

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
CENTRO ESTADUAL DE PESQUISAS EM SENSORIAMENTO REMOTO E METEOROLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SENSORIAMENTO REMOTO

JOSÉ NUNES DE AQUINO

**MODELAGEM ESPACIAL E SOLUÇÕES BASEADAS NA NATUREZA PARA GESTÃO E
AVALIAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS PROVENIENTES DE ÁREAS ÚMIDAS**

PORTO ALEGRE

2023

JOSÉ NUNES DE AQUINO

**MODELAGEM ESPACIAL E SOLUÇÕES BASEADAS NA NATUREZA PARA GESTÃO E
AVALIAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS PROVENIENTES DE ÁREAS ÚMIDAS**

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto como requisito parcial para a obtenção do título de doutor em Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento.

Orientador: Profa. Dra. Tatiana Silva da Silva

Coorientador: Prof. Dr. Juan Adolfo Chica Ruiz

PORTO ALEGRE

2023

CIP - Catalogação na Publicação

AQUINO, JOSÉ NUNES DE
MODELAGEM ESPACIAL E SOLUÇÕES BASEADAS NA NATUREZA
PARA GESTÃO E AVALIAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS
PROVENIENTES DE ÁREAS ÚMIDAS / JOSÉ NUNES DE AQUINO.

-- 2023.

153 f.

Orientadora: TATIANA SILVA DA SILVA.

Coorientador: JUAN ADOLFO CHICA RUIZ.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Centro Estadual de Pesquisas em Sensoriamento Remoto e Meteorologia, Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, Porto Alegre, BR-RS, 2023.

1. Avaliação de Áreas Úmidas. 2. Gestão com Base Ecológica. 3. Modelagem Espacial. 4. Soluções Baseadas na Natureza. I. SILVA, TATIANA SILVA DA, orient. II. CHICA RUIZ, JUAN ADOLFO, coorient. III. Título.

Elaborada pelo Sistema de Geração Automática de Ficha Catalográfica da UFRGS com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

JOSÉ NUNES DE AQUINO

**MODELAGEM ESPACIAL E SOLUÇÕES BASEADAS NA NATUREZA PARA GESTÃO E
AVALIAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS PROVENIENTES DE ÁREAS ÚMIDAS**

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento.

Aprovada em: 04 de maio de 2023.

Pela Banca Examinadora:

Profa. Dra. Tatiana Silva da Silva
Orientadora

Dr. Juan Adolfo Chica Ruiz
Coorientador (UCA)

Dr. Milton Lafourcade Asmus
(FURG)

Dr. Pedro Friedrich Fruet
(PMM de Rio Grande)

Dr. Marcos Wellausen Dias de Freitas
(PPGSR/UFRGS)

Dr. Javier Garcia Sanábria
(UCA)

Porto Alegre
2023

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Diana e Anselmo, pelo amor incondicional e por sempre acreditarem na minha capacidade e me incentivarem a seguir em frente, mesmo diante de tantas dificuldades, sempre com palavras de carinho e incentivo.

Aos meus avós Gabriel e Nair por acreditarem e investirem nesta minha caminhada acadêmica desde o mestrado e por sempre se orgulharem das conquistas que tive em toda a minha vida até aqui. Aos meus irmãos, Amanda e Kaoly, por confiarem e se orgulharem do meu trabalho, me inspirando sempre.

Meu companheiro Giancarlo Cattani, por todo amor, compreensão e parceria de sempre. À toda sua família, especialmente seus pais, Rosemeri e Vilmar, por sempre fazerem eu me sentir “em família”, mesmo estando tão longe da minha.

À Laura Dias, que de colega de laboratório se tornou uma amiga muito especial nessa caminhada. Obrigado pelo incentivo, pelo conhecimento compartilhado para que essa tese se tornasse possível.

Aos colegas do PPG em Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento e do LabModel-IGEO, Grazieli Rodigheri, Alan Falcão, Giuliana Sfredo, Marco Antonio, Samuel Gameiro, Daniela Forgiarini, José Müller, André Filgueiras e Juliane Lenhard, meu muito obrigado, esse doutorado não teria sido possível sem o apoio, tanto acadêmico, quanto pessoal que vocês todos me deram.

À Professora Tatiana Silva, nossa querida *Tati*, pela orientação nesta pesquisa e por ser uma inspiração e referência para mim e todos os seus orientados. Obrigado pelo incentivo, pelo acolhimento e pelas oportunidades que me ofereceste.

Ao Professor Juan Adolfo Chica Ruiz pela coorientação e pela parceria construída durante o período de doutorado sanduíche na Espanha. Muito obrigado por todo incentivo e disponibilidade dispensados a mim durante este tempo. Assim como agradeço também ao professor Javier García Sanabria e toda a equipe do departamento de Geografia da *Universidad de Cádiz* por proporcionarem esse momento de aprendizagem no exterior.

A todos os professores e funcionários do Programa de Pós-graduação em Sensoriamento Remoto do CEP SRM/UFRGS, pelo comprometimento em formar excelentes mestres e doutores, sendo sempre fonte de inspiração para os discentes.

RESUMO

As áreas úmidas desempenham um importante papel na manutenção da biodiversidade e oferta de serviços ecossistêmicos. A presente tese tem por objetivo apresentar metodologias de avaliação e valoração de serviços ecossistêmicos de áreas úmidas, que permitam analisar de forma integrada aspectos como a exclusividade na oferta do serviço ecossistêmico e a dependência do beneficiário, risco de perda, intensidade de uso, valor econômico associado e potencial de expansão do ecossistema. O Estuário da Lagoa dos Patos, Sul do Brasil, é a principal área de estudo, com parte dos estudos conduzidos também na Bahía de Cádiz, Sul da Espanha. A metodologia utilizada consistiu na aplicação de modelos espaciais de base ecossistêmica, para avaliar de forma integrada aspectos como risco de perda, sobreposição de uso e o serviço de purificação da água por ecossistemas de áreas úmidas. Os resultados obtidos nesta tese revelam como as métricas de base ecossistêmica associadas a um SIG, possibilitam a construção de uma sólida estrutura de avaliação integrada de serviços ecossistêmicos de áreas úmidas, tanto na perceptiva econômica, como ambiental, abrindo a possibilidade de elaboração de políticas públicas de base ecossistêmica para a compensação por dano ambiental.

Palavras-chave: Áreas Úmidas; Gestão com Base Ecossistêmica; Modelagem Espacial.

ABSTRACT

Wetlands play an important role in maintaining biodiversity and providing ecosystem services. The objective of this thesis is to present methodologies for assessing and valuing ecosystem services of wetlands, which allow for an integrated analysis of aspects such as the exclusivity of the ecosystem service, beneficiary dependence, risk of loss, intensity of use, associated economic value, and potential for ecosystem expansion. The Patos Lagoon Estuary in southern Brazil is the main study area, with some studies also conducted in the Bahía de Cádiz in southern Spain. The methodology used involved the application of spatial models based on ecosystems to evaluate aspects such as the risk of loss, overlap of use, and the water purification service provided by wetland ecosystems. The results obtained in this thesis demonstrate how ecosystem-based metrics associated with a GIS enable the construction of a solid framework for integrated assessment of wetland ecosystem services, both from an economic and environmental perspective, opening the possibility for the development of ecosystem-based public policies for environmental damage compensation.

Keywords: Wetlands; Ecosystem-Based Management; Spatial Modeling

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: ligações entre serviços ecossistêmicos e bem-estar humano.....	22
Figura 2: desenvolvimento do conceito de SbN.....	23
Figura 3: Estrutura conceitual das SbN.....	25
Figura 4: Representação esquemática das SbN.....	27
Figura 5: mapa de localização das áreas de estudo.....	35
Figura 6: fluxograma metodológico - artigo 1.....	37
Figura 7: fluxograma metodológico - artigo 2.....	38
Figura 8: fluxograma metodológico - artigo 3.....	39

LISTA DE FIGURA – ARTIGO 1

Figure 1: Location map of the study areas.....	42
Figure 2: methodological flowchart.....	43
Figure 3: Map of environmental systems and stressors of the PLE (A) and CB (B).....	49
Figure 4: Cumulative risk map for PLE (A) and CB (B).....	58
Figure 5: cumulative risk inflicted by the stressors of each wetland ecosystem in the PLE (A – Salt Marsh and B – Fresh Marsh) and CB (C).....	60
Figure 6: Frequency of Occurrence of Overlapping Use Maps – PLE (A) and CB (B).....	63
Figure 7: Importance Index Maps – PLE (A) and CB (B).....	64

LISTA DE FIGURA – ARTIGO 2

Figura 1: Área de estudo (A), bacias e sub-bacias hidrográficas (B) e sistemas ambientais (C).....	78
Figura 2 Fluxograma do modelo <i>Water Yield</i>	80
Figura 3: Fluxograma do modelo <i>Nutrient Delivery Ratio</i>	82
Figura 4: Fluxograma do modelo <i>Water Purification – Valuation</i>	84
Figura 5: Produção média anual de água, milímetros, em nível de bacia hidrográfica (A), sub-bacia hidrográfica (B), pixel (C) e sistema ambiental (D).....	85
Figura 6: Exportação anual de NTK em kg/pixel (esq.) e Percentual anual retido de NTK %/pixel (dir.).....	86
Figura 7: exportação anual de NTK em kg/sub-bacia (esq.) e percentual anual retido de NTK %/sub-bacia (dir.).....	86
Figura 8: Exportação anual de N, em kg (esq.); Percentual anual retido de N (dir.).....	87
Figura 9: exportação anual de PT em kg/pixel (esq.) e Percentual anual retido de PT %/pixel (dir.)..	88
Figura 10: exportação anual de NTK em kg/sub-bacia (esq.) e percentual anual retido de NTK %/sub-bacia (dir.).....	89
Figura 11: Exportação anual de P, em kg (esq.); Percentual anual retido de P (dir.), por pixel, sub-bacia e por classe de uso do solo.....	89

LISTA DE FIGURAS – ARTIGO 3

Figura 1: Localização.....	105
Figura 2: fluxograma metodológico.....	106
Figura 3: sistemas ambientais.....	107
Figura 4: critérios não normalizados (A, B e C); & critérios normalizados através de lógica fuzzy (D, F e G).....	110
Figura 5: Mapa do Potencial de Conversão em Áreas Úmidas - PCAU.....	111

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Categorias de SbN.....	24
----------------------------------	----

LISTA DE TABELAS – ARTIGO 1

Table 1: Data integration model.....	48
Table 2: Ecosystem Services Matrix.....	51
Table 3: Example of the exclusivity index (PLE Salt Marsh). Legend: Criterion 1: “Does this service depend exclusively on the salt marshes?”; Criterion 2: “How many natural systems offer this service in the study area?”; Criterion 3: Total number natural systems.....	53
Table 4: Example of the exclusivity index CB Salt Marsh). Legend: Criterion 1: Does this service depend exclusively on the salt marshes?; Criterion 2: How many natural systems offer this service in the study area?; Criterion 3: The total number of natural systems.	54
Table 5: Beneficiary Dependence Index – Salt marsh PLE.....	55
Table 6: Beneficiary Dependence Index – Fresh marsh - PLE.....	56
Table 7: Beneficiary Dependence Index – CB Salt Marshes.....	57
Table 8: weights for integrated assessment of wetlands in the PLE.....	61
Table 9: weights for integrated assessment of CB wetlands.....	62

LISTA DE TABELAS – ARTIGO 2

Tabela 1: lista dos dados utilizados, por modelo e suas fontes.....	79
Tabela 2: Tabela biofísica – parâmetros para simulação da produção média anual de água - modelo Water Yield.....	81
Tabela 3: Tabela biofísica – parâmetros para simulação da exportação e retenção de nutrientes - modelo Nutrient Delivery Ratio.....	83
Tabela 4: carregamento, exportação e retenção de NTK, em kg/ano e %/ano, por sistema ambiental do ELP.....	87
Tabela 5: carregamento, exportação e retenção de PT, em kg/ano e %/ano, por sistema ambiental do ELP.	90
Tabela 6: Estatística descritiva – modelo NDR.....	90
Tabela 7: Valor de economia gerada – VDEG, por bacia hidrográfica.	92
Tabela 8: valor de economia gerada – VDEG, por sub-bacia hidrográfica.....	92
Tabela 9: valor de economia gerada – VDEG, por sistema ambiental.....	94
Tabela 10: VDEG’s recomendados para compensação por supressão da vegetação.....	96

LISTA DE TABELAS – ARTIGO 3

Tabela 1: pesos de representação das barreiras de conversão dos sistemas ambientais.....	108
--	-----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

SbN – Soluções Baseadas na Natureza

SE – Serviços Ecossistêmicos

SIG – Sistema de Informação Geográfica

GbE – Gestão com Base Ecossistêmica

InVEST - integrated valuation of ecosystem services and tradeoffs

TGS – Teoria Geral de Sistemas

EC - European Commission

IUCN - International Union for Conservation of Nature

EVD – Exclusividade VS Dependência

HRA – Habitat Risk Assessment

OU – Overlapping Use

NTK – Nitrogênio Total

PT – Fósforo Total

ELP – Estuário da Lagoa dos Patos

PLE – Patos Lagoon Estuary

CB – Cádiz Bay

BC – Bahía de Cádiz

ET – Evapotranspiração

WY – Water Yield

WP – Water Purification

NDR – Nutrient Delivery Ratio

VDEG – Valor de Economia Gerada

GIS – Geographic Information System

EBM – Ecosystem Based Management

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	13
1.1.	Hipótese	15
1.2.	Objetivos	15
2.	DESENVOLVIMENTO	16
2.1.	Referencial Teórico	16
2.1.1.	Ecosistema – Fundamentos e Definição	16
2.1.2.	Serviços Ecosistêmicos – Definições e Classificação	18
2.1.3.	Soluções Baseadas na Natureza – Definições e Princípios	22
2.1.3.1.	<i>Categorias e Tipologias de SbN</i>	24
2.1.3.2.	<i>SbN aplicadas à gestão de ambientes urbanos</i>	27
2.1.4.	A análise integrada e espacial de áreas úmidas	30
2.2.	Metodologia	35
2.2.1.	Área de Abrangência	35
2.2.2.	Estrutura do Trabalho	37
2.3.	Resultados e Discussão	39
2.3.1.	Artigo 1: <i>Ecosystem-based metrics for integrated wetland assessment: a study in the Cádiz Bay (Spain) and the Patos Lagoon Estuary (Brazil)</i>	40
	1 – Introduction	41
	2 – Study area	42
	3 – Methodology	43
	4 – Results	48
	5 – Discussion	65
	6 – Final remarks	67
	7 – References	68
2.3.2.	Artigo 2: Valoração de serviços ecossistêmicos de purificação de água: um estudo comparativo entre áreas úmidas e outros sistemas naturais e antrópicos no Sul do Brasil	75
	1 – Introdução	76
	2 – Metodologia	78
	3 – Resultados	84
	4 – Discussão	94
	5 - Conclusões	97
	6 – Referências Bibliográficas	98
2.3.3.	Artigo 3: Modelagem espacial para identificação de áreas aptas à expansão de ecossistemas de áreas úmidas: um estudo de caso do Estuário da Lagoa dos Patos, Sul do Brasil.	103

	1 – Introdução	104
	2 – Metodologia	105
	3 – Resultados	109
	4 – Discussão	111
	5 – Conclusões	112
	6 – Referências Bibliográficas	113
3.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	116
3.1	Conclusões	117
	FINANCIAMENTO	120
	REFERÊNCIAS	121
	APÊNDICE A – Material Suplementar do Artigo 1.	129
	APÊNDICE B – Material Suplementar do Artigo 2.	147

1. INTRODUÇÃO

As áreas úmidas são ecossistemas que se encontram na interface entre ambientes terrestres e aquáticos, continentais ou costeiros, naturais ou artificiais, permanente ou periodicamente inundados ou com solos encharcados (JUNK, *et al.* 2013). Na década de 1960, alguns países e organizações não-governamentais se mostraram preocupados com a crescente perda de ecossistemas de áreas úmidas no mundo (RAMSAR, 2013). Em 1971 foi realizada a Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional, em Ramsar, no Irã. Esta convenção teve como missão discutir ações para conservação e uso racional de todas as zonas úmidas, no âmbito local, regional e nacional, bem como com cooperação internacional (RAMSAR, 2013). No Brasil, o Tratado de Ramsar foi incorporado totalmente ao arcabouço legal do país apenas em 1996, através do Decreto nº 1.905 que promulgou a convenção (BRASIL, 1996). Recentemente o governo federal emitiu a portaria nº 445 de 27 de novembro de 2018 que dispõe sobre as estratégias para conservação e uso sustentável das áreas úmidas no Brasil (BRASIL, 2018).

Em países europeus, como a Espanha, por exemplo, essa incorporação de diretrizes da convenção de Ramsar ocorreu mais cedo, quando da publicação do Instrumento de Adesão de 18 de março 1982, que reconhece a interdependência do homem e seu ambiente e considera as funções ecológicas fundamentais das áreas úmidas (Ministério Medio Ambiente, 1982). O Decreto-Real nº 435 de 12 de março de 2004 instituiu o Inventário Nacional de Zonas Úmidas, definido como um instrumento a serviço da conservação de áreas úmidas, que fornece informações sobre o número, extensão e estado de conservação daqueles localizados em território nacional (Ministério de Medio Ambiente, 2004).

O movimento internacional acerca do tema, assim como os esforços em nível nacional para a conservação das áreas úmidas denotam a importância ecológica e o valor social, econômico, cultural, científico e recreativo delas, fazendo-se imperativo o desenvolvimento de ações que promovam a conservação e o uso sustentável dessas áreas, bem como o bem-estar das populações humanas que delas dependem. As áreas úmidas oferecem uma ampla gama de serviços ecossistêmicos que contribuem para o bem-estar humano, como a provisão de peixes e fibras, abastecimento de água, purificação da água, regulação do clima, regulação das inundações, proteção costeira, oportunidades recreativas, e, cada vez mais, a base para o turismo (MA, 2005b). Além de impactar a biodiversidade, a perda de áreas úmidas, representa enormes custos

socioambientais, dada a importância dos serviços ecossistêmicos oferecidos por este ecossistema (GÓMEZ-BAGGETHUN et al. 2019).

Entende-se como serviços ecossistêmicos - SE os benefícios que os seres humanos obtêm a partir dos ecossistemas (MA, 2005a). Os SE podem ser classificados em serviços de provisão, que são os recursos como alimentos, água, madeira; serviços de regulação, aqueles que afetam o clima, inundações, doenças e qualidade da água; serviços culturais que proporcionam benefícios recreativos, estéticos e espirituais; e serviços de suporte, como formação do solo, fotossíntese e ciclagem de nutrientes (MA, 2003).

