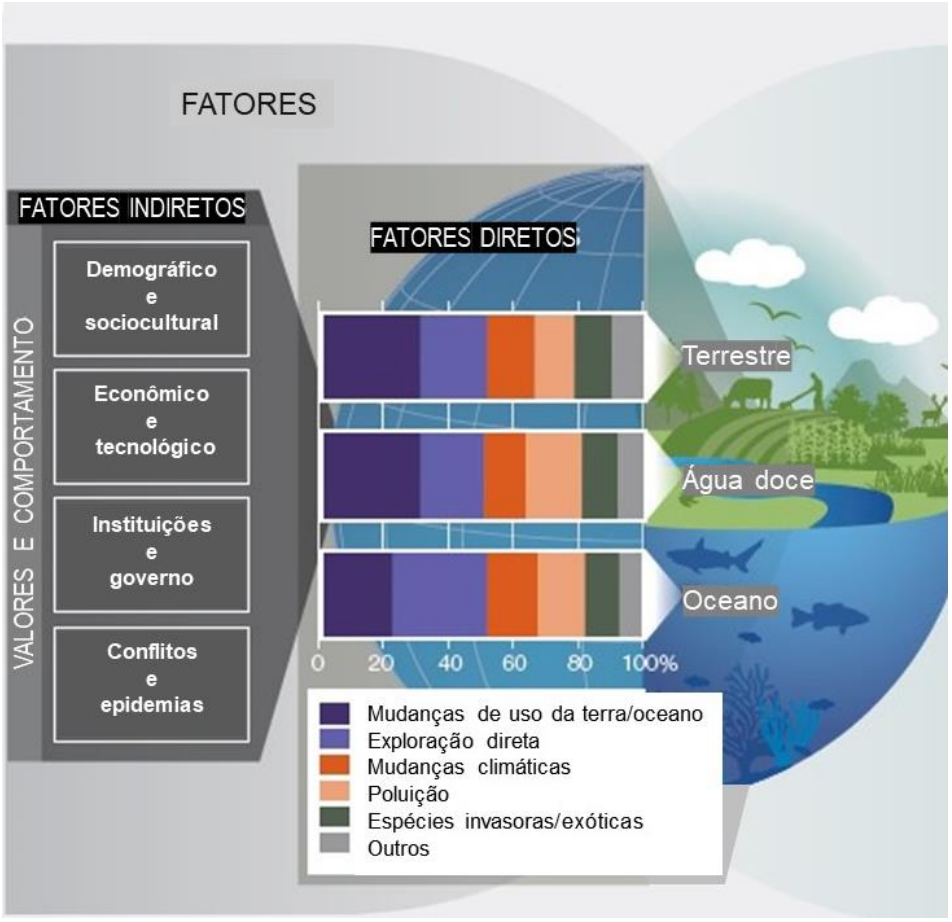
Ecossistema é definido como a unidade funcional básica que inclui todos os organismos vivos (comunidades bióticas) e seu ambiente não vivo (abiótico), onde todos interagem entre si (ODUM, 2007). Florestas, rios, oceanos e corais são sistemas ecológicos, conhecidos como ecossistemas.

O ecossistema é um sistema com entradas e saídas, os seus limites ou fronteiras podem ser naturais: como as margens de um lago, em que ele é o sistema, ou montanhas como limites de uma bacia hidrográfica; ou ainda esses limites podem ser arbitrários ou pré-definidos de acordo com o interesse de estudo, por exemplo, quando delineamos uma área de floresta ou uma seção de uma praia.

A biodiversidade é o conjunto de todos os seres vivos existentes, ou toda a vida biológica e sua interação entre as diferentes espécies hierarquicamente estruturadas numa teia complexa de níveis de interação e organização. A capacidade dos ecossistemas de manterem seu funcionamento equilibrado sob diferentes circunstâncias, tensões ou perturbações, conhecida como resiliência, está diretamente relacionada à biodiversidade dos ecossistemas e determina a capacidade do sistema recuperar-se após uma pressão externa, podendo retornar rapidamente ao seu estado original (JACOBS *et al.*, 2013).

De acordo com o relatório da Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (IPBES, 2019), a atividade humana já alterou de forma significativa os ecossistemas terrestres, marinho e de áreas úmidas (água doce) causando a diminuição de 47% dos ecossistemas naturais, e apresentam queda contínua de 4 % ao ano. A perda de 85% das áreas úmidas, além da alteração de 75% dos ecossistemas terrestres e 66% dos oceanos têm como principais fatores diretos a alteração do uso do solo pela atividade humana e a exploração/consumo dos recursos naturais advindos da natureza. Outros fatores indiretos também influenciam este cenário como a expansão demográfica em direção aos centros urbanos, políticas públicas e conflitos sociais (Figura 8). O estudo (IBPES, 2019) aponta que as mudanças provocadas pelos fatores diretos e indiretos foram aceleradas nos últimos 50 anos devido à extração cada vez maior de recursos naturais e a produção de resíduos.

**Figura 8:** Fatores diretos e indiretos que influenciam o declínio dos ecossistemas mundiais.




Fonte: adaptado de IPBES (2019).

Na Figura 8, os fatores diretos (mudança no uso da terra/oceano; exploração direta de organismos; mudanças climáticas; poluição; e espécies exóticas/invasoras) têm origem em valores e comportamentos sociais, chamados de fatores indiretos. Esses fatores indiretos podem ser demográficos de acordo com a dinâmica das populações, socioculturais influenciadas pelos padrões de consumo, por exemplo, econômicas, tecnológicas ou relacionadas a instituições, governança, conflitos e epidemias. As faixas de cor representam o impacto global relativo aos fatores diretos, sobre os ecossistemas terrestres, de água doce e marinha, estimados a partir de uma revisão de estudos publicados desde 2005. Percebe-se que a exploração direta dos recursos pesqueiros tem influência maior sobre o ecossistema marinho do que a alteração de uso como acontece no terrestre. Apesar dos fatores diretos relativos às mudanças climáticas, poluição e introdução de espécies exóticas e/ou invasoras apresentarem um impacto relativo mais baixo, o relatório apontou uma tendência de aceleração destes processos.

O Brasil abriga mais de 20% de todas as espécies vivas do planeta, sendo também o país com maior número de espécies extintas. A ameaça à biodiversidade tem como principal causa a perda do habitat natural e sua degradação devido à mudanças de uso na terra, por exemplo, os remanescentes da Mata Atlântica não ultrapassam 22% da cobertura original e houve perda de 40% da vegetação natural do Cerrado, dois importantes biomas brasileiros (UNEP-WCMC, 2016).

A perda da natureza e as mudanças climáticas estão intrinsecamente ligadas e vêm contribuindo para o declínio dos serviços prestados pelos ecossistemas ao redor do mundo (WORLD ECONOMIC FORUM, 2020). Por esta razão, Jacobs *et al.* (2013) afirmam que o pleno conhecimento da interação entre os ecossistemas naturais, que possuem grande complexidade, e os sistemas humanos têm sido objeto de pesquisa ao redor do mundo, numa busca para compreender, determinar e caracterizar a inter-relação de organismos, processos biológicos e o seu ambiente, e identificar os benefícios de ecossistemas naturais para o bem-estar e a sobrevivência humana, os denominados serviços ecossistêmicos.

### 3.1.1 Serviços ecossistêmicos

Os ecossistemas provêm uma série de serviços responsáveis pelo suporte à vida no planeta, ao bem-estar humano e ao desenvolvimento, sendo definidos como os benefícios que

as pessoas obtêm dos ecossistemas (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA), 2005). Essa definição reforçou a importância da relação entre os seres humanos e a natureza que é feita através dos serviços ecossistêmicos, ressaltando a dependência do bem-estar humano com os sistemas ecológicos. De acordo com (COSTANZA, 2020), o termo capital natural é geralmente utilizado para se referir aos ecossistemas que provêm esses serviços, usando a definição geral de capital como estoque que produz um fluxo de serviços ao longo do tempo.

O MEA (2005) propôs um sistema de classificação para os serviços ecossistêmicos divididos em quatro categorias: serviços de provisão, serviços de regulação, serviços de suporte e serviços culturais. O referido sistema foi adaptado por TEEB (2012) e modificado ao substituir a classificação de “serviços de suporte” para “serviços de habitat” destacando a importância dos ecossistemas em prover habitat para espécies migratórias e proteção da diversidade genética, conforme mostrado no Quadro 1.

**Quadro 1:** Classificação dos serviços ecossistêmicos usados por TEEB (2012).

| PRINCIPAL TIPO DE SERVIÇO | SERVIÇO ECOSSISTÊMICO | EXEMPLOS |
|---|---|---|
| **SERVIÇOS DE PROVISÃO** | 1 - Comida | Pesca, caça, frutas. |
| | 2 - Água | Água potável, irrigação. |
| | 3 - Matéria-prima | Lenha, fibra têxtil, fertilizantes. |
| | 4 - Recursos genéticos | Melhorar a resistência de cultivos a patógenos e pragas. |
| | 5 - Recursos medicinais | Drogas e fármacos, organismos de testes e ensaios. |
| | 6 - Recursos ornamentais | Recursos para artesanato, animais domésticos, paisagismo e moda. |
| **SERVIÇOS DE REGULAÇÃO** | 7 - Manutenção da qualidade do ar | Sequestro de carbono, manutenção do clima (temperatura, precipitação). |
| | 8 - Regulação climática | Proteção contra ondas, tempestades e enchentes |
| | 9 – Proteção contra eventos extremos | Drenagem e irrigação natural, prevenção de secas. |
| | 10 - Regulação dos fluxos hídricos | Purificação da água. |
| | 11 - Tratamento de resíduos | Retenção de solo, prevenção de danos por erosão. |
| | 12 - Controle da erosão do solo | Manutenção de solos saudáveis e ecossistemas produtivos. |
| | 13 - Ciclagem de nutrientes (formação dos solos) | Polinização de cultivos e espécies de plantas selvagens. |
| | 14 - Polinização | Dispersão de sementes, controle de pragas e doenças. |
| | 15 - Controle biológico | |
| **SERVIÇOS DE HABITAT** | 16 – Berço da fauna | Refúgio, viveiro, manutenção da diversidade biológica. |
| | 17 – Diversidade genética | Manutenção da diversidade genética. |
| **SERVIÇOS CULTURAIS** | 18 – Valores estéticos | Apreciação da paisagem, do cenário. |
| | 19 – Recreação e turismo | Ecoturismo, esporte e lazer. |
| | 20 – Valores de herança cultural | Uso da natureza como tema em filmes, livros, arquitetura etc. |
| | 21 – Valores espirituais | Uso da natureza para propostas religiosas e históricas. |
| | 22 – Valores educacionais | Uso da natureza para pesquisa científica, excursões escolares etc. |

Fonte: Adaptado de TEEB (2012).

Foram identificados 22 serviços ecossistêmicos (Quadro 1) que têm sido usados nas avaliações para enfatizar a interação entre capital natural, social e humano necessários para a produção dos serviços dos ecossistemas. Diferentes ecossistemas prestam serviços distintos: manguezais, por exemplo, atenuam inundações, armazenam água e provém outros benefícios econômicos como pesca (berçário natural) e turismo. As florestas, além da produção de madeira, ativos medicinais, prestam serviços indiretos como manutenção da fertilidade do solo e reciclagem de nutrientes, proteção de bacias hidrográficas, redução da poluição do ar, regulações climáticas, fixações de carbono e manutenção da biodiversidade.

Em resumo, os serviços ecossistêmicos são os benefícios diretos e indiretos derivados das funções de um ecossistema e consistem num fluxo de materiais, energia e informação do estoque de capital natural que se combinam com o capital produzido pelo homem (manufaturado) para gerar o bem-estar humano. O capital natural e o capital manufaturado são complementares e, sendo alguns destes serviços essenciais e não havendo substitutos, quase todos estão se tornando cada vez mais escassos. Haverá perda de qualidade de vida com a minimização dos serviços dos ecossistemas, portanto, temos que desenvolver mecanismos adequados para que continuem prestando estes serviços (DALY, 2004; FARLEY; COSTANZA, 2010).

As decisões envolvendo o uso dos espaços se baseia na ponderação entre os custos e benefícios que uma alteração irá proporcionar a uma determinada área. No entanto, em grande parte dos casos, tanto os benefícios quanto os custos são normalmente mal compreendidos e mal quantificados, especialmente a longo prazo e sem levar em consideração aspectos importantes de sustentabilidade (COSTANZA, 2020; CRISTIANO; GONELLA, 2019). Por esse motivo, existe a necessidade de avaliações holísticas para a determinação do impacto de novas políticas públicas principalmente em regiões de grande sensibilidade ambiental, ou seja, procurar compreender as opções de implementação destas políticas na sua totalidade e globalidade. Para que isso ocorra, um dos caminhos sugeridos é o conhecimento aprofundado dos ecossistemas locais e sua contribuição econômica e social para a sociedade.

O interesse por metodologias que apontassem o valor econômico, social e cultural dos ecossistemas ganhou força com o relatório publicado pela Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MEA) em 2005 cujo objetivo é:

> (...) avaliar as consequências das mudanças nos ecossistemas sobre o bem-estar humano, e estabelecer uma base científica que fundamentasse as ações necessárias para assegurar a conservação e o uso sustentável dos ecossistemas e suas contribuições para o bem-estar humano (MEA, 2005, p. 6).

O MEA (2005) apontou que cerca de 60% (15 entre 24) dos serviços dos ecossistemas globais têm sido degradados ou utilizados de forma não sustentável e que mudanças significativas nas políticas, instituições e práticas poderiam mitigar muito as consequências negativas do aumento da pressão sobre os ecossistemas.

Na tentativa de minimizar os impactos negativos das atividades antrópicas sobre o meio ambiente, as políticas públicas deveriam antecipar os resultados das ações implementadas além de ter conhecimento dos valores econômicos, sociais e ambientais associados à modificação de uso de uma determinada área.

Segundo Laurila-Pant *et al.* (2015), o principal objetivo ao se analisar as decisões a serem tomadas nas políticas públicas é selecionar alternativas de gerenciamento que minimizem os riscos e custos e maximizem os benefícios e aceitação popular. No entanto, para se poder fazer uma análise adequada, é necessário que os objetivos do gerenciamento incluam a biodiversidade e, para tanto, tenham um valor quantitativo para que possam ser comparáveis entre si. Sob outro aspecto, pode-se dizer que, ao se quantificar, inclusive monetariamente, um ecossistema, pode trazer grande ajuda para demonstrar a importância de sua manutenção.

Em verdade, a efetiva gestão dos ecossistemas fica limitada, tanto pela falta de conhecimento e informação sobre seus diferentes aspectos, como pela incapacidade de usar adequadamente as informações já existentes para subsidiar as decisões gerenciais. Isto se deve, em parte, aos gestores institucionais ou políticos que deliberadamente não se utilizam de informações científicas pertinentes às tomadas de decisão e, em parte, à incapacidade de se incorporar outras formas de conhecimento e informação (incluindo conhecimento tradicional e conhecimento científico), que muitas vezes têm grande valia para a gestão dos ecossistemas (MEA, 2005).

De acordo com o estudo da TEEB (2012), a introdução dos conceitos de serviços ecossistêmicos na agenda global feita pelo MEA (2005) se configura como uma conexão crucial entre a manutenção da biodiversidade e os desafios de se atingir o desenvolvimento sustentável.

O Quadro 2 apresenta a forte ligação entre os serviços ecossistêmicos e os fatores que indiretamente afetam a biodiversidade, tais como população, tecnologia e estilo de vida (canto

superior direito da figura), e que podem levar a mudanças em vetores que afetam diretamente a biodiversidade, como a captura de peixes ou a aplicação de fertilizantes (canto inferior direito). Isto resulta em mudanças para ecossistemas e os serviços que eles fornecem (canto inferior esquerdo), afetando assim o bem-estar humano.

Estas interações podem ocorrer em mais de uma escala podendo haver cruzamento entre elas. Por exemplo, uma demanda internacional por madeira pode levar a uma perda regional de cobertura florestal, o que aumenta a magnitude da inundação ao longo de um trecho local de um rio. Da mesma forma, as interações podem ocorrer em diferentes escalas de tempo. Diferentes estratégias e intervenções podem ser aplicadas em muitos pontos desta estrutura para melhorar o bem-estar humano e conservar os ecossistemas.

**Quadro 2:** Relação entre a biodiversidade, os serviços ecossistêmicos e o bem-estar humano.

Fonte: adaptado de MEA (2005).

Diversas têm sido as consequências negativas do aumento da pressão sobre os ecossistemas advinda do crescimento econômico, tais como a intensificação do efeito estufa, a erosão da camada de ozônio, a chuva ácida e a escassez de recursos naturais, acarretando na perda de biodiversidade e na consequente diminuição dos fluxos de serviços ecossistêmicos para as gerações atuais e futuras. Para Daly (2004), existe um limite físico dentro do qual uma economia pode operar, sendo que este limite é determinado pelo sistema ecológico, já que a economia é um subsistema aberto do ecossistema terrestre, o qual é finito. Neste sentido, o autor argumenta que a economia deveria ser transformada para que possa haver sustentabilidade a longo prazo e para isso, três preceitos deveriam ser incorporados nas políticas de desenvolvimento:

1) Limitar a emissão de resíduos para que não excedam a capacidade de suporte do meio ambiente local;
2) Explorar os recursos renováveis a taxas que não excedam a habilidade do ecossistema de se regenerar;
3) Reduzir os recursos não-renováveis a taxas que, o quanto possível, não excedam a taxa de desenvolvimento de substitutos renováveis.

Percebe-se que mudanças significativas nas políticas públicas e nas práticas de exploração econômica podem mitigar muito as consequências negativas do aumento da pressão sobre os ecossistemas. Para que essas mudanças aconteçam, é importante que se tenha o conhecimento do conceito de serviços ecossistêmicos e todos os valores a eles associados, para que, quando se decida alocar ou suprimir os recursos naturais, entre as alternativas disponíveis de gestão, sejam baseadas no valor monetário, na qualidade de vida e bem-estar humano ou na própria preservação da natureza em si (FARLEY, 2012).

O debate sobre as insuficiências da prática da valoração e a necessidade de novas plataformas de avaliação tem levado a diversos estudos para se avaliar os recursos naturais, haja vista a importância de se produzir uma estimativa do valor dos serviços ecossistêmicos que, conforme dito anteriormente, são responsáveis pelo bem-estar da humanidade.

## 3.2 VALORAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

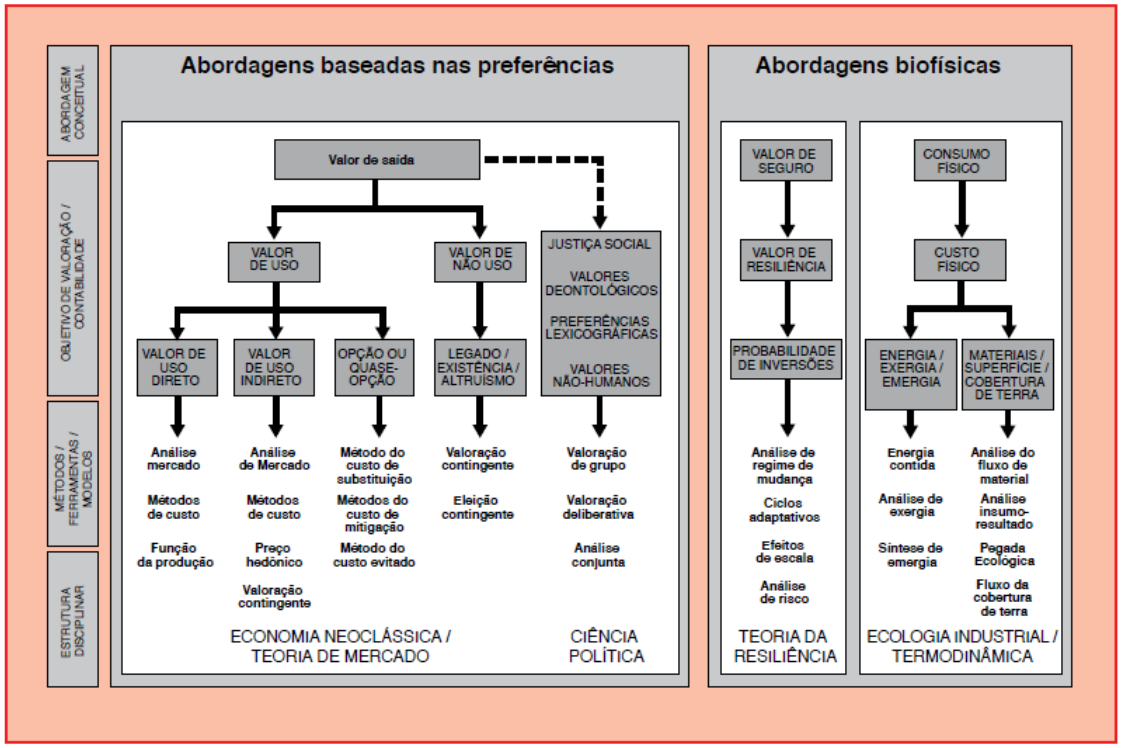
Diversos autores afirmam que os benefícios obtidos pela conservação dos ecossistemas excedem os custos para sua conservação e, quando esses benefícios deixam de ser calculados, a sua conservação pode perder importância para a sociedade (COSTANZA *et al.*, 2017; DE GROOT *et al.*, 2012; FARLEY e COSTANZA, 2010; LAURILA-PANT *et al.*, 2015). Levando-se em conta o valor dos serviços providos pelos ecossistemas e seus custos de restauração, De Groot *et al.* (2013) fizeram um levantamento com mais de 225 estudos de casos ao redor do mundo considerando 9 tipos de biomas e chegaram aos resultados que, 6 dos 9 tipos de ecossistemas, atingiram o ponto de equilíbrio ou tiveram vantagem financeira (em valor dos serviços ecossistêmicos). Somente recifes de corais e os sistemas costeiros tiveram uma taxa de retorno negativo devido aos altos custos de reparação, e muitas vezes difíceis de se executar.

A biodiversidade e os serviços ecossistêmicos não podem ser tratados como recursos inesgotáveis ou infinitos, e o seu valor para a manutenção do bem-estar humano e os custos oriundos de sua perda e degradação deveriam ser, de alguma maneira, contabilizados.

Neste sentido, a avaliação de recursos naturais tem sido tema recorrente na pesquisa científica (COSTANZA *et al.*, 2017; MANCINI *et al.*, 2018) sendo que dois tipos de abordagem podem ser feitos para entender e definir o valor dos serviços ecossistêmicos conforme mostrado no Quadro 3:

1) Abordagens baseadas nas preferências do usuário: avaliação focada na visão econômica onde os serviços ecossistêmicos são valorados em unidades monetárias (disposição a pagar, preço de mercado, método do custo de reposição, entre outros);
2) Abordagens biofísicas: métodos baseados na visão biocêntrica através de análises empíricas quantitativas, onde estão inclusos a emergia, exergia, pegada ecológica (EF), análise de ciclo de vida (ACV) e análise do fluxo de materiais.

**Quadro 3:** Abordagens para a estimativa dos valores da natureza.




Fonte: TEEB (2012).

Os métodos focados na visão antropocêntrica tratam o meio ambiente como um apêndice da economia, onde os serviços fornecidos pelos ecossistemas são vistos como um meio de quantificar a biodiversidade em termos econômicos, porém não consideram a contribuição da natureza na formação da matéria-prima utilizada, nem o prejuízo gerado pelo esgotamento futuro do recurso natural, ou ainda, nas despesas advindas da exclusão social da comunidade local (COSTANZA *et al.*, 1997; LAURILA-PANT *et al.*, 2015; LU *et al.*, 2017).

Na avaliação econômica, os serviços ecossistêmicos são avaliados em unidades monetárias através de formas pelas quais os serviços ecossistêmicos dão suporte ao consumo das pessoas, denominados valores de uso, como cultivos agrícolas e pecuária, pesca ou água, que são consumidos diretamente pelos indivíduos. Outros benefícios ecossistêmicos, especialmente os serviços de regulação, como a purificação de água, regulação do clima e a polinização fornecem benefícios intangíveis para os humanos, sendo referidos como valores indiretos (TEEB, 2012).

Dentre os métodos baseados nas preferências, onde o valor econômico dos recursos naturais é feito a partir de questionamentos realizados diretamente aos indivíduos quanto ao valor das suas preferências (disposição a pagar), em relação ao recurso avaliado, podemos citar

a valoração contingente, análise de mercado, método do custo de reposição, preços hedônicos, entre outros. Apesar destes métodos representarem uma maneira mais efetiva de demonstrar a importância da conservação à população em geral, ao se apoiarem em preços de mercado para prover uma medida do valor das várias *commodities*, outros valores intrínsecos permanecem invisíveis.

Na visão biocêntrica o ecossistema é visto como um todo e a economia seria apenas uma parte dele, portanto, todo o sistema econômico estaria sujeito às leis da física, mais especificamente à Segunda Lei da Termodinâmica. O principal autor a defender essa ideia foi Georgescu-Roegen, (1971), ao concluir que a economia é um processo termodinâmico, que transforma materiais de baixa entropia em materiais de alta entropia e, consequentemente, deteriora a base material em que está estabelecida de forma irreversível (criando entropia), o que significa dizer que é preciso reconhecer o papel dos recursos naturais (a base material) na economia.

### 3.2.1 Valoração econômica de serviços ecossistêmicos

Uma das mais importantes publicações sobre o valor econômico associado ao uso dos serviços ecossistêmicos foi publicado por Costanza *et al.* (1997) onde foram estimados, em escala global, o valor anual dos fluxos de 17 serviços em 16 tipos de ecossistemas, baseados em estudos publicados e cálculos próprios. O estudo concluiu que o capital natural da Terra rende, anualmente, um fluxo médio estimado de US$ 33 trilhões (preços de 1994) por ano, cerca de 1,3 vez superior ao produto bruto mundial (US$ 25 trilhões), apontando a vantagem econômica indireta da preservação dos ecossistemas que superariam seu valor de uso direto.

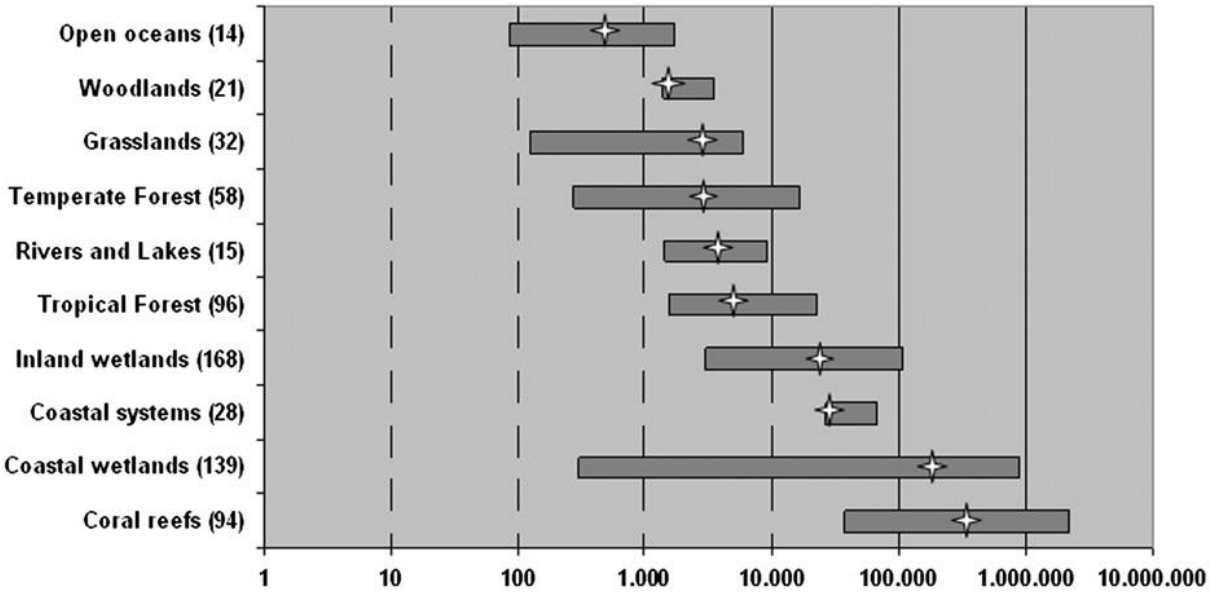
A partir da publicação de Costanza *et al.* (1997) houve um grande aumento no número de artigos e publicações sobre valoração monetária de recursos naturais, serviços ecossistêmicos e biodiversidade. Essas publicações abrangem diversos tipos de ecossistemas, tipos de relevo, diferentes áreas, diferentes níveis de escala, tempo e complexidade e diversos métodos de avaliação o que contribuiu para o aumento da bibliografia e estudos de referência sobre valoração dos recursos naturais (De GROOT *et al.*, 2012).

Outro estudo de grande relevância foi realizado por TEEB (De GROOT *et al.*, 2012) com a criação de um banco de dados denominado Ecosystem Service Value Database (ESVD). O ESVD foi criado a partir da análise de um total de 320 publicações abrangendo cerca de 300

estudos de caso. Os valores dos serviços ecossistêmicos de 10 biomas principais (oceanos, recifes de corais, sistemas costeiros, zonas úmidas costeiras, águas interiores, rios e lagos, florestas tropicais, florestas temperadas, bosques e pastagens naturais) foram estimados utilizando-se uma variedade de abordagens, incluindo preços de mercado, métodos de custo, métodos de função da produção e de demanda (preferências individuais).

Para cada bioma foi calculada a média, a mediana, e os valores mínimos e máximos para fornecer uma visão da distribuição dos valores. A Figura 9 mostra a variação de valores por bioma que, em alguns casos, apresenta grande dispersão, como é o caso das zonas úmidas costeiras, onde estão incluídas as áreas de manguezais, em que os valores dos estudos de caso analisados variaram de US$ 1.995/ha/ano a US$ 215.349/ha/ano.

**Figura 9:** Intervalo e média do valor monetário total dos serviços ecossistêmicos (US$/ha/ano). O número total de valores por bioma é dado entre parênteses; a estrela representa a média do valor no intervalo**.**




Fonte: De Groot *et al.* (2012).

Segundo os autores (De Groot *et al.*, 2012), a variação mostrada na Figura 9 acontece porque os valores têm como base estudos de caso individuais e distribuídos em diversos países. Também não foi possível realizar uma análise estatística rigorosa para cada bioma devido à falta de valores por serviços ecossistêmicos. Na Tabela 1 estão resumidos os valores monetários dos serviços ecossistêmicos dos dez principais biomas calculados pelos autores (De Groot *et al.*, 2012).

**Tabela 1:** Valor monetário dos serviços ecossistêmicos por bioma.

| Bioma | Nº de estimativas | Valor médio | Valor mediano | Desvio Padrão amostral | Valor min. | Valor máx. |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | /(US$/ha/ano) | | | | |
| **Oceano** | 14 | 491 | 135 | 762 | 85 | 1 664 |
| **Corais** | 94 | 352 915 | 137 900 | 668 639 | 36 794 | 2 129 122 |
| **Sistema costeiro** | 28 | 28 917 | 26 760 | 5 045 | 26 167 | 42 063 |
| **Mangue** | 139 | 193 845 | 12 163 | 384 192 | 300 | 887 828 |
| **Aguas interiores** | 168 | 25 682 | 16 534 | 36 585 | 3 018 | 104 924 |
| **Rios e lagos** | 15 | 4 267 | 3 938 | 2 771 | 1 446 | 7 757 |
| **Floresta tropical** | 96 | 5 264 | 2 355 | 6 526 | 1 581 | 20 851 |
| **Floresta temperada** | 58 | 3 013 | 1 127 | 5 437 | 278 | 16 406 |
| **Bosques** | 21 | 1 588 | 1 522 | 317 | 1 373 | 2 188 |
| **Pastagem** | 32 | 2 871 | 2 698 | 3 860 | 124 | 5 930 |

Fonte: adaptado de De Groot *et al.* (2012)

O objetivo do estudo não foi calcular o valor global dos serviços ecossistêmicos, mas apresentar valores médios, mínimos e máximos para cada bioma por hectare, para que pudessem ser utilizados em estudos de valoração em outras localidades. Um maior detalhamento sobre o estudo e valores obtidos para cada bioma pode ser encontrado em Van Der Ploeg *et al.* (2010).

Kubiszewski *et al.*(2017) afirmam que o estudo de De Groot *et al.* (2012) chamou ainda mais a atenção para o tema de avaliação dos serviços ecossistêmicos, e o uso de valores monetários faz com que o tema fique mais acessível a um público maior, o que possibilita que as pessoas participem das tomadas de decisões a respeito do uso dos recursos naturais, e assim decidam sobre o tipo de futuro que almejam. Os valores monetários por si só não são suficientes, mas, para esses autores, são essenciais na construção de medidas mais integradas e compreensíveis que levem a humanidade a atingir um desenvolvimento mais sustentável.

Costanza *et al.* (2014) atualizaram as estimativas do valor dos serviços ecossistêmicos baseados em novos dados do estudo do TEEB (de Groot *et al.,* 2012), compararam esses resultados com o estudo original (Costanza *et al.,* 1997) e estimaram as mudanças globais em valores de serviços ecossistêmicos decorrentes de mudanças no uso da terra ao longo do período 1997-2011. Foi encontrado o valor de US$ 124,8 trilhões, um valor 2,7 vezes superior ao

produto bruto mundial (US$ 75,2 trilhões), tendo sido verificada uma perda de serviços ecossistêmicos estimada entre US$ 4,3 e US$ 20,2 trilhões/ano entre 1997 e 2011 (Tabela 2), principalmente devido às mudanças no uso da terra.

**Tabela 2:** Valor econômico global dos serviços

| **Bioma / ano** | **Valores de serviços ecossistêmicos /($10^{12}$US$/ano)** | |
|---|---|---|
| | **1997** | **2011** |
| Oceano aberto | 11,6 | 21,9 |
| Estuários | 5,7 | 5,2 |
| Algas marinhas | 5,2 | 6,8 |
| Recifes de coral | 0,5 | 9,9 |
| Plataforma continental | 5,9 | 5,9 |
| Floresta Tropical | 5,3 | 6,8 |
| Floresta Temperada/boreal | 1,2 | 9,4 |
| Pastagem | 1,2 | 18,4 |
| Mangue | 2,3 | 24,8 |
| Pântano | 4,5 | 1,5 |
| Lagos e rios | 2,3 | 2,5 |
| Terras cultivadas | 0,2 | 9,3 |
| Área urbana | - | 2,3 |
| **Total** | **45,9** | **124,8** |

Fonte: Adaptado de Costanza *et al.* (2014)

Verifica-se na Tabela 2 que as médias globais por hectare tiveram uma grande variação entre o período de 1997 e 2011. De acordo com os autores, esta variação pode ser explicada principalmente pelo aumento de dados analisados e estimativas mais completas no segundo estudo, uma vez que essas alterações no valor por hectare não podem ser explicadas somente em função das mudanças de capital humano, social, ou construído, já que o crescimento da população global foi de apenas 16% neste mesmo período (de 5,83 para 7 bilhões de habitantes), enquanto a variação dos valores encontrado foi de 172% (124,8/45,9).

Os valores dos biomas calculados nos dois estudos (De Groot *et al.*, 2012; Costanza *et al.*, 2014) foram transformados em dólares para o ano de 2007, por hectare, por ano, já com a intenção de serem utilizados em outros estudos, servindo como base para se calcular o valor monetário dos recursos naturais, através da transferência de valores, na ausência de valores originais ou valores comparativos na região estudada.

Assim, se esses valores fossem levados em consideração na elaboração de políticas públicas, como na elaboração de leis de uso e ocupação do solo, talvez essas mudanças no uso da terra e a consequente perda de serviços ecossistêmicos, não superassem os benefícios econômicos advindos da exploração comercial, pois teriam sido restringidos por seu contingenciamento, seja por legislações mais restritivas, nova visão cultural e social, ou seja, a avaliação destes serviços, em termos monetários, serve como uma ferramenta para estimar a sua contribuição relativa na sociedade.

Percebe-se que os valores de serviços ecossistêmicos dão uma ideia da importância que eles têm para a sociedade, não devendo ser tratados como simples bens de mercado, mas, precisam ter um valor monetário para que as pessoas possam compreender a importância de sua existência e manutenção. Esses valores, como os do estudo de Costanza *et al.* (1997, 2014) e De Groot *et al.* (2012), são uma estimativa dos benefícios que os recursos naturais prestam para as gerações atuais e futuras.

A avaliação de bens comercializáveis, como os produtos que derivam diretamente de um ecossistema como lenha de uma floresta, a pesca de um rio etc., são mais fáceis de se comparar monetariamente no sistema econômico, mas os demais bens intangíveis, como os ecossistemas que produzem os sistemas costeiros, os oceanos, os recifes etc., normalmente não são avaliados e, mesmo assim, quando são, utilizam-se os métodos tradicionais baseados nas preferências humanas, ou seja, somente baseados no que esses recursos podem fornecer ao ser humano (turismo, paisagismo etc.) sem se preocupar com a sua extensa utilização (de difícil mensuração) e o futuro esgotamento previsível (ODUM *et al.*, 2000).

Os métodos de avaliação com abordagens biofísicas podem fornecer uma maneira de dimensionar os recursos naturais e serviços ecossistêmicos com uma visão independente das preferências humanas e da disposição a pagar. Pode ainda ajudar a definir as melhores escolhas para o uso de um determinado recurso, dado que o uso ineficiente ou mesmo a destruição do

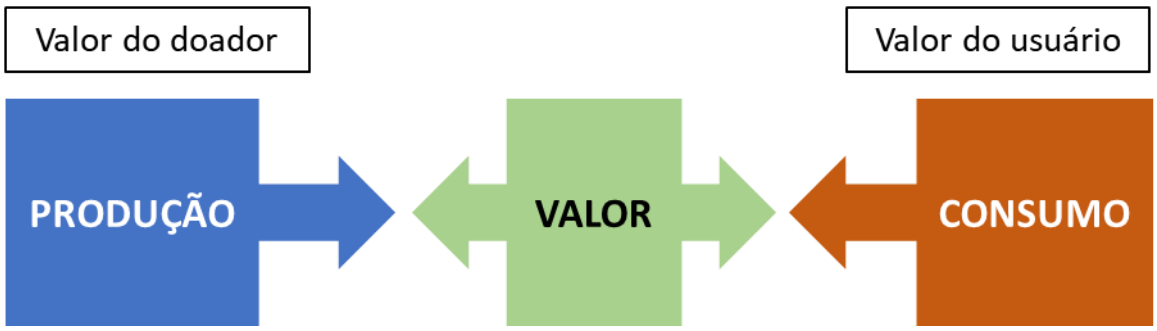
capital natural, que é a base da nossa economia, ocorre devido à invisibilidade dos valores da biodiversidade (SUKHDEV *et al.*, 2014).

### 3.2.2 Abordagens biocêntricas na avaliação dos serviços ecossistêmicos

A necessidade de métodos alternativos de valoração dos recursos naturais que sejam mais biofísicos ou biocêntricos são tema de discussão recorrente na literatura, seja pela necessidade de se gerar um contraponto em relação àqueles mais antropocêntricos, ou para a elaboração de políticas públicas de manejo dos recursos naturais e uso da terra (LAURILA-PANT *et al.*, 2015; MANCINI *et al.*, 2018; ZHANG *et al.* 2010; ZHONG *et al.*, 2016).