A difusão da importância dos serviços ecossistêmicos tem se mostrado como base conceitual alternativa para o planejamento ambiental, através de conceitos como o de compensação por serviços ambientais, que pode ser definida como uma retribuição, monetária ou não, às atividades humanas voluntárias de restabelecimento, recuperação, manutenção e melhoria dos ecossistemas que geram condições indispensáveis à vida no planeta (DA SILVA E MONTIBELLER-FILHO, 2011).

Outro conceito que emergiu nesta perspectiva foi o de Soluções baseadas na Natureza (SbN) que, a partir dos anos 2000, promoveu uma mudança de perspectiva no que diz respeito ao papel desempenhado pelas pessoas no processo de preservação, conservação e restauração dos ecossistemas. De acordo com Cohen-Shacham (et al., 2016), as SbN usam os ecossistemas e os serviços que eles fornecem para enfrentar os desafios da sociedade, como mudanças climáticas, segurança alimentar ou desastres naturais. Este novo paradigma permite que as pessoas possam proteger, administrar ou restaurar os ecossistemas naturais de forma proativa, como contribuição significativa para o enfrentamento dos desafios sociais, abandonando o papel de meros usuários passivos dos benefícios da natureza. Este suporte conceitual permite que as ações de planejamento ambiental sejam realizadas de forma mais racional.

Neste contexto, os ecossistemas de áreas úmidas surgem como uma peça fundamental no enfrentamento destes desafios, uma vez que desempenham um papel de extrema importância para a manutenção da biodiversidade e o provimento de outros serviços ecossistêmicos, especialmente em regiões costeiras e urbanizadas (CALDER, et al. 2019). São ecossistemas que oferecem uma ampla gama de serviços ecossistêmicos que contribuem para o bem-estar humano (DE GROOT, et al., 2018, EVERARD et al., 2019). No entanto, este sistema ambiental carece de ferramentas analíticas que possibilitem avaliá-lo de forma integrada, especialmente no que diz respeito ao risco de

perda ou diminuição de serviços ecossistêmicos, associado ao estresse provocado pelas atividades humanas, assim como avaliar a importância deles, tanto na perspectiva ambiental, como na perspectiva econômica.

O uso de sistemas de informações geográficas (SIG) no trato de questões relacionadas à gestão de serviços ecossistêmicos tem se mostrado como uma alternativa extremamente viável (ARKEMA *et al.*, 2014; BURKHARD *et al.* 2009). Modelos de gestão com base ecossistêmica (GbE), como os modelos *Habitat Risk Assessment* e *Water Purification*, ambos da plataforma InVEST (The Natural Capital Project, 2016), são exemplos da integração da lógica sistêmica aos modelos espaciais. O primeiro permite que sejam avaliados os riscos que os usos representam aos ecossistemas e as consequências potenciais da exposição aos estressores na prestação de serviços ecossistêmicos (ARKEMA *et al.*, 2014; RIBEIRO, 2017; GHEHI, 2020). O segundo modela a capacidade do solo e da vegetação de uma parcela de terra de absorver os nutrientes como nitrogênio e fósforo, bem como, calcula o valor econômico que a retenção de nutrientes fornece por meio de custos de tratamento evitados (SHARP *et al.* 2015; EASTMAN, 2020).

Os serviços ecossistêmicos de áreas úmidas podem ser avaliados sob diversas perspectivas, incluindo quantitativas, qualitativas, espaciais, ambientais e econômicas. Neste sentido, a questão que emerge é a seguinte: como considerar múltiplas perspectivas na análise dos serviços ecossistêmicos de áreas úmidas, a fim de oferecer aos tomadores de decisão uma visão sistêmica, possibilitando a escolha de alternativas mais adequadas para a gestão deste ecossistema?

1.1. Hipótese

Partimos do pressuposto que a avaliação dos serviços ecossistêmicos das áreas úmidas sob múltiplas perspectivas é possível a partir do estabelecimento de uma estrutura analítica que incorpore Gestão de base Ecossistêmica (GbE), Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e Soluções Baseadas na Natureza (SbN). Esta abordagem permitirá avaliar de forma integrada os diversos aspectos dos serviços ecossistêmicos de áreas úmidas, tais como fluxo, estoque, valoração, entre outros.

1.2. Objetivos

O objetivo geral da pesquisa é propor metodologias de apoio à avaliação e gestão de sistemas ambientais de áreas úmidas e os serviços ecossistêmicos providos por eles,

segundo os princípios da gestão com base ecossistêmica (GbE) e de soluções baseadas na natureza (SbN) em um Sistema de Informação Geográfica (SIG), avaliando risco de perda de serviços, exclusividade do serviço e dependência do beneficiário, valor monetário, bem como simular cenários de conservação e de intervenção.

Os objetivos específicos são:

1. Avaliar o risco de perda dos serviços ecossistêmicos, exclusividade na prestação destes serviços pelas áreas úmidas e a dependência dos seus beneficiários.
2. Avaliar serviços ecossistêmicos de purificação de água em sistemas de áreas úmidas, na perspectiva econômica e ambiental.
3. Identificar áreas propícias para o aumento de áreas úmidas, sob a perspectiva de soluções baseadas na natureza, associada à SIG.

2. DESENVOLVIMENTO

2.1. Referencial Teórico

2.1.1. Ecossistema – Fundamentos e Definição

A Teoria Geral de Sistemas (T.G.S.), abordagem introduzida na comunidade científica através dos trabalhos do biólogo Ludwig von Bertalanffy, surgiu de uma percepção dos cientistas de que certos princípios e conclusões eram válidos e aplicáveis a diferentes ramos da ciência. A teoria desenvolvida por Bertalanffy (1973), possui os seguintes pressupostos:

- há uma tendência geral no sentido da integração das várias ciências, naturais e sociais;
- esta integração parece centralizar-se em uma Teoria Geral dos Sistemas;
- esta teoria pode ser um importante meio para alcançar uma teoria exata nos campos não físicos da ciência;
- desenvolve princípios unificadores que atravessam verticalmente o universo das ciências individuais, esta teoria aproxima-nos da meta da unidade da ciência;
- isto pode conduzir à integração, muito necessária na educação científica.

Segundo Vieira e colaboradores (2005) a T.G.S. pode ser trabalhada a partir de dois tipos de abordagens, a saber: reducionista/elementar ou holística/sistêmica. A primeira procura identificar nos sistemas suas partes componentes, realçando que cada

elemento tem uma função a desempenhar no sistema mais amplo. Isto significa que cada elemento de um subsistema tem um papel a desempenhar isoladamente para depois juntar seu resultado ao todo da organização. Ao passo que a segunda concebe que todos os sistemas se compõem de subsistemas e seus elementos estão inter-relacionados. Isto significa que o todo não é uma simples soma das partes, e que o próprio sistema só pode ser explicado como uma globalidade, ou seja, representa o oposto do reducionismo. Por este motivo, a abordagem ecossistêmica proposta na presente pesquisa utiliza uma linha de raciocínio holística para o desenvolvimento das análises de avaliação dos ecossistemas.

Um sistema pode ser entendido como um conjunto organizado de elementos e interações entre esses elementos. Sistemas ambientais funcionam dentro de um ambiente geográfico, assumindo, portanto, uma expressão territorial. São influenciados pelos aspectos físicos, químicos e biológicos, tanto naturais como produzidos pelo homem, desse espaço geográfico (CHRISTOFOLETTI, 1999).

Odum & Barret (1972) em seu livro intitulado Fundamentos da Ecologia, definiram ecossistema da seguinte forma:

“Organismos vivos (bióticos) e seu ambiente não vivo (abiótico) estão inseparavelmente inter-relacionados e interagem uns com os outros. Qualquer unidade que inclua todos os organismos (a comunidade biótica) em uma determinada área interagindo com o ambiente físico de modo que um fluxo de energia leve a estruturas bióticas claramente definidas e o ciclo de materiais entre os componentes vivos e não vivos é um sistema ecológico ou ecossistema. É mais do que uma unidade geográfica (ou ecorregião); é uma unidade de sistema funcional, com entradas, saídas e limites que podem ser naturais ou arbitrários (ODUM & BARRET, 1972).”

As interações entre os elementos de um ecossistema são chamadas de funções ecossistêmicas ou ecológicas. Alguns exemplos destas funções são a transferência de energia, a ciclagem de nutrientes, a regulação de gases, a regulação climática e do ciclo da água. Essas funções geram serviços ecossistêmicos quando os processos naturais subjacentes a suas interações produzem benefícios que direta ou indiretamente possam ser apropriados pelo ser humano. O conceito de serviço ecossistêmico será abordado no item a seguir, no entanto, é importante salientar que apesar de algumas entidades e autores tratarem o termo “serviço ambiental” e “serviços ecossistêmicos” como sinônimos, no entanto trata-se de definições distintas, os serviços ecossistêmicos se referem a contribuição da natureza para as sociedades e os serviços ambientais como as ações humanas que melhoram os serviços ecossistêmicos (MMA, 2020).

2.1.2. Serviços Ecossistêmicos – Definições e Classificação

Os ecossistemas fornecem uma infinidade de benefícios para a humanidade, que vão desde alimentos, água potável e proteção contra enchentes até patrimônio cultural e um senso de lugar. No entanto, muitos desses benefícios, conhecidos como "serviços ecossistêmicos", estão sob forte ameaça das pressões antrópicas. Obter informações claras sobre como a biodiversidade sustenta esses serviços, a demanda por eles, a capacidade dos ecossistemas de fornecê-los e as pressões que prejudicam essa capacidade tem sido o maior desafio dos tomadores de decisão (EC, 2015).

Existem uma variedade de definições para serviços ecossistêmicos, que tem sido utilizada ao longo das últimas décadas. Apesar de existirem pequenas diferenças, elas convergem em seu ponto principal: de que os serviços ecossistêmicos são os benefícios que os seres humanos obtêm dos ecossistemas. As definições mais utilizadas são da Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MA, 2003) e da TEEB - A Economia dos Ecossistemas e da Biodiversidade (TEEB, 2010).

MA (2003) define e classifica os serviços ecossistêmicos como:

“Os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas. O que inclui serviços de **provisão**, como comida e água; serviços de **regulação**, como regulação de inundações, seca, degradação do solo e doenças; serviços de **suporte**, como formação do solo e ciclagem de nutrientes; e serviços **culturais**, como benefícios recreativos, espirituais, religiosos e outros benefícios não materiais”.

A abordagem da TEED (2010) possui um caráter econômico e de valoração, definindo os serviços ecossistêmicos apenas como “*as contribuições diretas e indiretas dos ecossistemas para o bem-estar humano*”. Esta abordagem forneceu uma atualização da classificação de MA (2003), e é comumente utilizada para estudos desenvolvidos no território europeu. Tendo em vista que as áreas de estudo da presente pesquisa encontram-se na América do Sul e na Europa, o conceito utilizado para nortear o estudo será da Avaliação Ecossistêmica do Milênio, uma abordagem globalmente utilizada para avaliação de serviços ecossistêmicos.

De acordo com MA (2003) os serviços ecossistêmicos de **provisão** podem oferecer os seguintes produtos:

- **Alimentos e fibras:** o que inclui a vasta gama de produtos alimentícios derivados de plantas, animais e micróbios, bem como materiais como madeira, juta, cânhamo, seda e muitos outros produtos derivados de ecossistemas.

- **Combustível:** madeira, esterco e outros materiais biológicos servem como fontes de energia.
- **Recursos genéticos:** o que inclui os genes e as informações genéticas usadas para o melhoramento animal e vegetal e para a biotecnologia.
- **Produtos bioquímicos, medicamentos naturais e farmacêuticos:** medicamentos, biocidas, aditivos alimentares como alginatos e materiais biológicos são derivados de ecossistemas.
- **Recursos ornamentais:** produtos de origem animal, como peles, conchas e flores que são usados como ornamentos, embora o valor desses recursos seja frequentemente determinado culturalmente. Este é um exemplo de ligações entre as categorias de serviços ecossistêmicos.
- **Água fresca:** a água doce é outro exemplo de ligações entre categorias, neste caso, entre serviços de abastecimento e regulação.

Já os serviços de **regulação** oferecidos pelos ecossistemas, incluem os seguintes benefícios ao bem-estar humano (MA, 2003):

- **Manutenção da qualidade do ar:** os ecossistemas contribuem e extraem produtos químicos da atmosfera, influenciando muitos aspectos da qualidade do ar.
- **Regulação do clima:** os ecossistemas influenciam o clima local e globalmente. Por exemplo, em uma escala local, as mudanças na cobertura da terra podem afetar a temperatura e a precipitação. Em escala global, os ecossistemas desempenham um papel importante no clima, sequestrando ou emitindo gases de efeito estufa.
- **Regulação da água:** o momento e a magnitude do escoamento, inundação e recarga do aquífero podem ser fortemente influenciados por mudanças na cobertura da terra, incluindo, em particular, alterações que mudam o potencial de armazenamento de água do sistema, como a conversão de pântanos ou a substituição de florestas por terras cultivadas ou terras cultivadas com áreas urbanas.
- **Controle de erosão:** a cobertura vegetal desempenha um papel importante na retenção do solo e na prevenção de deslizamentos de terra.
- **Purificação de água e tratamento de resíduos:** os ecossistemas podem ser uma fonte de impurezas na água doce, mas também podem ajudar a filtrar e decompor

os resíduos orgânicos introduzidos nas águas interiores e nos ecossistemas costeiros e marinhos.

- **Regulação de doenças humanas:** mudanças nos ecossistemas podem alterar diretamente a abundância de patógenos humanos, como a cólera, e podem alterar a abundância de vetores de doenças, como os mosquitos.
- **Controle biológico:** mudanças no ecossistema afetam a prevalência de pragas e doenças de lavouras e animais.
- **Polinização:** mudanças no ecossistema afetam a distribuição, abundância e eficácia dos polinizadores.
- **Proteção contra tempestades:** a presença de ecossistemas costeiros, como manguezais e recifes de coral, pode reduzir drasticamente os danos causados por furacões ou tsunamis.

Os serviços **culturais** são os benefícios não materiais que as pessoas obtêm dos ecossistemas por meio do enriquecimento espiritual, desenvolvimento cognitivo, reflexão, recreação e experiências estéticas, o que inclui (MA, 2003):

- **Diversidade cultural:** a diversidade dos ecossistemas é um fator que influencia a diversidade das culturas.
- **Valores espirituais e religiosos:** muitas religiões atribuem valores espirituais e religiosos aos ecossistemas ou seus componentes.
- **Sistemas de conhecimento (tradicionais e formais):** os ecossistemas influenciam os tipos de sistemas de conhecimento desenvolvidos por diferentes culturas.
- **Valores educacionais:** os ecossistemas e seus componentes e processos fornecem a base para a educação formal e informal em muitas sociedades.
- **Inspiração:** os ecossistemas fornecem uma rica fonte de inspiração para arte, folclore, símbolos nacionais, arquitetura e publicidade.
- **Valores estéticos:** muitas pessoas encontram beleza ou valor estético em vários aspectos dos ecossistemas, conforme refletido no apoio a parques, “passeios panorâmicos” e na seleção de locais de habitação.
- **Relações sociais:** os ecossistemas influenciam os tipos de relações sociais que são estabelecidas em culturas específicas. As sociedades de pescadores, por

exemplo, diferem em muitos aspectos em suas relações sociais das pastagens nômades ou sociedades agrícolas.

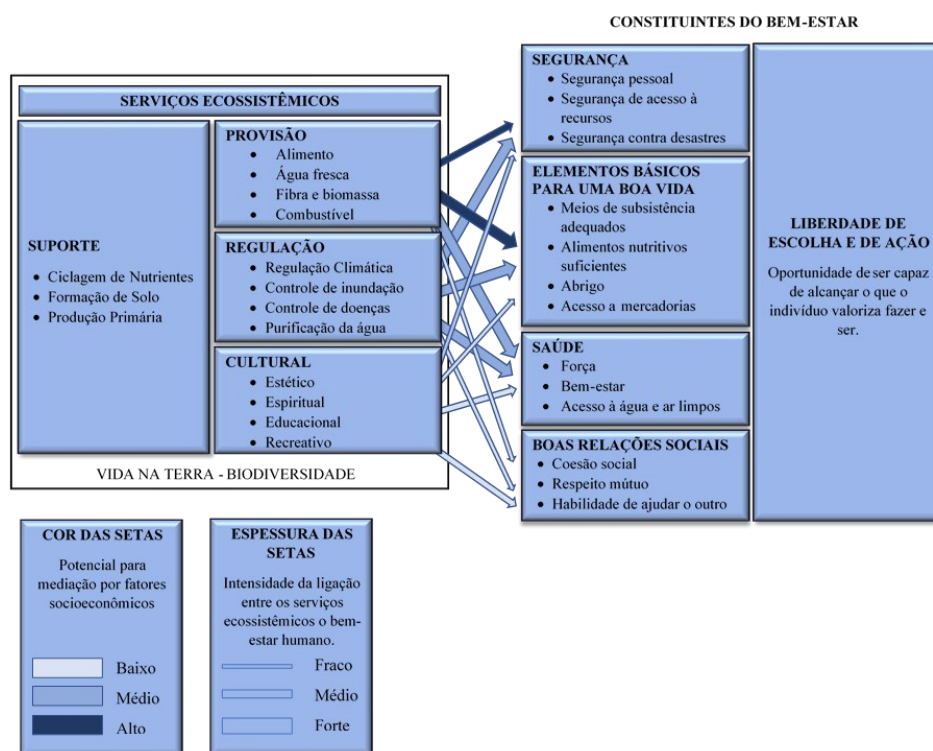
- **Senso de lugar:** muitas pessoas valorizam o “senso de lugar” que está associado a características reconhecidas de seu ambiente, incluindo aspectos do ecossistema.
- **Valores do patrimônio cultural:** muitas sociedades valorizam a manutenção de paisagens historicamente importantes (“paisagens culturais”) ou de espécies culturalmente significativas.
- **Recreação e ecoturismo:** as pessoas geralmente escolhem onde passar seu tempo de lazer com base, em parte, nas características das paisagens naturais ou cultivadas em uma área particular.

Por fim, os serviços de **suporte** são aqueles necessários para a produção de todos os outros serviços ecossistêmicos. Eles diferem dos serviços de provisão, regulação e culturais porque seus impactos sobre as pessoas são indiretos ou ocorrem por um longo período de tempo, enquanto as mudanças nas outras categorias têm impactos relativamente diretos e de curto prazo sobre as pessoas. Alguns serviços, como controle de erosão, podem ser categorizados como um serviço de suporte e um serviço de regulação, dependendo da escala de tempo e do imediatismo de seu impacto sobre as pessoas. Por exemplo, os humanos não usam diretamente os serviços de formação do solo, embora mudanças neste serviço afetariam indiretamente as pessoas através do impacto sobre o serviço de fornecimento de produção de alimentos. Similarmente, a regulação do clima é categorizada como um serviço de regulação, uma vez que as mudanças do ecossistema podem ter um impacto no clima local ou global em escalas de tempo relevantes para a tomada de decisão humana (décadas ou séculos), enquanto a produção de gás oxigênio (por meio da fotossíntese) é categorizada como um serviço de suporte, uma vez que quaisquer impactos na concentração de oxigênio na atmosfera só ocorreriam em um período de tempo extremamente longo. Alguns outros exemplos de serviços de suporte são a produção primária, produção de oxigênio atmosférico, formação e retenção de solo, ciclagem de nutrientes, ciclagem de água e fornecimento de habitat (MA, 2003).

A Figura 1 mostra a força das conexões entre categorias de serviços ecossistêmicos e componentes do bem-estar humano que são comumente encontrados

e inclui indicações de até que ponto é possível que fatores socioeconômicos mediem a ligação.

Figura 1: Conexões entre serviços ecossistêmicos e bem-estar humano



Fonte: Adaptado de Avaliação Ecosistêmica do Milênio (MA, 2003)

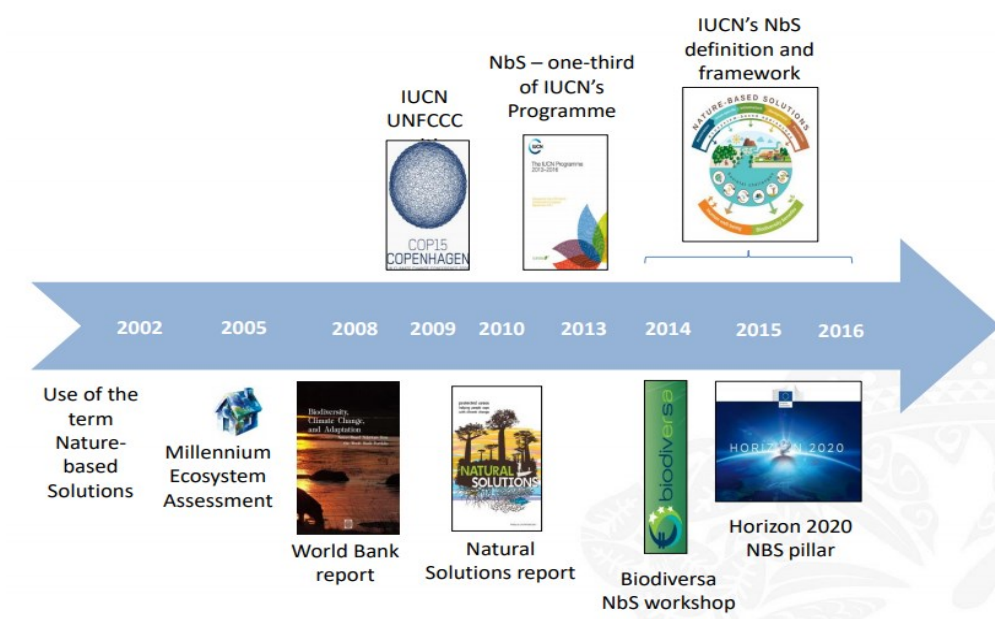
A força das ligações e o potencial para mediação diferem em diferentes ecossistemas e regiões. Além da influência dos serviços ecossistêmicos no bem-estar humano, outros fatores, incluindo outros fatores ambientais, bem como fatores econômicos, sociais, tecnológicos e culturais influenciam o bem-estar humano e os ecossistemas são, por sua vez, afetados por mudanças no bem-estar humano (MA, 2003).

2.1.3. Soluções Baseadas na Natureza – Definições e Princípios

Surgido no começo dos anos 2000, o termo SbN ganhou notoriedade a partir de 2005, quando da publicação de um relatório da Avaliação Ecosistêmica do Milênio (2005), que aborda o conhecimento científico acerca das relações entre o bem-estar humano e os ecossistemas naturais. Entre 2008 e 2010, o Banco Mundial e a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), publicaram artigos e relatórios cujo tema central eram as Soluções Baseadas em Natureza como subsídio para enfrentamento das mudanças climáticas e da perda de biodiversidade.

A partir de 2012 a IUCN concentrou seus esforços na elaboração de planos e programas com vistas à difusão das SbN para solucionar desafios globais nas áreas de mudanças climáticas, segurança alimentar, desenvolvimento social e econômico. Então em 2015 a União Europeia, através da sua Comissão e da Diretoria de Pesquisa e Inovação, iniciou suas pesquisas com foco em SbN, no âmbito do programa de pesquisa e inovação *Horizon 2020*. A figura 2 apresenta uma linha do tempo do desenvolvimento do conceito de SbN.

Figura 2: desenvolvimento do conceito de SbN



Fonte: Cohen-Shacham (*et al.*, 2016)

Esta pluralidade de organizações tratando o tema acabou por desenvolver múltiplas definições para SbN. No entanto, as definições desenvolvidas pela IUCN e pela *European Commission* (EC), apesar de divergirem, possuem aspectos similares em seus pontos principais e são as mais amplamente utilizadas.

A IUCN define SbN da seguinte forma:

“Ações para proteger, manejar e restaurar de forma sustentável ecossistemas naturais ou modificados e que enfrentam os desafios da sociedade de maneira efetiva e adaptativa, proporcionando simultaneamente bem-estar humano e benefícios à biodiversidade” (COHEN-SHACHAM *et al.*, 2016, p. 2)

Já a EC possui a seguinte definição para SbN:

“Soluções vivas inspiradas e continuamente apoiadas pela natureza para enfrentar vários desafios sociais de uma maneira eficiente e adaptável, em termos de recursos e, simultaneamente, fornecer benefícios econômicos, sociais e ambientais” (MAES; JACOBS, 2015, p. 121)

De acordo com IUCN (2012) são princípios básicos para que uma intervenção seja considerada uma SbN: **i)** a intervenção deve oferecer uma solução eficaz para um grande desafio global usando a natureza; **ii)** a intervenção deve proporcionar benefícios à biodiversidade com ecossistemas diversificados e bem gerenciados; **iii)** a intervenção deve possuir melhor custo-benefício em relação a outras soluções; **iv)** a lógica por trás da intervenção deve ser comunicada de maneira fácil e convincente; **v)** a intervenção poderá ser medida, verificada e replicada; **vi)** a intervenção deve respeitar e reforçar os direitos das comunidades sobre os recursos naturais; e **vii)** a intervenção deverá aproveitar fontes públicas e privadas de financiamento.

As SbN possuem objetivos e metas que podem direcionar os tomadores de decisão na gestão do território. Seus objetivos principais são a melhoria da urbanização sustentável, restauração de ecossistemas degradados, desenvolvimento de adaptação e mitigação para as mudanças climáticas e melhoramento da gestão de risco e resiliência para sistemas naturais (BAUDUCEAU *et al.*, 2015).

Os princípios para a implementação de SbN estão diretamente relacionados ao conceito de serviços ecossistêmicos - SE. A dependência fundamental do fluxo de serviços ecossistêmicos para a existência das populações é a peça-chave para compreender a necessidade de soluções baseadas na natureza para a transformação das cidades em ambientes urbanos ecologicamente sustentáveis.

2.1.3.1. Categorias e Tipologias de SbN

Considerando o fato do conceito de SbN possuir um caráter abrangente, a IUCN (2012) classificou às SbN em 5 categorias principais (tabela 1), a fim de considerar todas as abordagens relacionadas ao ecossistema, relacionando-as com os desafios da sociedade.

Tabela 1: Categorias de SbN

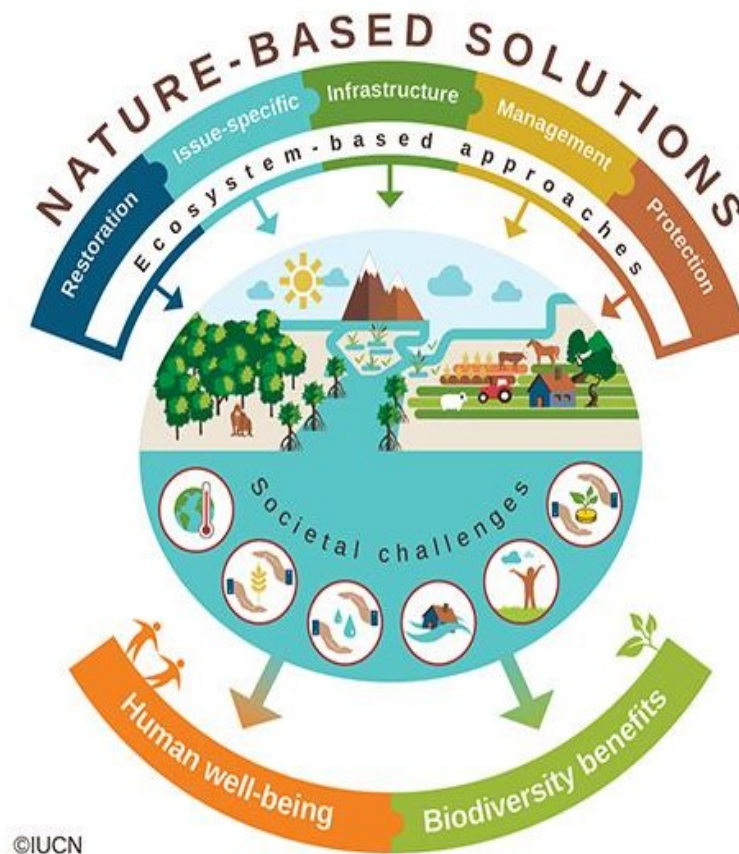
Categorias SbN	Exemplos
Abordagem de Restauração de Ecossistemas	<ul style="list-style-type: none"> ● Restauração Ecológica. ● Engenharia Ecológica. ● Restauração da Paisagem Florestal.
Abordagem de Questões Específicas Relacionadas aos Ecossistemas	<ul style="list-style-type: none"> ● Adaptação baseada em ecossistemas. ● Mitigação baseada em ecossistemas. ● Serviços de adaptação climática.

	<ul style="list-style-type: none"> • Redução do risco de desastres baseado no ecossistema.
Abordagens relacionadas às infraestruturas	<ul style="list-style-type: none"> • Infraestrutura Natural. • Infraestrutura Verde.
Abordagens de gestão baseadas em ecossistemas	<ul style="list-style-type: none"> • Gestão integrada da zona costeira. • Gestão Integrada de Recursos Hídricos.
Abordagens de proteção do ecossistema	<ul style="list-style-type: none"> • Abordagens de conservação baseadas na área, incluindo gerenciamento de áreas protegidas.

Fonte: IUCN, 2012

Para além do conceito de SbN, as categorias supracitadas contribuem para o desenvolvimento de uma estrutura conceitual e operacional para as SbN, abrangendo tais abordagens relacionadas ao ecossistema. A Figura 3 apresenta a estrutura conceitual das SbN.

Figura 3: Estrutura conceitual das SbN



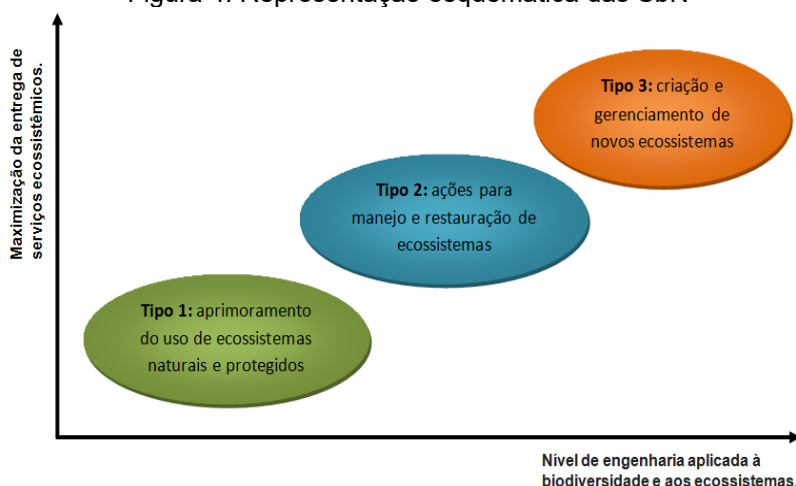
Fonte: IUCN, 2012

Eggermont (*et al.* 2015), apresenta uma proposta que classifica as SbN em 2 gradientes específicos, categorizando as SbN a partir da resposta à duas perguntas: i) qual o nível de engenharia aplicado à biodiversidade e aos ecossistemas envolvidos na SbN?; e ii) quantos serviços ecossistêmicos e grupos de partes interessadas são alvos de uma determinada SbN? Neste sentido, foram identificados 3 tipos de SbN:

- Tipo 1: consiste numa intervenção nula ou mínima nos ecossistemas naturais existentes, a fim de manter e/ou aprimorar a gama de SE entregues, dentro e fora desses ecossistemas preservados. Exemplos deste tipo de SbN:
 - Medidas para aumentar os estoques pesqueiros em uma área úmida intacta para aumentar a segurança alimentar;
 - Proteção de manguezais nas áreas costeiras para limitar os riscos associados a condições climáticas extremas e fornecer benefícios e oportunidades para as populações locais.
- Tipo 2: corresponde à definição e implementação de abordagens de gestão que desenvolvem ecossistemas e paisagens sustentáveis e multifuncionais. São exemplos deste tipo de SbN:
 - Planejamento inovador de paisagens agrícolas para aumentar sua multifuncionalidade;
 - Abordagens para melhorar espécies de árvores e diversidade genética para aumentar a resiliência da floresta a eventos extremos.
- Tipo 3: consiste em uma intervenção forte e intrusiva, com vistas a possibilidade até mesmo de criação de novos ecossistemas. Alguns exemplos deste tipo de SbN são:
 - Construção de ecossistemas artificiais como telhados e paredes verdes para mitigar o aquecimento da cidade e diminuir a poluição do ar;

A Figura 4 apresenta um gráfico com a representação esquemática das abordagens de soluções baseadas em natureza, mostrando a relação entre os tipos de SbN e os gradientes categóricos supracitados.

Figura 4: Representação esquemática das SbN



Fonte: Adaptado de Eggermont (et. al. 2015)

2.1.3.2. *SbN aplicadas à gestão de ambientes urbanos*

A construção e modernização de ambientes urbanos sustentáveis e resilientes é um dos problemas sociais mais desafiadores da atualidade. A Organização das Nações Unidas - ONU, em seu relatório sobre as perspectivas mundiais de urbanização (ONU, 2018), estima que, atualmente, 55% da população mundial vive em áreas urbanas, uma proporção que deverá aumentar para 68% até 2050. As projeções mostram que esta mudança gradual de residência da população humana das áreas rurais para as áreas urbanas, combinada com o crescimento global da população mundial, poderia adicionar outras 2,5 bilhões de pessoas às áreas urbanas até 2050 (ONU, 2018).

O processo de urbanização crescente irá demandar ainda mais o uso dos recursos naturais para a subsistência da população. Neste sentido, as soluções baseadas na natureza fornecem uma maneira de garantir que a demanda humana atual e futura por estes recursos possa ser atendida, através de metodologias que apoiam o desenvolvimento e a implementação destas soluções para uma mitigação e/ou prevenção eficaz dos problemas oriundos da expansão urbana. As infraestruturas verdes no contexto urbano desempenham um papel fundamental no planejamento territorial das cidades, pois através da interação com uma série de elementos climáticos, elas provêm serviços ecossistêmicos que contribuem na mitigação de diversos problemas ambientais urbanos, como poluição atmosférica, da água e do solo, aumento da temperatura e umidade, problemas de drenagem, ventilação, estabilidade do solo e ruídos.

As infraestruturas verdes podem ser entendidas como uma rede estrategicamente planejada e gerenciada de espaços verdes e outras características ambientais vitais para a sustentabilidade de qualquer área urbana (TCPA, 2008). De acordo com Schutzer

(2014), o conceito de infraestrutura verde tem o objetivo de destacar a importância dos serviços ecossistêmicos promovidos pela natureza a partir dos seus processos de funcionamento, alinhados aos usos sociais, dando origem a paisagens multifuncionais.

Ruschel (2016) destacou o potencial de fixação de carbono e de serviços ecossistêmicos adicionais a partir da revegetação das áreas de preservação permanente no perímetro urbano, tendo como recorte espacial o município de Campinas/SP. Neste estudo, foram elaborados cenários de revegetação para estimar a fixação de carbono e avaliar o custo-efetividade da implantação do projeto. Foram modelados 3 cenários de recuperação de APPs urbanas por técnicas de reflorestamento específicas, sendo calculado o custo-efetividade considerando 30%, 60% e 100% de APP recuperada.

Os cenários 1 e 2, que propõem a recuperação de 30% e 60% de APPs, respectivamente, se mostraram inviáveis, uma vez que a arrecadação através da venda dos créditos de carbono não cobriria os 50% do custo total do projeto, que é o limiar de viabilidade estabelecido para este tipo de projeto, gerando déficits de US\$ 4.268.079,05 e US\$ 941.963,10, respectivamente, e por sua vez, os serviços ecossistêmicos adicionais não cobririam tais déficits. Apenas o cenário 3, onde seriam recuperadas 100% da APPs degradadas, os valores arrecadados com a comercialização dos créditos de carbono cobririam 50% dos custos para a implantação do projeto, além de gerar um superávit de mais de 20 milhões de dólares através dos benefícios adicionais (RUSCHEL, 2016).

No que diz respeito aos benefícios adicionais, a construção, restauração e manutenção de infraestruturas verdes em áreas densamente urbanizadas tem o potencial de mitigar os efeitos de fenômenos microclimáticos característicos destes locais, as chamadas Ilhas de Calor Urbanas (ICU). Dentre as principais razões para o surgimento das ICUs, está o incremento populacional das grandes cidades, a densa urbanização com pavimentação asfáltica das vias e faces construídas de muros e telhados de concreto das edificações. Estima-se que este fenômeno eleve a temperatura do ar em até 12°C, fator este que impacta na saúde dos habitantes, principalmente a população idosa que costuma sofrer de problemas cardiovasculares. Diante disso, o projeto *URBAN GreenUP*, apoiado pela *European Commission*, incentivou o desenvolvimento de estudos para a mitigação do fenômeno das ilhas de calor urbanas ao redor do mundo, utilizado como ferramenta fundamental as soluções baseadas em natureza (TURHAN e AKKURT, 2018).