Os métodos focados na visão antropocêntrica tratam o meio ambiente como um apêndice da economia, onde os serviços fornecidos pelos ecossistemas são vistos como um meio de quantificar a biodiversidade em termos econômicos (visão do usuário), porém não consideram a contribuição da natureza na formação da matéria-prima utilizada, nem o prejuízo gerado pelo esgotamento futuro do recurso natural (visão do doador) ou ainda, nas despesas advindas da exclusão social da comunidade local (LU *et al.*, 2017; LAURILA-PANT *et al.*, 2015; COSTANZA *et al.*, 1997, 2014). A Figura 10 ilustra as duas visões de valores.

**Figura 10:** Duas visões de valores.




Fonte: elaboração da autora (2023).

Enquanto o valor do doador é derivado daquilo que é necessário para fazer algo, o valor do usuário está relacionado à sua concepção do que lhe proporciona algum tipo de benefício seja direto ou indireto (Figura 10). O desafio da visão do usuário está em mostrar os valores

intrínsecos das complexas conexões existentes nos ecossistemas, e das quais dependem a vida humana, mas que muitas vezes são de difícil compreensão pelo próprio usuário.

Os métodos baseados na visão biocêntrica quantificam a interdependência entre os ecossistemas e a economia em termos de fluxos materiais e de energia ao considerar o valor dos bens e serviços a partir do trabalho realizado pela natureza ou das sociedades humanas na sua "fabricação", de maneira independente dos valores de mercado (MANCINI *et al.*, 2018). A quantificação é feita através de análises empíricas quantitativas, que não pretende constituir-se numa teoria de valor, mas pretende estimular a análise da capacidade de suporte de um sistema. Nestas abordagens estão inclusas diversas análises como a emergia, a exergia, Pegada Ecológica (abreviada como EF de "*Ecological Footprint*"), Análise de Ciclo de Vida (ACV) e Análise do Fluxo de Materiais. Segundo PULSELLI *et al.* (2011) a avalição emergética é a mais usada.

Neste contexto, (GRÖNLUND *et al.*, 2015) afirmam que a avaliação emergética, com sua abordagem de valores do "doador" em contraste com o "usuário" ou valores de mercado, é uma abordagem adequada para avaliar as contribuições de ecossistemas e aumentar a nossa compreensão dos valores dos serviços ecossistêmicos, uma vez que alguns valores não são mensuráveis em valores econômicos, como a contribuição de energias renováveis (sol, calor, marés ou ondas) na existência de um ecossistema.

De fato, diversos autores (BROWN & ULGIATI, 2004; COSCIEME *et al.*, 2011; PULSELLI *et al.*, 2018) acreditam que a avaliação emergética pode contribuir com essas avaliações, ao incorporar conceitos biofísicos tornando-se uma ferramenta mais completa dos estudos de valoração de ecossistemas.

Quando se trata da valoração dos serviços ecossistêmicos fica clara a necessidade de interação entre os modelos econômicos e ecológicos. Os modelos econômicos são necessários para representar como a humanidade utiliza os serviços ecossistêmicos e como seu uso impacta na disponibilidade dos recursos naturais e consequentemente nos seus valores. Além disso, no contexto econômico mundial, há a necessidade de se quantificar monetariamente os serviços provenientes da natureza, pois só assim de se percebe a importância, traduzida em "valor" e que estão relacionados com a disponibilidade, ou seja, o conceito de escassez e abundância.

Os modelos ecológicos por sua vez descrevem a dinâmica dos fluxos de serviços ecossistêmicos podendo ainda, indicar a existência de degradação de determinada função

ecossistêmica que podem levar a degradação de outros serviços ecossistêmicos, que não seriam identificados em um modelo essencialmente econômico. Neste sentido, este item teve como principal objetivo apontar a importância de se tratar os ecossistemas com uma visão sistêmica, dando ênfase numa "visão do todo" e não apenas em suas partes. Para a avaliação dos serviços ecossistêmicos é essencial o conhecimento profundo dos sistemas evolvidos e suas interrelações, uma vez que o comportamento de um sistema não pode ser compreendido se conhecermos apenas seus componentes. Além disso, buscou-se mostrar como o tema é recente e como vem sendo tratado dentro da pesquisa científica mundial.

O próximo item busca analisar a efetividade da utilização da análise emergética na habilidade de avaliar os serviços prestados pelo ecossistema (doador) à espécie humana (usuários), bem como da necessidade de integração de diferentes métodos para se estudar o meio ambiente.

## 3.3 AVALIAÇÃO EMERGÉTICA

### 3.3.1 Conceito de emergia

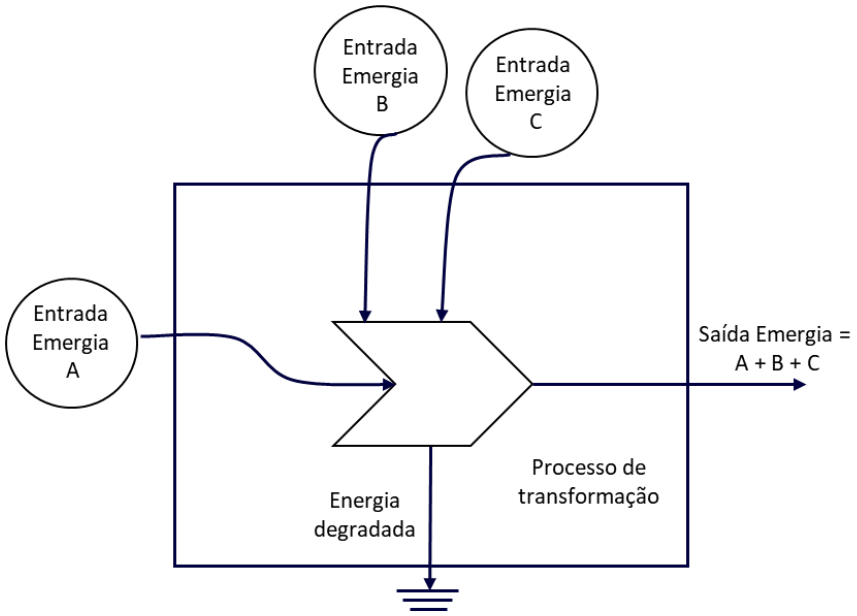
Em 1983 Odum (ODUM *et al.*, 2000), propôs o termo emergia, escrito com "m", com referência à memória energética, para eliminar a confusão com outros conceitos de valoração energética, como a exergia que é definida como a soma das energias disponíveis de todos os tipos. A emergia, ao contrário, expressa todos os valores em um tipo de energia (por exemplo, energia solar) necessária para produzir determinados bens ou serviços e não deve ser confundida a energia que existe em um produto com a que é usada para fazê-lo. Assim, mede o trabalho do ambiente e da economia sobre uma mesma base comum.

Odum (ODUM, 2007) definiu emergia como "a disponibilidade de energia de um tipo que é utilizada em transformações diretas ou indiretas para produzir um produto ou serviço".

‘ Para BROWN e ULGIATI (2004), a emergia pode ser definida como a quantidade de energia de um tipo (geralmente solar) que é diretamente ou indiretamente necessária para fornecer um determinado fluxo ou armazenamento de energia ou matéria.

Para exemplificar, a Figura 11 mostra toda a energia incorporada, a emergia, na produção de um recurso natural ou antrópico, seja na forma de energia ou matéria.

**Figura 11:** Emergia e o processo de produção de um recurso.




Fonte: Adaptado de BROWN (2022).

A emergia representa a contabilidade de todos os recursos naturais (água, sol, chuva, vento, marés, solo, entre outros) e os recursos econômicos (insumos agrícolas, produtos químicos, equipamentos industriais, máquinas agrícolas, mão de obra). Por exemplo, a matéria orgânica presente no solo das florestas representa a convergência de energia solar, chuva e ventos ao longo de muitos anos, que foram necessários para que o trabalho da floresta pudesse acumular em camadas de solo, detritos fruto da decomposição de matéria orgânica (ODUM, 2007).

As transformações, normalmente expressas em emergia solar ou emjoules, que ocorrem durante todo o processo de produção de um bem ou serviço carregam a memória energética da energia usada. Fica claro que, a emergia é toda a energia necessária para um sistema produzir um recurso.

Ao contrário da exergia (energia disponível no presente) que é a parte da energia que pode ser convertida em qualquer outra forma de energia medidas em joules ou calorias, por exemplo, as unidades de emergia conhecidas como Valores de Unidade Emergética - UEV (em inglês, *Unit Emergy Value*) são calculadas com base na emergia necessária para produzir qualquer bem (baseada na história do sistema). BROWN e ULGIATI (2004a) resumiram os três tipos de UEV:

- Transformidade: usada quando as unidades de emergia são calculadas pela quantidade total de emergia solar (sej) usada no sistema para produzir uma unidade de energia do produto (J), sendo abreviada para (seJ/J);
- Emergia Específica: é o valor de unidade de emergia por massa, geralmente expressa em emergia solar por grama (seJ/g);
- Emergia por unidade monetária: é o valor de unidade de emergia que converte pagamentos em dinheiro para unidades de emergia (emjoule/$).

A transformidade expressa em emjoules por joule (seJ/J) é o fator de conversão normalmente utilizado nas análises emergéticas sendo obtido pela equação (1):

$$Transformidade = \frac{Emergia(sej)}{Exergia(J)} \quad \textbf{(1)}$$

. Assim, se a UEV é conhecida, o fluxo de emergia é facilmente calculado pela multiplicação da exergia pela sua transformidade correspondente. Por exemplo, se 4 000 emjoules são necessários para gerar um joule de madeira, então a transformidade solar daquela madeira é igual a 4 000 emjoules por joules (sej/J) (BROWN; ULGIATI, 2004a). A transformidade solar da luz solar absorvida pela Terra é por definição igual a 1,0 sej/J (Tabela 3).

**Tabela 3:** Valores típicos de transformidades solares.

| **Produtos** | **Transformidade solar /(seJ/J)** |
|---|---|
| Luz solar | 1,0 |
| Produção vegetal | 6 700 |
| Madeira | 36 000 |
| Carvão | 97 000 |
| Óleo | 148 000 |
| Eletricidade | 500 000 |

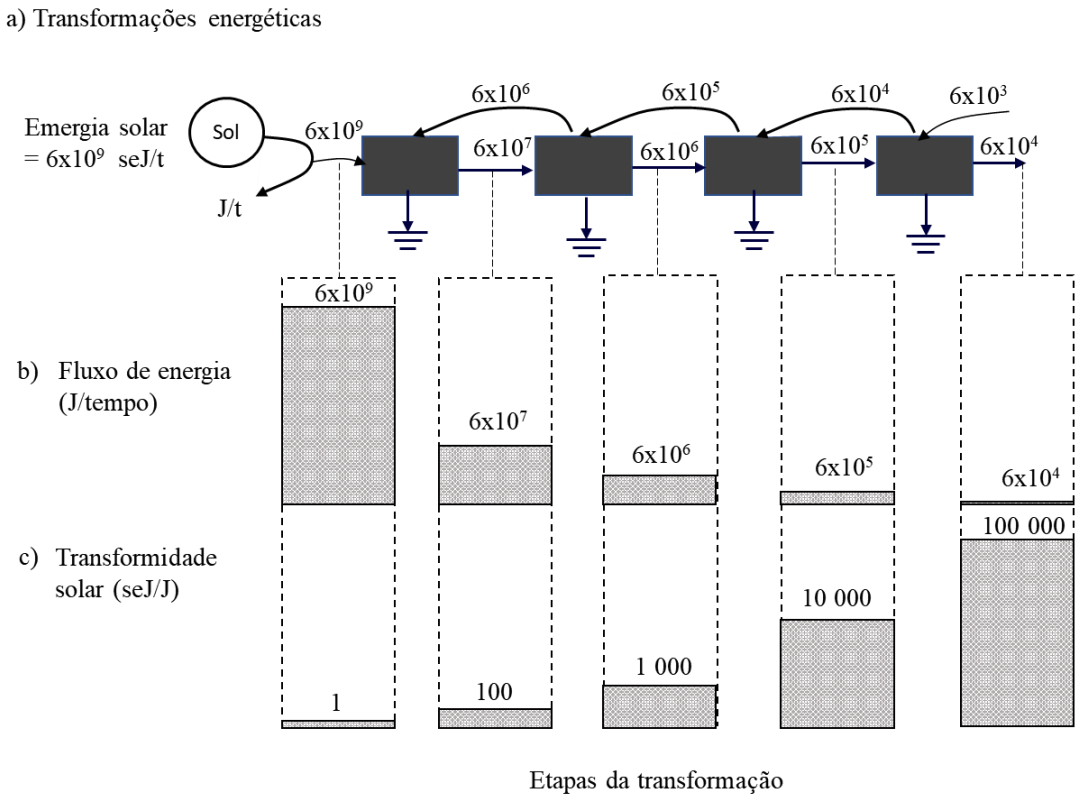
Fonte: adaptado de BROWN (2022).

Pela Tabela 3 pode-se observar que a energia elétrica é uma energia de maior qualidade que a solar. Quanto maiores as transformidades, maior a energia investida por unidade energética, menor é a eficiência para produzir um bem ou serviço qualquer, porém maior é a qualidade de energia do mesmo. Esta é uma das principais vantagens da teoria emergética ao

reconhecer as diferentes qualidades de energia e as variadas capacidades de realizar trabalho, um meio quantitativo de medição qualidade.

Com o intuito de definir o que seria emergia, Odum (1986, 2007) usou o conceito de hierarquia energética para explicar como o trabalho da natureza e da sociedade resultam em transformações energéticas. Brown (2022) definiu hierarquia como a estrutura global dos sistemas em que subsistemas menores fazem parte de sistemas maiores que, por sua vez, fazem parte de sistemas ainda maiores. Em toda transformação, uma grande quantidade de um tipo de energia básica disponível é consumida para produzir uma menor quantidade de energia de outro tipo. Isso significa que os diversos tipos de energia podem ser organizados em série (sequência hierárquica), de acordo com a quantidade de energia básica requerida para produzir a seguinte conforme mostrado na Figura 12.

**Figura 12:** Conceitos da hierarquia energética



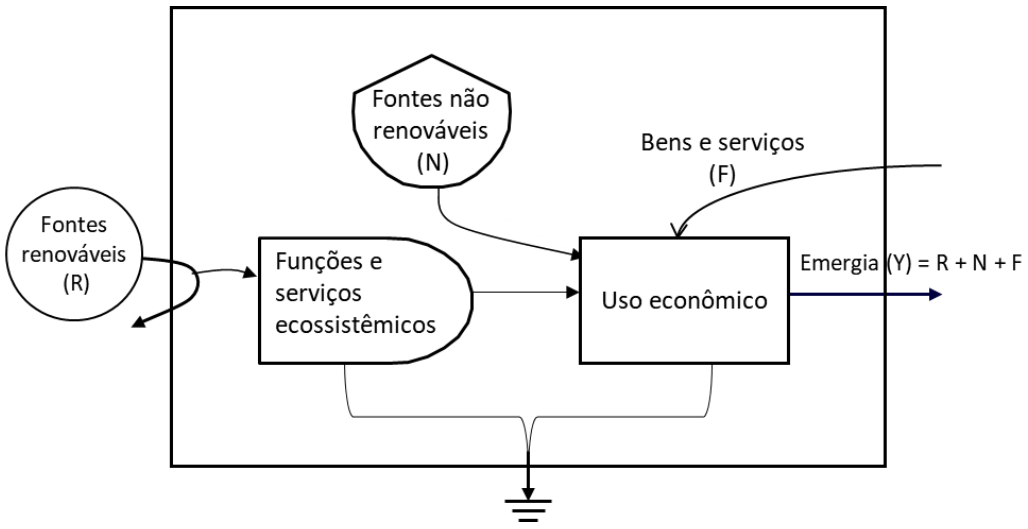

Fonte: Adaptado de BROWN e ULGIATI (2004b).

A hierarquização da organização energética consiste em uma série de transformações de energia (Figura 12) onde muitos joules de luz solar são necessários para fazer um joule de

matéria orgânica, muitos joules de matéria orgânica para fazer um joule de combustível, vários joules de combustível necessário para fazer um joule de energia elétrica, e assim por diante. Quanto maiores as distâncias ao longo das cadeias tróficas e mais complexos os processos envolvidos, maiores as transformidades.

A metodologia de avaliação baseada nos conceitos de emergia possibilita avaliar sistemas complexos, onde existe uma integração entre os fluxos vindo de maneira gratuita da natureza e aqueles vindos da economia humana (Figura 13). A análise emergética considera que todos os fluxos (matéria, energia, dinheiro, informação etc.) que ocorrem nos ecossistemas estão em uma mesma base (a energia solar equivalente) e, assim, viabiliza a comparação dos fluxos do sistema entre si e com outros sistemas de maneira clara e objetiva.

**Figura 13:** Diagrama simplificado de emergia de um sistema tradicional.



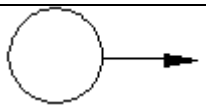
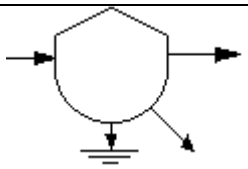
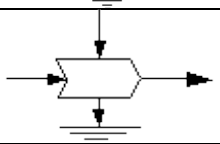
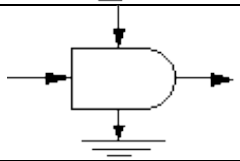
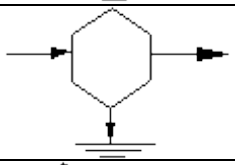
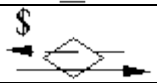

Fonte: Adaptado de BROWN; ULGIATI (2004a).

Os diagramas sistêmicos são usados como inventários para mostrar as entradas de energia e fluxos vindo da esquerda, diminuindo à medida que vão se transformando para a direita. Todas as entradas e fluxo são somados para a obtenção da emergia de um sistema. O diagrama sistêmico da Figura 13, mostra as fontes de matéria e energia que possuem natureza renovável (R) e que são inseridos no sistema, interagindo com outros fatores, renováveis (R) ou não (N), através das funções e serviços ecossistêmicos. Essas funções podem ter uso econômico e, nesse caso, bens e Serviços da Economia (F) são incorporados a esses serviços, além de outros bens não renováveis que devem ser incorporados e vindos “de fora” do sistema

(combustíveis, eletricidade, máquinas, etc.) e fornecem o total de emergia (Y) do sistema analisado.

Os diagramas são elaborados na linguagem baseada em símbolos definidos por Odum (2007). Cada símbolo corresponde a uma função diferente e variável de estado com valores distintos. Os símbolos são unidos com flechas que indicam fluxos e podem ser de energia, matéria, dinheiro, seres vivos ou informação conforme pode ser visto no Quadro 4.

**Quadro 4:** Símbolos usados nos diagramas sistêmicos.

| SÍMBOLO | DESCRIÇÃO |
|---|---|
| | **Caminho Energético -** fluxo de energia ou materiais. |
|  | **Fonte de Energia -** energia que acompanha cada recurso usado pelo ecossistema, como o sol, o vento, as marés, as ondas nas praias, a chuva, as sementes trazidas pelo vento e pelas aves. |
|  | **Depósito ou Estoque -** é um lugar onde a energia se armazena. Ex: recursos como biomassa florestal, solo, matéria orgânica, água subterrânea, areia, nutrientes, etc. |
| | **Sumidouro de Energia ou Calor**: dispersão de energia que acompanha todos os depósitos e processos. |
|  | **Interação -** processo que combina diferentes tipos de fluxo de energia e de materiais. |
|  | **Produtor -** unidade que faz produtos a partir de energia e materiais primários, como árvores, colheitas ou fazendas. |
|  | **Consumidor -** unidade que utiliza os produtos fabricados pelos produtores, como insetos, gado, microrganismos, seres humanos e cidades |
|  | **Transação Emergia- dinheiro:** intercâmbio de fluxo de emergia trocado por dinheiro. |
| | **Caixa -** símbolo para definir os limites de um sistema, subsistema, etc |

Fonte: baseada em Odum (2007).

De acordo com Tilley & Swank (2003), o processo de elaboração do diagrama de sistemas emergéticos segue os seguintes passos:

1. Definição dos limites físicos e do período analisado do sistema.
2. Formulação de uma lista das fontes de emergia que estão dentro do limite do sistema (materiais, serviços e energias renováveis e não renováveis).
3. Desenho dos possíveis caminhos de emergia e suas conexões com os componentes do sistema.
4. Desenho dos símbolos de energia no diagrama para facilitar o entendimento macro do sistema conforme Quadro 4.

Os ecossistemas são sistemas complexos e deveriam ser analisados utilizando-se uma visão sistêmica, uma vez que todos os elementos dentro de um ecossistema interagem e influenciam tanto os fluxos que mantém o seu funcionamento como os serviços por eles providos e que são essenciais para a manutenção da vida na Terra. Os diagramas sistêmicos nos ajudam a entender as diversas conexões e interfaces entre os ecossistemas e o sistema econômico, representando a energia hierárquica.

### 3.3.2 Hierarquia energética e ecossistemas

Nos ecossistemas naturais, todos os processos de uso, transferência, transformação e armazenagem de energia, desde os produtores até os consumidores, podem ser visualizados como fluxos energéticos e quantificados em joules de emergia solar, convertendo cada fluxo e estoque em energia solar incorporada, na medida em que passa de um estado a outro.

A interação entre os elementos bióticos e abióticos ocorre de maneira equilibrada e contínua dentro de um ecossistema, por meio de reciclagem da matéria e do uso de energia. A energia é uma entrada necessária e o Sol é a fonte de energia que sustenta diretamente a maior parte dos ecossistemas naturais no planeta, porém existem outras fontes de energia consideradas essenciais para muitos ecossistemas, como o vento, a chuva, fluxo de água e até mesmo os combustíveis fósseis, a principal fonte de energia das cidades, todos advindos indiretamente da influência e energia transmitida pelo Sol (ODUM e BARRET, 2011).

A energia é necessária para todos os processos em um ecossistema sendo a soma de tudo aquilo que pode ser convertido em qualquer outra forma de energia ou trabalho útil (TORRES,

1999). As duas primeiras leis da termodinâmica são fundamentais para a compreensão dos processos de conversão de energia dentro de um ecossistema. A primeira Lei da Termodinâmica, ou a Lei da Conservação da Energia, estabelece que a energia não pode ser criada nem destruída, mas sim transformada de uma forma para outra. A Segunda Lei da Termodinâmica, ou Lei da Entropia, afirma que a qualidade da energia e a sua habilidade de realizar trabalho vai sendo alterada ao longo da cadeia energética, nunca sendo aproveitada de forma 100% eficiente, ocorrendo uma dissipação de energia.

Todos os sistemas da humanidade e da natureza são regidos pelos conceitos fundamentais da termodinâmica, sendo que as várias formas de vida destes sistemas são acompanhadas pelas mudanças de energia.

Na teoria proposta por Odum (2007), a transformidade mede a qualidade de energia e sua posição na cadeia universal de energia uma vez que, como requerido pela Segunda Lei da Termodinâmica, a entrada de energia (sol, vento, chuva, etc.) com potencial para fazer o trabalho é parcialmente degradada no processo gerando uma quantidade de trabalho a cada transformação energética, seguindo um fluxo de energia que é unidirecional. A cada avanço na cadeia energética é gerada uma quantidade menor de recursos de alta qualidade. Como o montante de um tipo de energia é sempre equivalente em quantidade, mas não em qualidade, ao outro tipo no qual é transformado, pode-se calcular um pelo outro: a transformidade.

Alfred Lotka (1922 apud ODUM, 2007 e RICKLEFS, 2010), foi o primeiro cientista a considerar as populações e comunidades como sistemas transformadores de energia. O autor sugeriu que cada sistema ou ecossistema, poderia ser descrito por um conjunto de equações que representassem trocas de matéria e energia entre seus componentes, fornecendo uma perspectiva do funcionamento do ecossistema, mostrando que os movimentos e transformações de massa e energia obedecem às leis da termodinâmica.

> “Por meio da auto-organização, os sistemas desenvolvem processos, componente e relações que permitem obter a maior quantidade de energia potencial do meio para utilizá-la como a melhor eficiência possível de tal forma que não se reduza a potência disponível.” (ALFRED LOTKA, 1922, apud (ODUM, 2007, p. 35)

Odum (2007) reformulou o princípio de máxima potência para propor duas novas leis da energia, que seriam uma extensão lógica das leis da termodinâmica: a 4ª Lei definida como

EmPotência Máxima (em inglês, *Maximum Empower*), onde Empotência é o fluxo de emergia por tempo, e a 5ª Lei que se refere a transformação hierárquica energética. As duas leis propostas pelo autor, indicam que as partes de um ecossistema estão organizadas em níveis hierárquicos de energia, e o fluxo de energia vai sendo transformado a cada nível sendo que essa organização ocorre no sentido de maximizar o desempenho do sistema. Segundo ORTEGA *et al.* (2015) o conceito da máxima emPotência está baseado nas seguintes premissas:

- os processos de auto-organização acontecem em todos os níveis da estrutura hierárquica ao mesmo tempo;

- a rápida organização que ocorre nas escalas menores fornece energia para apoiar as escalas maiores, as quais fornecem fluxos de retroalimentação que regulam os níveis inferiores;

- os materiais e energia disponíveis são processados para maximizar a produção e o consumo;

- aqueles elementos cujos padrões de ação não resultam em uma produção máxima tendem a ser substituídos;

A biosfera é o maior ecossistema, mas as florestas, os oceanos e as cidades também são sistemas. Todas as partes do sistema, sejam elas grandes ou pequenas, são interligadas por processos e regidas pelas leis da física que governam o comportamento da energia, determinando o que pode ou não ser feito dentro do sistema (ODUM & BARRET, 2011).

No conceito de emergia, a busca de organização de um sistema por máxima potência é observada em todas as escalas simultaneamente e se pensarmos em termos de ecossistemas no planeta, deveria se buscar alternativas que maximizassem a entrada e uso da potência emergética mas que garantissem que o ecossistema não perca sua capacidade de autorregenerar. Quando o crescimento está baseado em fontes não renováveis (combustíveis fósseis, por exemplo) ocorre uma desorganização do sistema e por consequência o desequilíbrio dentro do sistema. Muita da organização da biosfera e do sistema econômico pode ser entendido pelos conceitos de hierarquia energética

Conforme preconizou Georgescu-Roegen (1971), ao afirmar que o sistema econômico não pode ignorar suas interações com o sistema biótico, os sistemas econômicos devem ser reconhecidos como sistemas constituídos de seres humanos vivos e como partes de ecossistemas. Assim, uma das formas de se medir as contribuições do ambiente para o sistema

econômico seria medir as contribuições de energia, já que o sistema econômico é um sistema sujeito às leis da física, ao incorporar a segunda lei da termodinâmica aos processos econômicos (CECHIN; VEIGA, 2010).

No entanto, para ODUM (2007), a verdadeira riqueza não está no dinheiro. O dinheiro e os mercados são apenas medidas de quanto as pessoas estão dispostas a pagar por um produto ou serviço, mas não mede realmente o valor desse produto ou serviço. Apesar de ser bastante útil na escala de espaço e tempo das sociedades humanas, o dinheiro não consegue representar as quantidades de trabalho realizadas em outras escalas (ambiental ou geológica) apropriadamente.

Para fins de comparação com o sistema econômico, foi necessário criar uma moeda equivalente, uma vez que as pessoas não pensam em unidades de emergia. Considerando que emergia mede a riqueza produzida e consumida, os Emdólares (Em$) ou dólares emergéticos são os valores econômicos do dólar equivalentes de emergia. Os Emdólares indicam a circulação de moeda cujo poder de compra é fornecido pelo uso de uma quantidade de emergia, em outras palavras, seu valor representa a quantidade de emergia (seJ) que pode ser adquirida com uma unidade de dólar (US$ 1,00). O Emdólar é obtido dividindo-se a emergia total produzida do país ou região, em determinado ano, pelo Produto Interno Bruto (PIB).

### 3.3.3 Capacidade de suporte

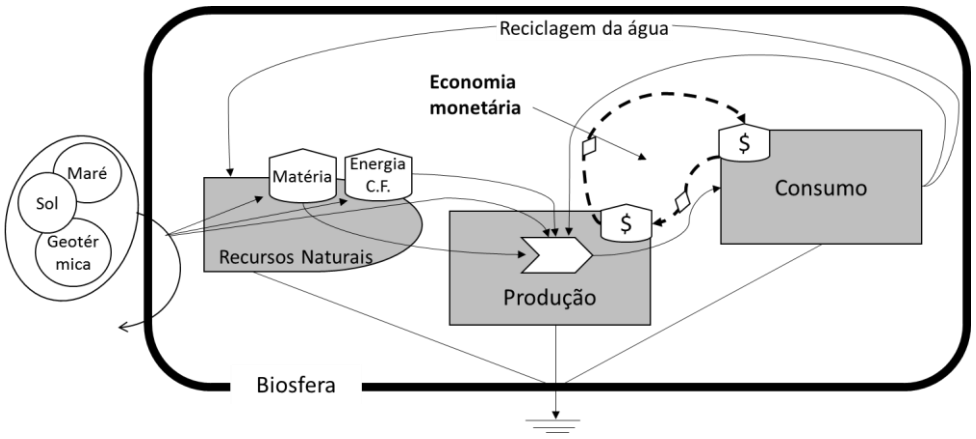
Outro conceito envolvido na análise emergética é o de capacidade de suporte (*carrying capacity*) do sistema que está diretamente relacionado ao conceito de sustentabilidade. Os ecologistas definem a capacidade de suporte como a habilidade de suportar a mesma espécie no futuro, ou seja, a medida do montante de recursos renováveis no ambiente em unidade de número de organismos que esses recursos possam suportar (DAILY, 2004).

Na visão emergética, a capacidade de suporte depende tanto da quantidade de recursos naturais disponíveis, quanto da energia adquirida ou importada pelo sistema, ou seja, a capacidade de suporte é atingida quando toda a energia disponível que entra é necessária para sustentar todas as estruturas e funções básicas do ecossistema. Esta capacidade pode aumentar com a entrada de emergia adicional trazida para o sistema, através de troca ou compra. Por exemplo, a capacidade de suporte de uma área aumenta na medida em que mais energia dos combustíveis fósseis, importados ou extraídos localmente, é adicionada. No entanto, na medida

em que os recursos disponíveis vão se tornando escassos, para manter o padrão de vida das pessoas de uma determinada região, a sua capacidade de suporte também tende a diminuir. (BROWN e ULGIATI, 2001).

O conceito de capacidade de suporte de um ambiente é determinado pela habilidade deste ambiente em fornecer a emergia necessária para a sua sobrevivência, seja ela vinda de fontes renováveis ou não-renováveis. Neste sentido, Brown e Ulgiati (2010) afirmam que as teorias econômicas deveriam reconhecer e incorporar as realidades biofísicas, ou seja, as restrições ecológicas e limites dos recursos naturais. Para tanto, realizaram um estudo mostrando a economia biofísica formada por fluxos de matéria, energia e informação com contracorrente de fluxos monetários (Figura 14), ao contrário da visão tradicional da economia em que a economia mundial não estaria sujeita às limitações termodinâmicas do meio ambiente (mais trabalho não pode acontecer sem o aumento de energia), e que a quantidade de dinheiro pode ser aplicada indefinidamente na economia sem se preocupar com a escassez dos serviços ecossistêmicos que são necessários para o funcionamento desta economia.

**Figura 14:** A economia biofísica**.**




Nota: A produção econômica no centro é uma função das energias renováveis, matéria e energias não-renováveis (combustíveis fósseis – C.F.) e da entrada de trabalho (informação).

Fonte: Brown e Ulgiatti, 2010.

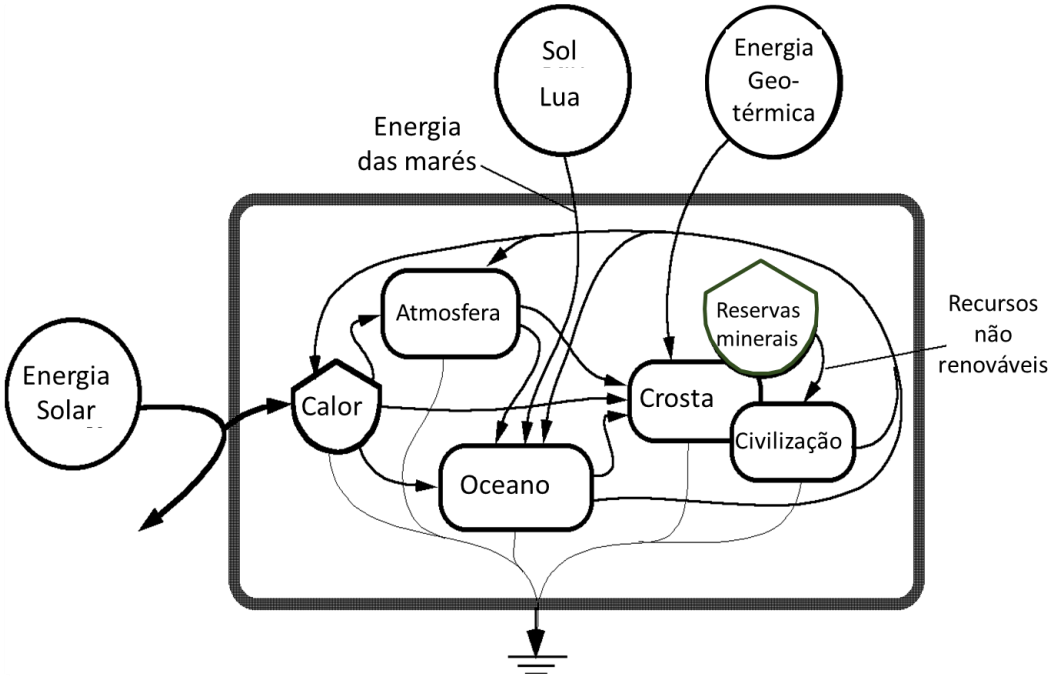
A Figura 14 representa a síntese em que está baseada a avaliação emergética caracterizada pela análise do sistema como um todo e não em análises individuais, compartimentalizadas. Todas as formas de energia seguem uma ordem de transformação dentro do próprio sistema, a hierarquia energética, e que o aumento de qualquer forma de energia

dentro do sistema, como a circulação de dinheiro, não pode acontecer sem acréscimo de energia, ou seja, sem dar atenção aos limites biofísicos do sistema, uma vez que esse aumento decorre do consumo de várias formas de energia, as não-renováveis (combustíveis fósseis e outros recursos minerais) e as energias renováveis da biosfera. Não se trata de um modelo fechado, pois está interagindo com seu entorno e elementos que interagem entre si (setas ou fluxos), como as forças que regem os ecossistemas (luz solar, vento, chuva, ciclo da terra etc.), a exportação ou importação de bens e serviços em troca de dinheiro (setas de linhas tracejadas).

A partir da perspectiva das transformações energéticas na biosfera, que há bilhões de anos vem se organizando, em um conjunto de sistemas (humano e da natureza) que trabalham com diferentes formas de energia, em diferentes escalas, como parte de uma hierarquia universal de energia, alguns pesquisadores têm calculado o valor de emergia global - GEB que suporta a biosfera - GEB (BROWN; ULGIATI, 2010b, 2016; CAMPBELL, 2016; ODUM; BROWN; BRANDT-WILLIAMS, 2000).

A GEB pode ser considerada como o orçamento global de emergia necessário para a manutenção os processos naturais da Terra, que expressam o funcionamento de todos os ecossistemas do planeta, sendo calculada pela soma das três principais fontes de energia: energia do Sol, o calor interno da Terra ou energia geotérmica e a energia das marés conforme ilustrado na Figura 15.

**Figura 15:** Rede de transformação de energia na Biosfera considerados no cálculo do orçamento global de emergia.




Fonte: Adaptado de BROWN (2022).

Considerada como a base de cálculo na avaliação emergética, a GEB foi revisada para $12 \times 10^{24}$ seJ/ano por BROWN *et al.* (2016). Do total, 3,7 seJ são relativos à energia do Sol, 4,7 seJ equivalem à energia geotérmica e 3,5 seJ à energia gravitacional das marés. O cálculo da emergia global é necessário para as avaliações emergéticas, pois serve como base para o cálculo das transformidades dos recursos energéticos disponíveis e fluxos da biosfera como por exemplo, os fluxos anuais de emergia de vento, rios, ondas, entre outros. Uma vez que a GEB foi definida em exergia equivalente solar (seJ), todos os processos na Terra podem ser quantificados em emergia solar (emjoules).

BROWN e ULGIATI (2010a) apontaram que o fluxo de emergia anual do mundo é três vezes e meia maior do que a sua capacidade de suporte advinda somente dos recursos renováveis (14 % da GEB) devido à utilização de energia proveniente de combustíveis fósseis (86 %). Nos países mais desenvolvidos, por exemplo, cujas economias são baseadas fortemente nos combustíveis fósseis, esse número chega a dez vezes do que o sistema seria capaz de suportar se apenas fontes renováveis e recursos naturais de energia fossem utilizados.

Isso significa dizer que a civilização atual, em várias regiões do planeta, se baseou na máxima exploração de todas as energias possíveis, extraindo ao máximo o que foi capaz de aproveitar. Porém esse ciclo não é infinito. Os recursos bióticos que maximizam o aproveitamento de energia que a Terra recebe e incorpora em seu estoque interno vêm diminuindo a velocidades cada vez maiores. Por exemplo, as energias de petróleo e carvão foram postas em circulação gerando mais estoque e capacidade, mas seu uso teve como consequência a perda de biodiversidade e o efeito estufa, que diminuem drasticamente a capacidade dos ecossistemas se manterem, renovarem e perdurarem.

Assim, a economia monetária pode ser vista como consequência dos fluxos limitados de recursos renováveis e estoques limitados de matéria e combustíveis fósseis, uma visão diferenciada da tradicional onde os fluxos de energia e recursos naturais são ignorados e somente são considerados os fluxos monetários entre produção e consumidores.

Ao ampliar o escopo dos estudos de emergia levando em consideração a biosfera (espaço) e tempo (escala) Brown e Ulgiati (2004) numeraram as possibilidades que advêm de uma avaliação emergética:

1. Investigar os sistemas que estão fora da atividade humana (ecossistemas, processos globais da biosfera);
2. Focar no papel do meio ambiente ao suportar processos dominados pelos seres humanos;
3. Mudar a perspectiva de avaliação da visão de usuário (ser humano) para doador (meio ambiente).
4. Avaliar processos que estão diretamente baseados em pequenos fluxos de suporte físico, mas são sustentados por grandes fluxos indiretos de recursos, como a criação e o processamento de informação;
5. Expandir a escala de tempo da avaliação, para incluir a memória dos fluxos dos recursos convergindo ao sistema;
6. Estimar a renovabilidade dos recursos através do cálculo da transformidade;
7. Avaliar de maneira quantitativa a qualidade dos fluxos e fornecimento de recursos (doador) que não são valorados, como água potável, biodiversidade, e que não podem ser avaliados em termos monetários pelos meios tradicionais considerando o valor de mercado;
8. Estimar o impacto ambiental de processos de acordo com a qualidade dos recursos;

9. Incluir na avaliação a emergia necessária para suportar o padrão de vida humano (trabalho e serviços).

## 3.4 SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS E A TEORIA EMERGÉTICA

Para avaliar um ecossistema é preciso descrever quantitativamente seus componentes e a relação entre eles. Para isso é necessário considerar que o ecossistema é um sistema regido pelas leis da termodinâmica; que é um sistema aberto, com uma hierarquia que permite que se organize e se autorregule. Para entender quantitativamente o funcionamento de um ecossistema é preciso contabilizar os fluxos de entrada e saída de energia e de matéria que atravessam suas fronteiras e se inter-relacionam com o meio ambiente.