O estudo desenvolvido por Turhan e Akkurt (2018), apresenta métodos de medição de ilhas de calor urbana e o cálculo do conforto térmico ao ar livre, na cidade de Izmir na Turquia, por meio de algoritmos que utilizam dados de bandas termais de imagens de

satélite, drones, assim como equipamentos de medição de campo. Para medir a temperatura da superfície da terra foram utilizados dados de imagens do satélite Landsat, imagens termais a partir de câmeras acopladas à drones e medição em solo com equipamentos manuais. O cálculo do conforto térmico foi realizado com base no índice da Temperatura Equivalente Fisiológica (PET).

São 5 as SbNs implantadas em Izmir, a saber:

- abrigo de cobertura verde em áreas de estacionamento;
- solo Inteligente em estruturas verdes com sombra;
- pavimentos frios em torno de áreas de estacionamento pré-selecionadas;
- árvores de sombreamento e refrigeração ao lado de estacionamentos;
- *parklets* em avenidas.

Os resultados esperados têm o objetivo de servir como indicadores de avaliação dos efeitos de mitigação produzidos pelas SbN implantadas na cidade de Izmir, na Turquia (TURHAN e AKKURT, 2018). Os impactos da ICUs também podem ser mitigados pela construção ou manutenção das áreas úmidas urbanas, chamadas também de “banhados”. Este ecossistema possui o potencial de regular a temperatura de áreas urbanas, pois ocorrem processos de radiação entre a atmosfera, vegetação e superfície do solo que podem afetar direta ou indiretamente o clima e o ambiente.

Chun-ye e Wei-ping (2011) utilizaram técnicas de sensoriamento remoto para analisar o impacto de áreas úmidas na temperatura urbana. A metodologia aplicada consistiu na aplicação de um algoritmo de impacto da temperatura da superfície utilizando as bandas termais do LandSAT de 3 períodos distintos: julho/2000, julho/2004 e agosto/2010. Tais períodos se referem à estação de verão no hemisfério norte, onde se localiza a cidade de Hangzhou - China, área de aplicação do referido estudo.

A análise qualitativa da regulação das áreas úmidas urbanas sobre a temperatura urbana foi realizada utilizando o mapa de anomalias de intensidade das ilhas de calor de Hangzhou, o mapa de temperaturas superficiais de diferentes áreas úmidas urbanas e o índice de regulação térmica das áreas úmidas. O resultado mostrou que a área úmida urbana tem boa regulação da temperatura urbana e, quanto mais próximo da área úmida urbana, mais notável será a regulação da temperatura (CHUN-YE; WEI-PING, 2011).

As áreas densamente urbanizadas, geralmente, são deficientes no que diz respeito à sua rede de drenagem pluvial, o que contribui significativamente para a ocorrência de inundações durante eventos climáticos extremos, principalmente em cidades localizadas em zonas costeiras, deltas de rios e sistemas lagunares, que estão mais vulneráveis às

alterações climáticas. Neste sentido, as soluções baseadas na natureza apresentam alternativas para a proteção das áreas urbanas contra as inundações. Davis (*et al.* 2015) apresenta duas abordagens para este tipo de problema, a primeira são sistemas de drenagem sustentável (*SuDS*) e a segunda são exemplos de SbN para proteção de cidades em regiões costeiras. Segundo Granhan (*et al.* 2012), os *SuDS* utilizam uma combinação de processos naturais, tais como armazenamento, evaporação, infiltração e transpiração da planta, tanto acima como abaixo da superfície, para mitigar os efeitos de eventos climáticos extremos. São exemplos de *SuDS*: superfícies permeáveis; filtros e trincheiras de infiltração; telhados verdes; bacias de retenção; armazenamento subterrâneo; áreas úmidas e/ou lagoas.

Dentre as várias SbN apontadas como alternativas para a proteção de áreas costeiras, Davis (*et al.* 2015) destaca como principais as áreas úmidas artificiais ou marismas, reconstrução de dunas e faixas de praia, criação de recifes de ostras e restabelecimento e proteção de manguezais.

2.1.4. A análise integrada e espacial de áreas úmidas

As áreas úmidas são ecossistemas que se encontram na interface entre ambientes terrestres e aquáticos, continentais ou costeiros, naturais ou artificiais, permanente ou periodicamente inundados ou com solos encharcados (JUNK, *et al.* 2013). Existem 42 tipos de áreas úmidas, divididas em 3 classes, a saber: i. Marinhas e costeiras; ii. Continentais; e iii. Artificiais (Ramsar, 2013). A presente pesquisa compreende a avaliação de dois tipos de áreas úmidas costeiras: banhados e marismas.

Os banhados, especificamente, são caracterizados pela presença de depósitos paludiais e turfas, solos hidromórficos e pela presença de macrófitas aquáticas, sendo regulados pelos pulsos de inundação, permanecendo constante ou temporariamente inundados, com a presença de vegetação adaptada às flutuações do nível da água e uma biota característica (SIMINIONI & GUASSELLI, 2017). Já as marismas podem ser definidas como áreas de vegetação herbácea, gramíneas ou arbustiva, cercada por corpos d'água salinos. Apesar de estarem expostas ao ar na maior parte do tempo, elas são periodicamente inundadas em função de oscilação no nível do corpo d'água adjacente, a qual pode ou não ser resultado de marés (ADAM, 1993).

As mudanças climáticas, que causam eventos meteorológico extremos, são uma preocupação constante na sociedade atual e a ciência vem demonstrando cada vez mais que a preservação dos recursos naturais é a resposta para o controle e mitigação dos

efeitos causados por estas mudanças, uma vez que desempenham diversas funções ecológicas capazes de enfrentar os desafios impostos. Neste contexto, as áreas úmidas e seus serviços ecossistêmicos desempenham um papel de protagonismo, destacando-se pela provisão de serviços ecossistêmicos que atuam diretamente na mitigação dos efeitos das mudanças climáticas, como por exemplo o sequestro e estocagem de carbono da atmosfera, o controle de inundação, a proteção da costa, entre outros (MITSCH *et al.* 2012; GALLANT *et al.* 2020; WU *et al.* 2020).

De acordo com Mitsch (*et al.* 2012), os ecossistemas de áreas úmidas fornecem um ambiente propício para o sequestro e armazenamento de dióxido de carbono (CO₂) e em seu estudo estimou que as áreas úmidas ao redor do mundo, apesar de ocuparem apenas entre 5 e 8% da paisagem terrestre, podem ser capazes de sequestrar cerca de 830 Tg/ano de carbono. Os autores ressaltam que as áreas úmidas são dissipadoras de radiativos líquidos ao equilibrar o sequestro de carbono e as emissões de metano e concluíram que áreas úmidas podem ser criadas e restauradas para fornecer sequestro de carbono e outros serviços ecossistêmicos sem grande preocupação em criar fontes radiativas líquidas no clima devido às emissões de metano. O estudo conduzido por Gallant (*et al.* 2020), que mensurou e valorou economicamente o sequestro de carbono em áreas úmidas na Nova Escócia no Canadá, demonstrou que as áreas úmidas na área de estudo sequestram 6,45 toneladas de CO₂ por hectare ao ano em média e liberam 1,46 toneladas de CO₂ por hectare ao ano como metano. O estudo revelou que os benefícios sociais das áreas úmidas em termos de sequestro de carbono, chega a US \$ 9,66 bilhões na Nova Escócia. Os resultados dos estudos de Mitsch (*et al.* 2012) e de Gallant (*et al.* 2020), demonstram que a proteção, conservação e restauração das áreas úmidas podem ser justificadas também por motivos econômicos.

Um dos principais serviços de regulação providos pelas áreas úmidas é o de controle de inundação. As inundações são um dos desastres naturais mais comuns em todo mundo, afetam severamente áreas urbanas, agrícolas, e setores como o industrial e turístico, entre outros. Estima-se que pelo menos 2 bilhões de pessoas em todo mundo foram afetadas por inundações que causaram perdas econômicas consideráveis nas últimas décadas (HALLEGATTE *et al.*, 2013; WALLEMARQ *et al.*, 2018 & WU *et al.* 2020). O complexo sistema hidrológico natural das áreas úmidas é capaz de atuar como uma esponja, absorvendo água durante os períodos de chuva e liberando durante os períodos de seca, atenuando os efeitos das enchentes em períodos chuvosos (BULLOCK & ACREMAN, 2003). Wu *et al.* (2020), em seu estudo sobre como as áreas

úmidas são capazes de oferecer resiliência a inundações em grandes bacias hidrográficas, revelaram que em uma bacia hidrográfica, as áreas úmidas podem tanto atenuar, como amplificar os efeitos de uma inundação, a depender de sua localização. Através do modelo hidrológico empregado, foi possível identificar que as áreas úmidas localizadas no curso médio e à jusante do rio apresentaram efeitos de atenuação maiores, que aquelas à montante. Desta forma, o resultado do estudo foi capaz de fornecer informações para a discussão sobre políticas de conservação e preservação das áreas úmidas.

Compreender as funções ecológicas e os serviços ecossistêmicos das áreas úmidas requer ferramentas que possibilitem incorporar na análise, além dos elementos ecológicos (naturais), também os sociais e econômicos. A abordagem de base ecossistêmica se apresenta como uma oportunidade de gestão dos recursos naturais orientada à sustentabilidade, uma vez que oferece uma visão holística dos serviços ecossistêmicos, possibilitando o desenvolvimento de diferentes opções de gerenciamento, adaptada a cada situação específica, integrando aspectos ecológicos, econômicos e sociais (GRÊT-REGAMEY *et al.*, 2016). O termo “gestão com base ecossistêmica” ou “abordagem ecossistêmica” tem sido utilizado ao longo das últimas décadas (ARKEMA *et al.* 2016; MCLEOD *et al.* 2005, ROSENBERG & SANDIFER, 2009) e diversas definições foram atribuídas a ele.

De acordo com Grumbine (1994), um dos primeiros pesquisadores a tentar definir o termo, GBE consiste na:

“integração do conhecimento científico das relações ecológicas dentro de uma estrutura sociopolítica e de valores complexa em direção ao objetivo geral de proteger a integridade do ecossistema nativo a longo prazo” (Grumbine, 1994)

A Convenção de Diversidade Biológica (CBD) define GBE como:

“uma estratégia de gestão integrada da terra, água e recursos vivos que promove a conservação e o uso sustentável de forma equitativa. Uma abordagem ecossistêmica é baseada na aplicação de metodologias científicas apropriadas focadas em níveis de organização biológica, que abrangem a estrutura, processos, funções e interações essenciais entre os organismos e seu ambiente. Ele reconhece que os humanos com sua diversidade cultural são um componente integral de muitos ecossistemas” (CBD, 2000).

Em uma declaração de consenso assinada por mais de 200 cientistas especialistas em políticas, McLeod (*et al.* 2005) define GBE como:

“uma abordagem integrada de gestão que considera todo o ecossistema, incluindo os humanos. O objetivo do manejo baseado

em ecossistemas é manter um ecossistema em uma condição saudável, produtiva e resiliente para que possa fornecer os serviços que os humanos desejam e precisam. O manejo baseado em ecossistemas difere das abordagens atuais que geralmente se concentram em uma única espécie, setor, atividade ou preocupação; considera os impactos cumulativos de diferentes setores” (MCLEOD et al, 2005)

Segundo Arkema (*et al.* 2006), ainda que se diferenciem em alguns aspectos, as definições de GBE convergem em 3 critérios gerais considerados pela maioria dos autores: sustentabilidade, condição ecológica e a inclusão do fator humano. Assim, a gestão de base ecossistêmica (GBE) surge como alternativa para os modelos de gestão atuais que têm foco em análises de “setor por setor”, com esforços para solucionar problemas pontuais de determinado setor ou atividade econômica, no entanto tais esforços não são capazes de evitar a degradação de ecossistemas naturais (ROSENBERG & SANDIFER; MCLEAD & LESLIE, 2009). A GBE busca uma estrutura de gestão que facilite a integração de informação e possibilite sua efetiva implementação (ASMUS *et al.*, 2018). A partir de uma perspectiva de gestão de ecossistemas da zona costeira, Asmus e colaboradores (2018), apresentam um modelo de seis etapas que podem guiar o desenvolvimento de uma abordagem de base ecossistêmica, a saber: 1) identificação dos ecossistemas como “unidades de gestão”; 2) mapear, modelar e simular os ecossistemas; 3. identificar e classificar os serviços ecossistêmicos; 4) definir valores e qualidade dos serviços; 5) identificar os espaços de gestão; e 6) integrar com políticas e instrumentos.

Uma das principais características da gestão com base ecossistêmica é o uso de metodologias de aquisição de informação baseadas em opinião de especialistas. O método de “conhecimento de especialistas” pode ser definido como um procedimento capaz de capturar o conhecimento de estudiosos em um determinado campo, representando esse conhecimento em uma base de dados, transmitindo-os ao usuário ou pesquisador (WATERMAN, 1986; VASCONCELOS & MARTINS-JÚNIOR, 2004; ASMUS *et al.* 2018). Segundo Asmus e colaboradores (2018), este método é capaz de reduzir incertezas relacionadas aos dados produzidos.

A abordagem de base ecossistêmica para o trato de questões relacionadas a áreas úmidas tem sido amplamente utilizada em estudos recentes que abordam temas como a valoração econômica dos serviços ecossistêmicos de áreas úmidas (NDEBELE & FORGIE, 2017; GALLANT et al, 2020), estudos comparativos de serviços ecossistêmicos de áreas úmidas localizadas em países com diferentes sistemas políticos de gestão de

recursos naturais e diferentes padrões de consumo dos mesmos (Sun *et al.* 2017), assim como estudos que apresentam métodos de avaliação de serviços ecossistêmicos oferecidos por áreas úmidas (MCINNES & EVERARD, 2017, EVERARD *et al.*, 2019).

O uso de métricas de base ecossistêmica tem se mostrado como uma ferramenta valiosa para avaliações de serviços ecossistêmicos. A métrica de base ecossistêmica é um tipo de abordagem utilizada para medir a capacidade dos habitats de fornecer serviços ecossistêmicos. McVittie e Faccioli (2020) avaliaram o ganho líquido de serviços ecossistêmicos em uma área central da Escócia, a partir de métricas de compensação da biodiversidade. Tais métricas consistem em informações sobre o habitat (área, função, condição local), custo de realocação do habitat, métricas específicas para serviços ecossistêmicos, e valoração econômica. Os resultados revelaram que o ganho líquido de biodiversidade poderá ser alcançado por meio de ações que visam a melhoria das condições dos habitats.

A integração desta abordagem a modelos espacialmente explícitos, através de Sistemas de Informações Geográficas – SIG, tem sido amplamente utilizada na última década, como nos modelos de gestão com base ecossistêmica (GbE) da plataforma InVEST - Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs (The Natural Project, 2016). Arkema (*et al.*, 2014), utilizando modelo Habitat Risk Assessment da referida plataforma, realizou uma avaliação de risco das atividades humanas nas áreas costeiras e marinhas de Belize, demonstrando que tal abordagem é capaz de identificar potenciais processos de degradação de habitats costeiros e marinhos por atividades antrópicas, bem como reduzir o risco alterando a localização e extensão delas.

A integração dos serviços ecossistêmicos nas políticas públicas e na tomada de decisões depende da disponibilidade de informações espacialmente explícitas sobre o estado e as tendências dos ecossistemas e seus serviços (MAES, 2012). A carência de informações especializadas sobre os serviços ecossistêmicos incentivou a pesquisa acerca de métodos de mapeamento. Como parte de uma estratégia de biodiversidade para ambientes urbanos, a União Europeia adotou o método MAES – *Mapping and Assessment of Ecosystem Services*, cujo objetivo é oferecer uma base de conhecimento para políticas públicas e gestão de ecossistemas urbanos a partir da análise das infraestruturas verdes urbanas, das condições dos ecossistemas urbanos e seus serviços ecossistêmicos (EC, 2016).

O mapeamento de serviços ecossistêmicos pode ser realizado desde uma forma simplificada, com pouco nível de detalhe e acurácia, até formas complexas com a adição

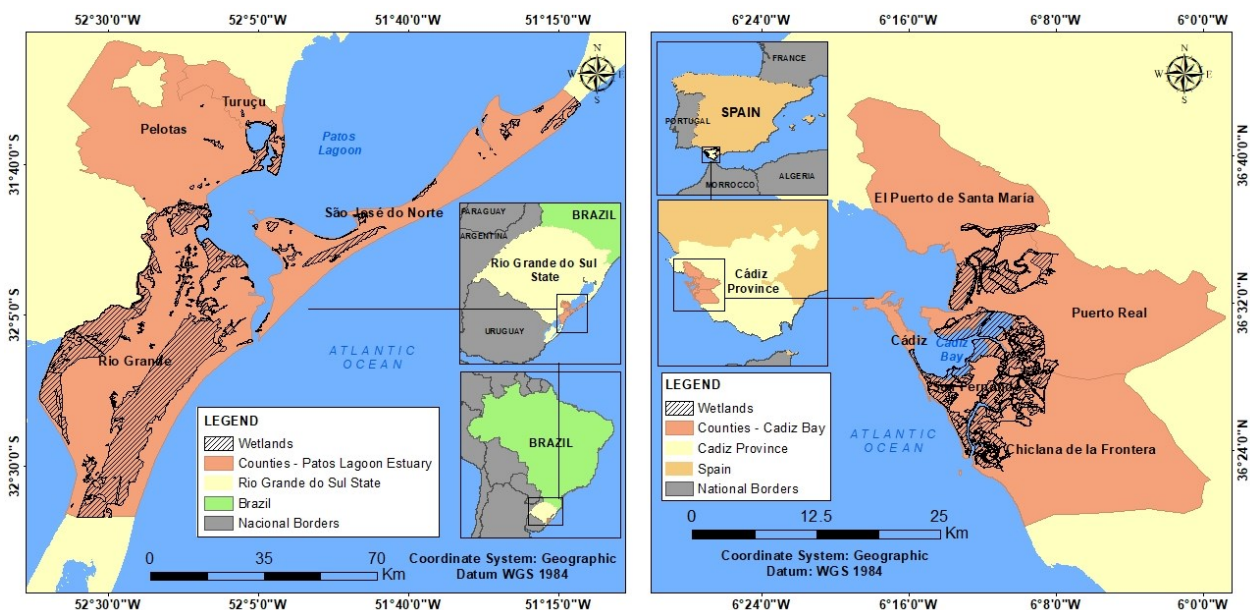
de mais dados que conferem mais densidade à informação. Burkhard (*et al.* 2009) explica que a forma simples de mapeamento consiste no fornecimento, por especialistas, de uma pontuação de oferta de serviços ecossistêmicos para cada tipo de cobertura do solo e essas pontuações podem então ser usadas para mapear diretamente a oferta de serviços a partir do próprio mapa de cobertura do solo. A forma de mapeamento mais completa consiste na utilização de modelos baseados em processos. Esses modelos respondem pelos processos subjacentes, tanto biológicos quanto físicos, que afetam o fornecimento de um serviço ecossistêmico, sendo capaz de prever como o fornecimento de serviços ecossistêmicos será afetado por mudanças nas forças motrizes ou pressões no futuro (EC, 2015).

2.2. Metodologia

2.2.1. Área de Abrangência

Esta pesquisa compreende duas grandes áreas de estudo, o Estuário da Lagoas dos Patos, localizado no sul do Brasil e a *Bahía de Cádiz*, localizada ao sudoeste da Península Ibérica da Espanha, ambas considerando as áreas continentais dos seus municípios adjacentes na análise (Figura 5).

Figura 5: mapa de localização das áreas de estudo.



Ainda que estejam geograficamente distantes, as áreas possuem semelhanças no que diz respeito a composição dos seus sistemas ambientais, sendo caracterizados especialmente pela presença de grandes extensões de áreas úmidas incluídas no acordo de Ramsar (ARIAS-GARCÍA & GÓMEZ-ZOTANO, 2015; QUINTELA *et al.*, 2019).

Os municípios do Brasil que compõem a área de estudo são Pelotas, Turuçu, São José do Norte e Rio Grande, localizados em sua totalidade sobre áreas de planície costeira do Estado do Rio Grande do Sul ocupando uma área total de aproximadamente 5.642 km² e concentram uma população total estimada em 2021 de 584.573 habitantes (IBGE, 2023). Trata-se de uma região com produção econômica acentuada, principalmente na atividade industrial e portuária, advinda do complexo portuário de Rio Grande, um dos maiores e mais importantes da América Latina (OLIVEIRA, 2014). O ELP e sua área de influência ocupam cerca de 6.473 km², dos quais 19,8% correspondem a áreas úmidas, divididas entre banhados de água doce (1.1196 km²) e marismas de água salina (86 km²). O contraste entre a forte pressão advinda das atividades antrópicas da região e a presença desses sistemas ecológicos de grande importância, fonte de importantes serviços ecossistêmicos, faz com que o desenvolvimento de estratégias de conservação e manejo sejam prioritárias. Ainda que existam unidades de conservação protegidas por lei na área de estudo que ajudam a frear a pressão antrópica nesses ambientes, como a Reserva Biológica do Banhado do Maçarico e Estação Ecológica do Taim, considerada inclusive uma Zona Ramsar, a capacidade de gestão a nível local ainda é debilitada, uma vez que nem todos os órgãos e entidades estão totalmente comprometidas com as questões ambientais.

Na Bahía de Cádiz, são 5 municípios que compõem sua área de estudo, a saber: Cádiz, San Fernando, Chiclana de La Frontera, Puerto Real, El Puerto Santa Maria. A Bahía de Cádiz está localizada na sub-região de Andaluzia, no sudoeste da Península Ibérica. Ocupam uma área total de aproximadamente 600 Km² e concentra uma população total estimada em 2022 de 426.077 habitantes (INE, 2023). O principal município é o de Cádiz, constituído por uma concentração demográfica e o desenvolvimento de atividades econômicas que competem por espaço, que por sua vez é escasso, devido à sua localização geográfica, bem como a presença de áreas protegidas (DE ANDRÉS *et al.* 2018). As áreas úmidas da Bahía de Cádiz ocupam um território de aproximadamente 85 km² e são predominantemente marismas. A paisagem deste ecossistema começou a se modificar quando os usos humanos se fizeram presente, primeiramente com os projetos de conversão das marismas em salinas e depois em meados do século XX quando estas marismas foram drenadas para a expansão de campos de cultivo (BALDERA & FALCÓN, 1987; ARCILA & MACIAS, 1996; DE ANDRÉS & BARRAGAN MUÑOZ, 2020). As marismas também foram transformadas por projetos industriais relacionados à construção naval e plataformas *offshore*, infraestruturas portuárias, estradas e linhas ferroviárias,

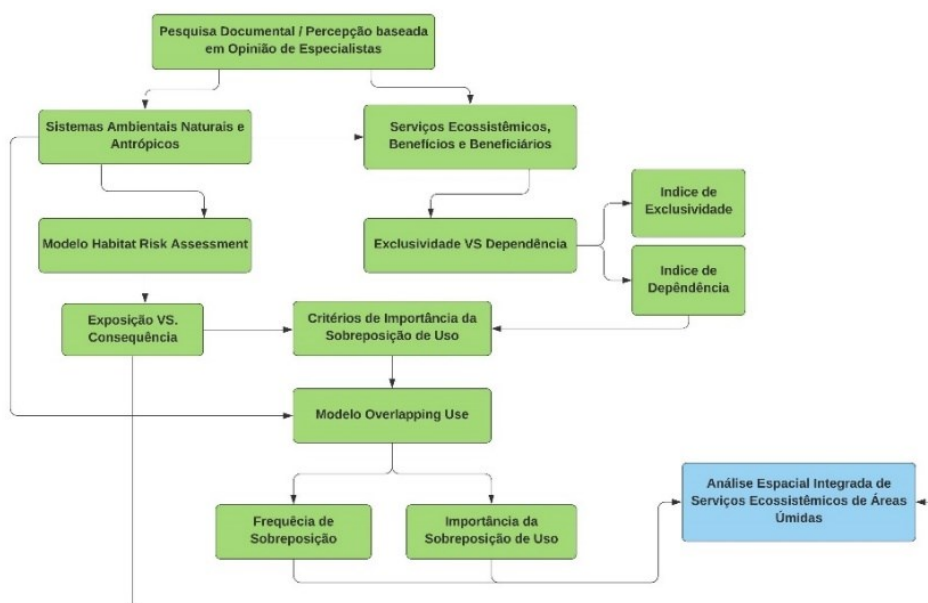
equipamentos de grande porte como shopping centers, estações de tratamento de água, águas residuais, incluindo áreas residenciais, espalhadas por todos os municípios que compõem a Bahía de Cádiz (BARRAGAN MUÑOZ & DE ANDRÉS GARCÍA, 2020).

2.2.2. Estrutura do Trabalho

O estudo foi realizado por meio da elaboração de artigos científicos, a fim de cumprir os objetivos, tanto geral, quanto específicos da tese. No artigo 1, os estudos foram desenvolvidos para o Estuário da Lagoa dos Patos e para a *Bahía de Cádiz*, com a colaboração dos pesquisadores da *Universidad de Cádiz*, durante o período de doutorado-sanduíche.

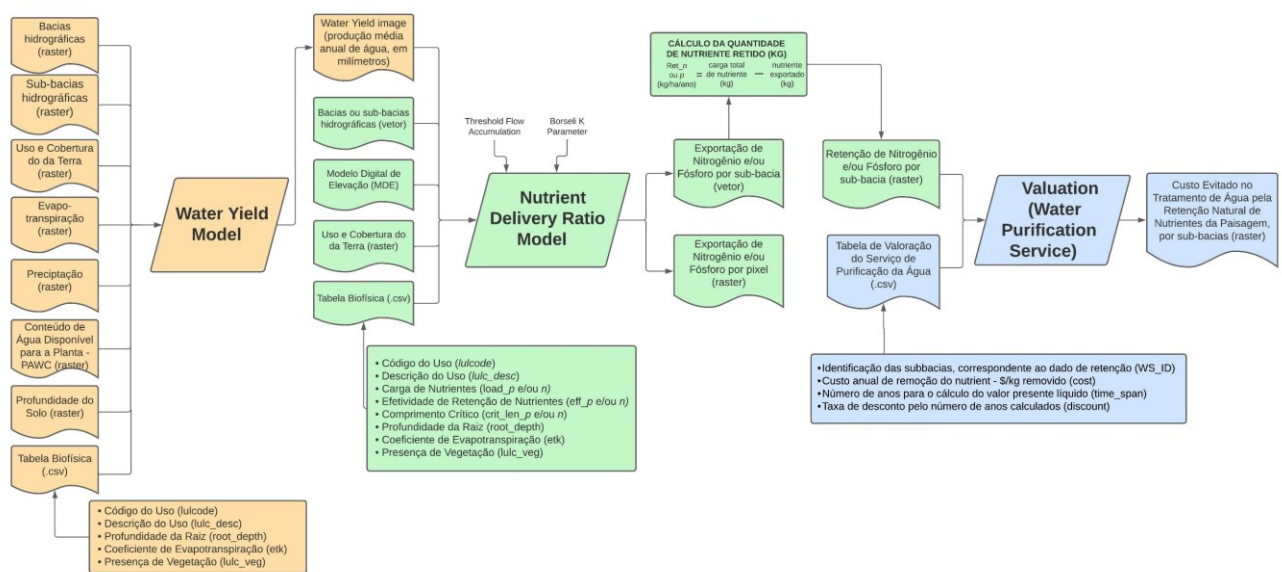
Este artigo teve uma metodologia dividida em 3 etapas: a 1ª etapa foi a utilização de uma abordagem quali-quantitativa para calcular os índices de exclusividade da oferta de serviços e de dependência do beneficiário (Modelo EVD); 2ª etapa consistiu na criação de mapas de risco potencial de perda de serviços ecossistêmicos, através do modelo *Habitat Risk Assessment* (NATCAP, 2020); a 3ª etapa se configurou como o resultado da integração dos dois modelos mencionados anteriormente, dando origem aos mapas de frequência de uso e do índice de importância dos ecossistemas. O dado geoespacial de entrada dos modelos mencionados foi extraído do mapa de sistemas ambientais do Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Rio Grande do Sul (SEMA, 2020) e foi executado no módulo *Ecosystem Service Modeler* do software TerrSet (EASTMAN, 2020). A figura 6 mostra o fluxograma metodológico de execução.

Figura 6: fluxograma metodológico - artigo 1



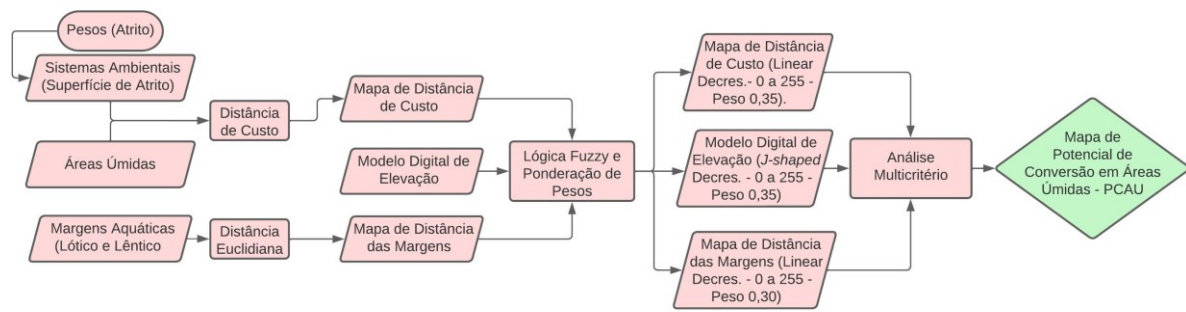
O artigo 2 teve como área de estudo o Estuário da Lagoa dos Patos e foi executado em uma metodologia de 3 etapas: A 1ª etapa consistiu em estimar a produção média anual de água na área de estudo; a 2ª etapa estimou a taxa de exportação e a capacidade de retenção de nutrientes (NTK e PT); a 3ª etapa consistiu na valoração monetária do serviço de retenção de nutrientes. Os modelos utilizados para execução foram o Water Yield, Nutrient Delivery Ratio (NATCAP, 2020) e *Water Purification* (EASTMAN, 2020). A figura 7 mostra o fluxograma metodológico de execução deste objetivo.

Figura 7: fluxograma metodológico - artigo 2



A metodologia para o artigo 3 consistiu na aplicação de um modelo de análise multicritério, utilizando lógica *fuzzy* como regra de decisão. As variáveis a serem consideradas neste modelo de aptidão são: i) proximidade a margens aquáticas (distância euclidiana); ii) proximidade a áreas úmidas existentes (distância de custo, ponderada pelo potencial de conversão dos sistemas ambientais); e iii) a elevação (JAXA, 2017). A regra de decisão, implementada no software TerrSet, adotou a lógica *fuzzy*, com fatores normalizados numa escala de 0 a 255, utilizando para todos os critérios uma curva linear decrescente, exceto para o critério “elevação”, que adotará uma curva “*J-shaped*” decrescente. Após identificar as áreas com maior potencial de expansão, foi realizada uma abordagem teórica para proposição de tipos de solução baseada na natureza que poderiam ser utilizadas para intervir naquela região com potencial de conversão em áreas úmidas. A Figura 8 apresenta o fluxograma metodológico para execução do estudo.

Figura 8: fluxograma metodológico - artigo 3



2.3. Resultados e Discussão

A produção científica decorrente da tese foi realizada em formato de artigos científicos conforme normas do Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, listados a seguir:

- **Artigo 1:** AQUINO, J.N.; SILVA, T.S.; PRESTES, L.D.; CHICA-RUIZ, J.D.; GARCÍA-SANÁBRIA, J. Ecosystem-based metrics for integrated wetland assessment: a study in the Cádiz Bay (Spain) and the Patos Lagoon Estuary (Brazil).
- **Artigo 2:** AQUINO, J.N.; SILVA, T.S.; PRESTES, L.D.; SILVA, D.F. Valoração de serviços ecossistêmicos de purificação de água: um estudo comparativo entre áreas úmidas e outros sistemas naturais e antrópicos no Sul do Brasil
- **Artigo 3:** AQUINO, J.N.; SILVA, T.S.; OLIVEIRA, M.A. Modelagem espacial para identificação de áreas aptas à expansão de ecossistemas de áreas úmidas: um estudo de caso do Estuário da Lagoa dos Patos, Sul do Brasil.

2.3.1. Artigo 1: *Ecosystem-based metrics for integrated wetland assessment: a study in the Cádiz Bay (Spain) and the Patos Lagoon Estuary (Brazil)*

José Nunes de Aquino (J.N.A.)¹, Tatiana Silva da Silva (T.S.S.)¹, Laura Dias Prestes (L.D.P.)², Juan Adolfo Chica Ruiz (J.A.C.R.)³, Javier Garcia-Sanábria (J.G.S.)³

¹Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós-graduação em Sensoriamento Remoto, Av. Bento Gonçalves 9500, Agronomia, Porto Alegre, RS, 91509-900, Brazil.

²Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós-graduação em Geografia, Campus Prof. João David Ferreira Lima, Trindade, Florianópolis, SC, 88040-900, Brazil.

³Universidad de Cádiz, Facultad de Filosofía y Letras, Departamento de Historia, Geografía y Filosofía, Av. Doctor Gómez Ulla, s/n, Cádiz, CA, 11003, Spain.

E-mails: ¹josenunesdeaquino@gmail.com; ¹tatiana.silva@ufrgs.br; ²lauradp53@gmail.com; ³adolfo.chica@uca.es; ³javier.sanabria@uca.es

ORDID numbers: 0000-0002-9753-197X (J.N.A); 0000-0002-7234-0042 (T.S.S.); 0000-0003-1526-3754 (L.D.P.); 0000-0001-7215-4015 (J.A.C.R.); and 0000-0003-1937-2800 (J.G.S.).

Correspondence: josenunesdeaquino@gmail.com

Abstract

Wetlands are a fundamental ecosystem for maintaining biodiversity and offer a variety of other ecosystem services that contribute to human well-being. This article proposes a GIS-based integrated methodology for assessing wetlands from an ecosystem approach. Two areas with similar physical characteristics located in two different countries were used as study cases: the Patos Lagoon Estuary (PLE) in Brazil, and the Cádiz Bay (CB) in Spain. The methodology consists of the integration of two quali-quantitative models: the Exclusivity vs. Dependence model, and the Habitat Risk Assessment model). These two models, when combined, provide the input for the overlapping use analysis, which in turn has as outputs the frequency of occurrence of overlapping use and the overlapping use importance. The results revealed that the highest index values, both exclusivity, and dependence, are related to services and beneficiaries belonging to the “support” and “provision” classes. Stressors posing the greatest degradation risk for wetlands are related to urban, port, and industrial activities, and secondarily to agricultural activity. The Spanish wetlands presented a higher habitat risk than the Brazilian ones, due to a higher exposure to stressors. The overlapping use model adds to this result, once it presents a much higher overlapping use frequency in Spain (varying between 7 and 8) in comparison to Brazil (varying between 2 and 5). This GIS-based quali-quantitative models, bring new ways of assessing wetlands, in an integrated perspective. This methodology can be applied to other ecosystems and scales and might also be a supporting tool for environmental management initiatives.

Keywords: coastal ecosystem; ecosystem services; GIS-based models; coastal wetlands.

Acknowledgments

The authors would like to thank the research funding agency, *Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível de Superior* - CAPES for the funding received, and the Department of History, Geography and Philosophy of the University of Cádiz for welcoming the authors of this study.

1 – Introduction

Wetlands play a key role in maintaining biodiversity and providing ecosystem services that contribute to human well-being (De Groot et al. 2018; Everard et al. 2019), especially in coastal regions (Calder et al. 2019). In this context, integrating analytical tools capable of assess ecosystem services loss in wetlands, due to stress induced by human activities, are a need.

Ecosystem-based management (EBM) is an approach that recognizes the full range of interactions within an ecosystem, including humans, rather than considering individual problems, species, or ecosystem services in isolation (Grêt-Regamey et al. 2016). The ecosystem approach has been widely used in studies addressing the economic valuation of wetland ecosystem services (Ndebele and Forgie 2017; Gallant et al. 2020). Comparative studies of wetlands located in countries with different natural resource management models and different consumption patterns have also been conducted (Sun et al. 2017). In addition, methods for assessing ecosystem services in wetlands have been proposed (McInnes and Everard 2017; Everard et al. 2019).