Na emergia, as entradas são consideradas como as funções do ecossistema (visão do doador – *donor side*) e as saídas, os serviços ecossistêmicos. Por isso, a importância de se definir e diferenciar as terminologias utilizadas nas avaliações. Os serviços ecossistêmicos passam a ser considerados como um complemento dos fluxos de emergia dentro do ecossistema. O conceito de serviços ecossistêmicos é antropocêntrico e os serviços só existem porque existe um usuário final com grande influência na dinâmica do ecossistema a depender do uso (Grönlund *et al.* ,2015; Pulselli *et al.*, 2011).

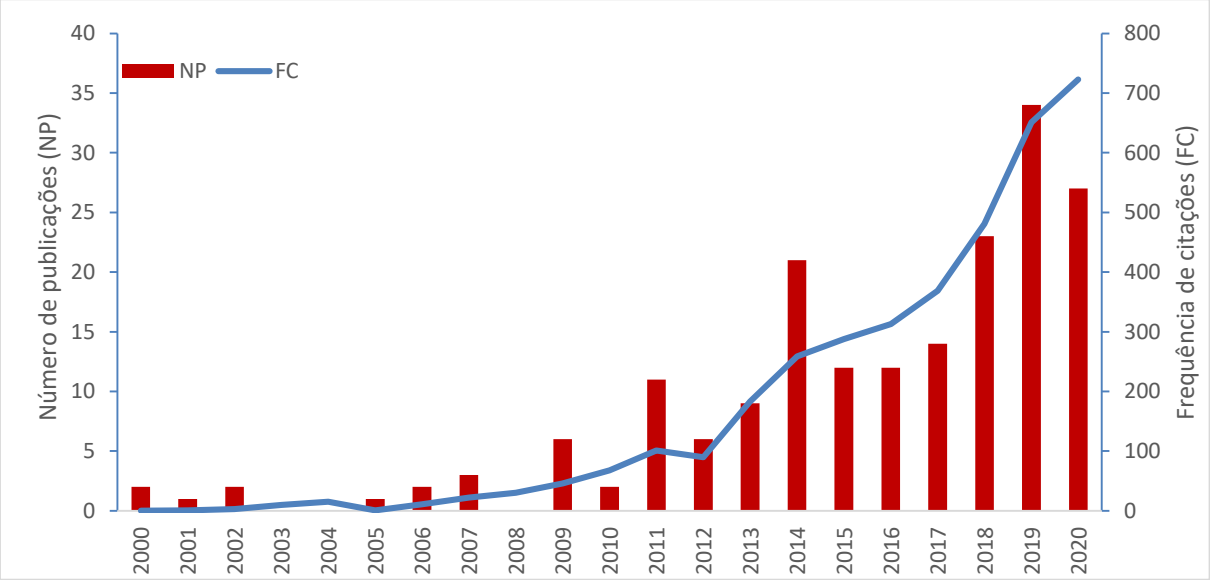
Como visto anteriormente, na definição dos serviços ecossistêmicos (Costanza *et al.*, 1997, MEA, 2005, (TEEB, 2012) é usada a abordagem do usuário, ou seja, são avaliados os serviços que saem do ecossistema e por isso são chamados de abordagem do usuário, advindos de uma visão antropocêntrica. Por isso, nessas avaliações, se faz necessário definir os usuários do sistema para considerar quais saídas devem ser avaliadas, uma vez que cada usuário pode utilizar e descrever o mesmo sistema de maneiras diferentes. Importante também considerar que o ecossistema não provê somente serviços para os seres humanos, mas também, sustenta as funções, as dinâmicas e o equilíbrio entre outras espécies, e outras partes da natureza, de todo o ecossistema.

A fim de esclarecer as relações entre os fluxos de emergia e os serviços ecossistêmicos é essencial adotar uma perspectiva mais ampla e transdisciplinar (ZHAN *et al.*, 2019; COSTANZA *et al.*, 2017). Como os serviços ecossistêmicos são a contribuição do capital

natural para o bem-estar humano, a avaliação dos serviços ecossistêmicos deve englobar todos os valores dos serviços de provisão, regulação, cultural e de suporte.

Para contextualização sobre o uso da análise emergética e sua crescente utilização para a avaliação dos serviços ecossistêmicos, utilizou-se como estratégia de pesquisa uma busca na base de dados *Web of Science*. A investigação resultou em 187 documentos selecionados através das palavras-chaves "*emergy*" e "*ecosystem services*" publicados no período de 2000 a 2020, conforme ilustrado na Figura 16.

**Figura 16:** Evolução das publicações selecionadas**.**




Fonte: Elaborado com os dados da *Web of Science* (2021)

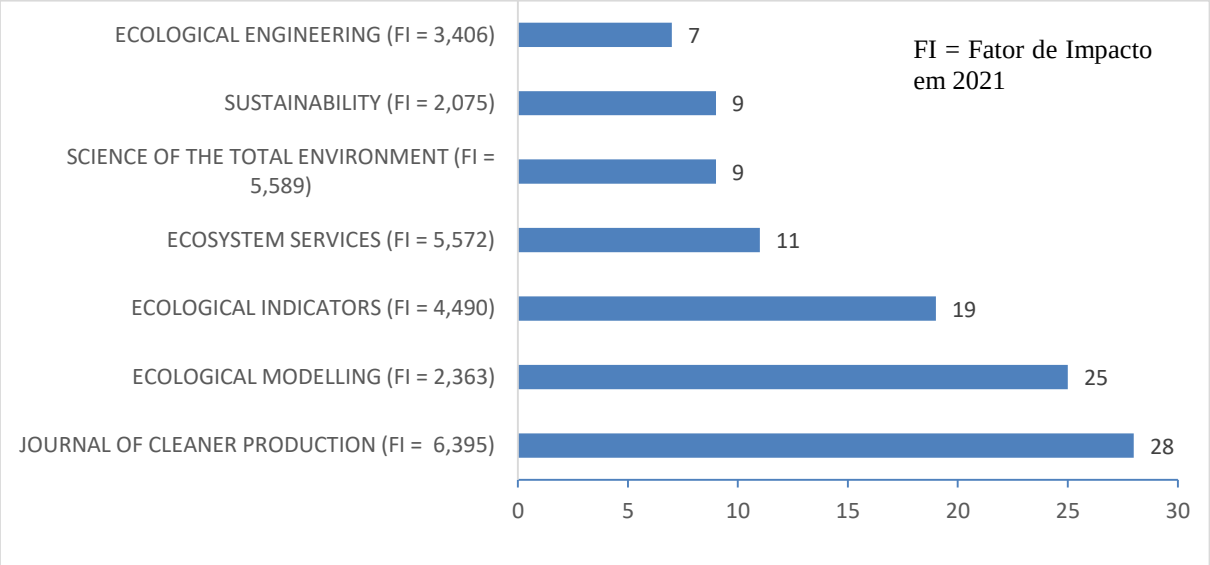
Conforme a Figura 16, houve aumento da quantidade de publicações, tendo crescido de 2 publicações em 2000 para 34 em 2019, com picos de crescimento nos anos de 2011 e 2014 indicando o aumento de interesse na temática da emergia na última década. Já o total de citações anuais vem gradualmente crescendo a partir de 2005.

Apesar do ano inicial de pesquisa ser 1996, somente apareceram publicações a partir do ano 2000, que foram reproduzidos no gráfico acima. Este fato pode ser explicado pela publicação de um estudo provocativo sobre valor econômico associado ao uso dos serviços do ecossistema calculado em escala global por COSTANZA *et al.* em 1997. Depois, COSCIEME *et al.* (2014) e DE GROOT *et al* (2012), argumentaram que a quantidade de artigos e

publicações sobre valoração monetária de recursos naturais, serviços ecossistêmicos e biodiversidade tiveram um aumento a partir desta publicação.

Pode-se inferir a partir da Figura 16, o quão recente é o tema dentro da literatura acadêmica sendo que a tendência aponta para o aumento do interesse acerca da avaliação dos serviços ecossistêmicos com a utilização da teoria emergética. É o que mostra a Figura 17 onde percebe-se que os principais periódicos mais produtivos no tema possuem o Fator de Impacto (FI) acima de 2.

**Figura 17:** Revistas que mais publicaram com os termos "*emergy"* e "*ecosystem services"*.




Fonte: Elaborado com dados da *Web of Science* (2021).

Dos 7 periódicos analisados, todos são publicações de relevância na área de serviços ecossistêmicos e emergia. *O Journal of Cleaner Production* tem o maior FI (6,395) seguido de *Science of the total Environmental* (5,589) e *Ecosystem Services* (5,572). Os quatro maiores periódicos correspondem a quase metade das publicações e mostram que artigos científicos envolvendo o tema de serviços ecossistêmicos e emergia vêm sendo publicados em periódicos de grande relevância científica nas últimas duas décadas. Esses resultados corroboram os resultados encontrados por CHEN *et al.* (2016) e CHEN *et al.* (2017), quando pesquisaram sobre o tema emergia até o ano de 2014.

A Tabela **4** mostra os dez países mais produtivos em relação às publicações envolvendo o tema - avaliação de serviços ecossistêmicos e emergia. Um total de 35 países publicaram

sobre o tema entre 1996 a 2020, sendo que a China foi a que mais publicou (93 artigos), seguida da Itália (57 artigos) e Estados Unidos (44). Pode-se argumentar que os principais países com publicações relacionadas ao tema pesquisado são países desenvolvidos que geralmente consomem mais recursos naturais, ou têm mais escassez devido ao tamanho do território (ex.: Luxemburgo) e talvez, por isso, tenham mais interesse sobre o tema de avaliação dos serviços produzidos pelos ecossistemas que influenciam diretamente o bem-estar da população. Neste sentido, a China publicou quase metade dos artigos pesquisados demonstrando seu crescente interesse sobre os recursos naturais mas, de acordo com Chen *et al.* (CHEN *et al.*, 2016), este grande aumento nas publicações também pode ser atribuída às iniciativas em larga escala em pesquisa na China, iniciada em 1995.

**Tabela** 4**:** Os dez países/territórios mais produtivos.

| Nome | Total de publicações | Percentual |
|---|---|---|
| CHINA | 93 | 49,5 % |
| ITÁLIA | 57 | 30,3 % |
| ESTADOS UNIDOS | 44 | 23,4 % |
| BRASIL | 22 | 11,7 % |
| LUXEMBURGO | 9 | 4,8 % |
| FRANÇA | 7 | 3,7 % |
| ESPANHA | 7 | 3,7 % |
| SUÍCA | 7 | 3,7 % |
| AUSTRALIA | 5 | 2,7 % |
| HOLANDA | 5 | 2,7 % |

Fonte: Elaborado com dados da *Web of Science* (2021).

Destaca-se que o Brasil, apesar de não ter escassez de recursos naturais, tem interesse na exportação dos mesmos e ficou em 4º lugar em termos de publicações. A instituição brasileira que mais publicou foi a Universidade Paulista (UNIP). Pode ser creditado ao fato de ter um núcleo sobre estudos de emergia.

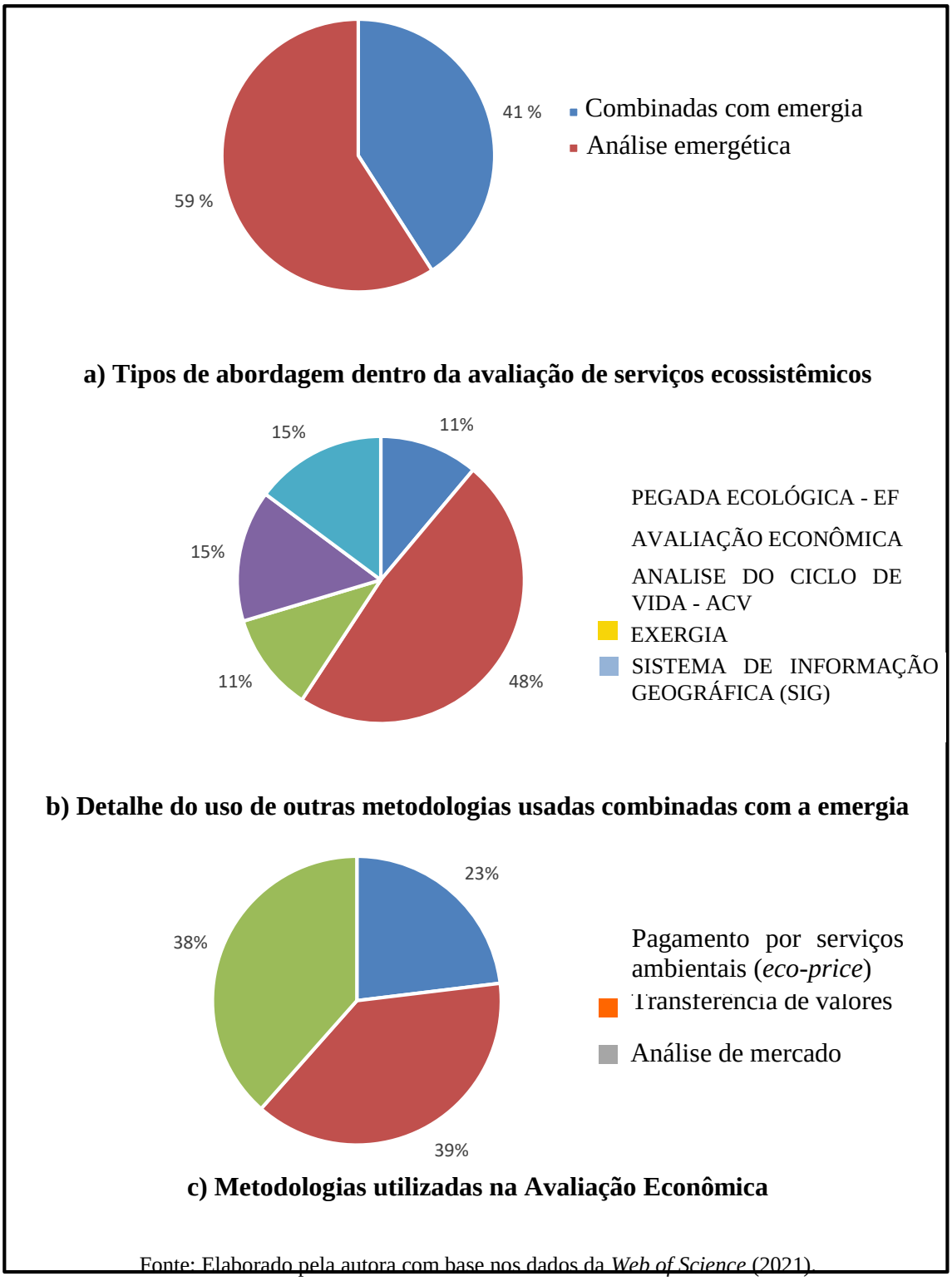
### 3.4.1 Emergia como ferramenta para avaliação de serviços ecossistêmicos

Num segundo momento da pesquisa fizemos nova busca na *Web of Science*, dentre os 187 artigos iniciais pesquisados, com as palavras ***valuation and "economic"***, com o objetivo

de analisar os artigos que estariam diretamente relacionados à avaliação dos serviços ecossistêmicos. Foram encontrados 72 artigos cujos resultados foram calculados em unidades monetárias, além de unidades biofísicas. Deste total verificou-se que 6 artigos tratavam de revisão bibliográfica das metodologias emergéticas com aplicação conjunta de outras metodologias sendo, então, excluídos da análise.

Assim, a partir dos 66 artigos restantes procedemos a uma análise mais detalhada sobre as metodologias utilizadas. Deste total, verificou-se que o uso exclusivo da abordagem emergética, cujos valores dos serviços ecossistêmicos são obtidos em emdolares, responde pela maioria dos trabalhos pesquisados (cerca de 60%) no período entre 2007 e 2020, conforme mostrado na Figura 18(a). Na metodologia emergética as unidades físicas, conhecidas como *Unit Emergy Value* (UEV) e expressas em Joules de Energia Solar (seJ/J), são transformadas em valores monetários através do cálculo do indicador *Emergy to Money Ratio* (EMR), utilizado para estimar em emdólar (*em*$) (ODUM, 2007).

**Figura 18:** Metodologias utilizadas nos estudos de avaliação de serviços ecossistêmicos no período de 2007-2020.




Fonte: Elaborado pela autora com base nos dados da *Web of Science* (2021).

A estimativa dos serviços ecossistêmicos em emdólares tem sido utilizada por órgãos governamentais como subsídio para a formulação de políticas públicas. (CAMPBELL e BROWN, 2012) estimaram o valor do capital natural e serviços ambientais de nove regiões do Sistema Florestal Americano (U.S. *Forest Service*). (CAMPBELL e OHRT, 2009) avaliaram o estado de Minnesota como parte do projeto da política ambiental da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (U.S. EPA). O *Emergy Money Ratio* - EMR é calculado através da razão entre o fluxo emergético de um país em relação ao seu Produto Interno Bruto (PIB), expresso em seJ/$, e representa quanta emergia corresponde a uma unidade de dinheiro produzida pela economia nacional (BROWN; ULGIATI, 2004b).

Mariano (2013) utilizou o conceito de contabilidade ambiental em emergia para avaliar 73 parques da Cidade de São Paulo no Brasil estabelecendo uma relação de custo/benefício entre a produção de serviços ambientais e o investimento necessário do município nestas áreas, com o intuito de auxiliar o gerenciamento dos parques urbanos. Índices emergéticos como o EMR têm sido utilizados para avaliar alguns dos serviços ecossistêmicos de suporte, regulação e provisão. TILLEY e SWANK (2003) avaliaram as múltiplas funções de sistemas florestais. ZHAO e WU (2015) calcularam os valores anuais de um ecossistema de mangue na China. (GIANNETTI *et al.*, 2006) avaliaram os serviços ambientais de uma área de mata nativa dentro de uma fazenda de café no Brasil e Vassallo *et al.* (2017) e Franzese *et al.* (2017), estimaram o valor de um ecossistema marinho em áreas protegidas nas Ilhas Ventotene e Santo Stefano na Itália.

Oliveira e Sinisgalli (2018) utilizaram a avaliação emergética na baía do Araçá, pequena porção da zona costeira do litoral norte do estado de São Paulo, com o objetivo de compreender o contexto do Araçá e testar a influência da expansão do porto de São Sebastião sobre seus indicadores de sustentabilidade. Os resultados mostram índices emergéticos melhores para a baía quando comparados ao seu entorno e especialmente quando comparados com a possível expansão do porto de São Sebastião.

Como os valores dos serviços ecossistêmicos podem ser expressos em unidades físicas e monetárias, a combinação da análise emergética com outros métodos tem sido bastante utilizada e representou 40% dos artigos pesquisados. Nossa pesquisa corrobora com os achados de (HE *et al.*, 2020) que observou um aumento significativo entre o período de 2007 a 2018, no número de artigos que utilizaram a integração da análise emergética com outros métodos.

Os métodos analisados neste estudo variam com relação ao propósito da avaliação (valoração, sustentabilidade, capacidade de suporte etc.), mas todos têm em comum a abordagem sistêmica. Dentre esses métodos, os mais utilizados foram as avaliações econômicas que aparecem em 50% dos artigos com abordagem econômica, que focam no valor monetário dos recursos naturais (transferência de valores, valor de mercado e pagamento por serviços ambientais), seguida de outras metodologias mais focadas nos aspectos biofísicos do bem avaliado, como é o caso da exergia (15%), análise do ciclo de vida (ACV) (11%), Sistema de Informações Geográficas (SIG) (15%) e pegada ecológica (EF) (11%) conforme mostrado na Figura 18(b). A seguir, elencamos os principais aspectos de cada metodologia.

#### 3.4.1.1 *Emergia e a abordagem da avaliação econômica*

O uso da avaliação econômica em conjunto com a emergia tem se mostrado cada vez mais presente nos artigos pesquisados devido à proximidade com unidades monetárias que facilitam a compreensão e comparação dos resultados, assim como decisões e planejamento futuro. Como apontado por Costanza (2020), se pelo menos um dos componentes avaliados for expresso em unidades monetárias, os serviços ecossistêmicos também podem ser expressos nessas unidades.

Dentre as publicações que utilizaram algum tipo de unidade monetária para avaliar os serviços ecossistêmicos (Figura 18 (c)), a mais utilizada foi o método de transferência de valores com 39%, seguido de avaliação de mercado (38%) e pagamento por serviços ambientais (23%).

O método de transferência de valores consiste em transferir os serviços estimados em estudos prévios realizados em locais diferentes, mas com características físicas similares (RICHARDSON *et al.*, 2015). Com o objetivo de avaliar a relação entre serviços derivados do meio ambiente e seu valor monetário Pulsielli *et al.* (2011) calculou a proporção do fluxo de emergia que suporta toda a biosfera em relação ao valor dos serviços ecossistêmicos globais calculado por Costanza *et al.* (1997), obtida por meio de um fator de conversão ambiental específico denominado “emergia ambiental-para-dinheiro” - EMRambiental.

Num segundo estudo publicado por Coscieme *et al.* (2011; 2014), os valores globais calculados para a biosfera foram recalculados, em euros, em menor escala para a avaliação emergética de 16 biomas reproduzidos na Tabela 5. Os valores obtidos representam um tipo de

redistribuição dos valores clássicos das avaliações de ecossistemas uma vez que são calculados, além dos valores dos serviços prestados pelos biomas para a humanidade, são computadas também as entradas de recursos renováveis necessários para que esses biomas existam (emergia), por isso possuem uma ordem de grandeza maior.

**Tabela 5:** Fluxos de emergia, avaliação clássica dos serviços ecossistêmicos e avaliação baseada nos valores emergéticos para 16 biomas mundiais.

| **Bioma** | **Fluxo de emergia /(seJ/(ha ano))** | **Costanza *et al.* [a] /(€/ano)** | **Valor- base emergia [b] /(€/ano)** |
|---|---|---|---|
| **Oceano aberto** | $3{,}88 \times 10^{14}$ | 287 | $1{,}51 \times 10^{3}$ |
| **Estuários** | $8{,}84 \times 10^{16}$ | 26 019 | $3{,}44 \times 10^{5}$ |
| **Algas marinhas** | $1{,}93 \times 10^{19}$ | 21 657 | $7{,}51 \times 10^{7}$ |
| **Recifes de Coral** | $2{,}94 \times 10^{19}$ | 6 924 | $1{,}14 \times 10^{8}$ |
| **Plataforma continental** | $1{,}93 \times 10^{19}$ | 1 835 | $7{,}51 \times 10^{7}$ |
| **Floresta Tropical** | $4{,}52 \times 10^{16}$ | 2 288 | $1{,}76 \times 10^{5}$ |
| **Floresta Temperada/Boreal** | $1{,}77 \times 10^{15}$ | 344 | $6{,}90 \times 10^{3}$ |
| **Pastagem** | $7{,}45 \times 10^{16}$ | 278 | $2{,}90 \times 10^{5}$ |
| **Mangue** | $1{,}09 \times 10^{16}$ | 11 385 | $4{,}22 \times 10^{4}$ |
| **Pântano** | $3{,}21 \times 10^{15}$ | 22 315 | $1{,}25 \times 10^{4}$ |
| **Rios e lagos** | $4{,}97 \times 10^{16}$ | 9 684 | $1{,}93 \times 10^{5}$ |
| **Deserto** | $1{,}55 \times 10^{14}$ | 0 | $6{,}03 \times 10^{2}$ |
| **Tundra** | $2{,}01 \times 10^{15}$ | 0 | $7{,}81 \times 10^{3}$ |
| **Geleiras** | $3{,}68 \times 10^{15}$ | 0 | $1{,}43 \times 10^{4}$ |
| **Áreas cultivadas** | $2{,}71 \times 10^{16}$ | 105 | $1{,}05 \times 10^{5}$ |
| **Área urbana** | $1{,}47 \times 10^{18}$ | 0 | $5{,}71 \times 10^{6}$ |

Legenda: a) os valores calculados por Costanza *et al.* (1997) foram convertido em Euros.
b) denominação do autor para os valores máximos obtidos na avaliação.

Fonte: adaptado de Coscieme *et al.* (2011).

Quando os fluxos de emergia são calculados em relação a área ocupada por hectare (ha) ou metro quadrado ($m^2$), são denominados Densidade Emergética *Empower Density* (ED) que funciona como um fator de transformação de valores emergéticos em unidades de área para uma determinada região ou até mesmo, um país (BROWN; ULGIATI, 2004b). Como pode ser observado na Tabela 5, os maiores valores de fluxos emergéticos (algas, recifes de coral e plataforma continental) estão relacionados a área que dão suporte às zonas costeiras e apoiam outros ecossistemas costeiros em função de forças como o vento, energia das ondas, marés e geometria costeira o que se reflete nos maiores valores obtidos na valoração com base emergética. Maiores valores de ED são encontrados em grandes centros urbanos e zonas industriais enquanto valores menores estão em áreas rurais e no meio natural.

Berrios *et al.*, 2017 utilizaram a metodologia proposta por Pulselli *et al.* (2011) para estimar o total de serviços ecossistêmicos bentônicos marinhos, nos quais estava baseada a economia regional de três baías situadas no norte do Chile. O valor encontrado em emdollar para as três baias correspondeu a Em$ $4{,}74 \times 10^7$, o que representou aproximadamente 8,2% do valor encontrado em dólares hipotéticos (US$ $5{,}76 \times 10^8$). Esses resultados mostram a importância de se calcular valores mais próximos da realidade econômica da sociedade para que medidas efetivas de proteção, em relação à utilização dos recursos naturais, possam ser tomadas.

Em outra metodologia proposta por (CAMPBELL; TILLEY, 2014a) a análise emergética foi utilizada para estabelecer um sistema de pagamentos por serviços ambientais baseados numa unidade monetária denominada pelos autores como "*eco-price*". O *eco-price* se baseia na coleta de valores que foram pagos pela sociedade como uma maneira de se evitar a perda, ou ainda, restaurar os danos causados a um determinado recurso ambiental, na forma de unidades monetárias ($) pagas por serviços ambientais prestados pelos serviços ecossistêmicos. O *eco-price* é calculado através da razão entre emergia e valores monetários como, por exemplo, o valor comercializado da tonelada de madeira, o qual deve ser calculado especificamente para cada região estudada. Usando esta metodologia (CAMPBELL; TILLEY, 2014b) e (CAMPBELL, 2018) avaliaram os benefícios anuais provenientes dos serviços ecossistêmicos das florestas de Maryland nos Estados Unidos em $ 5.767 por hectare de floresta e $ 9.693 por hectare de água doce.

3.4.1.2 *Pegada Ecológica, Análise do Ciclo de Vida, Exergia e SIG na Análise Emergética*

Segundo YU *et al.* (2019) e ZHONG *et al.* (2016), existe uma tendência em se utilizar análises que combinam a teoria emergética com outras abordagens como a ACV e a EF para determinar a utilização eficiente de um recurso ou a eficiência ambiental de um processo. A exergia e a EF usam coeficientes para a transformação das entradas de um sistema em uma mesma unidade que podem ser usadas como entradas nas análises de ciclo de vida.

Por este motivo, essas abordagens são normalmente utilizadas em conjunto como (ARBAULT *et al.*, 2013) que utilizou EF, ACV e emergia; (SHENG *et al.*, 2019) que usou conceitos da exergia e EF na análise emergética e (MENG *et al.*, 2019) que usou a exergia e o ACV baseado na metodologia emergética. Uma análise mais detalhada sobre o potencial uso de ACV e emergia pode ser encontrada em Rugani & Benetto (2012) e Wang *et al.* (2020). Mcdougall *et al.* (2019) e Yang *et al.* (2018) utilizaram indicadores obtidos através da metodologia emergética e da pegada ecológica em sistemas de agricultura com impacto urbano. Como a emergia, uma das vantagens da exergia é apresentar diversos valores em uma só medida sendo geralmente utilizada para avaliar entradas não-renováveis como metal, combustíveis fósseis entre outros.

Outro conceito é o de eco-exergia que reflete os estoques atuais de energia disponíveis, enquanto a emergia quantifica a memória histórica de desenvolvimento e manutenção na rede do sistema. Portanto, as proporções do eco-exergia para emergia (Ex/Em) são indicadores informativos para a eficiência com que um sistema usa energias externas para formar e manter a estabilidade própria, a estrutura termodinâmica e o conteúdo de informação. Lu *et al.* (2015) calcularam esses índices para a avaliação da saúde do ecossistema e sustentabilidade de três florestas na China.

A pegada ecológica representa o impacto das atividades humanas em termos de área terrestre. Em conjunto com a análise emergética tem-se o cálculo da biocapacidade e faz-se a comparação em termos de densidade global de emergia com base nos recursos renováveis disponíveis (sol, vento, energia química na chuva, energia geopotencial na chuva e energia do ciclo da terra). Yang *et al* (2018) avaliou o déficit ecológico dos serviços ecossistêmicos de algumas províncias da China com projeção de 100 anos através do cálculo emergético e a EF. Na avaliação de serviços ecossistêmicos a avaliação feita por EF acaba sendo incompleta porque a metodologia só consegue contabilizar por bens e serviços biológicos como culturas,

peixes e madeira. Muitos serviços essenciais acabam não sendo inclusos porque nem todos podem ser convertidos para uma unidade comum, como o valor por área (ZHANG *et al.*, 2010).

Alguns autores têm feito o uso conjunto de emergia e o Sistema de Informações Geográficas (SIG) como uma maneira de destacar a importância da dimensão espacial dos recursos naturais e auxiliar na tomada de decisão com relação à preservação dos recursos naturais. Mellino *et al.* (2015) avaliou o capital natural e o capital humano através do mapeamento da região sul da Itália onde demonstrou a importância da preservação de áreas com menor valor econômico, mas com grande degradação ou estoque de recursos naturais. Pu *et al.* (2020) usou técnicas de SIG para obter um índice emergético de avaliação de uma área montanhosa na China com difícil acesso, demonstrando a importância do monitoramento remoto.

No Quadro 5 são mostrados os pontos fortes e as lacunas das metodologias utilizadas em conjunto com a análise emergética para fazer a valoração econômica dos serviços ecossistêmicos. A avaliação econômica (consideradas neste item a modelagem matemática, como análise de mercado, transferência de valores, *eco-price* e simulações), EF, ACV, exergia, eco-exergia, e SIG são métodos predominantes na contabilidade de recursos naturais e, quando combinados com a emergia, podem expressar valores de serviços ecossistêmicos em unidades biofísicas e monetárias.

**Quadro 5:** Comparação entre os métodos para avaliação econômica de serviços ecossistêmicos em conjunto com a análise emergética.

| Metodologia | Referências | Pontos Fortes | Lacunas |
|---|---|---|---|
| **Avaliação econômica (consideramos os métodos que contém principalmente métodos matemáticos como análise de mercado, transferência de valores, *eco-price* e simulações etc.)** | Lu *et al.* (2017); Campbell e Tilley (2014); Pulselli *et al.* (2011) | Os valores obtidos são fáceis de entender, tanto pelo público em geral, como pelo poder público.<br>As diversas metodologias podem ser utilizadas para qualquer tipo de recurso natural, em qualquer localização | O valor monetário pode não representar o valor verdadeiro dos recursos naturais. As inevitáveis estimativas e transferências de valores entre localizações aumentam as incertezas dos resultados. |
| **Pegada Ecológica (EF)** | Mancini *et al.* (2018)<br>Zhang *et al.* (2010) | Excelente ferramenta de comunicação com o público em geral. | Não consegue contabilizar todos os serviços ecossistêmicos, somente aqueles medidos geralmente por hectare. |
| **Análise do Ciclo de Vida (ACV)** | Wang *et al.* (2020); Rugani *et al* (2012); Zhang *et al.* (2010) | O uso de indicadores emergéticos nos modelos de ACV podem melhorar a qualidade dos UEVs. extenso<br>O processo de análise é quantitativo, detalhado e preciso. | Utilizada somente para avaliar a sustentabilidade de um sistema. A emergia foca na visão do doador e a ACV na visão do usuário e a junção das duas metodologias ainda não tem apresentado unanimidade de aprovação. |
| **Exergia/eco-exergia** | Lu *et al.* (2015); Zhang *et al.* (2010); Bastianoni *et al.* (2006) | Baseada na termodinâmica tem sido usada para entender a dinâmica dos ecossistemas.<br>Ambos tem o equivalente de energia solar como fator de conversão. | Ainda não consegue capturar as diferenças na qualidade de recursos muito diferentes como renováveis e não-renováveis.<br>Os cálculos na exergia são bem mais complexos |
| **Sistema de Informação Geográfica - SIG** | Mellino *et al.* (2015) | Ferramenta útil para planejamento ambiental e gestão dos recursos naturais. | Para se obter valores econômicos tem que ser aplicada em conjunto com outras metodologias. |

Fonte: elaborado pela autora (2021).

Em princípio, o objetivo principal do Quadro 5 não é fornecer uma comparação completa e detalhada entre todas as abordagens, mas apontar que, embora esses métodos possam diferir em propósitos, escopos e requisitos de dados, todos eles compartilham a mesma abordagem sistêmica da natureza. Vale ressaltar que, os valores emergéticos representam a riqueza do sistema, e a riqueza é medida pelo quanto cada parte do sistema contribui para o sistema geral. No entanto, tomando-se como base a avaliação dos serviços ecossistêmicos, o uso somente de valores emergéticos podem não representar o valor total, pois nem toda a entrada de emergia que suporta o ecossistema é necessariamente convertida em serviços ecossistêmicos. Pulselli *et al.* (2011) afirma que, os fluxos que sustentam um ecossistema e os serviços dele provenientes podem ser independentes uns dos outros a depender das características intrínsecas dos ecossistemas, dos benefícios percebidos pelos seres humanos e do método para calcular os resultados.

Há um consenso crescente de que nenhum método perfeito existe, nem qualquer método único pode fornecer uma avaliação totalmente confiável do ecossistema, levando à combinação com outros métodos que forneçam uma melhor compreensão de qualquer questão ambiental específica e que os valores possam refletir os reais custos e benefícios envolvendo as tomadas de decisão no uso dos recursos naturais (COSTANZA, 2020; GRÖNLUND; FRÖLING; CARLMAN, 2015; PATTERSON; MCDONALD; HARDY, 2017).

Nesse sentido, poderíamos argumentar que a avaliação econômica em conjunto com a análise emergética parece ser um caminho melhor para se obter um valor monetário para serviços ecossistêmicos, enquanto EF e ACV seriam mais adequados para análises de sustentabilidade. O modelo proposto por Pulselli *et al.* (2011) é de especial interesse nesta tese, onde os serviços ecossistêmicos são considerados como complementos dos fluxos de emergia dos ecossistemas. A metodologia proposta faz uma conexão entre a abordagem do ecossistema com a avaliação de mercado tradicional, unindo assim a abordagem do usuário (visão antropocêntrica) com a abordagem do doador (visão biocêntrica) para a valoração dos serviços ecossistêmicos.

## 3.5 CONSIDERAÇÕES DO CAPÍTULO

Este capítulo apresentou, inicialmente, considerações e definições sobre os ecossistemas e os serviços ecossistêmicos, apontando as relações entre estes, o sistema econômico e o bem-estar humano e a sua importância para a manutenção da vida como a conhecemos. Os serviços ecossistêmicos são definidos como os benefícios diretos e indiretos que a natureza nos provê de maneira gratuita sendo o suporte básico para o sistema econômico. A dificuldade em se obter valores para esses serviços que, em sua grande maioria não tem preço de mercado e ainda, não são perceptíveis para uma grande maioria da população como imprescindíveis para a vida no planeta, tornam a sua valoração mais complexa, porém de extrema relevância.

A revisão da literatura apontou que, a busca por metodologias que possam quantificar monetariamente a natureza é crescente a nível mundial. Devido ao crescente desenvolvimento econômico e o rápido consumo dos recursos naturais, a valoração monetária dos serviços ecossistêmicos pode contribuir para a conservação da natureza. Um dos estudos de maior relevância neste campo de pesquisa, foi feito por Costanza *et al.* (2014) onde o valor dos serviços ecossistemas mundiais foi calculado em US$ 124,8 trilhões, um valor 2,7 vezes superior ao produto bruto mundial (US$ 75,2 trilhões), tendo sido verificada uma perda de serviços ecossistêmicos estimada entre US$ 4,3 e US$ 20,2 trilhões/ano entre 1997 e 2011 principalmente devido às mudanças no uso do solo, consequência da crescente urbanização e da necessidade do aumento de áreas para a agricultura e pecuária. .

A pesquisa apontou a necessidade de uma visão holística e interdisciplinar para tratar da questão da valoração ambiental, com metodologias que considerem as interfaces entre os sistemas ecológicos e econômico. Neste sentido, a avaliação emergética se destacou como uma metodologia que trata do sistema como um todo, e não apenas de suas partes. Verificou-se o quão recente é o tema dentro da literatura acadêmica sendo que os números parecem apontar para a evolução do interesse acerca da avaliação dos serviços ecossistêmicos com a utilização da teoria emergética havendo ainda muito espaço para o crescimento acadêmico acerca do tema. Neste ponto, se insere esta tese.

A premissa fundamental por trás da análise emergética é que diferentes formas de energia têm propriedades únicas, associadas à sua posição na hierarquia de energia universal. A energia vai se transformando dentro do sistema sendo conectada em uma série de redes de

acordo com a quantidade de um tipo de energia necessária para a próxima. A análise emergética determina o valor de todos os bens e serviços (monetizáveis ou não) sobre uma mesma base comum, em termos de unidades de energia solar, os emjoules. Trata-se de um método que procura recuperar toda a memória energética de um bem, convertendo, através de fatores de transformidade previamente calculados, todas as formas de energia utilizadas nos seu processo de formação/produção em equivalentes de energia solar.

Os diversos artigos aqui pesquisados indicam que a utilização de métodos isolados não parece ser a solução mais adequada, e a emergia utilizada em conjunto com outras metodologias pode ser usada para se obter resultados mais precisos e abrangentes na avaliação de recursos naturais.

A metodologia proposta por Pulselli *et al.* (2011) se destacou em nossa pesquisa ao apresentar um modelo de valoração dos serviços ecossistêmicos que utiliza a análise emergética em conjunto com valores obtidos a partir do valor dos serviços ecossistêmicos mundial. Não encontramos nenhum estudo no Brasil que utilizasse a metodologia proposta sendo esta tese, pioneira nesta perspectiva. A grande maioria dos estudos nacionais com emergia foram conduzidos no sentido de avaliar o desempenho econômico e ambiental em diferentes culturas e sistemas de cultivo no país. Outros estudos (OLIVEIRA; SINISGALLI, 2018; WATANABE; ORTEGA, 2011, 2014) aplicaram a metodologia emergética obtendo os valores dos serviços ecossistêmicos em emdólares, que são os dólares equivalente de emergia solar, mas que não encontram comparativo no mercado tradicional.

Uma significativa falta de conhecimento sobre o funcionamento das funções ecossistêmicas e seus serviços limita sua inclusão nos processos de valoração de serviços ecossistêmicos. A ciência, no entanto, fornece uma maneira de entender essa complexidade por meio de metodologias de avaliação como é o caso da metodologia emergética, que nos ajuda a entender as principais inter-relações do ecossistema, além de fornecer outras dimensões de valores e a importância para a sociedade. Nesse sentido, o presente capítulo forneceu definições e embasamento teórico para a aplicação da metodologia de valoração econômica dos serviços ecossistêmicos apresentada a seguir.

.

# CAPÍTULO 4

# MATERIAIS E MÉTODOS

Este capítulo descreve os procedimentos metodológicos utilizados no desenvolvimento desta tese e que viabilizaram a utilização da metodologia emergética em conjunto com a avaliação econômica para a valoração dos serviços ecossistêmicos e a consequente aplicação na Ilha de Itaparica/BA.

A primeira etapa da pesquisa, de natureza exploratória e quantitativa, foi composta pelo levantamento bibliográfico dos temas relevantes: metodologias para a avaliação dos serviços ecossistêmicos e a análise emergética como ferramenta. Assim, foi realizada uma pesquisa documental através de periódicos e publicações na área de interesse. Um dos recursos metodológicos para o referencial teórico utilizado nesta pesquisa foi a busca na base *Web of Science*[3], do *Institute for Scientific Information* (ISI) publicado pela Thomson Reuters, uma base multidisciplinar que indexa os periódicos mais citados em suas respectivas áreas, com aproximadamente 12.000 periódicos de alto impacto.

Os termos de busca utilizados foram "*emergy, ecosystem services*" (emergia, serviços ecossistêmicos) contemplando o período de busca entre 1996 a 2021. Em um segundo momento da pesquisa, fez-se uma nova busca na *Web of Science*, com as palavras *valuation, economic" (valoração, econômica) com o objetivo de analisar aqueles artigos que estavam diretamente relacionados à avaliação dos serviços ecossistêmicos. A escolha do ano de início da pesquisa se deu com base em Chen *et al.,* (2016) que apontou que, o livro "*Environmental Accounting: Emergy and Environmental Decision Making*", publicado em 1996, foi um marco para o início da pesquisa na área de emergia. Os resultados destas pesquisas estão descritos e consolidados no capítulo anterior, item 3.4.

Para o estudo de caso, o levantamento de dados se deu com base no projeto da Ponte Salvador/Itaparica obtido no Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Bahia (INEMA), nos documentos integrantes do Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e Relatório de

---

3 Foram selecionados neste estudo todos os subcampos do banco de dados da *Web of Science* entre eles: Science Citation Index Expanded (SCIE), Social Sciences Citation Index (SSCI), SCI, SSCI, Conference Proceedings Citation Index-Science (CPCI-S) e Conference Proceedings Citation Index-Social Science & Humanities (CPCI-SSH)

Impacto Ambiental (RIMA) elaborado pelo Consórcio V&S Ambiental/Nemus e no site institucional da Ponte Salvador/Itaparica[4], que atinge os Municípios de Salvador, Vera Cruz e Itaparica, no Estado da Bahia, Brasil.

Essa investigação técnico-científica serviu como base para aplicação da metodologia de valoração proposta, a qual será descrita nos itens subsequentes.

## 4.1 DELIMITAÇÃO E IDENTIFICAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

A delimitação espacial dos diferentes ecossistemas da Ilha de Itaparica foi realizada com base nos bancos de dados disponibilizados pelo MAPBIOMAS (2021), com recorte para o bioma Mata Atlântica, Fundação SOS Mata Atlântica (SOSMA), Agência Nacional de Águas (ANA) e Ministério do Meio Ambiente (MMA). A base principal utilizada foi o MAPBIOMAS (2021) que é uma iniciativa colaborativa de diversas organizações, da qual a SOS Mata Atlântica faz parte, e monitora a mudança do uso da terra de todos os biomas brasileiros, com séries temporais em imagens de satélite desde 1985. Para o presente trabalho, utilizou-se a Coleção 6 do MapBiomas (2022) que abrangeu os anos de 1985 a 2020.

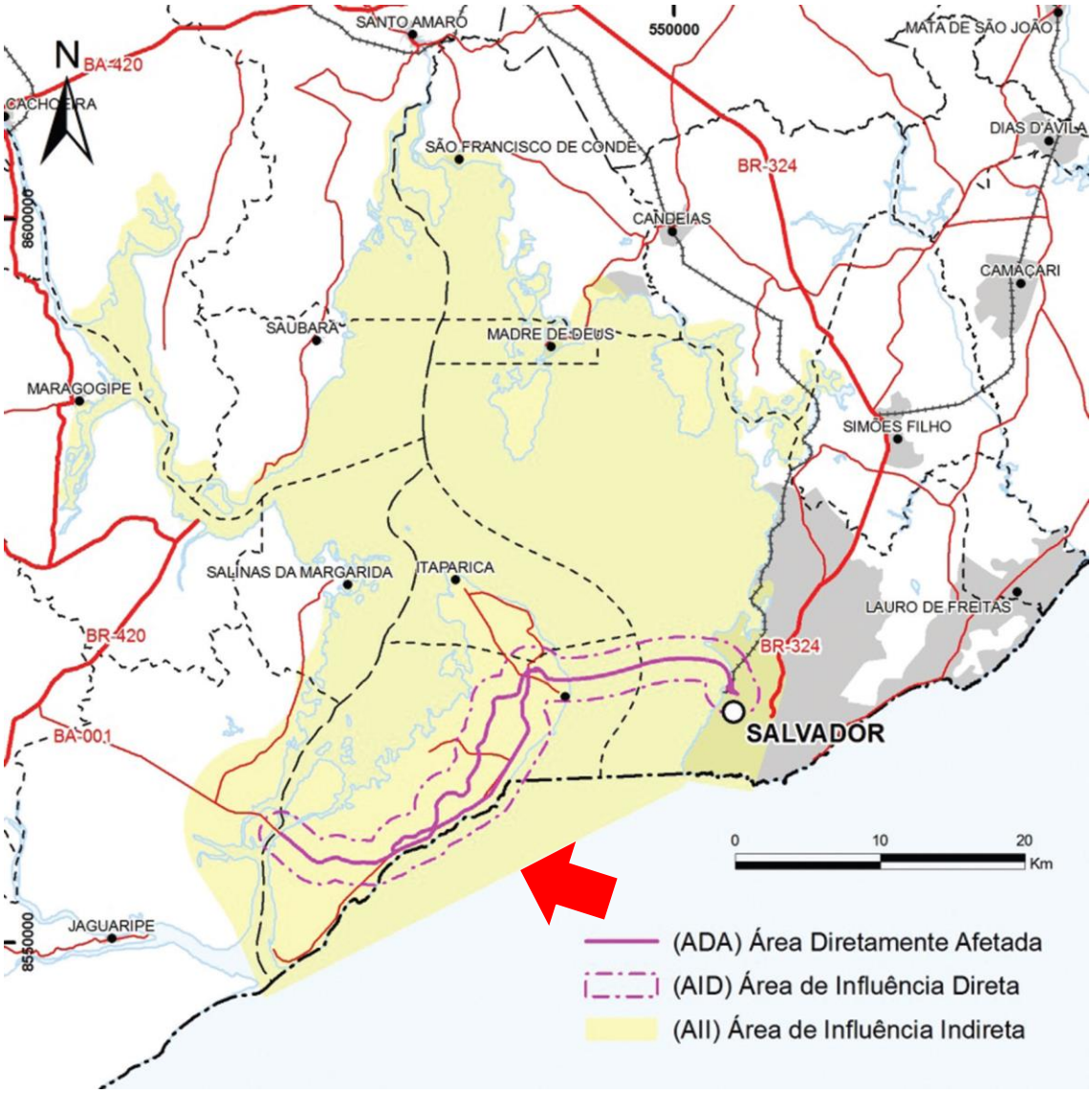
Os arquivos georreferenciados foram obtidos no formato "*shapefile*" e depois inseridos no Sistema de Informações Geográficas (GIS) através do *software* livre QGIS, para aferição e confrontação das áreas apontadas no EIA/RIMA do Sistema de Travessia Salvador/Ilha de Itaparica sobre a Baía de Todos os Santos, elaborados em dezembro de 2014.

Os cenários analisados levaram em conta a Área Diretamente Afetada (ADA) e a Área de Influência Direta (AID) conforme previsto no EIA/RIMA (2014) e indicado na Figura 19. A ADA se refere à área que circunscreve a poligonal de implantação do empreendimento e suas estruturas associadas (inclui a faixa de servidão da ponte e das suas alças de acesso), além das áreas de construção do empreendimento, de preparação e instalação de canteiros de obras, de estocagem, de deslocamento de materiais, equipamentos e pessoal, dentre outras.

4 Acesso: https://pontesalvadoritaparica.com.br/

A AID compreende as áreas contíguas à ADA que, apesar de não conterem as obras de infraestrutura necessárias à implantação do empreendimento, apresentam risco de serem afetadas em função das suas características físicas, bióticas, sociais e econômicas. Compreendem, portanto, áreas que, por sua localização e características, deverão sofrer impactos diretos ou indiretos pela implantação e operação da ponte, rodovia e obras complementares associadas, tendo sido considerada uma faixa de 3.000 m (1.500 m para cada lado da diretriz da Ponte/Rodovia) para os meios terrestre e aquático.

**Figura 19:** Áreas de influência do meio físico na implantação do sistema viário da Ponte Salvador/Itaparica.




Nota: a seta vermelha indica a área de influência do projeto – ADA e AID.

Fonte: EIA/RIMA (CONSÓRCIO V&S AMBIENTAL/NEMUS, 2014).

Após o levantamento das áreas ambientais, a próxima etapa consistiu em identificar os principais serviços ecossistêmicos gerados para as áreas urbanas, de expansão urbana e rurais da Ilha de Itaparica, ou seja, os benefícios e serviços fornecidos pelos ecossistemas para a sociedade. Este estudo classificou os serviços ecossistêmicos em quatro categorias baseado nas categorias apresentadas pelo MEA (2005) e adaptado por TEEB (2012).

## 4.2 AVALIAÇÃO EMERGÉTICA DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

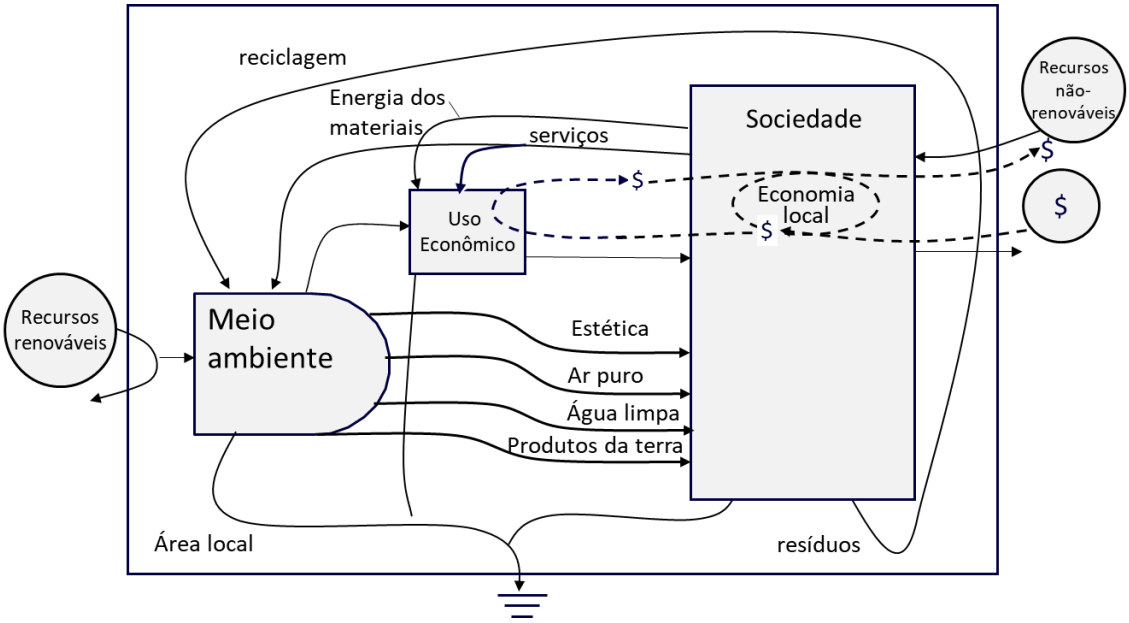
A emergia permite medir e comparar os diversos serviços ecossistêmicos da Ilha de Itaparica sob uma métrica comum que no, presente caso, são os equivalentes solares em joules (seJ). A análise emergética possibilita ainda analisar as contribuições do sistema que sustentam as funções, as dinâmicas e o equilíbrio entre outras espécies de todo o ecossistema, fazendo com que sejam diretamente comparáveis.

A avaliação emergética foi dividida em duas etapas: (i) construção do diagrama sistêmico para compreensão do sistema estudado, para a definição e visualização das inter-relações entre os fluxos de serviços ecossistêmicos;(ii) cálculo dos índices emergéticos que, neste caso, compreendem a densidade emergética – ED (*empower density*), o EMR (e*mergy to money ratio*) utilizado para estimar em *emdólar* (*em*$), e o EMRambiental (EEMR) utilizado para estimar o valor dos serviços ecossistêmicos.

- **Diagrama de fluxos de emergia**

A construção do diagrama sistêmico é importante para a compreensão do funcionamento do sistema e quais são seus principais fluxos de entradas e saídas de materiais ou energia. Ao desenhar os principais processos e seus caminhos, pode-se interpretar o todo, as partes e os processos ao mesmo tempo, incluindo a circulação monetária que faz parte da manutenção entre o sistema humano e ambiental. Os desenhos que representam diversos diagramas incluem símbolos e caminhos definidos por Odum (1996). A Figura 20 ilustra um exemplo de diagrama sistêmico na análise emergética.

**Figura 20:** Diagrama sistêmico da interface entre meio ambiente e economia mostrando alguns dos serviços ecossistêmicos que ocorrem sem troca monetária.




Fonte: Adaptado de Odum (2010).

A Figura 20 nos mostra que nem todos os serviços ecossistêmicos tem valor monetário para a sociedade, ou são mais difíceis de se quantificar como é o caso de serviços que promovem a estética da paisagem, a regulação do ar ou ciclagem do solo, entre outros. No entanto, esses processos ambientais podem ser avaliados através da emergia.

- **Índices emergéticos**

Os diagramas de sistemas são usualmente usados como base para a criação de tabelas emergéticas, onde os valores dos materiais e energia são calculados e inseridos nas tabelas obtendo-se as UEV´s que, como dito anteriormente, é a quantidade total de emergia solar (sej) usada no sistema para produzir uma unidade de energia do produto (Joules, J), e que são utilizadas para a determinação dos diversos índices emergéticos. No entanto, nesta tese optou-se por utilizar os valores disponíveis na literatura para o fluxo de emergia dos serviços ecossistêmicos identificados na Ilha de Itaparica.

Neste estudo, utilizou-se o fluxo de densidade emergética – ED calculado para cada bioma por Coscieme *et al.* (2011) através da razão do fluxo total de emergia de um ecossistema por ano em relação a área ocupada em hectares. O ED é dado em seJ/ (hectare × ano).

O emdólar (Em$) é obtido através da razão emergia/dinheiro, o equivalente econômico de emergia, onde a emergia contabiliza todas as fontes energéticas usadas pelo sistema natureza-economia humana de um país, estado ou região, em determinado ano, e o dinheiro é o produto interno bruto (PIB) expresso em dólares na taxa média anual (ODUM, 2007). Na metodologia emergética as unidades físicas UEV são transformadas em valores monetários através do cálculo do EMR.

No presente trabalho, o fluxo de emergia dos serviços ecossistêmicos foi calculado em emdólares para a obtenção do fluxo monetário equivalente de emergia. Utilizou-se o EMR do Brasil calculado por Giannetti *et al.* (2018) em $5{,}6 \times 10^{12}$ sej/US$. Este valor foi atualizado para a nova $GEB_{2016}$, obtendo-se o valor de $4{,}25 \times 10^{12}$ seJ/US$ através da Equação (2).

$$EMR_{Brasil} = 5{,}6 \times 10^{12} \frac{GEB_{2016}}{GEB_{2000}} = 4{,}25 \times 10^{12} \frac{seJ}{\$} \qquad \textbf{(2)}$$

Onde:

$GEB_{2016} = 12 \times 10^{24} \frac{seJ}{ano}$ (BROWN *et al.*, 2016)

$GEB_{2000} = 15{,}83 \times 10^{24} \frac{seJ}{ano}$ (ODUM *et al.*, 2000)

O cálculo do *EMRambiental*, no modelo proposto por Pulselli *et al.* (2011), é obtido através da razão entre o valor global de emergia proposta por Odum *et al.* (2000) e o valor total global, em dólares, dos serviços ecossistêmicos calculados por Costanza *et al.* (1997). Para o presente estudo, foi calculado novo *EMRambiental* para os valores atualizados da $GEB_{2016}$ (BROWN *et al.*, 2016) e o valor global em dólares dos serviços ecossistêmicos atualizado por Costanza *et al.* (2014). O *EMRambiental* indica a quantidade de emergia que corresponde, em média, a uma unidade monetária produzida pelo meio ambiente (seJ/US$) e é dado pela Equação (3):

$$EMR_{ambiental} = \frac{GEB_{2016}}{VSEglobal} = 9{,}62 \times 10^{10} \frac{US\$}{seJ} \qquad \textbf{(3)}$$

Onde:

$GEB_{2016} = 12 \times 10^{24} \frac{seJ}{ano}$ (BROWN *et al.*, 2016)

VSEg: valor global dos serviços ecossistêmicos: $1{,}25 \times 10^{14} \frac{US\$}{ano}$ (COSTANZA *et al.*, 2014)

## 4.3 VALORAÇÃO ECONÔMICA DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

A própria definição de serviços ecossistêmicos (benefícios obtidos dos ecossistemas pelas pessoas) implica que sua avaliação deva ser feita através de metodologias baseadas na economia e no meio ambiente. Os serviços ecossistêmicos são considerados, no presente estudo, como um complemento dos fluxos de emergia dentro do ecossistema. Baseado no modelo proposto por Pulselli *et al.* (2011), o cálculo do valor econômico dos serviços ecossistêmicos (*VSEtotal)* foi obtido através da razão entre o fluxo total de emergia para cada bioma (COSCIEME *et al.*, 2011) multiplicado pela área em hectares correspondente, pelo *EMRambiental*. O *VSEtotal* é dado pela Equação (4):

$$VSEtotal = \frac{ED_i \cdot A_i}{EMRambiental} \quad \textbf{(4)}$$

Onde:

*VSEtotal*: valor econômico dos serviços ecossistêmicos da região de estudo

$ED_i$: densidade emergética do i-ésimo bioma, em seJ/ano

$A_i$: área do bioma em hectares

$EMR_{ambiental} = 9{,}62 \times 10^{10} \frac{US\$}{seJ}$

Os biomas e ecossistemas identificados no levantamento espacial da Ilha de Itaparica foram então comparados com os biomas estudados por Costanza *et al.* (2014) e estão identificados no Quadro 6.

**Quadro 6:** Esquema de agregação das nomenclaturas utilizadas na avaliação da Ilha de Itaparica e Biomas de acordo com Costanza *et al.(*2014)**.**

| Bioma | Nomenclatura | Fonte |
|---|---|---|
| **Floresta Tropical (*Tropical Forest*)** | Remanescente florestal (Floresta Ombrófila) | MAPBIOMAS |
| **Mangue (*Mangroves*)** | Mangue, Apicum e Restinga | MAPBIOMAS |
| **Lagos e Rios (*Lakes/Rivers*)** | Massa d´água | MAPBIOMAS/ANA |
| **Urbano (*Urban*)** | Área urbana | MAPBIOMAS |
| **Recifes de Corais (Coral Reefs)** | Recifes de Corais | MMA |

Fonte: elaborado pela autora.

Considerou-se que os fluxos de emergia por hectare da área de interesse do estudo são iguais às médias dos valores por hectare obtido por Coscieme *et al.* (2011), com as devidas atualizações, o que permitiu que fossem estimados os valores econômicos dos serviços ecossistêmicos fornecidos pela Ilha de Itaparica através do cálculo da emergia para cada bioma estudado, antes e após a execução do sistema de travessia, através da técnica de transferência de valores. O método de transferência de valor consiste em transferir os serviços estimados em estudos prévios realizados em locais diferentes, mas com características físicas similares (RICHARDSON *et al.*, 2015).

## 4.4 ANÁLISE DE INCERTEZA

Um dos objetivos do presente trabalho é o cálculo da avaliação da incerteza dos valores dos serviços ecossistêmicos calculados para a Ilha de Itaparica. A metodologia utilizada foi baseada na Lei da Propagação da Incerteza (LPU – *Law of Propagation of Uncertantiy*) com base no Guia para a Expressão da Incerteza de Medição conhecido como GUM (BIPM *et al.*, 2008a), publicado originalmente pela *International Organization for Standardization* (ISO)

juntamente com o apoio do *Bureau International des Poids et Mesures* – BIPM e outras organizações internacionais[5] (BIPM *et al.*, 2008b), que estabelece uma forma de cálculo de incerteza para que possa ser aplicada e interpretada de forma padronizada, além de ser reconhecido internacionalmente e amplamente utilizado pela comunidade metrológica, para avaliação da incerteza de medição (MENDES *et al.*, 2011).

A lei de propagação de incertezas consiste em propagar as estimativas, as incertezas padrão e os coeficientes de correlação das grandezas de entrada, através de uma aproximação linear da função de medição que relaciona matematicamente o mensurando (grandeza de saída) com as grandezas de entrada.

A incerteza de medição é um parâmetro, associado ao resultado de uma medição, que caracteriza a dispersão dos valores que podem ser razoavelmente atribuídos a um mensurando. A incerteza de medição está presente em qualquer medição e, ao torná-la parte integrante dos resultados de uma medição seja ela, direta ou indireta, traz maior confiabilidade e segurança nos valores relatados (ALBERTAZZI e SOUZA, 2018; HAMEL e BRYANT, 2017; HE *et al.*, 2020; PEROTTO *et al.*, 2008).

### 4.4.1 Método LPU

A aplicação do método LPU pode ser utilizada para avaliar a incerteza de modelos cujos resultados são calculados a partir de operações matemáticas que envolvem uma ou mais medidas, ou grandezas de entrada (ALBERTAZZI e SOUZA, 2018; LI *et al.*, 2011), onde assume-se que todos os componentes da incerteza são da mesma natureza e devem ser tratados identicamente. O que significa dizer que, é possível determinar o valor do mensurando e da sua incerteza em função dos valores e das incertezas de medição das grandezas de entrada.

A aplicação da LPU para a cálculo da incerteza padrão combinada de medições não correlacionadas foi dividida em três etapas que podem ser assim ser resumidas as quais serão detalhadas no item a seguir:

---

5 Bureau International des Poids et Mesures (BIPM), International Electrotechnical Commission (IEC), International Federation of Clinical Chemistry (IFCC), International Organization for Standardization (ISO), International Union of Pure and Applied Chemistry (IUPAC), International Union of Pure and Applied Physics (IUPAP), International Organization of Legal Metrology (OIML).

1) Expressar a função matemática das grandezas de entrada que determinam o resultado da medição.

2) Determinar o valor de cada uma das grandezas de entrada ($x_i$) e avaliar a incerteza padrão $u(x_i)$ de cada estimativa de entrada;

3) Determinar a incerteza combinada *(uc)* do resultado da medição a partir das estimativas das entradas partir do modelo de medição desenvolvido na etapa 1.

### 4.4.2 Modelando a medição

Na maioria dos casos o mensurando *y* não é medido diretamente, mas é determinado, a partir de outras grandezas $x_1$, $x_2$,..., $x_N$ por uma relação funcional *f* (Equação (5):

$$y = f(x_1, x_2, \dots, x_N) \quad \textbf{(5)}$$

Cada estimativa de entrada $x_i$ e sua incerteza padrão associada *u(xi)* são obtidas de uma distribuição de valores possíveis da grandeza de entrada $x_i$. De acordo com o GUM (BIPM *et al.*, 2008a), essa distribuição de probabilidade pode ser baseada na frequência, isto é, em uma série de observações $X_{i,k}$ de $X_i$, (Avaliações do Tipo A) ou pode ser uma distribuição *a priori* (Avaliações do Tipo B).

Para o cálculo da incerteza padrão das grandezas de entradas não disponíveis na literatura, utilizou-se a Avaliação do Tipo A, onde na maioria dos casos, a melhor estimativa disponível do valor esperado $u_y$ de uma grandeza *y* que varia aleatoriamente e para a qual *n* observações independentes $y_k$ foram obtidas sob as mesmas condições de medição, é a média aritmética ou média y das *n* observações dada pela Equação (6):

$$\bar{y} = \frac{1}{n}\sum_{k=1}^{n} yi, k \quad \textbf{(6)}$$

A variância experimental das observações e sua raiz quadrada positiva $s(y_k)$, denominada desvio-padrão experimental, caracterizam a variabilidade dos valores $y_k$

observados ou, mais especificamente, sua dispersão em torno de sua média $\bar{y}$. A melhor estimativa da variância da média é dada por:

$$s^2(\bar{y}) = \frac{s^2(y_k)}{n} \quad \textbf{(7)}$$

Na Equação (7), por conveniência, $u^2(x_i) = s^2(\overline{x}_i)$ e $u(xi) = s(\overline{x}_i)$ por vezes denominados uma variância do Tipo A e uma incerteza padrão do Tipo A, respectivamente. A incerteza padrão de um modelo pode ser obtida através da combinação de duas ou mais grandezas de entrada independentes (não correlacionadas).

Segundo o GUM (BIPM *et al.*, 2008a), a partir da aproximação de primeira ordem da série de Taylor expressa pela Equação (5), pode-se considerar que a incerteza padrão combinada $u_c(y)$ é calculada como função das incertezas padrão conhecidas de cada grandeza de entrada $u(x)$ em torno de sua média (lei de propagação de incertezas). Assim, esta incerteza padrão combinada da estimativa representada por $u_c(y)$ é a raiz quadrada positiva da variância combinada $u_c{}^2(y)$, que é dada pela equação (8):

$$uc^2(y) = \sum_{i=1}^{N} \left(\frac{\partial f}{\partial xi}\right)^2 u^2(xi) \quad \textbf{(8)}$$

onde *f* é a função contínua e derivável que calcula *y* em função das grandezas de entrada citada na Equação (5). Cada $u(x_i)$ é uma incerteza padrão do Tipo A ou Tipo B da i-ésima grandeza de entrada que está sendo combinada. A incerteza padrão combinada $uc(y)$ é um desvio-padrão estimado e caracteriza a dispersão dos valores que poderiam, razoavelmente, ser atribuídos ao mensurando *y*.

As derivadas parciais $\partial f(x_1, x_2, \ldots, x_n) \,/\, \partial x_i$ são denominadas coeficientes de sensibilidade e descrevem como a estimativa de saída *y* varia com alterações nos valores das estimativas de entrada $x_i$. Os coeficientes de sensibilidade (derivadas parciais) podem ainda ser considerados como os fatores de ponderação de todos os componentes da incerteza padrão combinada $u^2(y)$ ((LI *et al.*, 2011).

De acordo com Albertazzi e Souza (2018), duas variáveis aleatórias são consideradas não correlacionadas quando as variações aleatórias da primeira não possuem qualquer tipo de sincronismo com as variações aleatórias da segunda.

Desse modo, quando as variáveis (grandezas de entrada) forem não correlacionadas, ou seja, sem covariâncias, é possível estimar a incerteza da combinação $uc^2(y)$ como uma soma de termos em que cada um deles representa a variância estimada associada com a estimativa de saída *y* gerada pela variância estimada associada com cada estimativa de entrada $x_i$ (ALBERTAZZI e SOUZA, 2018; BIPM *et al.*, 2008a; GONÇALVES, 2020). A incerteza padrão combinada da grandeza *y* pode então, ser estimada pela equação (9):

$$u^2(y) = \left(\frac{\partial fy}{\partial x_1} u(x_1)\right)^2 + \left(\frac{\partial fy}{\partial x_2} u(x_2)\right)^2 + \ldots + \left(\frac{\partial fy}{\partial x_n} u(x_n)\right)^2 \qquad \textbf{(9)}$$

Sendo:

| | |
|---|---|
| $uc^2(y)$ | quadrado da incerteza padrão combinada da grandeza a ser determinada |
| $fy$ | função matemática contínua e derivável que relaciona *y* com as grandezas de entrada |
| $\frac{\partial fy}{\partial x_1}$ | derivada parcial da função *y* em relação à grandeza de entrada $x_i$ (ou coeficiente de sensibilidade) assumindo todas as outras variáveis como constantes |
| $uc\ (x_i)$ | incerteza padrão da i-ésima grandeza de entrada que está sendo combinada |

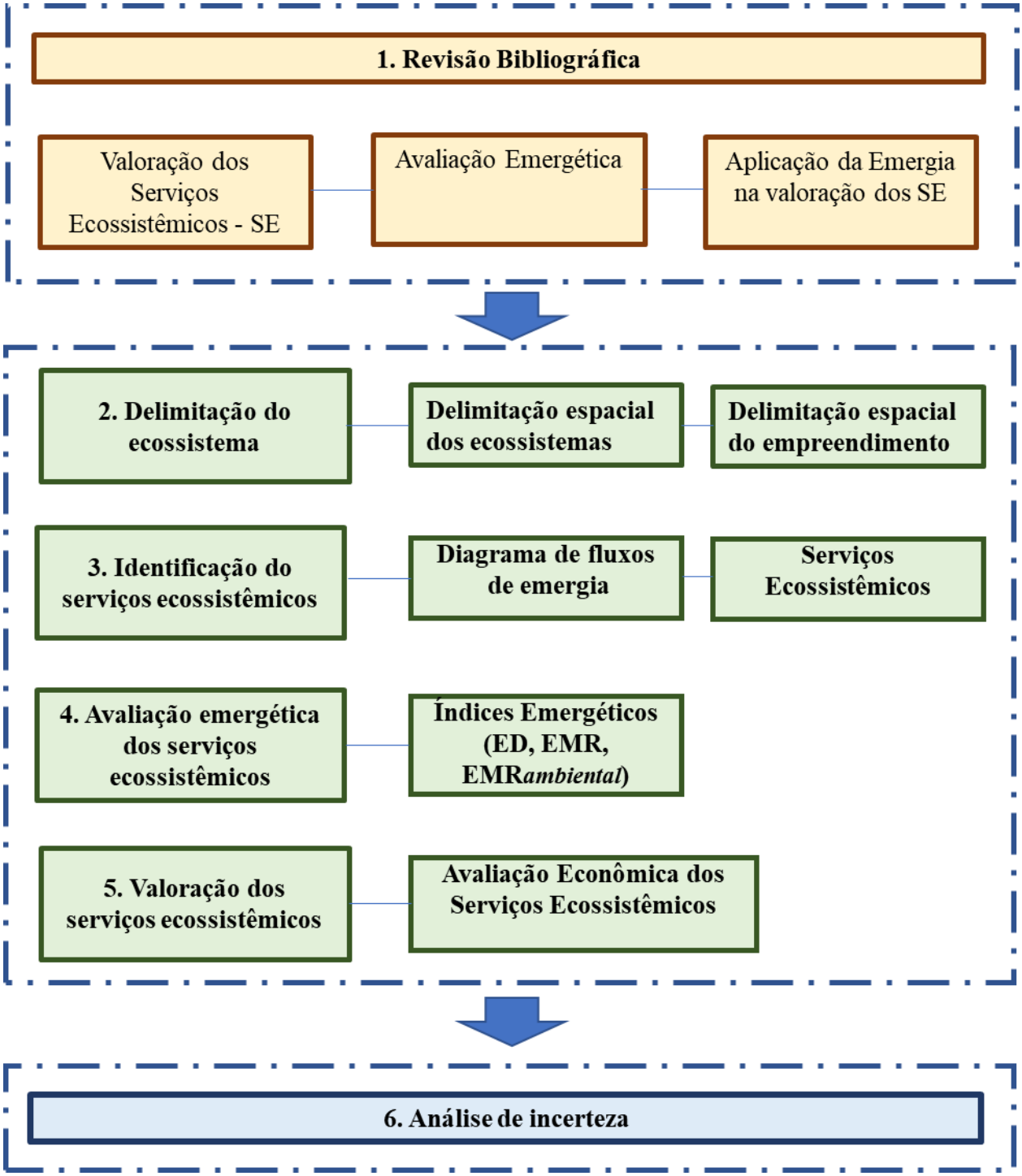
A Equação (9) representa o cálculo da incerteza padrão combinada do mensurando *y* obtido através de um modelo matemático cujas variáveis não correlacionadas e suas respectivas incertezas padrão, são combinadas entre si através de uma função contínua e derivável.

Considerando a estrutura metodológica sugerida, a partir do método padronizado pelo GUM (BIPM *et al.*, 2008a) é possível realizar a avaliação da incerteza de qualquer estimativa de valor associado à valoração ambiental. Ao dispor de um modelo matemático que relacione as grandezas de entrada com o valor do mensurando, faz-se a combinação da incerteza padrão

destas grandezas de entrada utilizando a regra matemática correspondente através da equação de propagação de incertezas.

Um resumo da metodologia explanada nos itens anteriores é apresentado a seguir na Figura 21.

**Figura 21:** Fluxograma da metodologia da pesquisa**.**



Seguindo a metodologia proposta na Figura 21, foi realizada a avaliação emergética e a avaliação econômica dos serviços ecossistêmicos do estudo de caso proposto, apresentadas as conclusões e recomendações para a importância do reconhecimento destes valores nas análises de impacto ambiental.

# CAPÍTULO 5

# RESULTADOS DA VALORAÇÃO ECONÔMICA DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS DA ILHA DE ITAPARICA

Nesta aplicação prática da metodologia apresentada nos itens 4.1 a 4.4, procurou-se fornecer estimativas econômicas de valores dos serviços ecossistêmicos da Ilha de Itaparica que serão impactados com a construção do sistema viário da Ponte Salvador/Itaparica. Os valores encontrados, utilizando a abordagem emergética (visão do doador) e a avalição econômica dos recursos naturais (visão do usuário), acrescentam um aspecto ambiental às análises econômicas tradicionais de custo-benefício e podem embasar a escolha de políticas públicas na implantação de grandes projetos, sendo este o principal objetivo deste trabalho.

## 5.1 DELIMITAÇÃO DOS ECOSSISTEMAS DA ILHA

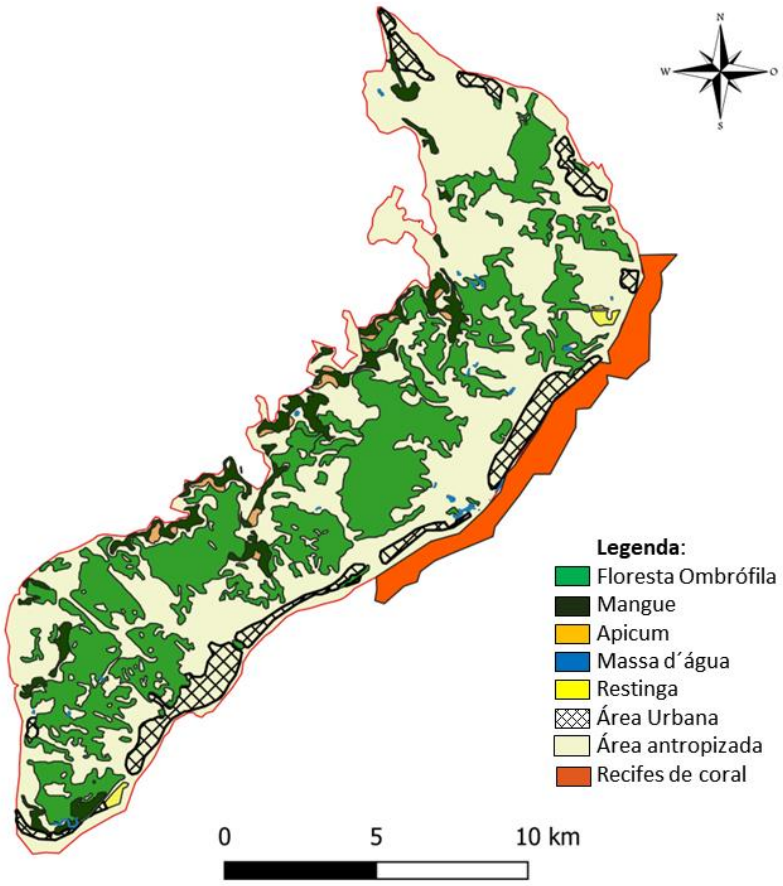
A Ilha de Itaparica é caracterizada por uma variedade de usos da terra, desde áreas urbanas concentradas nas sedes dos municípios de Vera Cruz e Itaparica, ao longo da costa junto ao oceano Atlântico, caracterizada por casas e loteamentos de veraneio, como por áreas cobertas por formações florestais. Com base no levantamento de dados do MapBiomas[6], desde 1985 (ano inicial da coleta de dados) até o ano de 2021, a Ilha de Itaparica teve um aumento de cerca de 60% de ocupação antrópica, representada não só pelo aumento da ocupação humana de alguma natureza como loteamentos, ocupações desordenadas do solo, disposição inadequada de resíduos sólidos, entre outros como também pelo crescimento das áreas destinadas às pastagens.

Na Figura 22, foi elaborado o mapa de uso atual da terra dos municípios de Itaparica e Vera Cruz com base na metodologia detalhada no item 4.1. Foram representados os remanescentes florestais, os manguezais, os apicuns, as áreas de restinga, massas d´água,

6 Projeto MapBiomas – Série Histórica Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil, acessado em 22/09/2022 através do link:https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/.

formações recifais, aglomerações urbanas além das áreas antropizadas ocupadas por silvicultura, agricultura e pecuária.

**Figura 22: Uso do solo na Ilha de Itaparica/BA.**




Fonte: elaboração da autora com base no banco de dados do MAPBIOMAS (2021), SOSMA e INPE (2022), Agência Nacional de Águas (ANA) e Ministério do Meio Ambiente (MMA).

Os remanescentes florestais são constituintes de Mata Atlântica representadas por florestas ombrófilas. No município de Itaparica, situado na porção mais ao norte da ilha, grande parte já se encontra com algum grau de antropização principalmente nas proximidades dos núcleos urbanos, vias de acesso e rodovias. Já no município de Vera Cruz, embora o processo de ocupação tenha degradado grande parte da vegetação de restinga, ainda existem grandes remanescentes de floresta ombrófila densa, que apresentam conectividade entre si e com outras formações florestais como os manguezais e apicuns, inclusive onde estão situadas as duas unidades de conservação de proteção integral: Parque Florestal e Reserva Ecológica de Itaparica e o Parque Ecológico de Baiacu.

Os manguezais ocorrem predominantemente na contra costa da Ilha de Itaparica. O mangue é uma formação florestal, densa, frequentemente inundada pela maré e associada ao ecossistema costeiro de Manguezal. Apicuns ou Salgados são formações quase sempre desprovidas de vegetação arbórea, associadas a uma zona mais alta, hipersalina e menos inundada do manguezal, em geral na transição entre este e a terra firme. A restinga herbácea é a formação arborizada que se estabelece sobre solos arenosos ou sobre dunas na zona costeira com influência fluviomarinha.

A área urbanizada são áreas com significativa densidade de edificações e vias, incluindo áreas livres de construções e infraestrutura. As áreas antropizadas são áreas cujas características originais foram alteradas sendo substituídas por silvicultura (espécies arbóreas plantadas para fins comerciais como pinus ou eucalipto) e áreas de pastagem para criação de gado. Na classificação denominada massa d´água foram computadas as áreas cobertas por rios e lagos. Já os recifes de corais são as formações do Recife de Pinaúnas na costa da ilha.

As áreas demonstradas na Figura 22 estão descritas na Tabela 6.

**Tabela 6: Demonstrativo das áreas obtidas e utilizadas na valoração.**

| Classificação | Área (ha) | % |
|---|---|---|
| Floresta Ombrófila | 6 576 | 33,6 % |
| Mangue | 925 | 4,7 % |
| Apicum | 374 | 1,9 % |
| Massa d´água | 40 | 0,2 % |
| Restinga | 66 | 0,3 % |
| Área urbana | 1 479 | 7,6 % |
| Área antropizada | 10 140 | 51,7 % |
| Ilha de Itaparica | 19 600 | 100 % |
| Recifes de coral* | 1 218 | - |

* A área de recifes de corais não foi contabilizada na área total da Ilha de Itaparica, por circundarem as costas leste e sudeste estando fora do perímetro da ilha.