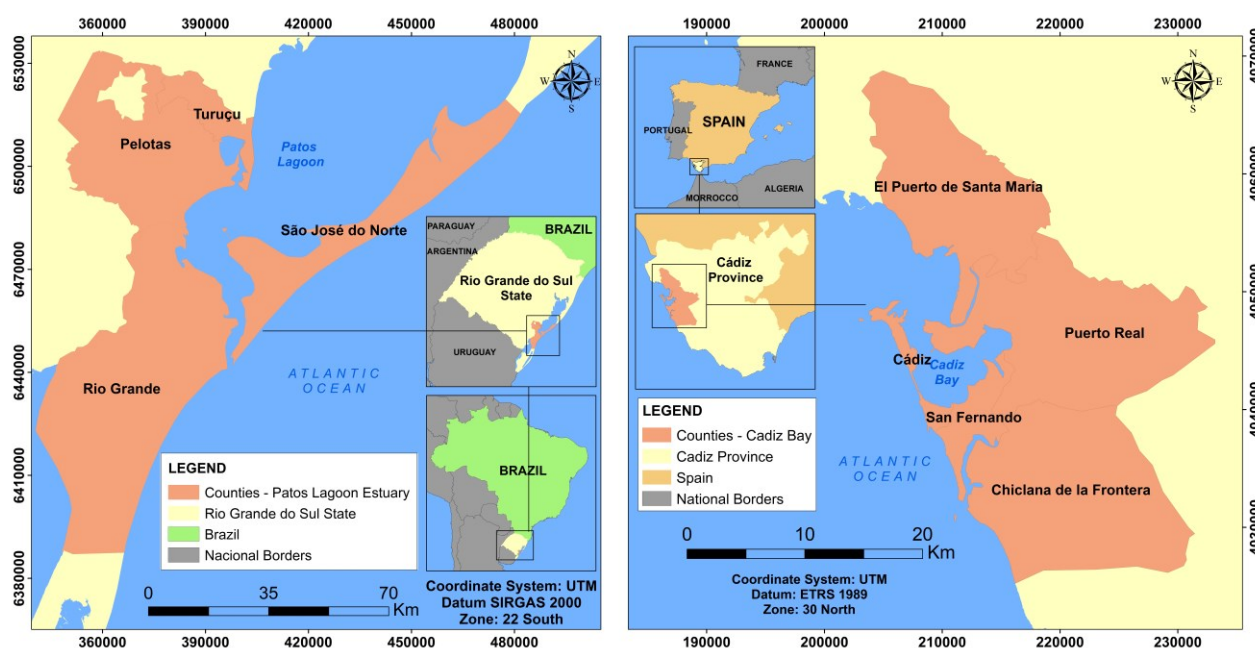
Ecosystem-based metrics are a valuable tool for assessing ecosystem services, as they measure the capacity of habitats to provide ecosystem services. Its integration with spatial models through Geographic Information Systems (GIS) has been used profusely in the last decade. An example is the EBM model of the InVEST platform - Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs (NATCAP 2016). Arkema et al. (2014), using the InVEST Habitat Risk Assessment model, conducted a risk assessment of human activities in coastal and marine areas of Belize, identifying degradation processes and proposing risk reduction through relocation of these activities.

Although the existing models propose systemic assessments, integrating the results of more than one aspect of the ecosystem such as supply, demand, risk, and vulnerability is scarce. This article aims to propose a quali-quantitative methodology for assessing wetland environmental systems (salt and fresh marshes) and their ecosystem services, using GIS-based ecosystem metrics. To this end, the relationship between the service's exclusivity and the beneficiary's dependence is explored, as well as the risk of losing ecosystem services associated with human activities and land use. Our methodology was applied as case studies in two distinct areas: Patos Lagoon Estuary, Southern Brazil, and the Cádiz Bay, Andalusian Spain.

2 – Study area

The study area is comprised of the Patos Lagoon Estuary - PLE, Southern Brazil, and Cádiz Bay - CB, Southwest of Spain's Iberian Peninsula. As a geographical limit, the municipal boundaries were adopted (Figure 1). Despite the geographical distance between these two areas, they have similarities in terms of landscape composition, characterized especially by the presence of large extensions of wetlands, including those that are part of the Ramsar agreement (Arias-García and Gómez-Zotano 2015; Quintela et al. 2019).

Figure 1: Location map of the study areas



In Brazil, the municipalities of the study area are Pelotas, Turuçu, São José do Norte, and Rio Grande, located on coastal plain areas of the Rio Grande do Sul State, occupying an area of 5.644 km² and comprising a total population of 584.573 inhabitants (IBGE 2021). It is a region with an important economic production, represented by industrial and port activity related to the Rio Grande port complex, one of the largest in Latin America (Oliveira 2014). It has a total area of 5.644 km², of which 22,7% correspond to wetlands, divided between fresh marshes (1.196 km²) and salt marshes (86 km²).

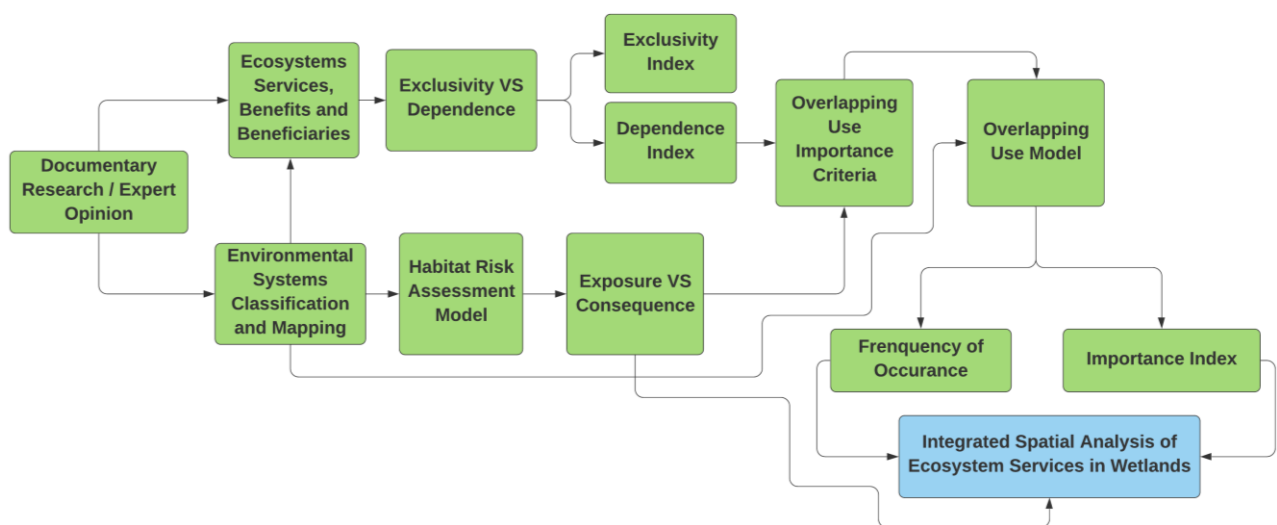
In Spain, five municipalities comprise the study area: Cádiz, San Fernando, Chiclana de la Frontera, Puerto Real, and El Puerto Santa Maria. These municipalities occupy an area of 600 km² and settle 426.077 inhabitants (INE 2022). The wetlands of CB occupy an area of approximately 85 km² and are predominantly salt marshes. This ecosystem began to be altered by converting the salt marshes into saltpans and then, in the middle of the 20th century, they started to be drained for crop production (Baldera and

Falcón 1987; Arcila and Macias 1996; Barragan-Muñoz and De Andrés-García 2020). Salt marshes have also been transformed by industrial projects related to shipbuilding and offshore platforms, port infrastructure, roads, and railway lines, large equipment, such as shopping centers, wastewater treatment plants, spread across all the municipalities that make up CB (Barragan-Muñoz and De Andrés-García, 2020).

3 – Methodology

The quali-quantitative methodology to integrate ecosystem-based information in a GIS-model is formed by the following submodels: (i) Exclusivity vs dependence model (EVD); (ii) Habitat Risk Assessment model (HRA); and (iii) Overlapping Use model (OU). The HRA and OU are models of the InVEST Platform (NATCAP, 2016), the EVD is a newly model created to assess how exclusive the ecosystem services provided by wetlands are and how a beneficiary is dependent is on those services. Figure 2 shows the study methodology flowchart.

Figure 2: methodological flowchart



The GIS software used was ArcGIS® 10.6.1. (ESRI 2018). The HRA and OU models were run in the Clark Labs Terrset® program (Eastman 2020). The EVD model was elaborated using Microsoft Office Excel (Microsoft Corporation 2018).

3.1 – Data structure and information source

The mapping of environmental systems and anthropic uses is the basic input needed for running the geospatial models. For the PLE and its municipalities, the environmental systems map from the Ecological-Economic Zoning of *Rio Grande do Sul* state (SEMA 2019) was used. For CB and its municipalities, data on land use and land

cover from *SIPNA – Sistema de Informacion sobre el Patrimonio Natural de Andalucía* (SIPNA 2018) were used, later converted into environmental systems. Vector data from the Organized Port of Rio Grande (NPCP-RS 2015) and the Industrial District of Rio Grande (PLAM 2006), Polygonal Mining Processes of the state of Rio Grande do Sul (SIGMINE-ANM 2020) were also used.

3.2 – Exclusivity vs dependence model

The model aims to assess the exclusivity of salt and fresh marshes in providing ecosystem services, as well as the dependence of their respective beneficiaries.

3.2.1 – *Ecosystem services matrix*

The services matrices contain information on how many and which services are offered by the target ecosystems, divided into their respective classes, according to Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005). The matrices also consider who are the beneficiaries of each service. The information of the matrices was obtained from bibliography sources (Asmus et al. 2015; Asmus et al. 2018; Ribeiro et al. 2017; Asmus et al. 2019; Ribeiro et al. 2020) and corroborated through expert knowledge.

3.2.2 – *Qualitative data*

This step consists in assigning a qualitative indicator of ecosystem services exclusivity and beneficiary dependence.

The exclusivity attribute chosen for each ecosystem service follows a Boolean logic. The key question is: is this service offered exclusively by the wetland systems, in their respective areas? There are only two possible answers, **Yes** or **No**. For each “non-exclusive” service, it is registered which and how many other ecosystems offer the same service.

The beneficiary dependence follows a factorial logic. The key question, in this case, is: is this beneficiary directly affected by the loss of this ecosystem service offered by the wetland systems, in their respective areas? Here, “directly affected”, is when a beneficiary is severely affected by the loss of ecosystem services, because there is no other

ecosystem capable of providing the same services. There are 3 possible answers to this question:

- **Yes** - when the beneficiary cannot have the same ecosystem service, offered by other natural ecosystems present in the study area;
- **No** - this information may vary according to each study area¹:
 - **CB**: when the beneficiary can have the same ecosystem service, offered by 2 or more natural ecosystems present in the study area;
 - **PLE**: when the beneficiary can have the same ecosystem service, offered by 3 or more natural ecosystems present in the study area.
- **Not applicable** -when the beneficiary originally does not benefit from the service in question.

3.2.3 – Service Exclusivity Index Calculation

The exclusivity index calculation aims an inter-systemic assessment of salt and fresh marshes ecosystem services offering. The metrics used in this calculation were (i) Service Exclusivity; (ii) Number of natural systems that provide the same service, including salt and fresh marshes, in the study area; and (iii) Total number of natural systems present in the study area.

The qualitative data of service exclusivity were converted into numerical data, where the negative value (-1) identifies the “non-exclusive” services, and the positive value (1) identifies the “exclusive” services.

The following equation was used to perform the calculation:

$$IES: \frac{\{[Tnns + (ES * Qnsps)] - Qnsps\}}{Tnns} \quad (1)$$

Where:

- *IES* is the service exclusivity index;
- *Tnns* is the total number of natural systems in the study area;
- *ES* is the numerical information of service exclusivity;

¹ This information may vary because, in the PLE area, we have two types of wetlands (salt and fresh marshes), which offer almost all the same services, while in the CB area, we have only one type of wetland (salt marsh). So, "2 or more" in CB, means that the ecosystem service is offered by the “salt marsh + other natural ecosystems”. In PLE, "3 or more", means that the ecosystem service is offered by “salt marsh + fresh marsh + other natural ecosystems”.

- $Qnsps$ is the number of natural systems that provide the same service in the study area.

The result consists of an index ranging from -1 to 1, where the values closest to 1 represent the most exclusive services and the values close to -1 the least exclusive services.

3.2.4 – Beneficiary Dependence Index Calculation

The beneficiary dependence index calculation aims to depict the intensity under which the beneficiary is affected by the service loss or decrease, jointly and individually. The joint form assesses the intensity under which all beneficiaries are affected by the possible loss of one service, that is, as more affected, more dependent on that service the group of beneficiaries is. This result shows which service loss affects more or less that group of beneficiaries. The individual form assesses how each beneficiary is affected by the possible loss of all services provided by that system, that is, as more affected, more dependent on that ecosystem the beneficiary is. This result ranks beneficiaries from the most dependent to the least dependent.

Qualitative data on the beneficiary dependence have been converted into numerical data as well. The value 0 (zero) represents those beneficiaries who are not beneficiaries of that service (Not applicable), the value 1 (one) the beneficiaries who are not directly affected by the service loss (No), and the value 2 (two) the beneficiaries that are directly affected by the service loss (Yes). The calculation of the index consists of a simple sum of the values of each row (joint form) and each column (individual form) of the matrix. After that, the result is classified in descending order, to be later reclassified on a scale of 1 to 5 using the following equation:

$$IDreclass = \left(\frac{Max - Vdep}{Max - Min} \right) * 5 \quad (2)$$

Where:

- $IDreclass$ is the reclassified value of the dependence index values;
- $Vdep$ is the value of the dependence index before reclassification;
- Max is the maximum value of the data set;
- Min is the minimum value in the data set;

- 5 is the number of classes.

After reclassification, the results should be interpreted in an inverted way, since values close to 0 and 1 represent a high dependence index and those close to 5 represent the lowest levels of dependence.

3.3 – Habitat Risk Assessment

The HRA allows to assess the risks that human uses represent to ecosystems, and the degree of their exposure to these stressors. It can be used to assess the risk presented by the current and future uses, and in doing so, supporting planning and management strategies.

The input data are maps of ecosystems and stressors, and a stressor classification table according to exposure and consequence criteria (Ribeiro 2017). Risk, in this case, is a function of the ecosystem exposure level to a group of stressors, and the consequence of that exposure. Details on the determination of the exposure and consequence components can be found in (Arkema et al. 2014; Ribeiro 2017; Ghehi 2020). The outputs are Ecosystem Recovery Potential and Cumulative Risk for Ecosystems maps, and a diagram that shows the degree of overall and cumulative risk for each ecosystem.

For this model, the natural environmental systems were converted into “habitats” and the anthropic environmental systems into “stressors”, except for the activities of “tourism” and “traditional fishing and shell fishing” – in the CB – and “tourism”, “fishing”, and “mining” – in the PLE – considered additional stressors without a system character.

3.4 – Integrated assessment based on overlapping use analysis

3.4.1 – Overlapping Use – OU

The OU calculates the frequency and an importance score of human activities within a management zone or at a pixel level. The input data include the location of human activities, in a raster format. The model considers weights of importance for each activity, in the form of spreadsheets. The output consists of two maps: Frequency of Occurrence (FO), and the Importance Index (II). The first shows the used frequency, that is, how many activities make use of the same area. The second analyzes the importance of each system concerning its uses. The assigned weights were based on the EVD and HRA outputs, as described below.

3.4.2 – Integration of the EVD and HRA outputs as OU weighting input

The integration of results to obtain weights for the overlapping use evaluation is based on the combination of the EVD's model beneficiaries list, and the HRA's model stressors list. Beneficiary's Individual Dependence Index and Stressor Risk values are adopted to calculate the weight assigned to the human activities in the OU model. Table 1 presents how the basic information should be structured.