Fonte: elaborada pela autora (2022).

As áreas urbanas e antropizadas cobrem 59 % da Ilha de Itaparica em relação a 41 % de áreas ambientais (Figura 23b). Dentre as áreas naturais, os remanescentes florestais são

caracterizados principalmente por floresta ombrófila em estágio médio de regeneração e cobrem a maior parte da extensão da ilha, cerca de 6 576 hectares ou 82 % do território, seguido de 1 365 hectares de áreas de mangue, apicuns e restinga correspondendo a 17 %, e 40 hectares de massa d´água correspondendo a apenas 0,5% do total das áreas ambientais (Tabela 6 e Figura 23a).

**Figura 23:** Distribuição da ocupação do solo na Ilha de Itaparica.

Fonte: elaboração da autora (2022).

Nas áreas ambientais (Figura 23b), para análise da ocupação territorial da ilha não foi computada a área ocupada pelos recifes de corais de 1 218 hectares. As áreas de mangue incluem os manguezais, apicuns e restinga. A intensificação do processo de ocupação irregular ameaça a integridade dos manguezais em toda a ilha que apresentam estados de conservação variados, com incidência de áreas bem preservadas devido ao baixo acesso populacional e áreas alteradas pelo desmatamento, pela implantação de aterros, residências ou comércio (palafitas, bares e restaurantes) pela poluição causada pelo esgotamento sanitário e pelo uso predatório do extrativismo (ITAPARICA, 2015; VERA CRUZ, 2015).

## 5.2 AVALIAÇÃO EMERGÉTICA DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

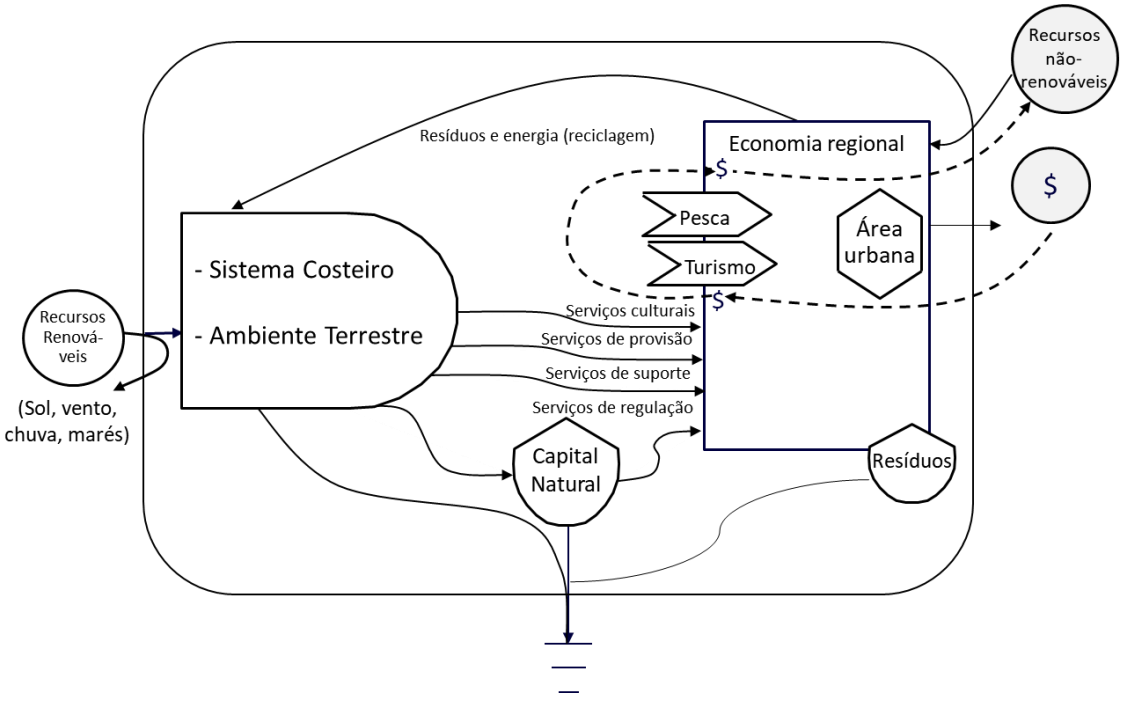
A economia é diretamente afetada pelas diversas interações entre o meio ambiente e a sociedade uma vez que, depende direta e indiretamente das funções dos ecossistemas que

suportam a vida no planeta. Conforme visto nos capítulos precedentes, a emergia pode ser utilizada para avaliar os fluxos de energia e outros recursos que sustentam a biosfera inclusive a economia.

O processo de se fazer o diagrama do sistema que se pretende estudar proporciona uma visão geral e a inclusão de todas as energias atuantes e suas interações. Como o diagrama inclui tanto o sistema ambiental como o econômico, pode ser descrito também como um diagrama de impacto pois mostra todas as interações mais relevantes (BROWN E CAMPBELL, 2007).

A Figura 24 mostra a interação entre o sistema socioeconômico e o ecológico com ênfase nos serviços ecossistêmicos gerados pelos quatro biomas principais integrantes do sistema costeiro e terrestre, de acordo com o tipo de uso da terra da Ilha de Itaparica.

**Figura 24:** Diagrama de sistema simplificado da Ilha de Itaparica mostrando as interações entre os processos ecológicos e o sistema socioeconômico**.**




Fonte: elaborado pela autora (2023).

A metodologia emergética tem como base o valor do doador (do ecossistema) que calcula a emergia necessária para produzir as funções ecossistêmicas. Por sua vez, essas funções ecossistêmicas são necessárias para produzir os serviços ecossistêmicos que são percebidos

pelos seres humanos, na visão do usuário. No diagrama (Figura 24), os serviços ecossistêmicos são mostrados como provenientes das funções dos ecossistemas costeiro e terrestre, que por sua vez, são sustentados por fluxos de energia renovável que vêm do sol, da energia das marés, da chuva e do vento. Fazem parte dos ecossistemas costeiros os estuários no qual estão inseridos os recifes de corais. No sistema terrestre estão as florestas tropicais identificadas como remanescentes de mata atlântica, as áreas úmidas representadas por rios e lagos, e as áreas de mangue, apicum e restinga.

As mesmas fontes de energia renováveis disponíveis alimentam tanto os ecossistemas naturais como os serviços subsidiados pela população local como a pesca e o turismo, necessários para fornecer importantes serviços de suporte à vida para o sistema urbano. Os bens e serviços devem ser importados de sistema econômico para transformar e extrair recursos naturais necessário para o suporte de vida nas áreas urbanas. Com base no uso da terra e mapas de cobertura do solo, este estudo identificou os principais ecossistemas naturais que podem gerar serviços ecossistêmicos para a Ilha de Itaparica.

- **Identificação dos serviços ecossistêmicos**

A partir do diagrama de sistema da Ilha de Itaparica e da relação de serviços ecossistêmicos encontrados na literatura (COSTANZA, 2020; DE GROOT *et al.*, 2012; MEA, 2005) foi elaborada uma lista de serviços ecossistêmicos relacionados à área de estudo. Os principais serviços ecossistêmicos foram agrupados nas 4 categorias propostas por TEEB (2012): serviços de provisão, serviços de regulação, serviços culturais, serviços de habitat ou suporte.

A Tabela 7 sintetiza os principais serviços ecossistemas que cada um desses ecossistemas pode fornecer para as áreas urbanas da Ilha de Itaparica, ou seja, os benefícios e serviços fornecidos pelos ecossistemas para a população. Os principais ecossistemas incluem as áreas de floresta, as áreas de mangue, os rios e lagos e os recifes de corais, agrupados nestas categorias para seguir a nomenclatura internacionalmente aceita (COSTANZA *et al.*, 2014; TEEB, 2012).

**Tabela 7:** Relação entre os tipos de ecossistemas e os principais serviços ecossistêmicos identificados na Ilha de Itaparica.

| **Serviços** | **Ecossistema** |
|---|---|

| | Área de floresta | Área de mangue | | | Rios e lagos | Recifes de corais |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Manguezal | Apicum | Restinga | | |
| **Serviços de provisão** | | | | | | |
| Alimento | x | x | | | x | x |
| Estoque e retenção de água | x | x | | | x | |
| Madeira (lenha) | x | x | | | | |
| Recursos genéticos | | | | | | |
| Recursos medicinais | | | | | | x |
| **Serviços de regulação** | | | | | | |
| Purificação da água | x | x | | | x | |
| Regulação do clima | x | x | | | x | |
| Controle da erosão | x | x | x | x | | x |
| Proteção da costa | | | | | | x |
| **Serviços culturais** | | | | | | |
| Recreação e ecoturismo | x | | | | x | x |
| Estético (paisagem) | x | x | | x | x | |
| **Serviços de suporte** | | | | | | |
| Berço da fauna | | x | x | x | | x |
| Ciclagem de nutrientes | x | x | x | x | | |
| Manutenção da biodiversidade e *pool* genético | x | x | | | x | x |

Fonte: elaboração da autora (2022).

Os serviços ecossistêmicos proporcionados pelos ecossistemas das áreas úmidas possuem grande relevância em relação aos outros ecossistemas como estocagem e limpeza de água, recarga do lençol freático, regulagem do clima local, manutenção da biodiversidade, regulagem dos ciclos biogeoquímicos, estocagem de carbono, e habitat para inúmeras espécies, endêmicas ou não. Adicionalmente, esses ambientes fornecem ainda inúmeros benefícios para as populações humanas tradicionais que afetam diretamente a economia local, tais como pesca, agricultura de subsistência e utilização de produtos madeireiros e não-madeireiros.

O grande valor ambiental da vegetação na Ilha de Itaparica reside na composição da paisagem, onde formações florestais em diferentes estágios de conservação se interligam e estão

conectadas a fitofisionomias de ambientes úmidos. A manutenção dos modos de vida das comunidades tradicionais depende da conservação das matas ciliares, que dependem da manutenção dos rios e nascentes que por sua vez, dependem da conservação dos mangues para a reprodução da fauna e flora, e consequente manutenção da biodiversidade.

Os principais serviços ecossistêmicos dos recifes de corais incluem a provisão de alimentos por meio da pesca, oportunidades de lazer e recreação por meio do mergulho e proteção à linha de costa, protegendo a costa da Ilha de Itaparica da eventual entrada de tempestades e inundações. Inúmeras espécies dependentes dos recifes servem como fontes para medicamentos e agentes bioquímicos (*pool* genético). Apesar de estarem no meio aquático, os recifes proporcionam uma teia de interações complexa, com impactos diretos no ambiente terrestre e nos demais ecossistemas.

Além do patrimônio material, em Itaparica existe rico patrimônio imaterial: os serviços ecossistêmicos culturais, que estão fortemente relacionados com o patrimônio paisagístico. Parte deste constitui as unidades de conservação como a Área de Proteção Ambiental (APA) do Recife das Pinaúmas e a APA Municipal Venceslau Monteiro que oferecem um rico conjunto de belezas cênicas e vários pontos de observações (mirantes), que são ainda pouco explorados pelo turismo.

Ainda dentro dos serviços culturais pode-se destacar a importância do mar e da pesca com destaque para os pescadores artesanais e marisqueiras, que se utilizam de saberes e práticas de caráter tradicional e que mantém a importância do passado na vida atual cotidiana da população da ilha.

A economia interage com os sistemas ecológicos na medida que se utiliza de produtos que tem o seu valor econômico mais facilmente percebido como a madeira nas florestas, peixes nos rios, alimentos nas plantações e cultivos. No caso da Ilha de Itaparica, alguns dos serviços ecossistêmicos, como a estética da paisagem que influencia o fluxo turístico ou a importância cultural histórica relacionada à pesca, são de difícil valoração. O mesmo ocorre para os serviços ecossistêmicos de suporte como a ciclagem de nutrientes fornecidas pelas áreas ambientais e o substrato oferecido pelos recifes de Pnaúmas, essencial para o crescimento e a manutenção da biodiversidade marinha.

O capital natural pode ser definido como os estoques de recursos naturais que geram importantes fluxos de diferentes tipos de bens e serviços (DALY, 2020). Esses estoques

dependem de recursos renováveis e não-renováveis que tem a capacidade de se autorregular até certo ponto, ao mesmo tempo em que geram fluxos de serviços ecossistêmico, devido à reciclagem dentro do próprio sistema. No entanto, a intensa exploração dos ecossistemas pode levar a uma redução da habilidade dos ecossistemas de produzir serviços e acaba por comprometer as funções e estruturas ecossistêmicas o que prejudica toda a interação do sistema.

Os processos que sustentam a função dos ecossistemas foram obtidos através dos fluxos de emergia. Para a conversão em unidades monetárias foi usado o fator de conversão de emergia para dinheiro, utilizando o EMR do Brasil. A utilidade da conversão para emdólares se dá pelo fato de que os valores em dólares são mais facilmente entendidos pelo público em geral.

- **Índices emergéticos: ED, EMR e $EMR_{ambiental}$**

O fluxo anual de emergia dos principais serviços ecossistêmicos proporcionados por esses quatro biomas será calculado multiplicando-se a densidade emergética anual pela sua respectiva área. O resultado, em joules equivalentes de energia solar (seJ) por ano, pode ser convertido em valor monetário de emergia através do fator de conversão para emdolar (Em$). O valor mais atualizado para o Brasil foi estimado a partir dos dados de Giannetti *et al.* (2018) e atualizado para a $GEB_{2016}$ e corresponde a $4{,}25 \times 10^{12}$ seJ/US$.

A Tabela 8 agrega os fluxos de emergia dos principais serviços ecossistêmicos da Ilha de Itaparica, e estima o valor do fluxo monetário equivalente de emergia utilizando-se a densidade emergética média global para cada bioma.

**Tabela 8:** Valores de emergia para os principais serviços ecossistêmicos da Ilha de Itaparica.

| **Bioma** | **$Área_i$ /ha** | **Densidade Emergética [a] /(seJ/(ha ano))** | **Emergia [b] /seJ/ano)** | **Emdollar [c] /($10^3$ Em$/ano)** |
|---|---|---|---|---|
| Recifes de coral | 1 218 | $2{,}94 \times 10^{19}$ | $3{,}58 \times 10^{22}$ | 8 432 087 |
| Floresta Tropical | 6 576 | $4{,}52 \times 10^{16}$ | $2{,}97 \times 10^{20}$ | 70 018 |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| Mangue | 1 365 | $1{,}09 \times 10^{16}$ | $1{,}49 \times 10^{19}$ | 3 503 |
| Rios e lagos | 40 | $4{,}97 \times 10^{16}$ | $1{,}97 \times 10^{18}$ | 464 |
| Total | 9 198 | NA | $3{,}61 \times 10^{22}$ | 8 506 072 |

[a] Densidade emergética (ED) para os biomas globais calculada por Coscieme *et al.* (2011).
[b] Emergia = área × ED = seJ/ano
[c] Valor baseado no emdólar para o Brasil calculado por Gianetti *et. al.* (2018) de $4{,}25 \times 10^{12}$ seJ/US$ já atualizado para a nova $GEB_{2016}$.

Fonte: elaborado pela autora (2023).

Os serviços ecossistêmicos fornecidos pelos recifes de corais apresentam, por ano, o maior valor emergético e contabilizam $3{,}58 \times 10^{22}$ seJ/ano. Utilizando-se o fator de conversão de emergia para emdólar, o fluxo monetário emergético corresponde a Em$ 8 432 087 × $10^3$/ano. Os serviços ecossistêmicos fornecidos pelos demais biomas, representados por floresta tropical, mangue e área de rios e lagos têm o valor emergético de $2{,}97 \times 10^{20}$ seJ/ano, $1{,}49 \times 10^{19}$ seJ/ano, $1{,}97 \times 10^{18}$ seJ/ano, respectivamente. Os valores transformados em emdólares para a região resultaram em Em$ 70 018 × $10^3$ seJ/ano para áreas de floresta, Em$ 3 503 × $10^3$ seJ/ano para as áreas de mangue e Em$ 464 × $10^3$ seJ/ano para as áreas de rios e lagos (Tabela 8).

O EMR, dentro da análise emergética, é utilizado para complementar a avaliação biofísica sob uma perspectiva econômica tornando mais fácil o entendimento dos resultados. Os valores emergéticos avaliam o meio ambiente sob uma perspectiva do "doador", o que significa que esses valores indicam quais os valores monetários que suportam a produção dos serviços ecossistêmicos da Ilha de Itaparica, resultando em Em$ 8,5 bilhões de dólares emergéticos por ano o que equivale a Em$ 433 983/ha considerando a área total da Ilha em 19600 ha (IBGE, 2010).

Na metodologia proposta, apesar de ser possível o cálculo dos valores em emdólares, cujos valores são de mais fácil compreensão para o público em geral, os valores monetários de fluxo emergético são uma ferramenta utilizada para comparar os fluxos monetários de outros fluxos de emergia e materiais que suportam o sistema. Assim, todos os fluxos de emergia mesmo os que não são valorados economicamente, podem ser expressos em emdólares. No caso da Ilha de Itaparica, percebe-se que grande parte do fluxo de emergia está relacionado aos recifes de corais (Em$ 8,4 bilhões) que, entre outros serviços ecossistêmicos, fornecem proteção a diversas espécies marinhas e influenciam no estoque pesqueiro do qual depende a

ilha e na proteção da costa. No entanto, a economia não paga pelas áreas de desova e viveiro dos recifes mesmo sendo essenciais para manter a biodiversidade da região, inclusive da Baía de Todos os Santos.

Como o objetivo principal desta tese é fornecer valores econômicos que retratem a importância dos serviços ecossistêmicos optou-se pelo cálculo do $EMR_{ambiental}$ que estima a relação entre os fluxos de entrada de emergia e os serviços ecossistêmicos conforme proposto por Pulselli *et al.* (2011).

O $EMR_{ambiental}$ indica a quantidade de emergia que corresponde, em média, a uma unidade monetária (em US$) produzida pelo meio ambiente medido em unidades de emergia (seJ). O $EMR_{ambiental}$ foi calculado (Eq. (3)) para os valores atualizados da emergia global ($GEB_{2016}$) e o valor global em dólares dos serviços ecossistêmicos, correspondendo a $9{,}62 \times 10^{10} \frac{US\$}{seJ}$.

O valor do O $EMR_{ambiental}$ de $9{,}62 \times 10^{10} \frac{US\$}{seJ}$ corresponde ao valor total calculado para a biosfera com base nos serviços ecossistêmicos globais calculados por Costanza *et al.* (2014) em $1{,}25 \times 10^{14}$ (US$/ano) e os valores da $GEB_{2016}$ atualizados para $1{,}2 \times 10^{25}$ (seJ/ano) por Brown *et al.* (2016), mostrados na Tabela 9.

**Tabela 9:** Valor global dos serviços ecossistêmicos.

| **Emergia Global** [(a)] | **Valor global dos serviços ecossistêmicos** [(b)] | **EMR Ambiental ($EMR_{ambiental}$)** |
|---|---|---|
| **/(seJ/ano)** | /(US$/ano) | /(seJ/US$) |
| **$1{,}2 \times 10^{25}$** | $1{,}25\times 10^{14}$ | $9{,}62 \times 10^{10}$ |

(a) Brown *et al.* (2016); (b) Costanza *et al.* (2014).

Fonte: elaborado pela autora (2022).

Com base no trabalho de Coscieme *et al.* (2011) que utilizou o $EMR_{ambiental}$ para uma escala menor, foi possível estimar o valor econômico total de serviços ecossistêmicos - VSE fornecidos para a Ilha de Itaparica.

## 5.3 VALORAÇÃO ECONÔMICA DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

Foram adotados os procedimentos metodológicos descritos no item 4.3 para realizar a valoração econômica (em US$) dos serviços ecossistêmicos existentes na Ilha de Itaparica, antes e após a implantação do sistema viário, em conjunto com a análise da incerteza dos resultados descrita no item 4.4.

### 5.3.1 Primeira etapa: Definição do modelo matemático do VSE

O valor econômico dos serviços ecossistêmicos (VSE) prestados por cada bioma identificados na Ilha de Itaparica, é dado pela Equação (4). O VSE representa quanta emergia é necessária para que um ecossistema exista e proveja serviços ecossistêmicos em termos de valores econômicos.

$$VSE(yi) = \frac{ED_i \cdot A_i \cdot VSEg}{GEB_{2016}} \qquad \textbf{(10)}$$

Onde:

$VSE(y_i)$: valor econômico dos serviços ecossistêmicos do bioma

$ED_i$: densidade emergética do i-ésimo bioma, em seJ/ano

$A_i$: área do bioma em hectares

*VSEg*: valor global dos serviços ecossistêmicos = $1{,}25\times10^{14}$ US$/ano (COSTANZA *et al.*, 2014)

$GEB_{2016}$ = Emergia Global = 12,0 (1,5)$\times10^{24}$ seJ/ano (BROWN *et al.*, 2016)

O método proposto pelo GUM (BIPM *et al.*, 2008a) para avaliação da incerteza da grandeza de saída (*VSE*) é baseado na propagação das incertezas (variâncias) das grandezas de entrada *(ED, A, VSEg: $GEB_{2016}$)*, através do modelo matemático (4) do mensurando (*VSE*).

### 5.3.2 Segunda etapa: Avaliação da incerteza padrão das grandezas de entrada

A incerteza padrão do valor econômico dos serviços ecossistêmicos foi obtida a partir da combinação dos valores das quatro grandezas de entrada de acordo com a Eq. (4): valor global de emergia ($GEB_{2016}$), densidade emergética *(ED)*, área *(A)* e valor global dos serviços

ecossistêmicos *(VSEg)*. Para cada grandeza de entrada foi estimada a incerteza padrão das medições envolvidas.

#### *5.3.2.1 Incerteza padrão do Valor de Emergia Global - u($GEB_{2016}$)*

Brown & Ulgiati (2016) usaram a simulação de Monte Carlo para estimar a GEB e a incerteza expressa em joules solares equivalentes (seJ) das três principais fontes de energia da geobiosfera: radiação solar, fontes geotérmicas (calor interno da Terra) e energia das marés (Tabela 10). Basicamente, o método de Monte Carlo consiste em realizar simulações numérica a partir de uma grande quantidade de repetições e obter conclusões sobre os fenômenos a partir da análise estatística das repostas (ALBERTAZZI e SOUZA, 2018).

Uma das contribuições dos autores (BROWN e ULGIATI, 2016) foi incluir a avaliação da incerteza nos cálculos das UEVs e do equivalente solar exergético de cada grandeza de entrada que compõem o valor global de emergia.. Foram calculadas as médias dos valores e o desvio-padrão que, no presente estudo, é denominada incerteza padrão. A incerteza padrão da $GEB_{2016}$ foi calculada pelos autores Brown *et al.* (2016) em $1{,}5\times10^{24}$ seJ/ano o que representa 12% de incerteza padrão relativa.

**Tabela 10:** Emergia das grandezas de entrada para a Geobiosfera (2016).

| **Fluxo** | **UEV[a] / (seJ/J)** | **Equivalente solar exergético / ($10^{24}$ seJ/ano)** |
|---|---|---|
| Energia solar absorvida | 1 | 3,6 |
| Calor da crosta | 5 500 (985) | 5,4 (0,95) |
| Energia das marés | 26 300 (3 800) | 3,1 (0,44) |
| Valor de Emergia Global | NA | 12,1 (1,51) |

[a] Valor Unitário de Emergia (UEV) antes conhecido como transformidade.
[b] Os números em parênteses são os desvios-padrão.
NA – não aplicável

Fonte: adaptado de Brown e Ulgiati (2016).

Os valores apresentados na Tabela 10 foram revisados por Brown *et al.* (2016) com o objetivo de padronizar os valores utilizados nas avaliações emergéticas e a GEB passou a ser denominada $GEB_{2016}$ com a intenção de mostrar que há espaço para refinamentos futuros e

cálculos de novas GEBs à medida que haja maior compreensão sobre as ciências da Terra e do universo.

#### 5.3.2.2 *Incerteza padrão da Densidade Emergética - u(ED)*

A densidade emergética mede a quantidade de emergia investida em uma unidade de terra para um processo ou desenvolvimento específico de produção em seJ/·ha/ano. No estudo de Coscieme *et al.* (2011), foram calculadas as densidades emergéticas para cada bioma com base na classificação de Costanza *et al.* (1997), com base no banco de dados mundial de valores emergéticos - NEAD desenvolvido inicialmente por Sweeney *et al.* (2007).

No estudo citado (COSCIEME *et al.*, 2011) não foram disponibilizados os dados utilizados nem tampouco a análise da incerteza dos valores obtidos. Assim, a incerteza padrão relativa da densidade emergética *u(ED)* foi adotada em 12 % igual à da $GEB_{2016}$ conforme mostrado na Tabela 11, uma vez que alguns autores (BROWN e ULGIATTI, 2016; INGWERSEN, 2010; CAMPBELL e ORHT, 2009; BASTIANONNI, 2009) afirmam que a incerteza associada as análises emergéticas são de uma ordem de grandeza de magnitude.

**Tabela 11:** Fluxo emergético dos principais biomas na Ilha de Itaparica.

| **Bioma** | **ED[a] /(seJ/ha/ano)** | **Incerteza padrão /(seJ/ha/ano)** |
|---|---|---|
| Recifes de coral | $2{,}94\times10^{19}$ | $3{,}53\times10^{18}$ |
| Floresta Tropical | $4{,}25\times10^{16}$ | $5{,}42\times10^{15}$ |
| Mangue | $1{,}09\times10^{16}$ | $1{,}31\times10^{15}$ |
| Rios e lagos | $4{,}97\times10^{16}$ | $5{,}96\times10^{15}$ |

[a] Densidade emergética

Fonte: adaptado de Coscieme *et al.* (2011).

Campbell (2003) analisou cinco fluxos globais de água e mostrou que os valores de unidade emergética global dos fluxos hidrológicos, como chuva, evapotranspiração e fluxos de rios, foram determinados dentro de um desvio-padrão médio de 2,5 % do valor médio das cinco estimativas. O autor acredita que, como regra geral, os valores envolvendo fluxos hídricos

estejam dentro de 10% de incerteza como resultado da nossa habilidade de medir os fluxos de água globais.

Em estudo posterior, Campbell & Orht (2009) afirmam que o efeito da propagação de incerteza nos cálculos de emergia, em geral, é obtido pelo produto de dois números independentes: a estimativa da energia disponível ou exergia e a estimativa da transformidade. Ao assumirmos que cada um destes dois valores estejam dentro do desvio-padrão esperado de 10 % do valor real, a propagação de incerteza para as duas variáveis independentes multiplicadas juntas aumentaria a estimativa da incerteza para 14,1 %.

Neste sentido, considerou-se que a adoção de 12 % para a incerteza padrão relativa para a densidade emergética *u(ED)* está dentro dos valores esperados de incerteza adotados nos estudos envolvendo análise emergética.

#### 5.3.2.3 *Incerteza padrão da área – u(A)*

A área de cada bioma identificado na Ilha de Itaparica, foi levantada com base no banco de dados do Mapbiomas (2022) produzidos a partir da classificação *pixel* a *pixel* de imagens de satélites *Landsat*. O MapBiomas disponibiliza uma análise de acurácia[7] com base na metodologia proposta por (PONTIUS e MILLONES, 2011) para comparar categorias de cobertura de terra expressas em um mapa e a qualidade dos dados coletados. Cabe ressaltar que, o termo acurácia foi traduzido do inglês "*accuracy*" pelo MapBiomas porém, na tradução literal, seria definida como exatidão e definida no GUM (BIPM *et al.*, 2008a, p. 35) como o "grau de concordância entre o resultado de uma medição e um valor verdadeiro do mensurando".

As estimativas da acurácia foram baseadas na avaliação de uma amostra de *píxeis*, denominada base de dados de referência, composta por cerca de 75.000 amostras. O número de *píxeis* na base de dados de referência foi pré-determinado por técnicas de amostragem estatística. Em cada ano, cada *píxel* da base de dados de referência foi avaliado por técnicos treinados em interpretação visual de imagens *Landsat*. A avaliação da acurácia foi realizada

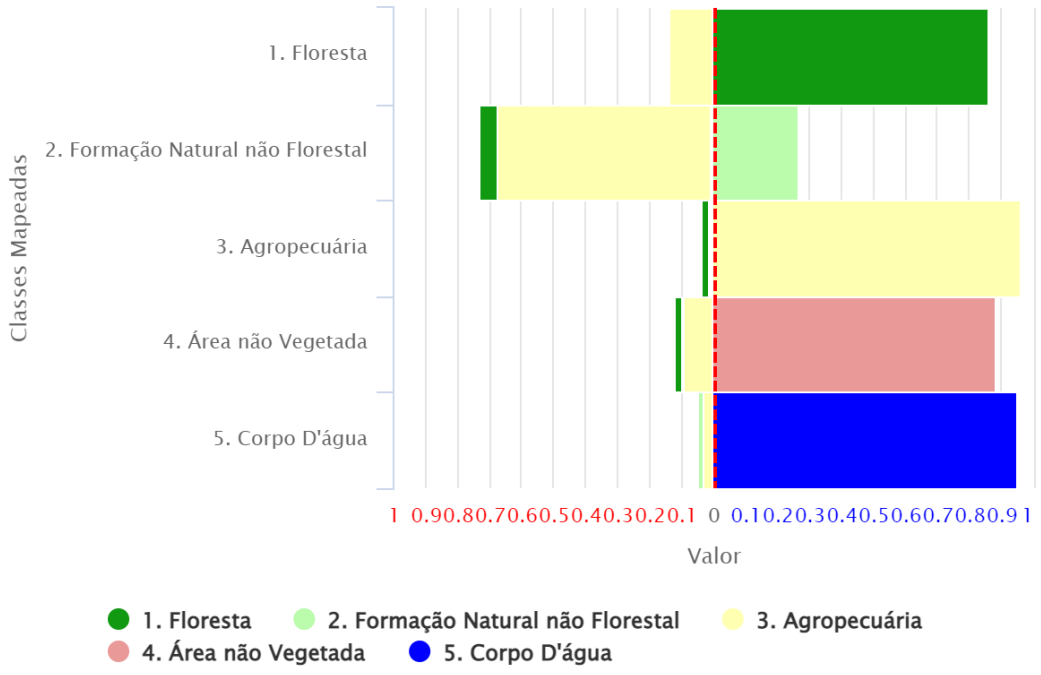
7 Dados disponíveis em https://mapbiomas.org/analise-de-acuracia (acessado em 12/08/2022).

usando métricas que comparam a classe mapeada com a classe avaliada pelos técnicos na base de dados de referência para cada bioma brasileiro.

Para o presente trabalho utilizou-se a Coleção 6 do MapBiomas (2022) que abrangeu os anos de 1985 a 2020 cuja acurácia global foi calculada em 90,6 % para o bioma Mata Atlântica. Além de informar qual a taxa de acerto geral, a análise de acurácia também revela estimativas das taxas de acerto e de erro atribuídas à quantidade de área atribuída incorretamente às classes pelo mapeamento que pode ser visualizado na Figura 25.

A estimativa de erro é decomposta em discordância da área e de alocação. A discordância de alocação representou 6,5 % que se refere ao erro da atribuição de classe ou rótulo, ou seja, erro de classificação. A discordância de área representou 2,9 % e aponta o erro de natureza quantitativa indicando divergência no número total de amostras atribuídas para cada classe quando comparado à referência e a classificação.

**Figura 25:** Erros de inclusão com base na quantidade de área atribuída incorretamente às classes pelo mapeamento**.**




Fonte: MapBiomas (2022).

O gráfico representado na Figura 25 indica o quanto da classe mapeada está correta (lado direito) e o quanto foi mapeado em uma classe e pertencia a outra (lado esquerdo). Por exemplo,

13,86 % das áreas mapeadas como Floresta deveriam ter sido classificadas como Agropecuária. Os maiores erros de inclusão ocorreram em Formação Natural não Florestal onde 5,84 % eram florestas e 66,95 % eram de Agropecuária. O menor erro de inclusão se refere a Corpo D´água onde 2,03 % das amostras classificadas como corpo d´água eram Formação Natural não Florestal e 2,42 % eram referentes à Agropecuária.

A exatidão contribui parcialmente para a estimativa da incerteza. Portanto, para o estudo, adotamos o percentual de 9,4 %, calculado pelo MapBiomas (2022), como sendo a incerteza padrão relativa da grandeza de entrada da área *u(A)* para todos os biomas analisados na Ilha de Itaparica.

#### 5.3.2.4 *Incerteza padrão do Valor Global dos Serviços Ecossistêmicos - u(VSEg)*

Costanza *et al.* (2014) atualizaram as estimativas do valor dos serviços ecossistêmicos baseados em novos dados do estudo do TEEB (DE GROOT *et al.*, 2012), compararam esses resultados com estudo original (Costanza *et al.*, 1997) e estimaram as mudanças globais em valores de serviços ecossistêmicos decorrentes de mudanças no uso da terra ao longo do período 1997-2011. Foi encontrado o valor de US$ 124,8 trilhões determinado pela Equação (11):

$$V(ESi) = \sum \sum_{k=1}^{n} A(LUi) \cdot V(ESki) \qquad \textbf{(11)}$$

Onde:
*A(LUi)* = área do i-ésimo bioma analisado
*V(ESki)* = valor por hectare anual dos serviços ecossistêmicos *(k)* para cada tipo de área *(i)*

A avaliação da incerteza dos resultados do referido estudo (COSTANZA *et al.*, 2014) não foi calculada pelos autores porém foi possível obter os dados do estudo original (DE GROOT *et al.*, 2012).

A partir da Equação (7) foram calculados os desvios-padrão experimentais da média para cada bioma no estudo de (DE GROOT *et al.*, 2012) mostrados na Tabela 12.

**Tabela 12:** Resumo do número de estimativas, média e desvio-padrão dos serviços ecossistêmicos por bioma.

| Bioma | Quantidade de estimativas | Valor médio /(US$/(ha ano)) | Desv. Padrão experimental médio /(US$/(ha ano)) | Desv. padrão experimental da média /(US$/(ha ano)) | Desv padrão média relativo |
|---|---|---|---|---|---|
| Oceano | 14 | 491 | 762 | 204 | 41 % |
| Corais | 94 | 352 915 | 668 639 | 68 965 | 20 % |
| Sistema costeiro | 28 | 28 917 | 5 045 | 953 | 3 % |
| Mangue | 139 | 193 845 | 384 192 | 32 587 | 17 % |
| Águas interiores | 168 | 25 682 | 36 585 | 2 823 | 11 % |
| Rios e lagos | 15 | 4 267 | 2 771 | 715 | 17 % |
| Floresta tropical | 96 | 5 264 | 6 526 | 666 | 13 % |
| Floresta temperada | 58 | 3 013 | 5 437 | 714 | 24 % |
| Bosques | 21 | 1 588 | 317 | 69 | 4% |
| Pastagem | 32 | 2 871 | 3 860 | 682 | 24% |

Fonte: Adaptado de De Groot *et al.* (2012).

Considerando que a variância experimental da média e o desvio padrão experimental da média podem ser usados como uma medida da incerteza de *VSE*, foi possível estimar a incerteza padrão *u(VSE)* para cada bioma calculados por Costanza *et al.* (2014) utilizando-se o desvio-padrão relativo de cada bioma (Tabela 12), na contribuição total dos valores dos serviços ecossistêmicos globais $u_c(VSE)$ utilizando a Equação(8) conforme mostrado na Tabela 13.

**Tabela 13:** Estimativa da incerteza padrão para os valores dos serviços ecossistêmicos globais calculados por Constanza *et al.* (2014). Valores em (US$/(ha ano)).

| **Bioma** | **u(VSE) incerteza padrão** |
|---|---|
| Oceano | 9,1 |
| Corais | 1,9 |
| Sistema costeiro | 0,6 |
| Mangue | 4,2 |
| Águas interiores | 0,2 |
| Rios e lagos | 0,4 |
| Floresta tropical | 0,9 |
| Floresta temperada | 2,2 |
| Bosques | 0,4 |
| Pastagem | 4,4 |
| **Incerteza padrão combinada** | **11,4** |

Fonte: elaborada pela autora (2023).

A partir da Tabela 13 o valor global dos serviços ecossistêmicos *VSEg* pode ser apresentado como:

$$\text{VESglobal} = 1{,}25\times10^{14}\ (1{,}14\times10^{13})\ \text{US\$/ano}$$

onde o valor entre parênteses é a incerteza padrão combinada $u(VSEg) = 1{,}14\times10^{13}$ US$/ano.

### 5.3.3 Terceira etapa: Avaliação da incerteza padrão combinada para o Valor Total dos Serviços Ecossistêmicos *(uVSE)*

A incerteza padrão combinada corresponde ao desvio-padrão da ação conjunta de todas as fontes de incerteza (ALBERTAZZI e SOUZA, 2018). Com as incertezas padrão das grandezas de entrada calculadas, é possível estimar a incerteza padrão combinada do valor dos serviços ecossistêmicos usando a lei da propagação das incertezas. É importante ressaltar que, assumiu-se que todas as grandezas de entrada não são correlacionadas e, portanto, a covariância entre elas é igual a zero. Assim, a expressão da incerteza padrão combinada do valor econômico

dos serviços ecossistêmicos de cada bioma $u_c(VSE_i)$, pode ser obtido, aplicando-se a Equação (8) e a Equação **(12)**.

$$uc^2(VSE_i) = \left[\frac{\partial VSE_i}{\partial A_i} u \quad (A_i)\right]^2$$

$$+ \left[\frac{\partial VSE_i}{\partial ED_i} u \quad (ED_i)\right]^2 + \left[\frac{\partial VSE_i}{\partial VSEg} u \quad (VSEg)\right]^2 + \left[\frac{\partial VSE_i}{\partial GEB_{2016}} u \quad (G\right.$$

**(12)**

Os dados relativos à área *u(A)* e a densidade emergética *u(ED)* foram associados a cada bioma específico. Os valores dos serviços globais ecossistêmicos *u(VSEg)* e o valor de emergia global $(u(GEB_{2016})$ se mantiveram constantes para cada situação analisada.

A partir da aplicação das Equações (10) e **(12)**, foram estimadas as incertezas padrão combinadas para o valor econômico dos serviços ecossistêmicos localizados sobre a área de influência direta – AID do sistema viário sobre a Ilha de Itaparica. Os cálculos detalhados para a propagação da incerteza estão consolidados na Tabela 14.

**Tabela 14:** Avaliação da incerteza do valor econômico dos serviços ecossistêmicos dos biomas sobre a AID na Ilha de Itaparica.

| Itens | Dados | μ(i) | Coeficiente de Sensibilidade [a] (i) | Contribuição para o cálculo de (μi) | Unidades |
|---|---|---|---|---|---|
| **(A) Recifes de Coral** | | | | | |
| Área | 220 | 21 | $3{,}06 \times 10^{8}$ | $6{,}32 \times 10^{9}$ | ha |
| ED | $2{,}94 \times 10^{19}$ | $3{,}53 \times 10^{18}$ | $2{,}29 \times 10^{9}$ | $8{,}07 \times 10^{9}$ | (seJ/ha/ano) |
| $VSE_{global}$ | $1{,}25 \times 10^{14}$ | $1{,}14 \times 10^{13}$ | $5{,}39 \times 10^{4}$ | $6{,}14 \times 10^{9}$ | (US$/ano) |
| $Geb_{2016}$ | $1{,}20 \times 10^{25}$ | $1{,}43 \times 10^{24}$ | $5{,}61 \times 10^{15}$ | $8{,}02 \times 10^{9}$ | (seJ/ano) |
| **uc($V_{rec}$)** | NA | NA | NA | **$1{,}44 \times 10^{10}$** | **(US$/ano)** |
| **(B) Floresta Tropical** | | | | | |
| Área | 5870 | 552 | $4{,}70 \times 10^{5}$ | $2{,}59 \times 10^{8}$ | ha |
| ED | $4{,}52 \times 10^{16}$ | $5{,}42 \times 10^{15}$ | $6{,}10 \times 10^{8}$ | $3{,}31 \times 10^{8}$ | (seJ/ha/ano) |
| $VSE_{global}$ | $1{,}25 \times 10^{14}$ | $1{,}14 \times 10^{13}$ | $2{,}2 \times 10^{5}$ | $2{,}52 \times 10^{8}$ | (US$/ano) |
| $Geb_{2016}$ | $1{,}20 \times 10^{25}$ | $1{,}43 \times 10^{24}$ | $2{,}30 \times 10^{16}$ | $3{,}29 \times 10^{8}$ | (seJ/ano) |
| **uc($V_f$)** | NA | NA | NA | **$5{,}90 \times 10^{8}$** | **(US$/ano)** |
| **(C) Mangue** | | | | | |
| Área | 262 | 25 | $1{,}13 \times 10^{5}$ | $2{,}79 \times 10^{6}$ | ha |
| ED | $1{,}09 \times 10^{16}$ | $1{,}31 \times 10^{15}$ | $2{,}73 \times 10^{9}$ | $3{,}57 \times 10^{6}$ | (seJ/ha/ano) |
| $VSE_{global}$ | $1{,}20 \times 10^{25}$ | $1{,}14 \times 10^{13}$ | $2{,}38 \times 10^{7}$ | $2{,}72 \times 10^{6}$ | (US$/ano) |
| $Geb_{2016}$ | $1{,}20 \times 10^{25}$ | $1{,}43 \times 10^{24}$ | $2{,}48 \times 10^{18}$ | $3{,}54 \times 10^{6}$ | (seJ/ano) |
| **uc($V_m$)** | NA | NA | NA | **$6{,}36 \times 10^{6}$** | **(US$/ano)** |
| **(D) Rios e lagos** | | | | | |
| Área | 21 | 2 | $5{,}17 \times 10^{5}$ | $1{,}02 \times 10^{6}$ | ha |
| ED | $4{,}97 \times 10^{16}$ | $5{,}96 \times 10^{15}$ | $2{,}18 \times 10^{10}$ | $1{,}30 \times 10^{6}$ | (seJ/ha/ano) |
| $VSE_{global}$ | $1{,}25 \times 10^{14}$ | $1{,}14 \times 10^{13}$ | $8{,}69 \times 10^{8}$ | $9{,}91 \times 10^{6}$ | (US$/ano) |
| $Geb_{2016}$ | $1{,}20 \times 10^{25}$ | $1{,}43 \times 10^{24}$ | $9{,}04 \times 10^{19}$ | $1{,}29 \times 10^{6}$ | (seJ/ano) |
| **uc($V_{rios}$)** | NA | NA | NA | **$2{,}32 \times 10^{6}$** | **(US$/ano)** |

Legenda: NA – não se aplica

[a] Derivada parcial da função *y* em relação à grandeza de entrada $x_i$ $\frac{\partial fy}{\partial x_1}$

Fonte: elaborada pela autora (2023).

Para os biomas situados sobre a AID, os valores dos serviços ecossistêmicos das áreas de recifes de corais, floresta tropical, mangue e rios e lagos e suas respectivas incertezas padrão estão resumidos na Tabela 15.

**Tabela 15:** Valor dos serviços ecossistêmicos sobre a AID e a incerteza padrão dos valores.

| **Bioma** | **VSE /($10^6$US$/ano)** | **Incerteza padrão /($10^6$US$/ano)** | **Incerteza padrão relativa** |
|---|---|---|---|
| Recifes de coral | 67 267 | 14 393 | 21 % |
| Floresta tropical | 2 759 | 590 | 21 % |
| Mangue | 30 | 6 | 21 % |
| Rios e lagos | 11 | 2 | 21 % |

Fonte: elaboração da autora (2023).

Na AID, os valores dos serviços ecossistêmicos dos recifes de corais foram os mais significativos totalizando US$ 67,3 bilhões com incerteza padrão de US$ 14 bilhões. O bioma de floresta tropical foi estimado em US$ 2,8 bilhões com incerteza padrão de US$ 590 milhões. As áreas de mangue e as áreas úmidas, representada por rios e lagos, foram estimadas em US$ 30 milhões com incerteza padrão de US$ 6 milhões e US$ 11 milhões com incerteza padrão de U$ 2 milhões, respectivamente.

A incerteza padrão relativa dos valores dos serviços ecossistêmicos de cada bioma, sobre a AID, corresponde a 21 % (Tabela 15). O resultado condiz com o esperado uma vez que, no tratamento dos dados, a incerteza padrão da grandeza de entrada *u(ED)* relativa à densidade emergética e a *u(A)* relativa à área, foram consideradas iguais independentemente do bioma analisado.

A partir das incertezas padrão das variáveis (grandezas de entrada) de cada bioma, é possível obter-se a incerteza padrão combinada do valor econômico total dos serviços ecossistêmicos – $VSE_{total}$ sobre a AID na Ilha de Itaparica. O quadrado da incerteza padrão combinada da soma de medições não correlacionadas é obtido a partir da soma dos quadrados das incertezas padrão associados à cada grandeza de entrada, a partir da simplificação da Equação (8) foi possível obter a Equação (13):

$$uc(VSE_{total}) = \sqrt{(uc_{rec})^2 + \left(uc_f\right)^2 + (uc_m)^2 + (uc_{rios})^2} = 14{,}4x1$$

**(13)**

O valor econômico total dos serviços ecossistêmicos sobre a AID corresponde a 70 067 (14 405)×$10^6$ US$/ano o que corresponde a 21% de incerteza padrão combinada relativa. Para quantificar quais as grandezas de entrada do $VSE_{total}$ mais contribuem para incerteza padrão combinada, foi realizada a análise baseada nos coeficientes de contribuição $h(y(VSE_{total}), rec)$, $h(y(VSE_{total}), f)$, $h(y(VSE_{total}), m)$ e $h(y(VSE_{total}), rios)$ conforme proposto por KESSEL *et al.* (2006), com base nas Equações (14), (15), (16) e (17), para o caso de grandezas de entrada não correlacionadas.

$$h(y(VSE_{total}), rec) = \left[\frac{\left(\frac{\partial VSE_{total}}{\partial rec}\right) u_c(rec)}{u_c\left(y(VSE_{total})\right)}\right]^2 \quad \textbf{(14)}$$

$$h(y(VSE_{total}), f) = \left[\frac{\left(\frac{\partial VSE_{total}}{\partial f}\right) u_c(f)}{u_c\left(y(VSE_{total})\right)}\right]^2 \quad \textbf{(15)}$$

$$h(y(VSE_{total}), m) = \left[\frac{\left(\frac{\partial VSE_{total}}{\partial m}\right) u_c(m)}{u_c\left(y(VSE_{total})\right)}\right]^2 \quad \textbf{(16)}$$

$$h(y(VSE_{total}), rios) = \left[\frac{\left(\frac{\partial VSE_{total}}{\partial rios}\right) u_c(rios)}{u_c\left(y(VSE_{total})\right)}\right]^2 \quad \textbf{(17)}$$

Os coeficientes de contribuição representados pelas Equações (14) à (17), são quantificados pelo produto do componente da incerteza e seu coeficiente de sensibilidade. Os coeficientes de contribuição são úteis para avaliar os componentes da incerteza padrão combinada, referentes às grandezas de entrada ($VSE_{rec}$, $VSE_f$, $VSE_m$ *e* $VSE_{rios}$) mais significativas. A Tabela 16 apresenta quais biomas situados dentro da AID mais influenciam na

estimativa da incerteza padrão combinada do valor econômico total dos serviços ecossistêmicos.

**Tabela 16:** Valor econômico dos serviços ecossistêmicos sobre a AID, a incerteza padrão associada por bioma e o coeficiente de contribuição.

| **Bioma** | **Valor Econômico** $VSE_i$ **/($10^6$ US$/ano)** | **Incerteza padrão** $u(VSE_i)$ **/($10^6$ US$/ano)** | **Incerteza padrão relativa** | **Coeficiente de contribuição [a]** $h(VSE_{total}, VSE_i)$ |
|---|---|---|---|---|
| Recifes de coral | 67 267 | 14 393 | 21 % | 99,831988 % |
| Floresta Tropical | 2 759 | 590 | 21 % | 0,167990 % |
| Mangue | 30 | 6 | 21 % | 0,000019 % |
| Rios e lagos | 11 | 2 | 21 % | 0,000003 % |
| **Total** | **70 067** | **14 405** | **21 %** | **100 %** |

[a] coeficiente de contribuição proposto por KESSEL *et al.* (2006).

Fonte: elaborada pela autora (2023).

Os valores das incertezas padrão quando associados aos valores econômicos dos serviços ecossistêmicos e seus respectivos coeficientes de contribuição dão uma ideia da dimensão dos resultados. Os coeficientes de sensibilidade, descrevem como a estimativa de saída *(y)* varia com alterações nos valores das estimativas de entrada *(x)*. Analisando-se comparativamente as grandezas de entrada que compõe o valor total dos serviços ecossistêmicos (Tabela 16), que aqui estão identificadas como $h(VSE_{total}, VSE_i)$, verifica-se que a incerteza padrão dos recifes de coral influenciam em 99,8 % a incerteza padrão combinada do valor total. A segunda maior contribuição está associada ao bioma de floresta tropical (0,17 %). Já os demais biomas analisados, áreas de mangue, rios e lagos, praticamente não têm influência na avaliação da incerteza correspondendo a 0,000019 % e 0,000003 %, respectivamente.

Albertazzi e Souza (2018) afirmam que não há processo de medição perfeito, que leve a resultados exatos. As dúvidas sempre estão presentes nos resultados e, ao serem expressas pela incerteza de medição, quem vai utilizar o resultado deve saber o que fazer com sua incerteza. Claramente, a incerteza padrão mais significativa no cálculo do valor econômico total dos serviços ecossistêmicos foi relativa aos recifes de corais. Isso indica que, para uma possível redução da incerteza padrão do VSEtotal, os esforços para melhoria dos dados de entrada da

equação devem ser relativos às informações dos recifes de corais no que diz respeito principalmente, aos valores de fluxos de emergia deste bioma.

Apesar da área deste bioma não ser a mais extensa com apenas 220 hectares (floresta tropical tem 5870 ha e mangue contabiliza 262 ha), possui o maior fluxo de emergia caracterizado pela variável de densidade emergética *ED* (Tabela 11). Esse resultado segue a mesma tendência dos valores obtidos por De Groot *et al.* (2012) e Costanza *et al.* (2014) em US$ 352 915 ha/ano e US$ 352 949 ha/ano, respectivamente, sendo esses valores significativamente maiores em relação aos demais biomas pesquisados (12 biomas no total).

Utilizando a mesma metodologia proposta nos itens anteriores, foi realizada a análise da incerteza para os valores dos serviços ecossistêmicos obtidos para a totalidade da Ilha de Itaparica e para a área diretamente afetada - ADA pelo sistema viário (Tabela 17).

**Tabela 17:** Valor econômico dos serviços ecossistêmicos *VSE* e os coeficientes de contribuição correspondentes a incerteza padrão combinada, para cada cenário de implantação do sistema viário na Ilha de Itaparica.

| Item | Valor econômico dos serviços ecossistêmicos /(US$/ano) | Incerteza padrão relativa | Coef. de contribuição $h(VSE_{total}, VSE_i)$ |
|---|---|---|---|
| **A) Ilha de Itaparica** | | | |
| Recifes de coral | 372 269 (79 625) × $10^6$ | 21,4 % | 99,9930877 % |
| Floresta Tropical | 3 091 (661) ×$10^6$ | 21,4 % | 0,0068947 % |
| Mangue | 155 (33) ×$10^6$ | 21,4 % | 0,0000173 % |
| Rios e lagos | 20 (4) ×$10^6$ | 21,4 % | 0,0000003 % |
| **Total** | **375 535 (79 655) × $10^6$** | **21,2 %** | 100 % |
| **B) Sobre a AID** | | | |
| Recifes de coral | 67 267 (14 393) ×$10^6$ | 21,4 % | 99,8319882 % |
| Floresta Tropical | 2 759 (590) × $10^6$ | 21,4 % | 0,1679897 % |
| Mangue | 30 (6) × $10^6$ | 21,4 % | 0,0000195 % |
| Rios e lagos | 11 (2) × $10^6$ | 21,4 % | 0,0000026 % |
| **Total** | **70 067 (14) × $10^6$** | **20,6 %** | 100 % |
| **C) Sobre a ADA** | | | |
| Recifes de coral | 2 354 352 (504) × $10^3$ | 21,4 % | 99,8020089 % |
| Floresta Tropical | 104 856 (22) ×$10^3$ | 21,4 % | 0,1979627 % |
| Mangue | 1 248 (267) × $10^3$ | 21,4 % | 0,0000281 % |
| Rios e lagos | 130 (28) × $10^3$ | 21,4 % | 0,0000003 % |
| **Total** | **2 460 587 (504) × $10^3$** | **20,5 %** | **100 %** |

Legenda: os valores entre parênteses indicam a incerteza padrão combinada.
AID: área de influência direta
ADA: área diretamente afetada.

Fonte: elaborado pela autora (2023).

O valor dos serviços ecossistêmicos para a Ilha de Itaparica mostrado na Tabela 17 resultou em US$ 375 bilhões com incerteza padrão de US$ 80 bilhões. Esses valores representam a dimensão do suporte ambiental proporcionado pela ilha aos seus habitantes e incluem os serviços ecossistêmicos dos quatro biomas analisados. Os recifes de coral têm maior representatividade, cerca de 99 % do VSEtotal e correspondem a US$ 372 (79 625) bilhões, seguido pela floresta tropical que corresponde a US$ 3 (0,7) bilhões; as áreas de mangue que contribuem com US$ 155 (33) bilhões e as áreas cobertas por rios e lagos que somam US$ 20 (4) bilhões.

Quando considerado somente a área diretamente afetada pela implantação da Ponte Salvador-Itaparica, o valor do VSEtotal corresponde a US$ 2,5 bilhões por ano com incerteza padrão combinada de US$ 504 milhões por ano. Os recifes de coral representam 95,7 % do VSEtotal correspondendo a US$ 2,4 (0,5) bilhões, as florestas tropicais equivalem a 4,2 % do VSEtotal e têm valor igual a US$ 104 (22) milhões, e o restante corresponde às áreas de mangue cujo valor é igual a US$ 1,2 (0,3) milhões e às áreas úmidas que totalizam US$ 130 192 (28).

Para qualquer um dos três cenários na avaliação da incerteza, os resultados seguem a mesma tendência relativa ao coeficiente de contribuição da incerteza padrão combinada de cada bioma, ou seja, os recifes de corais, seguindo das áreas de floresta tropical são os que mais contribuem para a estimativa da incerteza padrão dos resultados (Tabela 17).

Neste sentido, o valor econômico dos serviços ecossistêmicos dos recifes de corais foi o que mais influenciou na incerteza padrão combinada do *VSEtotal* (99,8 %) e portanto, todos os esforços deveriam ser concentrados na melhora dos dados deste bioma o que irá influenciar diretamente a análise da incerteza padrão do resultado final.

A incerteza padrão relativa considerando o VSEtotal da Ilha de Itaparica corresponde 21,2 % de incerteza relativa. Para o VSEtotal no cenário da AID, tem-se a incerteza padrão relativa igual a 20,6 %, e para o cenário considerando somente a área diretamente afetada, obteve-se 20,5 % de incerteza padrão relativa. Verifica-se que a incerteza padrão relativa está entre 20 % a 21 % para os três cenários, sendo que uma maneira de diminuir esse percentual seria calcular a incerteza padrão para cada bioma no caso de densidade emergética especialmente para o bioma dos recifes de corais que contribuem em 99% na incerteza padrão combinada (por falta de dados, foi considerado 12 % de incerteza padrão relativa para todos os biomas) o que traria uma maior exatidão na análise.

A redução da incerteza nos métodos utilizando a análise emergética, depende da melhoria da precisão tanto dos dados brutos (que tendem a ser cada vez mais precisos quanto mais tivermos conhecimento das conexões entre o meio natural e o meio antrópico) quanto das UEV´s através do refinamento de dados estatísticos. Em outras palavras, quanto melhor for a base de dados utilizada menor a incerteza dos valores estimados, o requer o esforço conjunto dos pesquisadores na incorporação da análise da incerteza nos cálculos emergéticos (DU; WANG; LI, 2022; HE *et al.*, 2020; HUDSON e TILLEY, 2014; INGWERSEN, 2010).

A incerteza e a variabilidade dos resultados das avaliações dos serviços ecossistêmicos não está restrita a análise emergética e as demais ferramentas que fazem parte de uma avaliação ambiental, como os dados sobre o meio ambiente que lidam com sistemas complexos e a escolha de métodos de valoração também são parte integrante da modelagem da incerteza, e deveriam ser parte integrante de qualquer ferramenta de contabilidade ambiental (BENETTO *et al.*, 2008; HE *et al.*, 2020; REZA *et al.*, 2014).

## 5.5 DISCUSSÃO

### 5.5.1 Expansão urbana na Ilha de Itaparica e o cenário da Ponte Salvador/Itaparica

A análise das possíveis consequências da implantação do Sistema Viário Oeste que será implantado sobre a Ilha de Itaparica espera-se um crescimento elevado da ocupação urbana da ilha, consequentemente a ponte levará a um elevado adensamento populacional. A obra provocará diversos impactos ambientais negativos uma vez que avança sobre áreas ambientalmente frágeis, pressionando ainda mais os remanescentes de Mata Atlântica e os recifes de corais situados na costa da ilha e na Baia de Todos os Santos.

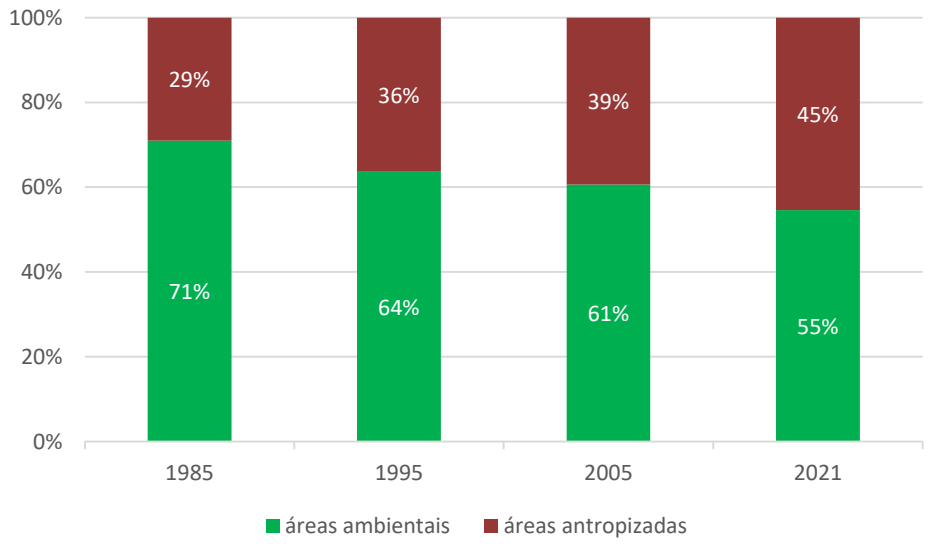
> Os recifes de corais, os manguezais e os estuários da BTS são um patrimônio natural inestimável e devem ser manejados adequadamente, quando necessário, recuperados e conservados. (...) A conservação dos diferentes sistemas bentônicos da BTS é necessária, não somente para preservar os serviços ecológicos, prestados por estes ambientes, a biodiversidade, e todos os seus benefícios, bem como para garantir a beleza cênica e a preservação do modo de vida de muitas comunidades pesqueiras tradicionais do recôncavo (ANDRADE; HATJE, 2009, p. 232).

Apesar de proporcionar impactos positivos, no que diz respeito às facilidades de mobilidade e de acessibilidade, a falta de infraestrutura e planejamento para iniciar um processo de requalificação da região, pode levar a Ilha, a se tornar um local de passagem de intenso fluxo rodoviário.

De uma maneira geral, as obras de infraestrutura rodoviária estão associadas ao aumento na erosão do solo, carreamento de sólidos e assoreamento da rede de drenagem, gerando interferências na qualidade das águas superficiais e subterrâneas. Alterações na hidrologia, degradação da qualidade do ar através da emissão de poeiras e gases, poluição sonora, perda e fragmentação de habitats, afugentamento da fauna e atropelamentos de animais são somente alguns exemplos dos diversos impactos ambientais associados a essas atividades (CRISTIANO; GONELLA, 2019).

A Ilha de Itaparica já vem perdendo a cada ano as áreas naturais (Figura 26). A falta de planejamento e contabilização destas áreas nas políticas públicas segue a tendência histórica de degradação dos recursos naturais e traz consequências negativas para a qualidade de vida das pessoas da região, caracterizada por uma ocupação intensiva da zona costeira pressionando ainda mais as áreas protegidas por lei.

**Figura 26:** Comparação relativa à ocupação história e atual do uso da terra na Ilha de Itaparica (1985-2020).




Fonte: elaboração da autora com base nos dados do MapBiomas (2022).

Um fato evidenciado tanto no PDDU (2015) do município de Itaparica como no de Vera Cruz é a intensificação e o espraiamento da expansão da mancha urbana através,

principalmente, da ocupação irregular de áreas ambientais. A fragilidade da gestão urbana dos municípios reflete na ocupação desordenada sobre áreas de risco ou áreas frágeis e impróprias, como áreas de alagamento, margens de rio, mangues, apicuns e até praias.

Esse fato pode ser comprovado pela constante diminuição das áreas ambientais, que representavam cerca de 71% do território da Ilha em 1985 e, cerca de três décadas depois, reduziram em 22% e seguem com tendência de queda (Figura 26). Esse fato se torna preocupante em função da existência de áreas frágeis ambientalmente, e não adequadas à ocupação urbana e da presença de recursos naturais que deveriam ser preservados para a manutenção da qualidade de vida, sendo inclusive fundamentais para a dinamização da economia e sobrevivência de modos tradicionais de produção observados no município.

No último relatório publicado pelo INPE e SOS Mata Atlântica (2022), no período entre 2020 a 2021, a Bahia configurou entre os estados com maiores taxas de desmatamento dos remanescentes florestais do bioma Mata Atlântica, ficando em segundo lugar com perda de 4 698 hectares, atrás apenas de Minas Gerais. No Brasil, o total de desflorestamento observado foi de 21 642 hectares. O valor é 66% maior que o do período 2019-2020 (13 053 ha) e 90% maior que o do período 2017-2018, quando se atingiu o menor valor de desflorestamento da série histórica. A perda da vegetação nativa da Mata Atlântica mantém o bioma em um alto grau de ameaça e risco, e sua conservação deveria ser prioritária para a manutenção da biodiversidade e o combate às mudanças climáticas.

Neste sentido, a construção da Ponte Salvador-Itaparica pode acelerar o processo de degradação ambiental da região. Em grandes projetos de infraestrutura, as análises de custo-benefício geralmente enfocam os benefícios financeiros e tendem a subestimar os custos especialmente dos impactos ambientais deixando assim de fora aspectos essenciais da sustentabilidade (CRISTIANO; GONELLA, 2019; TARDIEU *et al.*, 2015; TEIXEIRA; SOUSA, 2018). Nos projetos rodoviários, como é o caso em questão, as tomadas de decisão são baseadas em como haverá mais facilidade de locomoção, maiores ganhos logísticos, oferta de empregos no setor da construção civil, ganhos financeiros com praças de pedágio e impostos, entre outros. No entanto deixam de considerar aspectos relevantes de médio a longo prazo, que podem alterar a oferta de recursos naturais devido às mudanças de uso da terra.

Considerando a implantação da Ponte Salvador/Itaparica e os três cenários de análise realizado anteriormente, ou seja, a área da Ilha de Itaparica, a área de influência direta – AID e

a área diretamente afetada – ADA pelo empreendimento, a Tabela 18 e a Figura 27 ilustram a área dos biomas impactados.

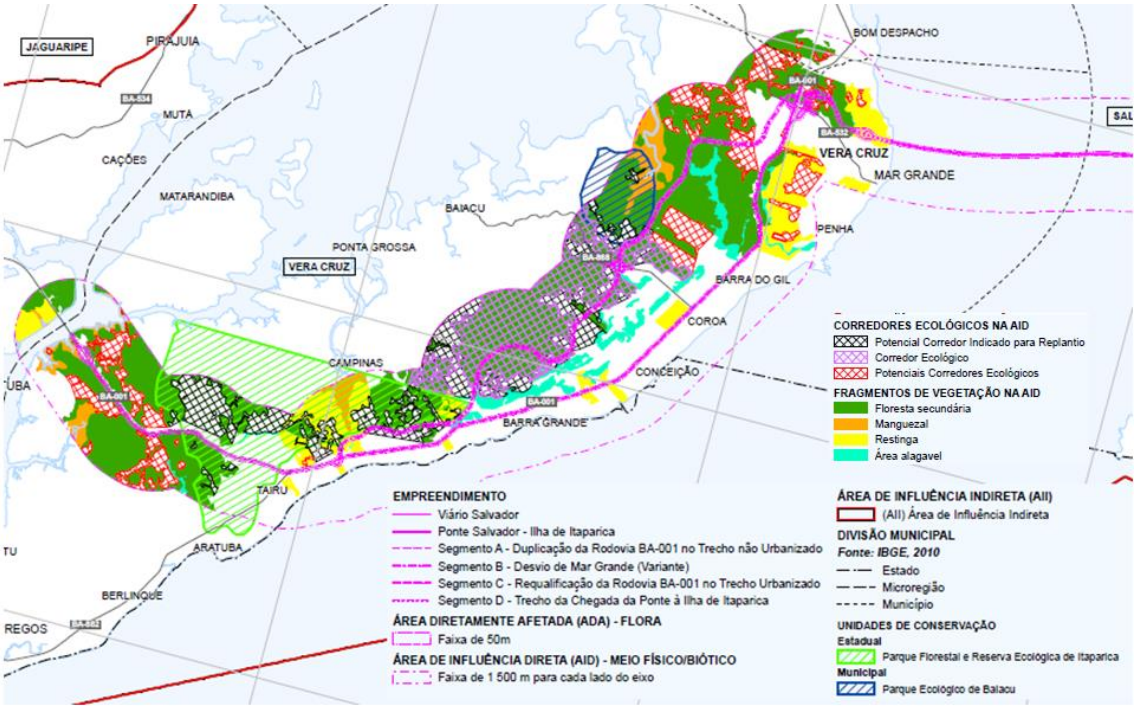
**Tabela 18:** Demonstrativo de áreas, em hectares, dos biomas analisados na Ilha de Itaparica e sobre as áreas de influência do Sistema Viário da Ponte Salvador/Itaparica.

| Bioma | Ilha de Itaparica | Sobre a AID | Sobre a ADA |
|---|---|---|---|
| Recifes de Corais | 1 218 | 220 | 8 |
| Floresta Tropical | 6 576 | 5 870 | 223 |
| Mangue | 1 364 | 262 | 11 |
| Rios e lagos | 40 | 21 | 0,3 |

Legenda: AID – área de influência direta
ADA – área diretamente afetada

Fonte: elaborado pela autora.

**Figura 27:** Estudos ambientais para a implantação de Sistema de Travessia Salvador / Ilha de Itaparica Sobre a Baía de Todos os Santos.




Fonte: adaptado do EIA/RIMA (CONSÓRCIO V&S AMBIENTAL/NEMUS, 2014. Caderno de mapas, vol. 3).

Além da perda direta de áreas ambientalmente sensíveis, ocorre também uma mudança na provisão dos serviços ecossistêmicos dos quatro biomas analisados que produz efeitos

indiretos associados a modificações na conectividade da paisagem, ou seja, o fluxo e o movimento de materiais e organismos através de uma paisagem. Isso significa que a degradação de um ecossistema em um zona de impacto pode causar declínio de provisão de serviços ecossistêmicos em outro local (COSTANZA *et al.*, 2014; TARDIEU *et al.*, 2015).

Dentro da área de influência do empreendimento pode-se notar a existência dos corredores ecológicos responsáveis por garantir a estabilidade das áreas de Mata Atlântica, manguezais e restingas uma vez que correspondem à faixa de vegetação que tem por objetivo ligar grandes fragmentos florestais ou unidades de conservação, separados pela atividade antrópica, possibilitando o deslocamento da fauna entre as áreas isoladas e a dispersão de sementes das espécies vegetais e a recolonização de áreas degradadas.

Além disso, um estudo realizado por Reale (2022) mostrou que regiões extensas e conectadas, cobertas por vegetação nativa, proporcionam maior estabilidade hídrica nos ciclos de chuva de curto e longo prazo. O armazenamento terrestre de água é diretamente influenciado pelo tamanho da cobertura superficial de vegetação nativa sendo que, a sua degradação pode amplificar os possíveis eventos extremos em decorrência das alterações climáticas globais.

Os recifes de corais que se estendem pela costa da Ilha de Itaparica, e que serão afetados pela implantação da ponte, também tem função importante na proteção da costa, especialmente para as ilhas, atuando contra o impacto de tempestades e atenuação da energia das ondas. Embora os recifes possam fornecer benefícios de proteção contra inundações, raramente são contabilizados na gestão das zonas costeiras porque os serviços que prestam são de percepção indireta como os serviços de provisão para a produção pesqueira e os serviços de regulação para a diminuição da erosão e inundação da costa (BECK *et al.*, 2018).

A urbanização é uma realidade e que dificilmente irá acabar. Cada vez mais, a ciência nos prova o quão dependentes somos da natureza e a expansão urbana faz parte desta dinâmica complexa (FOLKE *et al.*, 2021). Neste sentido, as políticas públicas e as decisões envolvendo as mudanças de uso dos ecossistemas naturais deveriam levar em consideração que, o ser humano é parte integrante da biosfera, e qualquer alteração em uma parte do sistema irá afetar as demais partes.

A valoração ambiental, ao quantificar economicamente os custos da perda da natureza em face da expansão urbana, especialmente em obras de infraestrutura de grande porte como é

o caso da Ponte Salvador-Itaparica, se torna uma importante ferramenta com a qual os tomadores de decisão possam fazer escolhas mais assertivas na implantação destes projetos.

### 5.5.2 Valoração econômica dos serviços ecossistêmicos

Os resultados apresentados mostram como a mudança no uso da terra na Ilha de Itaparica com a implantação do sistema viário da Ponte Salvador/Itaparica pode afetar, diretamente, os fluxos dos serviços ecossistêmicos não só na área de influência direta (AID) da construção, mas em toda a ilha e região. Isto porque os serviços ecossistêmicos não exercem uma influência pontual, ou seja, somente na área que ocupam, mas também nos diversos ecossistemas da região principalmente com relação aos serviços de regulação (regulação do clima, qualidade da água entre outros).

A utilização de estimativas advindas da técnica de transferência de valores é uma alternativa de grande interesse para áreas em que se torna difícil a obtenção dos valores originais, como é o caso de grande parte das áreas ambientais. Ou ainda em casos em que se tem problemas de tempo e de recursos financeiros. A grande questão é se a transferência de valores pode fornecer valores confiáveis para a estimativa dos serviços ecossistêmicos. O GUM (BIPM *et al.*, 2008a) traz o conceito que não existe o valor "verdadeiro" e único por ser um conceito idealizado. Aquilo que se está medindo é especificado por uma descrição da grandeza, e esta grandeza é composta por um número infinito de informações. Assim, a validade do que se está medindo é obtida através do valor corrigido que pode ser denominado a melhor estimativa do valor "verdadeiro"; sendo "verdadeiro no sentido de que ele é o valor de uma grandeza que se acredita que satisfaça completamente à definição do mensurando".

Assim, ao estimar de forma inédita a incerteza padrão para a valoração econômica dos serviços ecossistêmicos para a Ilha de Itaparica, cujos valores foram calculados entre 20 % a 21 % de incerteza padrão relativa, a depender do cenário analisado, foi possível trazer maior confiabilidade aos resultados obtidos.

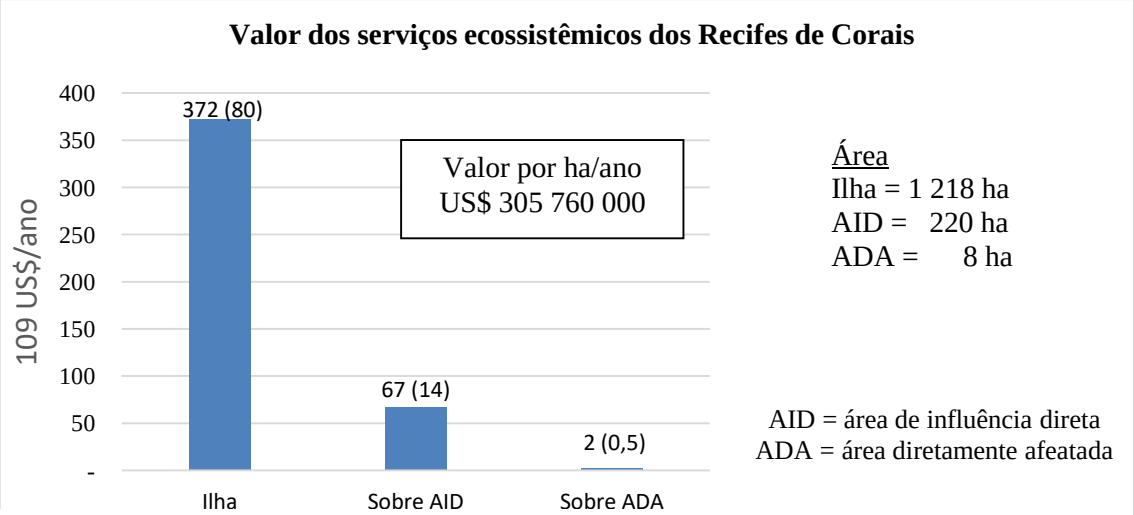
Como já dito anteriormente, não existem valores comparáveis de valorações ambientais na região objeto do estudo. Para se ter maior clareza na dimensão dos resultados obtidos, algumas análises comparativas com estudos em outras áreas foram realizadas.

Os gráficos representados nas Figura 28 a Figura 31, apresentam resumidamente uma estimativa dos valores econômicos dos serviços ecossistêmicos – VSE dos biomas analisados na Ilha de Itaparica em função dos três cenários analisados: área total da ilha, área de influência direta - AID e sobre a área diretamente afetada - ADA pela construção do sistema viário da Ponte Salvador/Itaparica. Para uma melhor visualização dos dados e a título de comparação com outros estudos, os resultados também são apresentados em termos de valores por hectare-ano (US$/ha-ano).

- Recifes de corais

Em todos os cenários, as maiores perdas em valores econômicos estão relacionadas aos recifes de corais constituintes da APA Recifes de Pinaúmas. Os valores variam de US$ 372 (80) bilhões/ano para toda a ilha, a US$ 67 (14) bilhões/ano e US$ 2,5 (0,5) bilhões/ano para a AID e ADA, respectivamente (Figura 28).

**Figura 28:** Comparação entre os três cenários dos valores econômicos dos serviços ecossistêmicos para o bioma Recife de Corais em face da implantação da Ponte Salvador-Itaparica (área total da ilha, área de influência direta – AID e área diretamente afetada – ADA).




Fonte: elaborado pela autora (2022).

O valor obtido por hectare, mostrado na Figura 28, corresponde a US$ 305 760 000/ha sendo significativamente maior que o valor dos serviços ecossistêmicos de recifes de corais obtido por De Groot *et al.* (2012) em US$ 193 845/ha. Esse resultado condiz com o esperado e encontrado em nossa revisão da literatura (uma ordem de magnitude maior), já que ao

incorporar a análise emergética na metodologia de avaliação, são levados em consideração não só os serviços percebidos pelos usuários, mas também os fluxos necessários para a formação destes serviços ecossistêmicos, ou seja, o trabalho da natureza. Desta forma, o esforço ambiental da natureza e investimento que suportam o sistema econômico pode ser medido para que opções de desenvolvimento sustentável mais adequadas possam ser levantadas.

Assim, o alto fluxo emergético dos recifes de corais mostra a sua importância em dar suporte aos demais ecossistemas marinhos e terrestres. Os ecossistemas que envolvem recifes de corais são fundamentais para a manutenção da biodiversidade aquática, como fontes de alimento, abrigo e proteção para muitas espécies. Os ecossistemas marinhos não existem em isolamento pois proporcionam uma teia de interações complexa, com impactos diretos não somente sobre os oceanos mas também sobre todo o sistema costeiro como os manguezais e restingas, e portanto, no próprio ambiente terrestre do qual fazemos parte (BARBIER, 2017; LIU *et al.*, 2021; MEA, 2005; VASSALLO *et al.*, 2017).

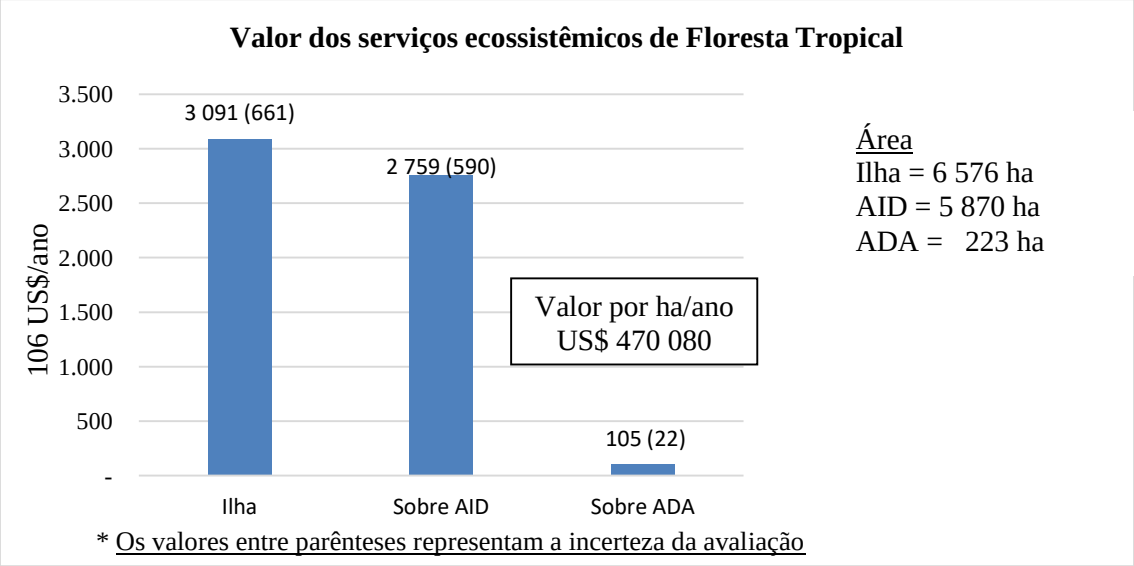
Berrios *et al.* (2017) utilizaram a metodologia proposta por Pulselli *et al.* (2011) para estimar o total de serviços ecossistêmicos bentônicos marinhos de três baías situadas no norte do Chile. O valor encontrado correspondeu US$ $5{,}76 \times 10^8$ /ano equivalente a US$ 57 700 por hectare/ano. Contudo, esses valores tiveram como base de cálculo, a densidade emergética calculada pelos autores para a área em questão (BERRIOS *et al*, 2017) em $3{,}21 \times 10^{16}$ seJ/ha que são uma ordem de magnitude maior que a utilizada no presente estudo em $2{,}94 \times 10^{19}$ seJ/ha (COSCIEME *et. al*, 2011). Essa diferença pode ser explicada pelo fato de não ter sido incluso na emergia total da região chilena, o valor da energia das ondas, sendo apenas utilizado os valores de nitrogênio, radiação solar e influência da maré. Porém ambos os estudos, mostram a importância de se calcular valores econômicos que suportam a provisão de serviços ecossistêmicos.