Table 1: Data integration model

Reclassified Values (0 to 5)					
Human Activities Model Overlapping Use	Beneficiary Dependence		Habitat Risk		Overlapping Weights Use
	Beneficiaries	ID - Individual	Stressors	Risk	
A ₁	BA ₁	VIDI ₁	EA ₁	VR ₁	POU ₁
A ₂	BA ₂	VIDI ₂	EA ₂	VR ₂	POU ₂
A ₃	BA ₃	VIDI ₃	EA ₃	VR ₃	POU ₃
A _n	BA _n	VIDI _n	EA _n	VR _n	POU _n

The calculation is performed according to equation 3:

$$WOU_i: (VIDI_i + RV_i)/2 \quad (3)$$

Where:

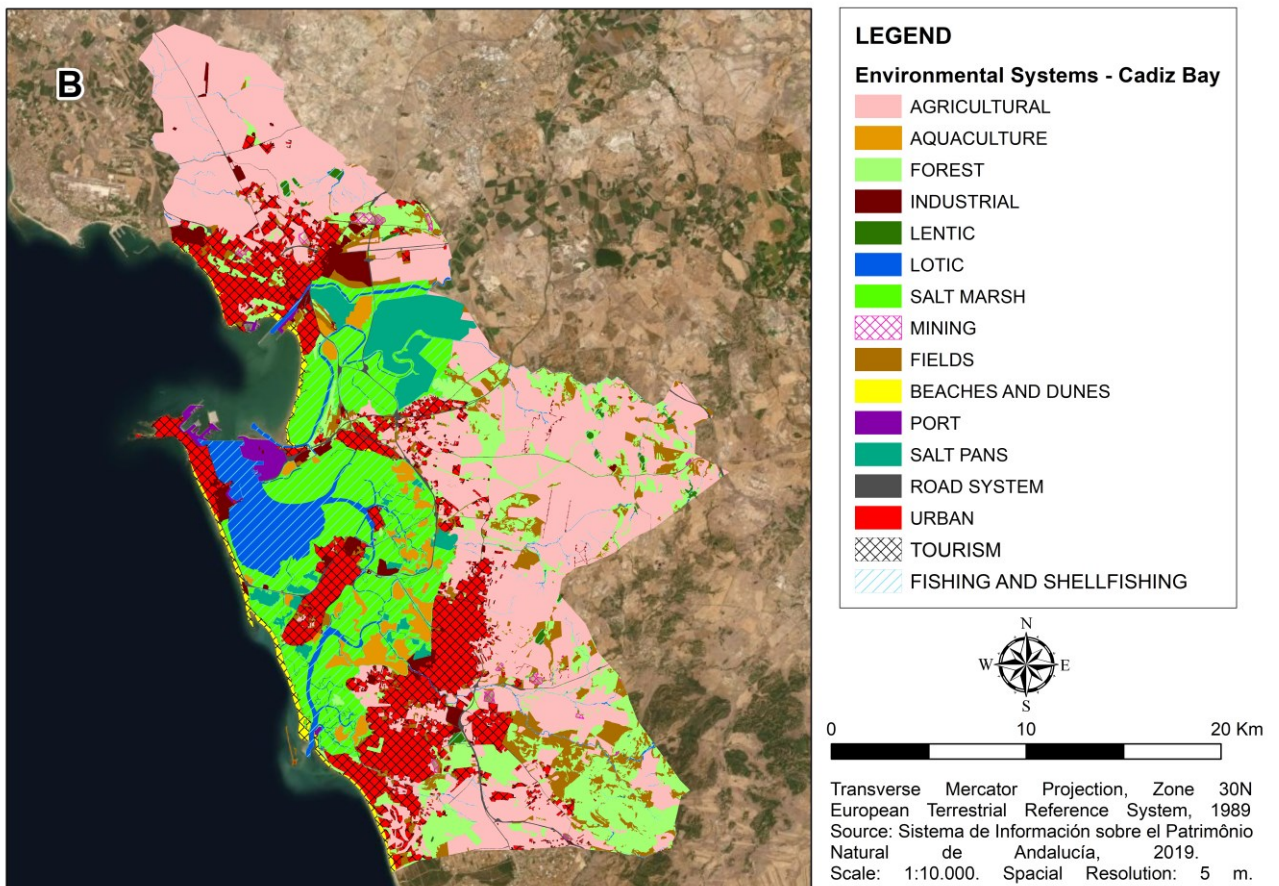
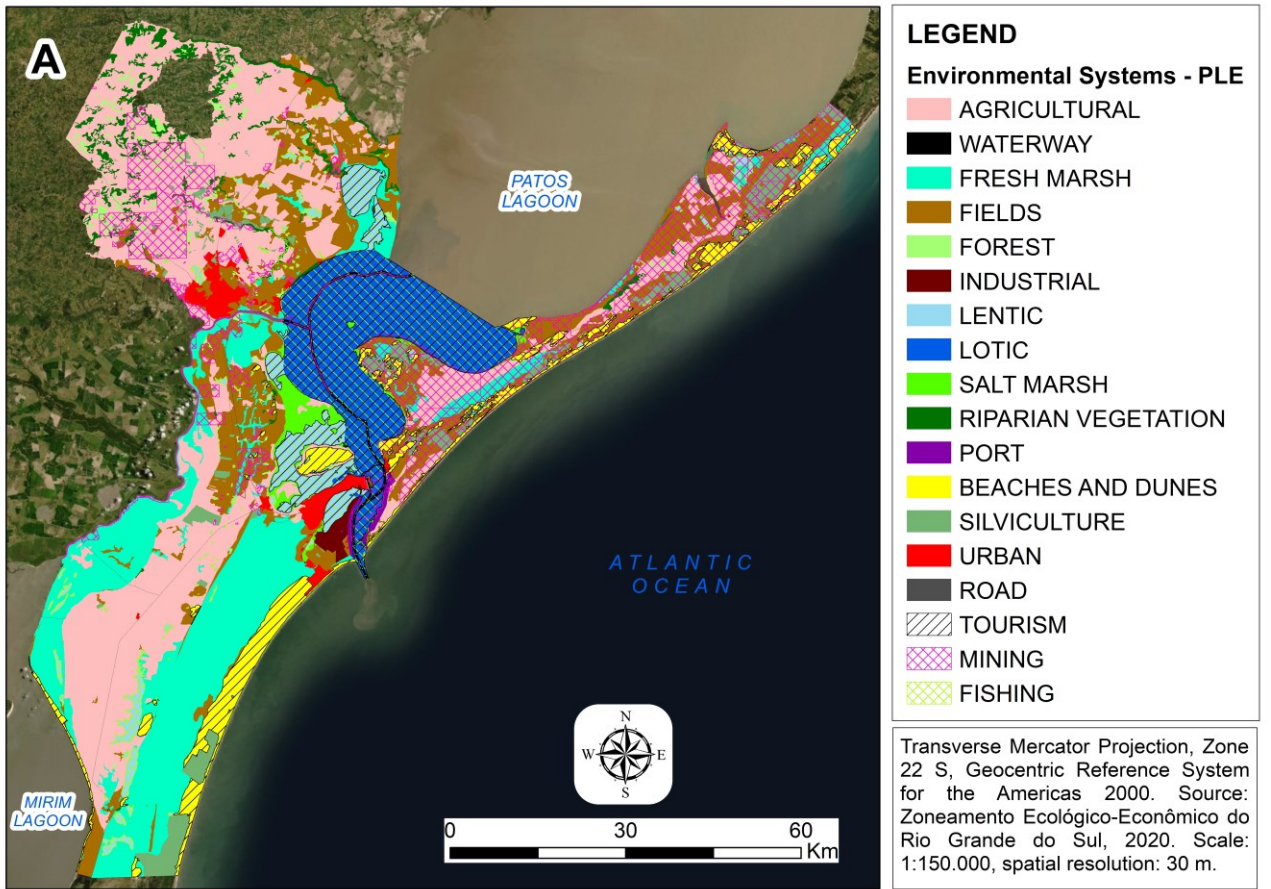
- WOU_i is the weight of human activity i in the OU model;
- $VIDI_i$ is the value of the individual dependence index of beneficiary i of the EVD model;
- RV_i is the risk value of stressor i of the HRA model

4 – Results

4.1 – Environmental Systems

Environmental systems were divided into natural environmental systems and anthropic environmental systems. For the PLE (Figure 3-A) 9 habitats (fresh marsh, salt marsh, lotic, lentic, riparian vegetation, beaches and dunes, fields, and forest formation) were mapped, and 10 stressors (urban, industrial, waterway, agricultural, silviculture, tourism, port, fishing, road, and mining). For CB (Figure 3-B) 6 habitats (salt marshes; lotic; lentic; beaches and dunes; fields, and forest) and 10 stressors (urban; industrial; aquaculture; agricultural; tourism; port; saltpans; fishing and shell fishing; road and mining) were mapped.

Figure 3: Map of environmental systems and stressors of the PLE (A) and CB (B)



4.2 – Ecosystem Services Matrix

All ecosystem services identified were classified according to MEA (2005). A total of 18 ecosystem services are offered by both fresh and salt marshes and 1 exclusive fresh marsh provision service was identified in the PLE. Both ecosystems have 6 beneficiaries each. The beneficiary “Industrial Fishing” is exclusive to the salt marshes and the beneficiary “Agriculture” is exclusive to the fresh marshes.

For the marshes of the Bay of Cádiz, 22 ecosystem services were identified and 9 beneficiaries. Table 2 shows the matrix of ecosystem services in the two study areas.

Table 2: Ecosystem Services Matrix

Class	Services				Beneficiaries		
	Service	CB (Salt Marsh)	PLE (Salt Marsh)	PLE (Fresh Marsh)	CB (Salt Marsh)	PLE (Salt Marsh)	PLE (Fresh Marsh)
SUPPORT	The basis for biodiversity through primary production, being a component of trophic web interactions.	X	X	X	Artisanal fishing; Industrial fishing; Aquaculture, Artisanal Saliners, Industrial Saliners, and Shell fishing.	Artisanal Fishing; Industrial Fisheries.	Artisanal Fishing
	Deposition of suspended material.	X	X	X	Artisanal fishing; Industrial fishing; Aquaculture; Tourism; Local Community.	Artisanal Fishing; Industrial Fisheries; Tourism; Local Community.	Artisanal Fishing; Tourism; Local Community.
	The receiver of liquid effluents/drainage of water (domestic and potentially industrial)	X	X	X	Local Community	Local Community	Local Community; Agriculture
	Vegetation that leads to soil stabilization and currents changes.	X	X	X	Artisanal fishing; Industrial fishing; Aquaculture.	Artisanal Fishing; Industrial Fishing	Artisanal Fishing; Agriculture
	Refuge, shelter, reproduction, nesting, hibernation, and migration area of the estuarine, lagoon, and coastal fauna, enabling the development and growth of fish and zoobenthos	X	X	X	Artisanal fishing, Industrial fishing, Local and global community	Artisanal Fisheries, Industrial Fisheries, Local and Global Community	Artisanal Fishing, Local and Global Community
	Support for fauna migration and flora dispersion, helping with genetic variability.	X	X	X	Artisanal fishing, Industrial fishing, and Global community.	Artisanal fishing, Industrial fishing, and Global community.	Artisanal fishing and Global Community.
PROVISION	Biomass production, species food, which includes objective fishing species.	X	X	X	Artisanal fishing; Industrial fishing; Aquaculture; Tourism; Local community.	Artisanal Fishing; Industrial Fisheries; Tourism; Local Community.	Artisanal Fishing; Industrial Fisheries; Tourism; Local Community.
	Energy production (the tidal flow is used to generate energy through tidal mills)	X	-	-	Local Community	-	-
	Raw material production, mainly vegetable fibers	X	X	X	Artisanal fishing and local community	Artisanal Fishing and Local Community	Artisanal Fishing and Local Community
	Water supply for primary production (agricultural sector)	-	-	X	-	-	Agriculture, Local Community
	Salt and salicorn production	X	-	-	Artisanal Saliners, Industrial Saliners Comunidad and Local Community	-	-
	Shore protection material production against erosion.	X	X	X	Local Community and Tourism.	Local Community and Tourism.	Local Community and Tourism.

Class	Services			Beneficiaries			
	Service	CB (Salt Marsh)	PLE (Salt Marsh)	PLE (Fresh Marsh)	CB (Salt Marsh)	PLE (Salt Marsh)	PLE (Fresh Marsh)
REGULATION	Water filtration, promoting protection against erosive and flooding processes	X	X	X	Local Community and Tourism.	Local Community; Tourism.	Local Community; Agriculture and Tourism.
	Water balance, controlling the hydroperiod, the periodic or regular occurrence of flooding.	X	X	X	Local Community and Tourism.	Local Community; Tourism.	Local Community; Agriculture and Tourism.
	Thermal regulation, promoting microclimate control	X	X	X	Global and Local Community	Local and Global Community	Agriculture; Local and Global Community
	CO2 regulation through carbon sequestration, organism respiration, and photosynthesis being a source and reservoir, promoting air quality.	X	X	X	Global and Local Community	Local and Global Community	Local and Global Community
	Regulation of the physicochemical characteristics, through the reduction of chlorophyll and nutrients in the water column, promoting the quality of the water	X	X	X	Artisanal and Industrial Fishing; Local and global community.	Artisanal and Industrial Fishing, Local and Global Community	Artisanal Fishing, Local and Global Community
	Regulation of sedimentary exchanges, through water flows	X	X	X	Artisanal and Industrial Fishing; Aquaculture; Tourism; Local Community.	Artisanal Fishing; Industrial Fisheries; Tourism; Local Community.	Artisanal Fishing; Tourism; Local Community.
	Regulation of ecological processes between ecosystems, promoting the migration of fauna and plant dispersion	X	X	X	Artisanal fishing, Industrial fishing, and Global community.	Artisanal fishing, Industrial fishing, and Global community.	Artisanal fishing and Global Community.
CULTURAL	Scenarios with contemplative, spiritual, and religious value	X	X	X	Local Community; Global Community and Tourism.	Local Community, Global Community, and Tourism.	Local Community, Global Community, and Tourism.
	Development of activities related to the protection of cultural heritage (traditional salt activity)	X	-	-	Salinas Artesanales; Scientific Community; Local and Global Community.	-	-
	Recreational activities and ecotourism	X	-	-	Local Community; Global Community and Tourism.	-	-
	Development of activities related to research, environmental education, and fishing	X	X	X	Artisanal fishing; Scientific Community; Local community; Global Community and Tourism.	Artisanal Fisheries, Scientific Community, Local Community, Global Community, and Tourism.	Artisanal Fisheries, Scientific Community, Local Community, Global Community, and Tourism.

4.3 – Exclusivity VS Dependence

4.3.1 – Exclusivity Index

Based on the exclusivity index for the PLE salt marsh systems, the most exclusive services belong to the Support and Provision classes. The “deposition of suspended material”; “raw materials production, mainly fibers and vegetables”; and “shore protection material production against erosion” services are the most exclusive, once the only environmental system capable of providing the same services in the study area, in addition to the salt marsh, is the fresh marsh system. These services reached an exclusivity value of 0.50, the highest in the scale. The least exclusive are the services “thermal regulation”, “CO₂ regulation” and “regulation of ecological processes”, with an exclusivity value of -0.75, followed by the cultural service of “scenarios of contemplative and spiritual value”, which can be offered by almost all natural systems in the study area. Table 3 presents an example of the exclusivity index spreadsheet for PLE salt marshes, showing the most and least exclusive services. The full version can be found in item II of the supplementary material (Appendix A).

Table 3: Example of the exclusivity index (PLE Salt Marsh). Legend: Criterion 1: “Does this service depend exclusively on the salt marshes?”; Criterion 2: “How many natural systems offer this service in the study area?”; Criterion 3: Total number natural systems

SALT MARSH - PLE		Service Exclusivity				
Class	Service	Criterion 1	Criterion 2	Criterion 3	Exclusivity Index	
Support	Deposition of suspended material;	No (fresh marsh)	-1	2	8	0.50
Provision	Raw material production	No (fresh marsh)	-1	2	8	0.50
Provision	Shore protection material production against erosion.	No (fresh marsh)	-1	2	8	0.50

Cultural	Scenarios with contemplative and spiritual value	No (Beaches and Dunes, Forest, Lotic, Lentic, Riparian Forest, Lentic, Fields and Fresh Marsh)	-1	8	8	-1.00

The results of the fresh marsh systems are similar to those of salt marshes. The provision service “water supply for primary production (agricultural sector)”, even though it is not offered by the salt marshes, can be offered by the lentic and lotic systems, showing an exclusivity value of 0.25.

In CB, salt marsh systems offer exclusive services in all 4 classes considered. Of the 22 services evaluated, 10 showed the maximum exclusivity value, which is 1. Table 4 presents an example of the exclusivity index spreadsheet of the CB salt marshes. The full version can be found in item II of the supplementary material (Appendix A).

Table 4: Example of the exclusivity index CB Salt Marsh). Legend: Criterion 1: Does this service depend exclusively on the salt marshes?; Criterion 2: How many natural systems offer this service in the study area?; Criterion 3: The total number of natural systems.

SALT MARSH - CB		Exclusion from the Service				
Class	Service	Criterion 1	Criterion 2	Criterion 3	Exclusivity Index	
Support	Deposition of suspended material;	Yes	1	1	6	1.0
Support	Refuge, shelter, reproduction, nesting, hibernation, and migration area of the estuarine, lagoon, and coastal fauna, enabling the development and growth of fish and zoobenthos	Yes	1	1	6	1.0
Support	Support for the migration of fauna and the dispersion of flora	Yes	1	1	6	1.0
Provision	Energy production (the tidal Flow is used to generate energy through tidal mills)	Yes	1	1	6	1.0
Provision	Salt and salicorn production	Yes	1	1	6	1.0
Regulation	Water filtration	Yes	1	1	6	1.0
Regulation	Thermal regulation	Yes	1	1	6	1.0
Culture	Activities related to cultural heritage protection (traditional saline activity)	Yes	1	1	6	1.0

Culture	Activities related to research, environmental education, fishing, and fishing	No (Lotic, Forest, and Beaches-Dunes)	-1	4	6	-0.3

The CB's larger number of exclusive services is partially due to the fact that it has only one type of wetland, different from PLE, where we have two types. The services of "deposition of suspended material", "support for fauna migration and flora dispersion", "salt and salicorn production", "water filtration", and "thermal regulation" are some of those that presented maximum exclusivity value in this evaluation. The least exclusive are the cultural services of "research activities, environmental education, hunting and fishing", "scenarios of contemplative, spiritual and religious value", which are offered by at least 3 other natural systems in the study area.

According to Barrera et al. (2012), Spain lost about 60% of wetland cover mainly due to urban and agricultural growing. Wetlands have been increasingly confined, surrounded by anthropic activities, leading to a higher pressure, resulting, also, in a

higher exclusivity value. The PLE, on the other hand, showed a relatively low exclusivity value, mainly due to a higher diversity of natural systems.

4.3.2 – Dependence Index

For PLE salt marshes, the individual dependence index showed that the beneficiaries mostly affected by these services loss are “Local Community” and “Industrial Fisheries”, since they could not fully benefit from such services in other natural systems. The beneficiary with the lowest individual dependence index was “Scientific Community”, once it is only related to cultural services, such as hunting, fishing, research, and environmental education. The result of the joint dependence index shows that the services “deposition of material in suspension” and the “regulation of sedimentary exchanges through water flows” are the services whose beneficiaries are most dependent since they have limited or non-existent capacity to use the same services in other natural systems. Table 5 presents an example of the dependence index spreadsheet of the PLE salt marshes.

Table 5: Beneficiary Dependence Index – Salt marsh PLE

SALT MARSH - PLE		Criterion: is this beneficiary directly affected by the loss of this service provided by this system?							Index of the dependence that the group of beneficiaries has on a given service.	
Class	Service	Local Community	Industrial Fishing	Artisanal Fishing	Global Community	Tourism	Scientific community			
Support	Deposition of suspended material;	2	2	2	0	2	0	8	0.0	
Regulation	Regulation of sedimentary exchanges, through water flows;	1	2	2	1	1	0	7	0.8	

Regulation	Protection against erosion and flooding processes;	1	0	0	0	1	0	2	5.0	
Regulation	Water balance, controlling the hydroperiod, periodic or regular occurrence of flooding;	1	0	0	0	1	0	2	5.0	
Regulation	Thermal regulation, promoting micro climatic control;	1	0	0	1	0	0	2	5.0	
Regulation	CO2 regulation, through carbon sequestration, organism respiration, and photosynthesis, being a source and reservoir, promoting air quality;	1	0	0	1	0	0	2	5.0	
Dependence index of each beneficiary concerning the set of services offered by this system.		20	17	16	9	8	2			
		0.0	0.8	1.1	3.1	3.3	5.0			

For PLE fresh marshes, beneficiaries mostly affected by these services losses are “Local Community” and “Artisanal Fishing”. As in the salt marsh systems, the

beneficiary that had the lowest individual dependence rate was “Scientific Community”, for the same reasons. Regarding the joint dependence index, fresh marshes showed more services with very high dependence. The cultural service of “development of activities related to research, environmental education, hunting and fishing” and the support service “refuge, shelter, reproduction area of estuarine, lagoon and coastal fauna” are those whose group of beneficiaries is dependent on or directly affected by their loss. The result can be seen in table 6.