Para mostrar a importância dos recifes de corais na proteção da costa, Beck *et al.* (2018) avaliaram os recifes ao redor do mundo e mostraram que os danos anuais esperados das inundações dobrariam, e os custos de tempestades frequentes triplicariam sem os recifes de coral. Considerando a proteção da costa para pessoas e propriedades, para eventos de tempestade ao longo de 100 anos, os danos causados pelas inundações teriam aumento de 91% e teriam um custo de US$ 272 bilhões para recomposição dos danos sem os recifes.

- Floresta Tropical

Os valores para floresta tropical (Figura 29) variam de US$ 3 (0,7) bilhões para toda a ilha, a US$ 2,8 (0,6) bilhões para a AID e US$ 104,8 (22) milhões se considerado somente a área diretamente afetada. Percebe-se que, com relação à área (área total sobre a ilha corresponde a 6 576 ha e sobre a AID a 5 876 ha), a floresta tropical representada por remanescentes de Mata Atlântica são as mais atingidas pela construção do sistema viário, onde cerca de 89 % das áreas de floresta estão sobre a AID.

**Figura 29:** Comparação entre os três cenários dos valores econômicos dos serviços ecossistêmicos para o bioma Floresta Tropical em face da implantação da Ponte Salvador-Itaparica (área total da ilha, área de influência direta – AID e área diretamente afetada – ADA).




Fonte: elaborado pela autora (2022).

Um estudo publicado sobre a variação dos valores dos serviços ecossistêmicos em face de mudanças no uso da terra até 2050 (KUBISZEWSKI *et al.*, 2017), apontou que o Brasil é o país que irá experienciar maiores perdas no mundo, na ordem de 45 %, devido principalmente à perdas de floresta tropical o que mostra a fragilidade do bioma. O valor encontrado por unidade de área corresponde a US$ 470 080/ha por ano, em comparação com De Groot *et al.* (2012) que obteve US$ 5 382/ha/ano.

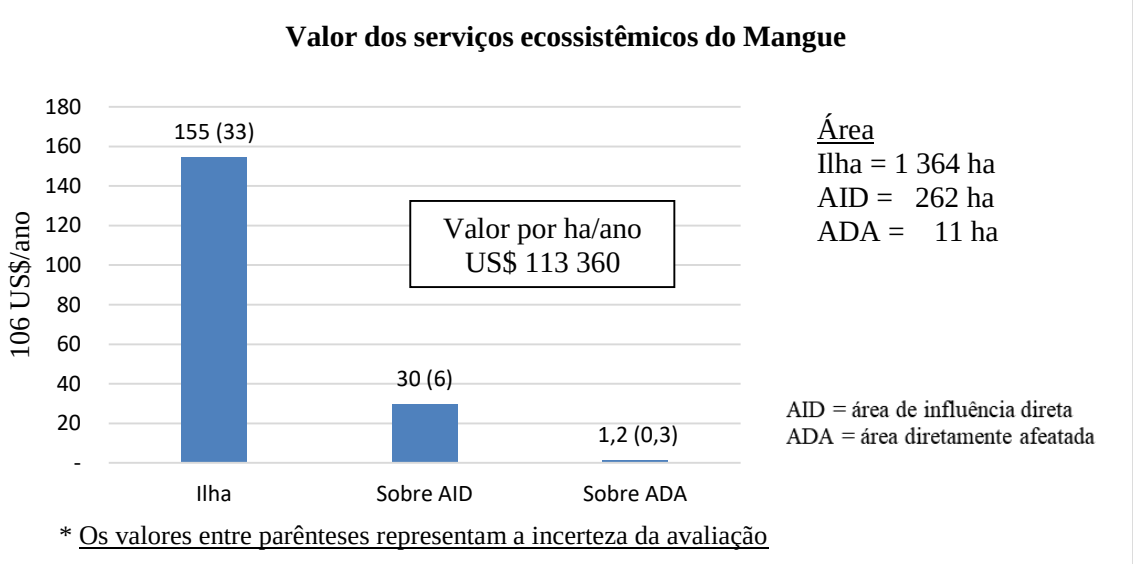
A título de comparação, Mariano (2013) avaliou um conjunto de 73 parques municipais de São Paulo tendo encontrado o valor médio, em emdólares, de Em$ 18 000 por hectare/ano para as áreas florestadas. Na tese de doutorado de Roncon, (2016) cujo objetivo era avaliar os

custos médios de reparação *versus* o custo de manutenção de áreas de floreta natural do Parque Estadual do Morro do Diabo no estado de São Paulo, o autor concluiu que os serviços prestados pela floresta equivalem a 5 982 Em$/ha e mantêm um estoque equivalente a Em$ 422 916 /ha.

- Mangue

As áreas de mangue onde estão incluídos a restinga e os apicuns possuem valores anuais correspondentes a US$ 154,6 (33) milhões para toda a ilha, a US$ 29,7 (6) milhões para a AID e US$ 1,2 (0,3) milhões considerando-se somente a área diretamente afetada (Figura 30). As áreas de manguezal sobre a AID (262 ha) representam 19% e apenas 1% destas áreas estão sobre a ADA (11 ha). O valor encontrado por unidade de área corresponde a US$ 113 360 por ano, enquanto De Groot *et al.* (2012) obtiveram o valor de US$ 193 843/ha/ano.

**Figura 30:** Comparação entre os três cenários dos valores econômicos dos serviços ecossistêmicos para o bioma Mangue em face da implantação da Ponte Salvador-Itaparica (área total da ilha, área de influência direta – AID e área diretamente afetada – ADA).




Fonte: elaborado pela autora (2022).

Considerando somente o aspecto de proteção às comunidades costeiras, Costanza *et al.* (2021) estimaram o valor global das áreas de mangue no valor de US$ 447 bilhões o que significa que fornecem serviços de proteção a costa no valor de US$ 11 000/ha/ano utilizando como cálculo, os custos evitados por danos às propriedades e às pessoas, ou seja, apenas um aspecto dos diversos serviços ecossistêmicos pelos mangues.

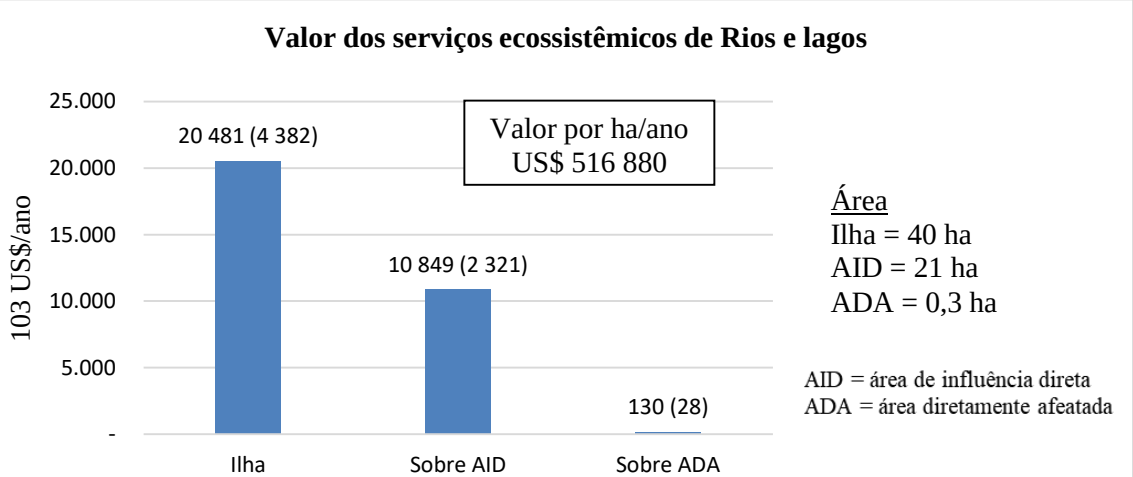
- Rios e lagos

Na Figura 31, as áreas consideradas como massa d´água constituídas por rios e lagos, variam de US$ 20,5 (4,4) milhões para toda a ilha, a US$ 10,8 (2,3) milhões para a AID e US$ 130 (28) mil se considerado somente a área diretamente afetada. Uma parcela importante destas áreas, cerca de 53% (21 ha), estão sobre a AID e apenas 1% destas áreas estão sobre a ADA (0,3 ha). O valor encontrado por unidade de área corresponde a US$ 516 880 por ano, em comparação com De Groot *et al.* (2012) que obteve US$ 12 512/ha/ano.

Os resultados estão condizentes com Watanabe e Ortega (2014) que, no caso da valoração dos serviços hidrológicos, o valor obtido para a água em Em$/m3 foram muito superiores àqueles obtidos pela valoração econômica e encontrada nos preços de mercado (em US$/m3).

Os valores dos serviços ecossistêmicos podem não ser diretamente perceptíveis ou apropriados pelo homem, o que significa dizer que eles não precisam da dinâmica humana para a sua existência, são independentes das ações humanas. Os ativos do capital natural têm um valor ecológico e uma determinada importância dentro do contexto mais amplo de interações ecológicas e por isso, os valores emergéticos podem ser muito superiores aos valores de mercado.

**Figura 31:** Comparação entre os três cenários dos valores econômicos dos serviços ecossistêmicos para o bioma Rios e Lagos em face da implantação da Ponte Salvador-Itaparica (área total da ilha, área de influência direta – AID e área diretamente afetada – ADA).




Fonte: elaborado pela autora (2022).

Os valores obtidos pela metodologia proposta são significativamente maiores do que os valores encontrados por De Groot *et al.* (2012) e Costanza *et al.* (2014) pois a metodologia emergética avalia as funções dos serviços ecossistêmicos. Assim, a junção das duas metodologias (avaliação dos serviços e funções dos ecossistemas) proporciona uma avaliação mais completa relativa às perdas econômicas devido às mudanças de uso da terra.

- **Valoração emergética (Em$)**

A comparação entre os valores obtidos neste trabalho, utilizando a metodologia proposta, torna evidente o distanciamento existente em relação aos preços calculados na economia de mercado, tanto em escala global quanto regional. A distorção observada entre os valores encontrados pode ser explicada por dois fatores básicos:

1) A análise emergética incorpora todos os custos energéticos diretos e indiretos necessários para a realização do serviço ecossistêmico, enquanto as metodologias econômicas tradicionais incorporam apenas os custos monetários e preços de mercado o que tendem a reduzir quando existe abundância ou fácil acesso à determinado bem ou serviço;
2) - Neste trabalho, a metodologia emergética de valores de emergia globais foi adaptada para contabilizar fluxos regionais (Ilha de Itaparica), podendo gerar distorções nos resultados pelo fato de que os *inputs* externos da Terra (energia solar, calor interno e energia gravitacional) não são uniformes, e variam de região para região conforme a posição geográfica, tipo de cobertura vegetal, o relevo, o tipo de solo, etc.

A Tabela 19 resume os valores emergéticos dos serviços ecossistêmicos em emdólares para cada cenário de implantação do sistema viário na Ilha de Itaparica. O valor de Em$ 8,5 bilhões obtido para a Ilha de Itaparica representam os recursos renováveis que suportam a existência dos recifes de corais, florestas, mangues, rios e lagos. Para a área de influência direta do empreendimento, foram obtidos Em$ 1,6 bilhões e Em$ 55,7 milhões se considerada a área diretamente afetada. Em todos os cenários, a maior representatividade se refere aos recifes de corais, que contribuem com 95 % do valor total, seguidos pelas áreas de floresta que representam cerca de 4 % e as áreas de mangue e corpos hídricos que juntas, somam menos de 1 %. As contribuições relativas dos biomas seguem a mesma tendência que a obtida na valoração econômica dos serviços ecossistêmicos.

**Tabela 19: V**alores em Emdólares (Em$/ano), para cada cenário de implantação do sistema viário na Ilha de Itaparica.

| Bioma | Ilha de Itaparica /(Em$/ano) | Sobre a AID /(Em$/ano) | Sobre a ADA /(Em$/ano) |
|---|---|---|---|
| Recifes de coral | $8\,432\,087 \times 10^3$ | $1.523.637 \times 10^3$ | $53.327 \times 10^3$ |
| Floresta Tropical | $70\,018 \times 10^3$ | $62.501 \times 10^3$ | $2.375 \times 10^3$ |
| Mangue | $3\,503 \times 10^3$ | $673 \times 10^3$ | $28 \times 10^3$ |
| Rios e lagos | $464 \times 10^3$ | $245 \times 10^3$ | $3 \times 10^3$ |
| **Total** | $\mathbf{8\,506\,072 \times 10^3}$ | $\mathbf{1.587.057 \times 10^3}$ | $\mathbf{55.733 \times 10^3}$ |

Legenda: os valores entre parênteses indicam a incerteza padrão combinada.
AID: área de influência direta / ADA: área diretamente afetada

Fonte: elaboração da autora (2023).

Considerando a valoração econômica dos serviços ecossistêmicos totais da Ilha (VSE) em US$ 375 bilhões, os valores em emdólares representam cerca de 2,3 % do VSE equivalentes a EM$ 8 bilhões/ano (Tabela 19). Berrios *et al.* (2017) encontraram o percentual de 8,2 %, porém somente considerando os serviços ecossistêmicos de três baías. Além do trabalho citado, foi encontrado na literatura outro trabalho que faça a comparação entre os valores obtidos em emdólares e o valor econômico com base no $EMR_{ambiental.}$ Contudo, Campbell e Brown (2012) estimaram o valor econômico (usando valores de mercado) e o valor em emdólares para nove regiões do Sistema Florestal Americano (155 florestas nacionais e 20 áreas de pradaria[8]) em US$ 71 bilhões e Em$ 197 bilhões, o que correspondeu a 3,6 % do valor econômico tradicional se comparado com o valor emergético.

LEE e BROWN (2021) estimaram o valor global de emergia incluindo valores de biomassa e teores de carbono no solo, em $1\,157 \times 10^{24}$ seJ o que correspondeu a Em$ 578,5 trilhões. Os autores compararam os valores obtidos com o PIB mundial, que em 2017, correspondia a US$ 80,3 trilhões com a intenção de mostrar que o PIB representa apenas 14 % do valor total do capital natural do planeta em dólares emergéticos.

Faz-se necessário relembrar a definição de serviços ecossistêmicos e funções ecossistêmicas. Os serviços ecossistêmicos representam os benefícios diretos e indiretos que contribuem para o bem-estar das pessoas. Esses serviços, portanto, têm origem nas funções

8 As pradarias são formadas por vegetações campestres basicamente formadas por gramíneas. Ocorrem em zonas geográficas diversas e no Brasil, recebem o nome de pampas, bioma localizado no Sul do país.

ecossistêmicas que, por outro lado, são os processos ecológicos de energia, nutrientes e matéria orgânica que dão suporte aos sistemas ecológicos. De maneira simplificada, pode-se dizer que, as funções ecossistêmicas referem-se a emergia que conduz o sistema (LEE; BROWN, 2021).

Ao se considerar a utilização de dois métodos conforme proposto nesta tese: a valoração econômica dos serviços ecossistêmicos com a visão do usuário e a valoração emergética com a visão do doador, procurou-se mostrar a importância de se analisar essas duas visões de valores.

### 5.5.3 Análise dos resultados para o cenário de implantação da Ponte Salvador/Itaparica

Antes de analisarmos os resultados da valoração econômica ambiental para o cenário de implantação da Ponte Salvador/Itaparica, faz-se necessária algumas breves considerações sobre o licenciamento ambiental brasileiro e os procedimentos envolvidos. O licenciamento ambiental é um procedimento administrativo pelo qual o órgão ambiental competente licencia a localização, a instalação, a ampliação e a operação de empreendimentos cujas atividades explorem recursos ambientais e sejam efetiva ou potencialmente poluidoras ou que, de algum modo, possam causar degradação ambiental, conforme o disposto na Resolução Conama nº 237/97 (CONAMA, 1997).

A Resolução Federal do Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA 001/86, através da Política Nacional de Meio Ambiente, instituída em 1981 pela Lei 6938/81, estabelece os procedimentos, critérios e diretrizes gerais para a elaboração dos Estudos de Impacto Ambiental (EIA) e respectivo Relatório de Impacto Ambiental (RIMA), e solicita medidas mitigadoras dos impactos negativos e monitoramento constante dos impactos positivos e negativos (CONAMA, 1986; BRASIL, 1981).

O licenciamento ambiental busca confrontar impactos positivos e negativos de determinado projeto sob o ponto de vista da localização, implantação e operação. Conforme cada caso, verifica-se se a proposta de intervenção tem um balanço positivo para a sociedade, sob um ponto de vista antropocentrista, como ferramenta de garantia do desenvolvimento sustentável. Caso sejam verificados possíveis danos ambientais, são propostas medidas de recuperação e de compensação. Essa verificação é geralmente feita por meio de matrizes de impacto, que utilizam gradações próprias e com diferentes níveis de subjetividade para as diversas variáveis e ao final ponderarem se um determinado empreendimento, em determinado

horizonte temporal, é benéfico ou prejudicial à sociedade, considerando o meio físico, o meio biótico e o social.

A importância atribuída a cada uma das variáveis do meio físico, biótico e social, utilizadas como parâmetros de confronto nas matrizes de impacto, ainda não se utilizaram de mecanismos tal qual a valoração econômica de recursos ambientais como forma mais objetiva e compreensível de comparação entre os fatores. A carência de objetividade na atribuição de pesos aos componentes da matriz de impacto é uma crítica histórica em estudos de impacto ambiental (MAGALHÃES, 2015).

Neste sentido, o detalhamento dos impactos ambientais é feito de forma qualitativa, não sendo feita a sua quantificação monetária. Através do presente estudo, também buscou-se trazer uma crítica à falta de valores econômicos para a análise das matrizes de impacto utilizadas nos projetos de licenciamento ambiental.

O licenciamento ambiental acontece em três fases: análise da viabilidade socioambiental do projeto, elaboração do Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e respectivo Relatório de Impacto Ambiental (RIMA), para subsidiar a emissão da Licença Prévia pelo órgão ambiental. O EIA/RIMA (CONSÓRCIO V&S AMBIENTAL/NEMUS, 2014) elaborado para implantação do Sistema de Travessia Salvador / Itaparica sobre a Baía de Todos os Santos, do Tipo Ponte Rodoviária e Duplicação da Rodovia BA 001, Trecho Itaparica a Ponte do Funil não é diferente dos demais documentos desta natureza. Na análise das alternativas de implantação do empreendimento ficou constatado que “não se identificou uma alternativa que reunisse as condições ideais globais de implementação sob o ponto de vista ambiental”.

A implantação do empreendimento está estimada atualmente em mais de US$ 1,5 bilhões (R$ 7,6 bilhões), sem incluir os investimentos complementares (porém já se projeta quase US$ 2 bilhões ou cerca de R$ 9 bilhões). De acordo com estudo realizado pela consultoria McKinsey & Co, com base em metodologia do Banco Mundial projetou-se que os recursos públicos investidos tenham retorno para a sociedade entre 2,9 a 3,6 vezes o valor investido, quando a Ponte Salvador/Itaparica e o sistema viário estiverem em operação.

Assumindo o custo do projeto em US$ 2 bilhões, o retorno à sociedade do investimento seria entre US$ 5,8 bilhões a US$ 7,2 bilhões (EIA/RIMA, 2014). Dentro dos aspectos levados em consideração para a análise da relação de custo-benefício no referido documento, que aponta

o crescimento socioeconômico para a Ilha de Itaparica, para o Recôncavo Sul e para o Baixo Sul, ao criar um vetor de desenvolvimento para essa região, pode-se destacar:

1. Impacto na cadeia produtiva da construção civil pela injeção de recursos para construir a ponte;

2. Valorização imobiliária no curto prazo;

3. Economia de custos logísticos de veículos;

4. Economia de tarifa (ferry, menos pedágio);

5. Valorização imobiliária no longo prazo;

6. Economia de tempo do usuário;

7. Menor necessidade de investimentos nas rodovias atuais e ferry;

8. Ganhos decorrentes da especialização laboral e produtiva, pela maior conectividade;

9. Redução de emissões de gases poluentes;

10. Redução de acidentes.

No entanto, os valores apontados não levam em consideração os custos monetários relativos às perdas ambientais da ilha. Conforme dito anteriormente, os biomas da ilha contribuem de forma significativa para a economia e bem-estar não só da Ilha de Itaparica como também contribuem em escala regional, nacional e até mesmo global, se considerados os impactos nas mudanças climáticas, especialmente com relação aos recifes de corais.

Outro ponto observado se refere à questão da disposição final dos resíduos da construção civil de uma obra de grande porte como é o caso em questão. Até a conclusão desta tese, não foram relatadas iniciativas de se melhorar a infraestrutura da Ilha de Itaparica uma vez que, a ilha não possui aterro sanitário e o descarte é realizado de forma irregular em lixões. A região precisa ser avaliada com relação a sua capacidade de suporte através de um planejamento urbano que leve em consideração tanto os processos sociais e econômicos, como também os processos ecológicos, sendo esta a própria definição da sustentabilidade. Para se promover o adequado disciplinamento do uso e ocupação do solo, é preciso internalizar as externalidades positivas geradas pelos biomas trazendo assim, uma compreensão mais ampla dos benefícios e custos da implantação de um projeto deste porte.

Os benefícios geralmente são bem conhecidos, incluindo a valorização imobiliária, o desenvolvimento econômico, a criação de emprego, a melhoria dos transportes e da infraestrutura urbana, melhoria das finanças municipais, etc. Alguns dos custos de desenvolvimento são igualmente familiares, incluindo o aumento da demanda por serviços municipais, infraestrutura pública, aumento de tráfego, estresse no abastecimento de água entre outros. No entanto, muitos dos custos ecológicos como a degradação da qualidade da água, assoreamento de rios e córregos, aumento dos níveis de poluição do ar, pressão sobre os mananciais e assim por diante, são deixados de fora da análise de custo-benefício.

Os benefícios ambientais da preservação valorados em U$ 2,5 bilhões relativos à área diretamente afetada pelo Sistema Viário da Ponte Salvador/Itaparica sobre a ilha, ou seja, somente a área em que será instalado o empreendimento, são geralmente ignorados. Em parte, essa omissão decorre do fato de que os impactos no ambiente natural são frequentemente difíceis de quantificar em termos físicos e monetários, o que torna difícil saber exatamente o que estamos ganhando ou perdendo quando preservamos um ecossistema. Para resolver esta questão, é essencial que a população, as empresas e os tomadores de decisão do governo entendam se os benefícios da implantação de um empreendimento superam os custos "invisíveis" no futuro. O desafio, em suma, é fazer a conexão entre os valores fornecidos pela natureza e os valores percebidos pelos seres humanos, tendo sido este um dos objetivos da presente tese.

Ao considerarmos os valores de perdas dos serviços ecossistêmicos da área direta de influência do empreendimento, ou seja, não só a área de instalação, mas também a área no entorno necessária para a execução da obra, obteve-se o valor de US$ 70 bilhões, onde cerca de US$ 67 bilhões (95,7 %) correspondem a perdas de serviços ecossistêmicos advindas dos recifes de corais. Essas perdas incluem além de benefícios como recreação, pesquisa e pesca, outras mais difíceis de serem percebidas como a proteção contra danos naturais, regulação do clima ou potenciais benefícios futuros advindos das espécies que vivem nos recifes. A avaliação deste bioma não é facilmente perceptível especialmente nas políticas públicas. Por estarem abaixo da linha d´água e proverem serviços importantes de suporte, que são os mais complexos de se precificar, as pessoas tendem a não entender a sua importância. A perda dos recifes de corais apresenta sérias consequências ecológicas, sociais e econômicas. O montante econômico dos valores é alto e deveriam ser capazes de estimular as necessárias mudanças políticas públicas.

O retorno financeiro previsto para o empreendimento de até US$ 7,2 bilhões se torna significativamente pequeno ao compará-lo com a perda dos serviços ecossistêmicos em US$ 70 bilhões, mesmo ao se aplicar a incerteza padrão de 20 % onde teríamos valores entre US$ 56 a US$ 84 bilhões anuais.

Neste sentido, a avaliação dos diversos valores implícitos nos serviços ecossistêmicos se torna uma importante ferramenta para melhorar os incentivos na conservação dos recursos naturais e no uso sustentável, como já recomendado pela Organização das Nações Unidas para a década de restauração dos ecossistemas[9].

Os resultados alcançados nesta pesquisa contribuem para esse entendimento por evidenciar os serviços ecossistêmicos oferecidos, atualmente, pela Ilha de Itaparica, e quais serão os reais impactos de acordo com o cenário de implantação do Sistema Viário da Ponte Salvador/Itaparica. As informações sobre o impacto da urbanização para a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos têm se tornado cada vez mais necessário para a tomada de decisão pública especialmente em projetos de infraestrutura que tem relação direta com as mudanças na cobertura e no uso da terra em assentamentos urbanos e, portanto, com a fragmentação de habitats.

Ao aplicar a análise da incerteza através da metodologia GUM, é possível trazer maior assertividade aos resultados já que a incerteza pode ser entendida como a medida da qualidade da medição (BIPM *et al.*, 2008a). Na presente tese, os valores de incerteza padrão relativa variaram entre 20 a 21 % a depender do cenário de implantação do sistema viário da Ponte Salvador-Itaparica.

Verifica-se, portanto, que se não houver pressão constante, principalmente da sociedade civil organizada, já que por muitas vezes o Estado representa e/ou apoia os interesses privados, as perdas representadas pela degradação dos serviços ecossistêmicos serão muito maiores para a coletividade do que os eventuais ganhos indicados pelo EIA/RIMA.

---

9 A Década da ONU da Restauração de Ecossistemas que vai de 2021 a 2030, tem liderança do Programa da ONU para o Meio Ambiente (PNUMA) e da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO), e tem como objetivo inspirar e apoiar governos, organizações multilaterais, sociedade civil, empresas do setor privado, jovens, grupos de mulheres, povos indígenas, agricultores, comunidades locais e indivíduos em todo o mundo, para colaborar, desenvolver e catalisar iniciativas de proteção e restauração dos ecossistemas em todo o mundo, para benefício das pessoas e da natureza. Estima-se que a restauração de 350 milhões de hectares de terras degradadas pode gerar US$ 9 trilhões em serviços.

### 5.5.4 Implicações e contribuições da valoração econômica dos serviços ecossistêmicos e avaliação da incerteza em estudos de valoração ambiental

A valoração econômica dos ecossistemas e seus serviços e funções não implica na sua privatização ou determinação de seu valor de mercado. Mesmo porque, grande parte dos serviços ecossistêmicos não são transacionados comercialmente e seus valores estão associados ao seu uso indireto. Assim, a metodologia apresentada nesta tese e os valores relacionados representam uma maneira de complementar outros tipos de avaliações bem como fornecer informações adicionais aos tomadores de decisões e formadores de políticas públicas.

Diante da ausência de estudos da aplicação da avaliação da incerteza como ferramenta para avaliar o quão correto é o resultado declarado nas valorações ambientais no Brasil, a aplicação da metodologia GUM (BIPM *et al.*, 2008a) no estudo de caso proposto mostrou-se relevante no processo de avaliação desta ferramenta, tanto no que se refere a avaliação qualitativa do resultado , de forma que aqueles que o utilizam possam avaliar sua confiabilidade, quanto às possibilidades de análise de melhora quantitativa dos resultados obtidos.

Conforme exposto anteriormente, a análise da incerteza foi calculada em cerca de 21 % para os resultados obtidos na valoração econômica ambiental. Grande parte da incerteza está relacionada às bases de cálculo utilizadas na metodologia proposta, sendo essas bases: as unidades de valores emergéticos, as UEV´s (COSCIEME *et al.*, 2011; PULSELLI; COSCIEME; BASTIANONI, 2011) e os valores globais dos serviços ecossistêmicos (COSTANZA *et al.*, 2014; DE GROOT *et al.*, 2012).

Dentro deste contexto, foi enviada aos autores dos trabalhos retro citados, comunicação eletrônica através de *e-mail* solicitando informações a respeito das bases de dados, bem como da possível análise da incerteza por eles realizada. Para a surpresa (e alegria desta pesquisadora), obtive resposta dos principais autores, entre eles o próprio Robert Costanza e de Rudolf de Groot informando que tal análise nunca havia sido realizada, porém consideravam de extrema importância e relevância. A mesma resposta obtive do autor Simone Bastianone, também uma das referências em trabalhos de avaliação emergética, tendo recebido inclusive um convite para dar continuidade a pesquisa na Universidade de Siena, um centro acadêmico de referência internacional de emergia. Toda a troca de comunicação via e-*mail* se encontra no Apêndice.

Os artigos de referência sobre os valores globais dos serviços ecossistêmicos (COSTANZA *et al.*, 2014; DE GROOT *et al.*, 2012) são amplamente citados na literatura científica e, a análise da incerteza realizada, pode ser utilizada nos trabalhos futuros de outros pesquisadores, podendo ser considerada uma importante contribuição da presente tese.

Decisões com o conhecimento acerca da incerteza dos resultados implicam no aumento do grau de confiança e na validade do resultado de uma medição. Sem essa avaliação, os resultados não podem ser comparados nem entre si, nem com a literatura e nem com outros valores padrão. Além de prover informações a respeito das incertezas dos valores dos parâmetros, a análise de incerteza pode também ser uma ferramenta útil para a priorização das incertezas mais significativas, permitindo focar os esforços na redução das suas fontes.

Por ser uma área de estudo em crescente evolução, a avaliação dos serviços ecossistêmicos ainda gera muitas dúvidas acerca de seus resultados, devido à complexidade das análises e principalmente, devido à ausência de um banco de dados e estudos comparativos dos diversos sistemas ambientais envolvidos nas avaliações. Neste sentido, a incorporação da análise da incerteza na valoração ambiental é um passo significativo em direção a aceitabilidade dos resultados e a sua incorporação nas políticas públicas.

# CAPÍTULO 6
# CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O objetivo deste trabalho foi fornecer estimativas econômicas dos valores dos serviços ecossistêmicos utilizando a abordagem emergética em conjunto com a avaliação econômica dos recursos naturais. A avaliação econômica dos serviços ecossistêmicos foi feita através conciliação de valores obtidos a partir do valor dos serviços ecossistêmicos mundial em conjunto com a análise emergética, com base na metodologia proposta, onde os valores de quatro biomas (recifes de coral, floresta tropical, mangue, rios e lagos) foram calculados por meio de um fator específico de conversão ambiental.

A área diretamente afetada pelo Sistema Viário da Ponte Salvador/Itaparica tem impacto de U$$ 2,5 bilhões por ano, com incerteza padrão de US$ 504 milhões, sobre os serviços ecossistêmicos e, se analisarmos a área de influência direta, o valor alcança US$ 70 bilhões (incerteza padrão igual a US$ 14 bilhões) por ano. Esses valores são significativamente maiores do que o custo da obra (US$ 2 bilhões) e do que os potenciais benefícios econômicos estimados pelo estudo de impacto ambiental (US$ 3,6 bilhões a US$ 7,6 bilhões).

Os resultados obtidos podem auxiliar tanto os pesquisadores desta área de estudo a obter uma ferramenta de avaliação que permita a análise conjunta dos sistemas naturais e econômicos, assim como os órgãos públicos que devam tomar decisões envolvendo mudanças de uso do solo. Os resultados expressos em valores monetários proporcionam um entendimento mais claro dos custos e benefícios envolvidos na implantação de empreendimentos, como é o caso da Ponte Salvador/Itaparica.

De acordo com a revisão bibliográfica, a análise emergética mostrou-se uma ferramenta válida para avaliar os serviços ecossistêmicos, pois essa metodologia relaciona os aspectos econômicos e ecológicos nas avaliações. Conforme apontou a nossa pesquisa, a utilização de métodos isolados não parece ser a solução mais adequada, e a emergia utilizada em conjunto com outras metodologias pode ser usada para se obter resultados mais assertivos e abrangentes na valoração ambiental.

De maneira sucinta, pode-se dizer que a prática corrente da valoração de serviços ecossistêmicos enfrenta vários problemas, que podem ser agrupados em dois pontos principais:1) ênfase na dimensão econômica dos valores dos serviços ecossistêmicos onde a

preferência dos usuários dos recursos ambientais tem maior ponderação sobre o valor final. 2) nas avaliações emergéticas os valores obtidos não são comparáveis com valores de mercado pois os resultados apresentados são transformados em emdólares, de difícil compreensão e comparação com valores monetários.

Quanto ao primeiro ponto, pode-se dizer que o valor atribuído ao capital natural está diretamente ligado às preferências daqueles que se utilizam de um determinado serviço ambiental, incluindo valores éticos, morais e do poder aquisitivo de quem se beneficia dos recursos naturais. Em grande parte destas avaliações, há desconsideração ou mesmo desconhecimento sobre a complexidade dos processos ecológicos envolvidos e suas interdependências, o que acaba por resultar em valores subdimensionados.

Com relação ao segundo ponto, as avaliações emergéticas não são comparáveis aos valores de mercado, e a conversão em valor monetário é feita através da relação emergia/dinheiro. A valoração através de emdólares só permite a comparação entre os diversos sistemas analisados e não dá a dimensão no sistema econômico no qual a sociedade vive. Contudo, a dimensão econômica apenas considera as externalidades do meio ambiente e não considera os custos necessário para a produção dos serviços ecossistêmicos; por outro lado a análise emergética faz uma avaliação holística, incorporando aspectos econômicos, ambientais e sociais e, dessa forma, a valoração utilizando as duas dimensões: a econômica e a ecológica, se faz necessária para se obter valores baseados na sustentabilidade dos ecossistemas.

Os valores obtidos no presente trabalho representam uma proposta inédita para se avaliar a implantação de empreendimentos em ambientes de grande sensibilidade ambiental, o que permite refletir sobre o valor do meio ambiente tanto do ponto de vista do usuário como do ponto de vista do doador propiciando uma análise mais completa de valoração.

Foram estimados o valor econômico dos serviços ecossistêmicos - VSE e sua respectiva análise de incerteza através da metodologia proposta com a utilização $EMR_{ambiental}$, e os valores em emdólares – EMR. O VSE de US$ 375 (US$80) bilhões por ano, para a Ilha de Itaparica, representa o valor total dos fluxos e serviços dos ecossistemas. O valor em dólares emergéticos foram calculados em Em$ 8,5 bilhões e representam os recursos renováveis que suportam a existência dos recifes de corais, florestas, mangues, rios e lagos. Os valores em emdólares representam cerca de 2,3 % do VSE. Os valores para a área de influência direta foram estimados

em US$ 70 (US$ 14) bilhões/ano e Em$ 1,6 bilhões e para a área diretamente afetada, em US$ 2,5 (US$ 0,5) bilhões e Em$ 55 milhões.

Dentre os três cenários analisados, as áreas de recife de corais são as que tem maior representatividade no VSE total, mesmo não tendo a maior extensão, são áreas com o maior fluxo de emergia caracterizado pela densidade emergética *ED*, mostrando a sua importância em dar suporte aos demais ecossistemas marinhos, não só na Ilha de Itaparica como para a Baía de Todos os Santos, além de ser a primeira linha de defesa na proteção da costa. A integridade dos recifes de corais deveria ser prioridade uma vez que, a sua degradação representa significativas perdas econômicas e sociais.

Com o objetivo de contribuir para uma maior assertividade na tomada de decisões junto aos entes públicos e privados envolvendo a valoração ambiental, foi realizada avaliação da incerteza das estimativas dos VSE´s. A incerteza padrão relativa está entre 20 % a 21 % para os três cenários da implantação do Sistema Viário da Ponte Salvador/Itaparica. Além de prover informações a respeito das incertezas dos valores dos parâmetros, a análise de incerteza pode também ser uma ferramenta útil para a priorização das incertezas mais significativas, permitindo focar os esforços na redução das suas fontes.

Esta pesquisa permitiu uma maior compreensão sobre a importância da utilização de base de dados mais assertivas na valoração ambiental. Uma vez que a incerteza padrão calculada, cerca de 20 %, é relativamente elevada.

Importante ressaltar que, este estudo é o primeiro que tenho conhecimento a realizar a valoração econômica dos serviços ecossistêmicos utilizando duas metodologias inéditas, aliadas à expressão da incerteza, no Brasil. A incorporação da análise da incerteza na valoração ambiental é um passo significativo em direção a aceitabilidade dos resultados e a sua incorporação nas políticas públicas. A comparação dos custos de implantação/operação e os obtidos pela tese, US$ 70 bilhões em perdas de serviços ecossistêmicos se considerada a área de influência direta do empreendimento na Ilha de Itaparica, pode ser uma ferramenta para determinar a configuração ideal e/ou a viabilidade da implantação de novos projetos de infraestrutura.

Mesmo diante das limitações para estudos de valoração econômica ambiental que envolvem a complexidade inerente aos processos da natureza, os avanços das pesquisas nesta área são extremamente necessários porque estamos longe de chegar ao fim deste desafio que é

incluir a importância da natureza na política econômica convencional. Embora isso não seja suficiente para diminuir a degradação dos ecossistemas e a perda de biodiversidade, a valoração ambiental pode nos ajudar a repensar nossa relação com a natureza, alertando-nos para as verdadeiras consequências de nossos comportamentos e escolhas.

Qualquer que seja o método utilizado nas avaliações dos serviços ecossistêmicos, sabe-se que o benefício gerado pela utilização de um dado recurso natural virá acompanhado de algum tipo de perda ambiental, ou seja, sempre há externalidades negativas, sobre as quais, normalmente não se consegue apropriar preços de mercado. Esses lapsos nas avaliações acabam por gerar avaliações dos serviços ecossistêmicos com valores muito menores do que sua importância para a economia.

## 6.1 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Neste sentido, e tendo em vista a importância de dar continuidade e avançar no tema sobre valoração ambiental, como sugestões para trabalhos futuros complementares a este trabalho pode-se citar:

- Efetuar a avaliação emergética para toda a Ilha de Itaparica, contemplando não só os sistemas naturais, mas também os sistemas urbanos. E com isso, poderia se obter o EMR da Ilha de Itaparica e consequentemente, os valores em emdolares dos serviços ecossistêmicos;
- Aplicar a metodologia proposta na tese para a avaliação econômica dos serviços ecossistêmicos em outras localidades do Brasil;
- Aplicar a avaliação de incerteza em estudos desta natureza;
- Realização de estudos de caso por intermédio da análise emergética em conjunto com outras metodologias para cada bioma específico (por exemplo, mata atlântica, mangue etc.), com o intuito de elaborar um banco de suporte científico que contemple essas informações quantitativas e assim diminuir as dúvidas associadas à avaliação emergética (transformidades e UEV´s);
- Estudo de viabilidade econômica da implantação do Sistema Viário e da Ponte Salvador/Itaparica, levando-se em consideração os resultados obtidos na presente tese;
- Pegada de carbono: análise de emissões de CO2 nos cenários com e sem a ponte.

- Outro ponto não abordado nesta tese, foi a heterogeneidade dos valores unitários por área dos serviços ecossistêmicos que foram considerados constantes nos três cenários analisados. Uma modelagem específica para a quantificação dos diversos estados de preservação e/ou degradação dos ecossistemas poderia ser aplicado num estudo futuro.

Estas sugestões mostram que ainda há muito a se pesquisar dentro da temática da valoração ambiental. Avaliações econômicas que incluam a dimensão ambiental são essenciais para prover argumentos na conservação dos recursos naturais e devem apresentar um grau de assertividade para que possam conferir maior confiança nas decisões sobre as políticas púbicas e o uso do solo.  Este trabalho evidenciou isto!

# REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBERTAZZI, A.; SOUZA, A. R. DE. **Fundamentos de metrologia científica e industrial**. Barueri, SP: Manole, 2018.

AMARAL, L. P.; MARTINS, N.; GOUVEIA, J. B. A review of emergy theory, its application and latest developments. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 54, p. 882–888, 1 fev. 2016.

ANDRADE, J. B. DE; HATJE, V. **Baía de Todos os Santos: aspectos oceanográficos**. [s.l.] EDUFBA, 2009.

ARBAULT, D. et al. Emergy evaluation of water treatment processes. **Ecological Engineering**, v. 60, p. 172–182, 2013.

BARBIER, E. B. Marine ecosystem services. **Current Biology**, v. 27, n. 11, p. R507–R510, 5 jun. 2017.

BASTIANONI, S. et al. The solar transformity of petroleum fuels. **Ecological Modelling**, v. 220, n. 1, p. 40–50, 10 jan. 2009.

BECK, M. W. et al. The global flood protection savings provided by coral reefs. **Nature Communications**, v. 9, n. 1, p. 2186, 12 jun. 2018.

BENETTO, E.; DUJET, C.; ROUSSEAUX, P. Integrating fuzzy multicriteria analysis and uncertainty evaluation in life cycle assessment. **Environmental Modelling & Software**, v. 23, n. 12, p. 1461–1467, 1 dez. 2008.

BERRIOS, F.; CAMPBELL, D. E.; ORTIZ, M. Emergy evaluation of benthic ecosystems influenced by upwelling in northern Chile: Contributions of the ecosystems to the regional economy. **Ecological Modelling**, v. 359, p. 146–164, 10 set. 2017.

BIPM et al. **Avaliação de dados de medição: Guia para a Expressão de Incerteza de Medição - GUM 2008. Português (Brasil). Duque de Caxias, RJ: INMETRO/CICMA/SEPIN, 2012.** [s.l: s.n.].

BIPM et al. **Evaluation of measurement data — Guide to the expression of uncertainty in measurement - JCGM 100:2008. First edition, 2008. Corrected version 2010.**

BRASIL. **Lei Federal Nº 9.985, de 18 de julho de 2000** que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC.

**_____LEI Nº 6.938, DE 31 DE AGOSTO DE 1981** que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências.

CONAMA- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução Nº 001, de 23 de janeiro de 1986** que dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. Brasília, DF.

**_____Resolução Nº 237, de 19 de dezembro de 1997** que dispõe sobre os procedimentos e critérios utilizados no licenciamento ambiental. Brasília, DF.

BROWN, M. T. et al. The geobiosphere emergy baseline: A synthesis. **Ecological Modelling**, v. 339, p. 92–95, 10 nov. 2016.

BROWN, M. T. **Integrating Biophysical & Economic Values: The Emerging Discipline of Emergy Analysis**. . Em: EMERGY AND ENVIRONMENTAL ACCOUNTING WORKSHOP. 17 out. 2022. . Acesso em: 17 out. 2022

BROWN, M. T.; ULGIATI, S. Emergy Measures of Carrying Capacity to Evaluate Economic Investments. **Population and Environment**, v. 22, n. 5, p. 471–501, 2001.

BROWN, M. T.; ULGIATI, S. Emergy Analysis and Environmental Accounting. Em: CLEVELAND, C. J. (Ed.). **Encyclopedia of Energy**. New York: Elsevier, 2004a. p. 329–354.

BROWN, M. T.; ULGIATI, S. Energy quality, emergy, and transformity: H.T. Odum's contributions to quantifying and understanding systems. **Ecological Modelling**, Through the MACROSCOPE: the legacy of H.T. Odum. v. 178, n. 1, p. 201–213, 15 out. 2004b.

BROWN, M. T.; ULGIATI, S. Putting metabolic patterns of society within a larger perspective. **J. Ramos-Mart\{\i} n, M. Giampietro, Ulgiati, S., and S., Bukkens (Eds.), Can we break the addiction to fossil energy**, p. 7–16, 2010a.

BROWN, M. T.; ULGIATI, S. Updated evaluation of exergy and emergy driving the geobiosphere: A review and refinement of the emergy baseline. **Ecological Modelling**, v. 221, n. 20, p. 2501–2508, 10 out. 2010b.

BROWN, M. T.; ULGIATI, S. Assessing the global environmental sources driving the geobiosphere: A revised emergy baseline. **Ecological Modelling**, v. 339, p. 126–132, 10 nov. 2016.

CAMPBELL, D. E. Emergy baseline for the Earth: A historical review of the science and a new calculation. **Ecological Modelling**, v. 339, p. 96–125, 10 nov. 2016.

CAMPBELL, D.; OHRT, A. **Environmental accounting using emergy: Evaluation of Minnesota. USEPA Project Report**. [s.l: s.n.].

CAMPBELL, E. T. Revealed social preference for ecosystem services using the eco-price. **Ecosystem Services**, SI: Human-Nature nexuses. v. 30, p. 267–275, 1 abr. 2018.

CAMPBELL, E. T.; BROWN, M. T. Environmental accounting of natural capital and ecosystem services for the US National Forest System. **Environment, Development and Sustainability**, v. 14, n. 5, p. 691–724, 1 out. 2012.

CAMPBELL, E. T.; TILLEY, D. R. The eco-price: How environmental emergy equates to currency. **Ecosystem Services**, v. 7, p. 128–140, 1 mar. 2014a.

CAMPBELL, E. T.; TILLEY, D. R. Valuing ecosystem services from Maryland forests using environmental accounting. **Ecosystem Services**, v. 7, p. 141–151, 1 mar. 2014b.

CECHIN, A. D.; VEIGA, J. E. DA. A economia ecológica e evolucionária de Georgescu-Roegen. **Brazilian Journal of Political Economy**, v. 30, p. 438–454, set. 2010.

CHEN, D. et al. Bibliometric and visualized analysis of emergy research. **Ecological Engineering**, v. 90, p. 285–293, 1 maio 2016.

CHEN, W. et al. Recent progress on emergy research: A bibliometric analysis. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 73, p. 1051–1060, 1 jun. 2017.

CONSÓRCIO V&S AMBIENTAL/NEMUS. **EIA-RIMA: Implantação do Sistema de Travessia Salvador/Itaparica sobre a Baía de Todos os Santos. Sistema Viário Oeste – Ponte Salvador – Ilha de Itaparica.** , 2014. Disponível em: <http://www.pontesalvadorilhadeitaparica.ba.gov.br/>

COSCIEME, L. et al. Biomes, ecosystem services and emergy: is there a relationship? p. 125–131, 13 abr. 2011.

COSCIEME, L. et al. Emergy and ecosystem services: A national biogeographical assessment. **Ecosystem Services**, v. 7, p. 152–159, 1 mar. 2014.

COSTANZA, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. 6630, p. 253–260, maio 1997.

COSTANZA, R. et al. Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, v. 26, p. 152–158, 1 maio 2014.

COSTANZA, R. et al. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? **Ecosystem Services**, v. 28, p. 1–16, 1 dez. 2017.

COSTANZA, R. Valuing natural capital and ecosystem services toward the goals of efficiency, fairness, and sustainability. **Ecosystem Services**, v. 43, p. 101096, 1 jun. 2020.

CRISTIANO, S.; GONELLA, F. To build or not to build? Megaprojects, resources, and environment: An emergy synthesis for a systemic evaluation of a major highway expansion. **Journal of Cleaner Production**, v. 223, p. 772–789, 20 jun. 2019.

DALY, H. A note in defense of the concept of natural capital. **Ecosystem Services**, v. 41, p. 101051, 1 fev. 2020.

DALY, H. E. Crescimento sustentável? Não, obrigado. **Ambiente & Sociedade**, v. 7, p. 197–202, dez. 2004.

DE GROOT, R. et al. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. **Ecosystem Services**, v. 1, n. 1, p. 50–61, 1 jul. 2012.

DE GROOT, R. S. et al. Benefits of Investing in Ecosystem Restoration. **Conservation Biology**, v. 27, n. 6, p. 1286–1293, 2013.

DU, Y.-W.; WANG, Y.-C.; LI, W.-S. Emergy ecological footprint method considering uncertainty and its application in evaluating marine ranching resources and environmental carrying capacity. **Journal of Cleaner Production**, v. 336, p. 130363, 15 fev. 2022.

FARLEY, J. Ecosystem services: The economics debate. **Ecosystem Services**, v. 1, n. 1, p. 40–49, 1 jul. 2012.

FARLEY, J.; COSTANZA, R. Payments for ecosystem services: From local to global. **Ecological Economics**, Special Section - Payments for Ecosystem Services: From Local to Global. v. 69, n. 11, p. 2060–2068, 15 set. 2010.

FIORAMONTI, L. **How Numbers Rule the World: The Use and Abuse of Statistics in Global Politics**. [s.l: s.n.].

FOLKE, C. et al. Cities and the Biosphere. **Ambio**, v. 50, n. 9, p. 1634–1635, 1 set. 2021.

FRANZESE, P. P. et al. Natural capital accounting in marine protected areas: The case of the Islands of Ventotene and S. Stefano (Central Italy). **Ecological modelling**, 2017.

FRIEDLINGSTEIN, P. et al. Global Carbon Budget 2021. **Earth System Science Data**, v. 14, n. 4, p. 1917–2005, 26 abr. 2022.

GIANNETTI, B. F. et al. Human-nature nexuses in Brazil: Monitoring production of economic and ecosystem services in historical series. **Ecosystem Services**, v. 30, p. 248–256, 2018.

GIANNETTI, B. F.; BARRELLA, F. A.; ALMEIDA, C. M. V. B. A combined tool for environmental scientists and decision makers: ternary diagrams and emergy accounting. **Journal of Cleaner Production**, v. 2, n. 14, p. 201–210, 2006.

GONÇALVES, L. Só erra quem faz, e quem faz erra! Um manifesto sobre o cálculo da propagação de incertezas. **Química Nova**, 2020.

GRÖNLUND, E.; FRÖLING, M.; CARLMAN, I. Donor values in emergy assessment of ecosystem services. **Ecological Modelling**, Special Issue: Ecological Modelling for Ecosystem Sustainability: Selected papers presented at the 19th ISEM Conference, 28-31 October 2013, Toulouse, France. v. 306, p. 101–105, 24 jun. 2015.

HAMEL, P.; BRYANT, B. P. Uncertainty assessment in ecosystem services analyses: Seven challenges and practical responses. **Ecosystem Services**, v. 24, p. 1–15, 1 abr. 2017.

HE, S. et al. Application and problems of emergy evaluation: A systemic review based on bibliometric and content analysis methods. **Ecological Indicators**, v. 114, p. 106304, 1 jul. 2020.

HUDSON, A.; TILLEY, D. R. Assessment of uncertainty in emergy evaluations using Monte Carlo simulations. **Ecological Modelling**, Environmental Accounting: Emergy, Systems Ecology and Ecological Modelling. v. 271, p. 52–61, 10 jan. 2014.

INGWERSEN, W. W. Uncertainty characterization for emergy values. **Ecological Modelling**, v. 221, n. 3, p. 445–452, 10 fev. 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFI A E ESTATÍSTICA - IBGE. **Sinopse do censo demográfico 2010**. Rio de Janeiro: [s.n.].

IPBES, I. S.-P. P. ON B. AND E. S. The global assessment report on BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM SERVICES. 2019.

IPCC. **IPCC, 2022. Summary for Policymakers. In: Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)].** Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA. doi: 10.1017/9781009325844.001, , 2022.

ITAPARICA, P. M. **Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano de Itaparica - PDDU - Contrato SEDUR-BA No. 002/2014**. Disponível em: <https://docplayer.com.br/70817552-Plano-diretor-de-desenvolvimento-urbano-de-itaparica-pddu.html>. Acesso em: 27 set. 2022.

JACOBS, S. et al. **Ecosystem Services: Chapter 3. Biodiversity and Ecosystem Services**. [s.l.] Elsevier Inc. Chapters, 2013.

KESSEL, R.; KACKER, R.; BERGLUND, M. Coefficient of contribution to the combined standard uncertainty. **Metrologia**, v. 43, n. 4, p. S189–S195, ago. 2006.

KUBISZEWSKI, I. et al. The future value of ecosystem services: Global scenarios and national implications. **Ecosystem Services**, v. 26, p. 289–301, 1 ago. 2017.

KUMAR, P.; ESEN, S. E.; YASHIRO, M. Linking ecosystem services to strategic environmental assessment in development policies. **Environmental Impact Assessment Review**, Ecosystem services in EIA and SEA. v. 40, p. 75–81, 1 abr. 2013.

LAURILA-PANT, M. et al. How to value biodiversity in environmental management? **Ecological Indicators**, v. 55, p. 1–11, 1 ago. 2015.

LEE, D. J.; BROWN, M. T. Estimating the Value of Global Ecosystem Structure and Productivity: A Geographic Information System and Emergy Based Approach. **Ecological Modelling**, v. 439, p. 109307, 1 jan. 2021.

LI, L.; CAMPBELL, D. E.; REN, H. Methods for estimating the uncertainty in emergy table-form models. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 15, p. 2615–2622, 10 ago. 2011.

LIU, C. et al. Emergy-based evaluation of world coastal ecosystem services. **Water Research**, v. 204, p. 117656, 1 out. 2021.

LU, H. et al. Eco-exergy and emergy based self-organization of three forest plantations in lower subtropical China. **Scientific Reports**, v. 5, n. 1, p. 15047, 21 out. 2015.

LU, H. et al. Dynamics of ecosystem services provided by subtropical forests in Southeast China during succession as measured by donor and receiver value. **Ecosystem Services**, v. 23, p. 248–258, 1 fev. 2017.

MAGALHÃES, J. F. X. **EIA-RIMA insuficiente como avaliação de impactos ambientais enquanto busca de sustentabilidade urbana: o caso de São Sebastião**. text—[s.l.] Universidade de São Paulo, 13 maio 2015.

MANCINI, M. S. et al. Exploring ecosystem services assessment through Ecological Footprint accounting. **Ecosystem Services**, SI: Human-Nature nexuses. v. 30, p. 228–235, 1 abr. 2018.

MAPBIOMAS. **Projeto MapBiomas - Coleção 6 da Série Anial de mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil.** Disponível em: <https://mapbiomas.org/>. Acesso em: 22 out. 2022.

MARIANO, M. V. **Parques urbanos municipais de São Paulo: contabilidade ambiental em emergia**. Universidade Paulista - UNIP. São paulo/SP: [s.n.].

MCDOUGALL, R.; KRISTIANSEN, P.; RADER, R. Small-scale urban agriculture results in high yields but requires judicious management of inputs to achieve sustainability. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 116, n. 1, p. 129–134, 2 jan. 2019.

MEADOWS, D. et al. **The Limits to growth: a report for the Club of Rome's project on the predicament of mankind**. New York: Universe Books, 1972.

MEADOWS, D.; RANDERS, J.; MEADOWS, D. **A Synopsis: Limits to Growth: The 30-Year Update**. **The Academy for Systems Change**, 2004. Disponível em: <https://donellameadows.org/archives/a-synopsis-limits-to-growth-the-30-year-update/>. Acesso em: 7 jun. 2021

MELLINO, S.; BUONOCORE, E.; ULGIATI, S. The worth of land use: A GIS–emergy evaluation of natural and human-made capital. **Science of The Total Environment**, v. 506–507, p. 137–148, 15 fev. 2015.

MENDES, C. et al. Assessment of the uncertainty associated with the energy indicator. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 6, p. 3156–3164, ago. 2011.

MENG, W. et al. An integrated full cost model based on extended exergy accounting toward sustainability assessment of industrial production processes. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 21, n. 10, p. 1993–2004, 1 dez. 2019.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. 2005.

NICHOLAS GEORGESCU-ROEGEN. **The Entropy Law and the Economic Process — Nicholas Georgescu-Roegen | Harvard University Press**. Disponível em: <https://www.hup.harvard.edu/catalog.php?isbn=9780674281653>. Acesso em: 7 jun. 2021.

ODUM, E. P.; BARRET, G. W. **Fundamentos de Ecologia**. Disponível em: <https://www.cengage.com.br/livro/fundamentos-de-ecologia/>. Acesso em: 14 fev. 2022.

ODUM, H. T. **Environment, Power, and Society for the Twenty-First Century: The Hierarchy of Energy**. [s.l.] Columbia University Press, 2007.

ODUM, H. T.; BROWN, M. T.; BRANDT-WILLIAMS, S. Handbook of emergy evaluation. **Center for environmental policy**, 2000.

OLIVEIRA, B. M. DE; SINISGALLI, P. A. DE A. Avaliação dos serviços ecossistêmicos na baia do Araçá (São Sebastião – SP – Brasil) através da análise emergética. Em: **Pedro Roberto JACOBI, P. R./P. A. A. SINISGALLI (org.). Caminhos do conhecimento em interdisciplinaridade e meio ambiente**. São Paulo: IEE-USP e PROCAM-USP, 2018.

ORTEGA, H. et al. **O Declínio Próspero: Princípios e Políticas de Howard e Elisabeth Odum**. Laboratório de Engenharia Ecológica da Faculdade de Engenharia de Alimentos da Unicamp, 2015. Disponível em: <https://www.unicamp.br/fea/ortega/declinio/>. Acesso em: 12 dez. 2022

PATTERSON, M.; MCDONALD, G.; HARDY, D. Is there more in common than we think? Convergence of ecological footprinting, emergy analysis, life cycle assessment and other methods of environmental accounting. **Ecological Modelling**, v. 362, p. 19–36, 24 out. 2017.

PEROTTO, E. et al. Environmental performance, indicators and measurement uncertainty in EMS context: a case study. **Journal of Cleaner Production**, v. 16, n. 4, p. 517–530, 1 mar. 2008.

PONTIUS, R. G.; MILLONES, M. Death to Kappa: birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment. **International Journal of Remote Sensing**, v. 32, n. 15, p. 4407–4429, 10 ago. 2011.

PU, J. et al. Integrating multisource RS data and GIS techniques to assist the evaluation of resource-environment carrying capacity in karst mountainous area. **Journal of Mountain Science**, v. 17, n. 10, p. 2528–2547, 1 out. 2020.

PULSELLI, F. M.; COSCIEME, L.; BASTIANONI, S. Ecosystem services as a counterpart of emergy flows to ecosystems. **Ecological Modelling**, Non-equilibrium Thermodynamics in Ecology. v. 222, n. 16, p. 2924–2928, 24 ago. 2011.

REALE, R. **A biodiversidade fortalece os serviços ecossistêmicos e permite o crescimento econômico sustentável**. Doutorado em Recursos Florestais—Piracicaba: Universidade de São Paulo, 26 set. 2022.

REZA, B.; SADIQ, R.; HEWAGE, K. Emergy-based life cycle assessment (Em-LCA) for sustainability appraisal of infrastructure systems: a case study on paved roads. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 16, n. 2, p. 251–266, 1 fev. 2014.

RICHARDSON, L. et al. The role of benefit transfer in ecosystem service valuation. **Ecological Economics**, Ecosystem Services Science, Practice, and Policy: Perspectives from ACES, A Community on Ecosystem Services. v. 115, p. 51–58, 1 jul. 2015.

RICKLEFS, R. E. **A ECONOMIA DA NATUREZA**. 6ª ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2010.

RONCON, T. J. **Dinâmica da restauração dos bens e serviços ecossistêmicos no Pontal do Paranapanema - São Paulo - Brasil**. text—[s.l.] Universidade de São Paulo, 21 jan. 2016.

RUGANI, B.; BENETTO, E. Improvements to Emergy Evaluations by Using Life Cycle Assessment. **Environmental Science & Technology**, v. 46, n. 9, p. 4701–4712, 1 maio 2012.

SEINFRA, S. DE I. DO E. DA B. **Estudos e Documentos de Referência - Secretaria de Infraestrutura - Governo da Bahia. Chamamento Público SEPLAN nº 001/2017 e na**

**Consulta Pública SEINFRA nº001/2018**. Disponível em: <http://www.infraestrutura.ba.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=40>. Acesso em: 23 out. 2022.

SHENG, H.-X. et al. Ecosystem intrinsic value and its application in decision-making for sustainable development. **Journal for Nature Conservation**, v. 49, p. 27–36, 1 jun. 2019.

SOSMA, F. S. M. A.; INPE, I. N. DE P. E. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica. p. 72, 2022.

SUKHDEV, P.; WITTMER, H.; MILLER, D. The Economics of Ecosystems and Biodiversity ("TEEB"): Challenges and Responses. **Nature in the Balance: The Economics of Biodiversity**, p. 16, 2014.

SWEENEY, S. et al. Creation of a global emergy database for standardized national emergy synthesis. **Emergy synthesis**, v. 4, p. 483–497, 2007.

TARDIEU, L. et al. Combining direct and indirect impacts to assess ecosystem service loss due to infrastructure construction. **Journal of Environmental Management**, v. 152, p. 145–157, 1 abr. 2015.

TEEB. **The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations**. Disponível em: <https://www.routledge.com/The-Economics-of-Ecosystems-and-Biodiversity-Ecological-and-Economic-Foundations/Kumar/p/book/9780415501088>. Acesso em: 7 jun. 2021.

TEIXEIRA, F. L. C.; SOUSA, S. V. A. INFRAESTRUTURA E DESENVOLVIMENTO: o que se pode esperar da Ponte Salvador-Itaparica? Bahia-Brasil. **Caderno CRH**, v. 31, p. 601–620, dez. 2018.

TILLEY, D. R.; SWANK, W. T. EMERGY-based environmental systems assessment of a multi-purpose temperate mixed-forest watershed of the southern Appalachian Mountains, USA. **Journal of Environmental Management**, v. 69, n. 3, p. 213–227, 1 nov. 2003.

TORRES, E. A. **Avaliação exergetica e termoeconomica de um sistema de cogeração de um polo petroquimico. Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP).** Campinas: [s.n.], 1999.

UNEP-WCMC, (UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAMME-WORLD CONSERVATION MONITORING. **Assessing the Contribution of Brazil's Forest Code to Bio-diversity Conservation**. [s.l.] Cambridge, 2016.

VAN DER PLOEG, S.; DE GROOT, R.; WANG, Y. **The TEEB Valuation Database: overview of structure, data and results**. [s.l: s.n.].

VASSALLO, P. et al. Assessing the value of natural capital in marine protected areas: A biophysical and trophodynamic environmental accounting model. **Ecological Modelling**, v. 355, p. 12–17, 10 jul. 2017.

VERA CRUZ, P. M. **Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano de Vera Cruz - PDDU - Contrato SEDUR-BA No. 002/2014**. Disponível em: <https://docplayer.com.br/70817552-Plano-diretor-de-desenvolvimento-urbano-de-itaparica-pddu.html>. Acesso em: 27 set. 2022.

WANG, Q. et al. Review of Emergy Analysis and Life Cycle Assessment: Coupling Development Perspective. **Sustainability**, v. 12, n. 1, p. 367, jan. 2020.

WATANABE, M. D. B.; ORTEGA, E. Ecosystem services and biogeochemical cycles on a global scale: valuation of water, carbon and nitrogen processes. **Environmental Science & Policy**, v. 14, n. 6, p. 594–604, 1 out. 2011.

WATANABE, M. D. B.; ORTEGA, E. Dynamic emergy accounting of water and carbon ecosystem services: A model to simulate the impacts of land-use change. **Ecological Modelling**, Environmental Accounting: Emergy, Systems Ecology and Ecological Modelling. v. 271, p. 113–131, 10 jan. 2014.

WORLD ECONOMIC FORUM. **Nature Risk Rising: Why the Crisis Engulfing Nature Matters for Business and the Economy**. Geneva: [s.n.]. Disponível em: <https://www.weforum.org/reports/nature-risk-rising-why-the-crisis-engulfing-nature-matters-for-business-and-the-economy/>. Acesso em: 19 abr. 2023.

YANG, Q. et al. Development of a new framework for non-monetary accounting on ecosystem services valuation. **Ecosystem Services**, v. 34, p. 37–54, 1 dez. 2018.

YE, G. et al. Valuing the Natural Capital of Sea Areas Based on Emergy Analysis. **Journal of Marine Science and Engineering**, v. 11, n. 3, p. 500, mar. 2023.

YU, H. et al. Measuring ecological capital: State of the art, trends, and challenges. **Journal of Cleaner Production**, v. 219, p. 833–845, 10 maio 2019.

ZALOTI, F. A.; SANTOS, P. S.; NASCIMENTO, D. M. C. Uso da geoinformação para geração de vulnerabilidade potencial à erosão e vulnerabilidade à erosão: Ilha de Itaparica-Bahia. **Bahia análise & dados**, v. 25, p. 789–802, 2015.

ZHAN, J. et al. Ecosystem services assessment based on emergy accounting in Chongming Island, Eastern China. **Ecological Indicators**, v. 105, p. 464–473, 1 out. 2019.

ZHANG, Y.; SINGH, S.; BAKSHI, B. R. Accounting for Ecosystem Services in Life Cycle Assessment, Part I: A Critical Review. **Environmental Science & Technology**, v. 44, n. 7, p. 2232–2242, 1 abr. 2010.

ZHAO, S.; WU, C. Valuation of mangrove ecosystem services based on emergy: a case study in China. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 12, n. 3, p. 967–974, 1 mar. 2015.

ZHONG, S. et al. A bibliometric review on natural resource accounting during 1995–2014. **Journal of Cleaner Production**, v. 139, p. 122–132, 15 dez. 2016.

# APÊNDICE

Cálculos análise da incerteza

Comunicação eletrônica com pesquisadores

| (US$/ha/ano) | *dados originais De Groot (2012)* | | | *cálculos da tese* | |
|---|---|---|---|---|---|
| **Bioma** | **N. estimativas** | **Valor médio /(US$/(ha·ano))** | **Desv. padrão experimental médio /(US$/(ha·ano))** | **Desv. padrão experimental da média /(US$/(ha·ano))** | **Desv. Pad. da média relativo** |
| Oceano | 14 | 491 | 762 | 204 | 41% |
| Corais | 94 | 352915 | 668639 | 68965 | 20 % |
| Sistema costeiro | 28 | 28917 | 5045 | 953 | 3 % |
| Mangue | 139 | 193845 | 384192 | 32587 | 17 % |
| Águas interiores | 168 | 25682 | 36585 | 2823 | 11 % |
| Rios e lagos | 15 | 4267 | 2771 | 715 | 17 % |
| Floresta tropical | 96 | 5264 | 6526 | 666 | 13 % |
| Floresta temperada | 58 | 3013 | 5437 | 714 | 24 % |
| Bosques | 21 | 1588 | 317 | 69 | 4 % |
| Pastagem | 32 | 2871 | 3860 | 682 | 24 % |

| *Costanza et al. (2014)* | | ($10^{24}$ US$/ano) | | |
|---|---|---|---|---|
| **Bioma** | **Total SEg ($10^{12}$ 2007$/yr)** | **U(VSE) incerteza medição** | **u(VSE) incerteza-padrão** | **$u^2$(VSE)** |
| Oceano | **21,9** | 9,1 | 9,1 | 82,6 |
| Corais | **9,9** | 1,9 | 1,9 | 3,7 |
| Sistema costeiro | **17,9** | 0,6 | 0,6 | 0,3 |
| Mangue | **24,8** | 4,2 | 4,2 | 17,4 |
| Águas interiores | **1,5** | 0,2 | 0,2 | 0,0 |
| Rios e lagos | **2,5** | 0,4 | 0,4 | 0,2 |
| Floresta tropical | **6,8** | 0,9 | 0,9 | 0,7 |
| Floresta temperada | **9,4** | 2,2 | 2,2 | 5,0 |
| Bosques | **9,3** | 0,4 | 0,4 | 0,2 |
| Pastagem | **18,4** | 4,4 | 4,4 | 19,1 |
| | | | total | 129,3 |
| | | **Incerteza-padrão combinada** | **11,4** | NA |

Ilha Total de Itaparica

| **Recifes de coral** | **Dados** | **μ(i)** | **Coeficiente de Sensibilidade (i)** | **Contribuição para o cálculo de (μi)** | **Unidades** |
|---|---|---|---|---|---|
| Área | 1218 | 114 | 3,06E+08 | 3,50E+10 | ha |
| ED | 2,94E+19 | 3,53E+18 | 1,27E-08 | 4,47E+10 | (seJ/ha/ano) |
| $VSE_{global}$ | 1,25E+14 | 1,14E+13 | 2,98E-03 | 3,40E+10 | (US$/ano) |
| $Geb_{2016}$ | 1,200E+25 | 1,43E+24 | 3,10E-14 | 4,44E+10 | (seJ/ano) |
| **Incerteza-padrão combinada** | | | | **7,97E+10** | **US$/ano** |

| **Floresta Tropical** | **Dados** | **μ(i)** | **Coeficiente de Sensibilidade (i)** | **Contribuição para o cálculo de (μi)** | **Unidades** |
|---|---|---|---|---|---|
| Área | 6576 | 618 | 4,70E+05 | 2,91E+08 | ha |
| ED | 4,52E+16 | 5,42E+15 | 6,84E-08 | 3,71E+08 | (seJ/ha/ano) |
| $VSE_{global}$ | 1,25E+14 | 1,14E+13 | 2,48E-05 | 2,82E+08 | (US$/ano) |
| $Geb_{2016}$ | 1,200E+25 | 1,43E+24 | 2,58E-16 | 3,68E+08 | (seJ/ano) |
| **Incerteza-padrão combinada** | | | | **6,61E+08** | **US$/ano** |

| **Mangue** | **Dados** | **μ(i)** | **Coeficiente de Sensibilidade (i)** | **Contribuição para o cálculo de (μi)** | **Unidades** |
|---|---|---|---|---|---|
| Área | 1364 | 128 | 1,13E+05 | 1,45E+07 | ha |
| ED | 1,09E+16 | 1,31E+15 | 1,42E-08 | 1,86E+07 | (seJ/ha/ano) |
| $VSE_{global}$ | 1,25E+14 | 1,14E+13 | 1,24E-06 | 1,41E+07 | (US$/ano) |
| $Geb_{2016}$ | 1,200E+25 | 1,43E+24 | 1,29E-17 | 1,84E+07 | (seJ/ano) |
| **Incerteza-padrão combinada** | | | | **3,31E+07** | **US$/ano** |

| **Rios e lagos** | **Dados** | **μ(i)** | **Coeficiente de Sensibilidade (i)** | **Contribuição para o cálculo de (μi)** | **Unidades** |
|---|---|---|---|---|---|
| Área | 40 | 4 | 5,17E+05 | 1,93E+06 | ha |
| ED | 4,97E+16 | 5,96E+15 | 4,12E-10 | 2,46E+06 | (seJ/ha/ano) |
| $VSE_{global}$ | 1,25E+14 | 1,14E+13 | 1,64E-07 | 1,87E+06 | (US$/ano) |
| $Geb_{2016}$ | 1,200E+25 | 1,43E+24 | 1,71E-18 | 2,44E+06 | (seJ/ano) |
| **Incerteza-padrão combinada** | | | | **4,38E+06** | |

| **Bioma** | **Valor Econômico /(US$/ano)** | **Incerteza-padrão /( US$/ano)** | **Incerteza-padrão relativa** | **Valor Econômico /($10^3$ US$/ano)** | **Incerteza-padrão /($10^3$ US$/ano)** |
|---|---|---|---|---|---|
| Recifes de coral | 372.268.915.200 | 79.652.338.402 | 21% | 372.268.915 | 79.652.338 |
| Floresta Tropical | 3.091.224.817 | 661.412.423 | 21% | 3.091.225 | 661.412 |
| Mangue | 154.673.901 | 33.094.726 | 21% | 154.674 | 33.095 |
| Rios e lagos | 20.480.990 | 4.382.205 | 21% | 20.481 | 4.382 |
| **Valor Econômico Total** | **375.535.294.908** | **79.655.091.449** | **21%** | **375.535.295** | **79.655.091** |

AID - ÁREA DE INFLUÊNCIA DIRETA

| **Recifes de coral** | **Dados** | **μ(i)** | **Coeficiente de Sensibilidade (i)** | **Contribuição para o cálculo de (μi)** | **Unidades** |
|---|---|---|---|---|---|
| Área | 220 | 21 | 3,06E+08 | 6,32E+09 | ha |
| ED | 2,94E+19 | 3,53E+18 | 2,29E-09 | 8,07E+09 | (seJ/ha/ano) |
| $VSE_{global}$ | 1,25E+14 | 1,14E+13 | 5,39E-04 | 6,14E+09 | (US$/ano) |
| $Geb_{2016}$ | 1,20E+25 | 1,43E+24 | 5,61E-15 | 8,02E+09 | (seJ/ano) |
| **Incerteza-padrão combinada** | | | | **1,44E+10** | **US$/ano** |

| **Floresta Tropical** | **Dados** | **μ(i)** | **Coeficiente de Sensibilidade (i)** | **Contribuição para o cálculo de (μi)** | **Unidades** |
|---|---|---|---|---|---|
| Área | 5870 | 552 | 4,70E+05 | 2,59E+08 | ha |
| ED | 4,52E+16 | 5,42E+15 | 6,10E-08 | 3,31E+08 | (seJ/ha/ano) |
| $VSE_{global}$ | 1,25E+14 | 1,14E+13 | 2,21E-05 | 2,52E+08 | (US$/ano) |
| $Geb_{2016}$ | 1,20E+25 | 1,43E+24 | 2,30E-16 | 3,29E+08 | (seJ/ano) |
| **Incerteza-padrão combinada** | | | | **5,90E+08** | **US$/ano** |

| **Mangue** | **Dados** | **μ(i)** | **Coeficiente de Sensibilidade (i)** | **Contribuição para o cálculo de (μi)** | **Unidades** |
|---|---|---|---|---|---|
| Área | 262 | 25 | 1,13E+05 | 2,79E+06 | ha |
| ED | 1,09E+16 | 1,31E+15 | 2,73E-09 | 3,57E+06 | (seJ/ha/ano) |
| $VSE_{global}$ | 1,25E+14 | 1,14E+13 | 2,38E-07 | 2,72E+06 | (US$/ano) |
| $Geb_{2016}$ | 1,20E+25 | 1,43E+24 | 2,48E-18 | 3,54E+06 | (seJ/ano) |
| **Incerteza-padrão combinada** | | | | **6,36E+06** | **US$/ano** |

| **Rios e lagos** | **Dados** | **μ(i)** | **Coeficiente de Sensibilidade (i)** | **Contribuição para o cálculo de (μi)** | **Unidades** |
|---|---|---|---|---|---|
| Área | 21 | 2 | 5,17E+05 | 1,02E+06 | ha |
| ED | 4,97E+16 | 5,96E+15 | 2,18E-10 | 1,30E+06 | (seJ/ha/ano) |
| $VSE_{global}$ | 1,25E+14 | 1,14E+13 | 8,69E-08 | 9,91E+05 | (US$/ano) |
| $Geb_{2016}$ | 1,20E+25 | 1,43E+24 | 9,04E-19 | 1,29E+06 | (seJ/ano) |
| **Incerteza-padrão combinada** | | | | **2,32E+06** | **US$/ano** |

| **Bioma** | **Valor Econômico /( US$/ano)** | **Incerteza-padrão /(US$/ano)** | **Incerteza-padrão relativa** | **Valor Econômico /($10^6$ US$/ano)** | **Incerteza-padrão /($10^6$ US$/ano)** |
|---|---|---|---|---|---|
| Recifes de coral | 67.267.200.000 | 14.392.793.916 | 21% | 67.267 | 14.393 |
| Floresta Tropical | 2.759.369.600 | 590.407.182 | 21% | 2.759 | 590 |
| Mangue | 29.722.992 | 6.359.666 | 21% | 30 | 6 |
| Rios e lagos | 10.849.311 | 2.321.368 | 21% | 11 | 2 |
| **Valor Econômico Total** | **70.067.141.903** | **14.404.899.971** | **21%** | **70.067** | **14.405** |

ÁREA DIRETAMENTE AFETADA

| Recifes de coral | Dados | μ(i) | Coeficiente de Sensibilidade (i) | Contribuição para o cálculo de (μi) | Unidades |
|---|---|---|---|---|---|
| Área | 8 | 1 | 3,06E+08 | 2,21E+08 | ha |
| ED | 2,94E+19 | 3,53E+18 | 8,01E-11 | 2,83E+08 | (seJ/ha/ano) |
| $VSE_{global}$ | 1,25E+14 | 1,14E+13 | 1,89E-05 | 2,15E+08 | (US$/ano) |
| $Geb_{2016}$ | 1,200E+25 | 1,43E+24 | 1,96E-16 | 2,81E+08 | (seJ/ano) |
| **Incerteza-padrão combinada** | | | | **5,04E+08** | **US$/ano** |

| Floresta Tropical | Dados | μ(i) | Coeficiente de Sensibilidade (i) | Contribuição para o cálculo de (μi) | Unidades |
|---|---|---|---|---|---|
| Área | 223 | 21 | 4,70E+05 | 9,86E+06 | ha |
| ED | 4,52E+16 | 5,42E+15 | 2,32E-09 | 1,26E+07 | (seJ/ha/ano) |
| $VSE_{global}$ | 1,25E+14 | 1,14E+13 | 8,40E-07 | 9,58E+06 | (US$/ano) |
| $Geb_{2016}$ | 1,200E+25 | 1,43E+24 | 8,74E-18 | 1,25E+07 | (seJ/ano) |
| **Incerteza-padrão combinada** | | | | **2,24E+07** | **US$/ano** |

| Mangue | Dados | μ(i) | Coeficiente de Sensibilidade (i) | Contribuição para o cálculo de (μi) | Unidades |
|---|---|---|---|---|---|
| Área | 11 | 1 | 1,13E+05 | 1,17E+05 | ha |
| ED | 1,09E+16 | 1,31E+15 | 1,15E-10 | 1,50E+05 | (seJ/ha/ano) |
| $VSE_{global}$ | 1,25E+14 | 1,14E+13 | 1,00E-08 | 1,14E+05 | (US$/ano) |
| $Geb_{2016}$ | 1,200E+25 | 1,43E+24 | 1,04E-19 | 1,49E+05 | (seJ/ano) |
| **Incerteza-padrão combinada** | | | | **2,67E+05** | **US$/ano** |

| Rios e lagos | Dados | μ(i) | Coeficiente de Sensibilidade (i) | Contribuição para o cálculo de (μi) | Unidades |
|---|---|---|---|---|---|
| Área | 0,25 | 0 | 5,17E+05 | 1,22E+04 | ha |
| ED | 4,97E+16 | 5,96E+15 | 2,62E-12 | 1,56E+04 | (seJ/ha/ano) |
| $VSE_{global}$ | 1,25E+14 | 1,14E+13 | 1,04E-09 | 1,19E+04 | (US$/ano) |
| $Geb_{2016}$ | 1,200E+25 | 1,43E+24 | 1,08E-20 | 1,55E+04 | (seJ/ano) |
| **Incerteza-padrão combinada** | | | | **2,79E+04** | **US$/ano** |

| Bioma | Valor Econômico /(US$/ano) | Incerteza-padrão /(US$/ano) | Incerteza-padrão relativa | Valor Econômico /($10^3$ US$/ano) | Incerteza-padrão /($10^3$ US$/ano) |
|---|---|---|---|---|---|
| Recifes de coral | 2.354.352.000 | 503.747.787 | 21% | 2.354.352 | 503.748 |
| Floresta Tropical | 104.856.045 | 22.435.473 | 21% | 104.856 | 22.435 |
| Mangue | 1.248.366 | 267.106 | 21% | 1.248 | 267 |
| Rios e lagos | 130.192 | 27.856 | 21% | 130 | 28 |
| **Valor Econômico Total** | **2.460.586.602** | **504.247.217** | **20%** | **2.460.587** | **504.247** |