Table 6: Beneficiary Dependence Index – Fresh marsh - PLE

FRESH MARSH - PLE		Criterion: is this beneficiary directly affected by the loss of this service provided by this system?							Index of the dependence that the group of beneficiaries has on a particular service.	
Class	Service	Local Communi	Artisanal Fishing	Agriculture	Global Communi	Tourism / Recreation	Scientific communi			
Support	Deposition of suspended material;	2	2	0	0	2	0	6	0.0	
Cultural	It allows the development of activities related to research, environmental education, hunting, and fishing.	2	1	0	1	0	2	6	0.0	
Support	Refuge, shelter, reproduction, nesting, hibernation, and migration area of the estuarine, lagoon, and coastal fauna, enabling the development and growth of fish and zoobenthos;	1	1	2	1	0	0	5	1.0	
Regulation	Regulation of sedimentary exchanges, through water flows;	1	2	0	1	1	0	5	1.0	

Support	Basis for biodiversity through primary production, being a component of interactions in the trophic web;	0	1	0	0	0	0	1	5.0	
	Dependence index of each beneficiary concerning the set of services offered by this system	22	16	14	9	8	2			
		0.0	1.5	2.0	3.3	3.5	5.0			

For the CB salt marshes, the individual dependence index showed that the most directly affected beneficiaries are “Local Community”, “Aquaculture” and “Artisanal Salt pans”. The beneficiaries who had the lowest individual dependence index were “Scientific Community” and “Industrial Salt pans”. For the beneficiary “Scientific Community”, the low dependence value is, once again, because it uses only cultural services, which in turn are offered by other natural systems. The beneficiary “Industrial Salt pans” is directly affected only by one service loss, and indirectly affected or not affected at all by the other services, resulting in a low value in their individual dependence index. The result of the joint dependence index showed that the service of “research activities, environmental education, hunting and fishing” of the cultural class, the service of “production of material for the protection of the coast” of the

provision class, and the service of “regulation physical-chemical characteristics, through the reduction of chlorophyll and nutrients in the water column” are the services whose beneficiaries are most dependent, since they have limited or no capacity to use the same services from other systems. Table 7 shows the spreadsheet for calculating the dependence indices for CB Salt marshes.

Table 7: Beneficiary Dependence Index – CB Salt Marshes

SALT MARSHES - CB		Criterion: Is this beneficiary directly affected by the loss of this service provided by this system?										Dependence index of the group of beneficiaries has on a particular service.	
Class	Service	Local Community	Aquaculture	Artisanal Saltbans	Artisanal Fishing	Tourism	Shellfishing	Industrial Fishing	Global Community	Scientific community	Industrial Saltbans		
Cultural	Activities related to research, environmental education, fishing and fishing	2	2	1	2	1	2	1	2	2	1	16	0
Provision	Shore protection material production against erosion.	1	2	2	2	1	2	1	1	1	1	14	0.7
Regulation	Regulation of physicochemical characteristics,	2	2	2	1	2	1	1	1	1	1	14	0.7

Support	Refuge, shelter, reproduction, nesting, hibernation, and migration area of the estuarine, lagoon, and coastal fauna, enabling the development and growth of fish and zoobenthos	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	4	4.3
Provision	Production Energy	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	4	4.3
Support	Vegetation that leads to the stabilization of the land and the change of currents	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	3	4.6
Support	Support for the migration of fauna and the dispersion of flora	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	3	4.6
Support	Liquid effluent receiver / drain drain	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	5.0
Dependence index of each beneficiary concerning the set of services offered by this system		28	24	24	21	21	20	19	19	17	17		
		0.0	1.8	1.8	3.2	3.2	3.6	4.1	4.1	5.0	5.0		

The most frequent result, both in the calculation of exclusivity and dependence, was the high value of the service of “deposition of suspended material”. According to Lourenço et al. (2014) agriculture is one of the main users of this service. Intensive farming activities, often lead to an increase in a load of pollutants such as pesticides, fertilizers, antibiotics, and disinfectants.

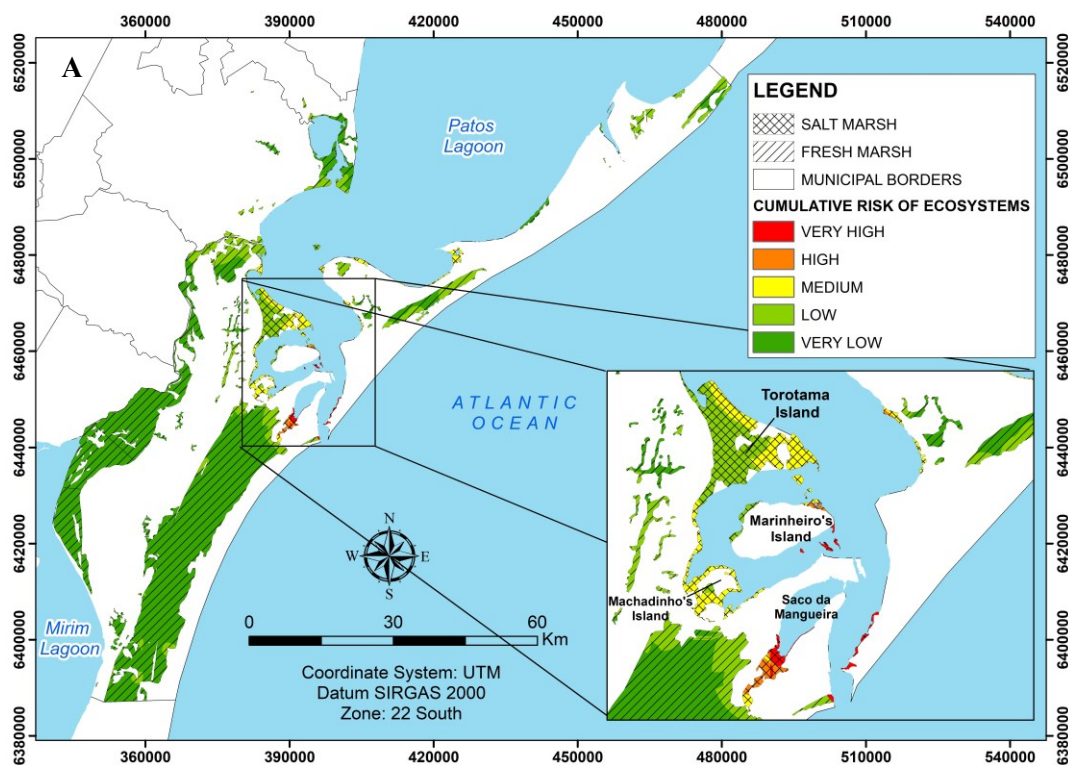
4.4 – Habitats Risk Assessment

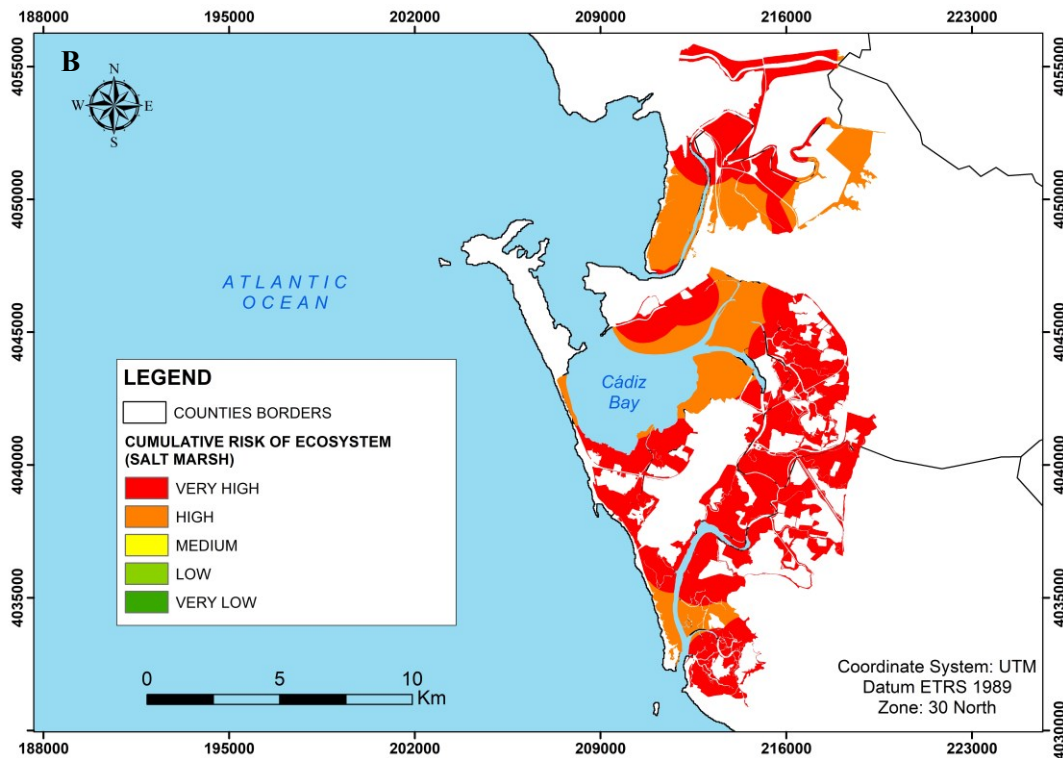
HRA resulted in a cumulative risk map for the salt and fresh marsh systems, showing the areas most exposed to stressors and that therefore present a higher risk of degradation.

In the risk assessment for the PLE area (figure 4A), the mostly exposed salt marsh patches are the margins of the Marinheiro, Machadinho, and Torotama islands, and the Saco da Mangueira. The anthropic pressures, i.e. navigation, port, and industrial activities, and the Rio Grande urbanization, leads to this result, once the overlapping of stressors, especially in the aquatic environments, makes the salt marshes more vulnerable to disturbances and degradation agents (Burger 2000).

The cumulative risk map of the CB Salt Marsh system (figure 4B) shows the area at a high or very high risk of degradation. The proximity to important stressors such as “Urban”, “Industrial” and “Agricultural”, inflicts degradation on salt marshes, even within the natural park. The areas with very high risk are located mainly between the municipalities of San Fernando and Chiclana de la Frontera. High-risk areas are mostly located in the municipality of Puerto Real, on the margins of the lotic environment, in the inner part of CB.

Figure 4: Cumulative risk map for PLE (A) and CB (B)



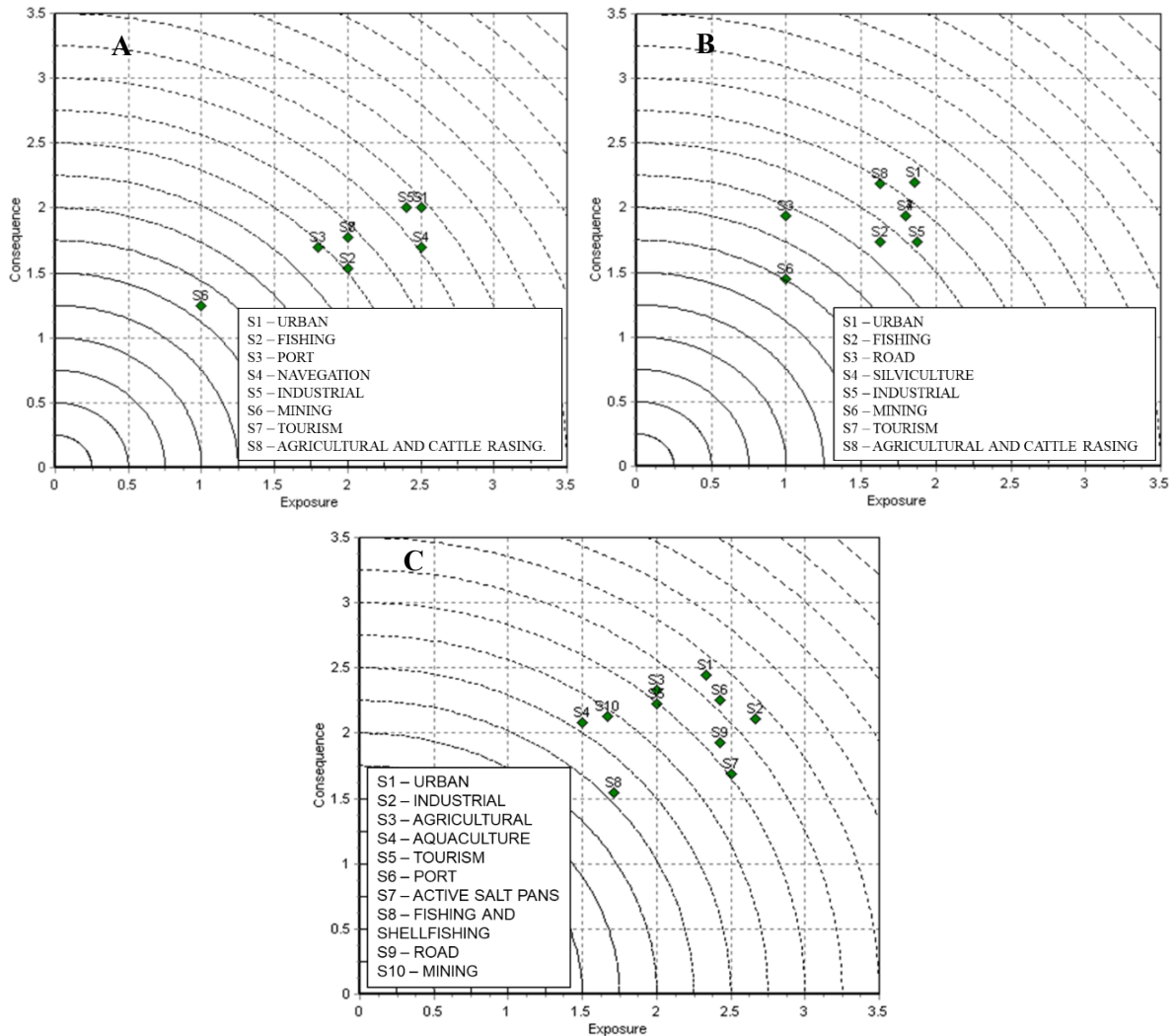


The Fresh Marsh system in the PLE is under a lower risk of degradation, because the stressors with greater degradation power, such as urban areas and industries, are at a greater distance from the marshes. Although the wetlands are less exposed to the set of stressors, they are under strong pressure from agricultural activity. According to Burger (2000), cattle breeding causes trampling and soil compaction, changing the typical vegetable community of wetlands, and the cultivation of irrigated rice reduces natural areas, through drainage and removal of vegetation, compaction, and salinization of the soil, variation of the water table level among other impacts.

The Figure 5 shows the cumulative risk that each stressor represents for the Salt marsh (5A) and Fresh Marsh (5B) systems. The “Urban”, “Navigation” and “Industrial” stressors had the highest risk scores for the Salt Marsh system. For fresh marshes, only the “Urban” stressor reached the maximum risk score, followed by the “Agricultural/Cattle raising” stressor. The stressor that presents the least risk, in both ecosystems, is “Mining”. Carvalho and Ozório (2007) point out that most environmental issues, involving the degradation of wetlands, are closely linked to the exposure of this environment to agriculture, to disordered urban expansion, to the contamination of water and soil by chemicals, and to the urban garbage dump, in the case of landfills. Figure 5C shows the accumulated risk that each stressor represents for the CB salt marshes systems. The “Urban”, “Industrial” and “Port” stressors

presented the highest risk scores for the Salt marshes System, while the stressor that least represents risk is that of “Fishing and Shellfishing”.

Figure 5: cumulative risk inflicted by the stressors of each wetland ecosystem in the PLE (A – Salt Marsh and B – Fresh Marsh) and CB (C).



The main similarity between PLE and CB is the set of stressors with the highest score. In both areas, the stressors that present the greatest risk are related to urban, industrial, port, and agricultural activities. The main difference is in the level of exposure to stressors. In the PLE, both salt and fresh marshes areas are exposed to a risk ranging from “Very Low” to “Medium”, while in CB the entire salt marsh area is exposed to a “High” and “Very High” risk, as shown by the maps previously presented. It is important to consider that the comparison of the results of the HRA Model between different areas requires caution, as the model presents a graphic scale relative to each area.

4.5 – Integrated Wetland Analysis

The HRA and Exclusivity vs. Dependence models, when analyzed together, show interesting and paradoxical results. The beneficiaries who showed to be more dependent are those who correspond to the stressors who had the highest scores in the risk assessment.

For the PLE, the uses were urban, industrial, agricultural, waterway, tourism, port, mining, fishing, road, silviculture, and cattle raising. Each use received a weight of importance value, based on the integration methodology proposed in item “3.4.2”. This weighting of weights can be seen in table 8.

Table 8: weights for integrated assessment of wetlands in the PLE

Human Activities (OR Model)	Beneficiary's Individual Dependence Index				Habitat Risk				Overlapping Use Weights	
	Beneficiaries		IDI - F	IDI - S	Stressors				Weight	Final Weight (Reclassified)
					Fresh Marsh	Risk	Salt Marsh	Risk		
Navigation	Local Community	Global Community	3.25	3.06	-	-	Navigation	5	2.83	3
Agricultural	Agriculture	-	2.00	0.00	Agriculture	3	Agriculture	2.5	1.88	2
Cattle raising	Local Community	-	0.00	0.00					1.38	1
Industrial	Local Community	Global Community	3.25	3.06	Industrial	3	Industrial	5	3.58	4
Mining	Local Community	Global Community	3.25	3.06	Mining	0	Mining	0	1.58	2
Fishing	Artisanal Fishing	Industrial Fishing	3.00	3.40	Fishing	2	Fishing	2.5	2.73	3
Port	Local Community	Global Community	3.26	3.06	-	-	Port	2.25	2.14	2
Silviculture	Local Community	-	0.00	0.00	Silviculture	3	-	-	0.75	1
Tourism	Tourism	-	3.50	3.40	Tourism and Leisure	3	Tourism and Leisure	2.5	3.10	3
Urban	Local Community	Scientific community	5.00	5.00	Urban	5	Urban	3	4.50	5
Road	Local Community	Tourism	3.50	4.26	Land Road	1	-	-	2.19	2

For CB, we considered the following uses: urban, industrial, agricultural, aquaculture, tourism, port, mining, fishing and shell fishing, road, and active saltpans. Each use was assigned to a weight of importance (Table 9).

Table 9: weights for integrated assessment of CB wetlands

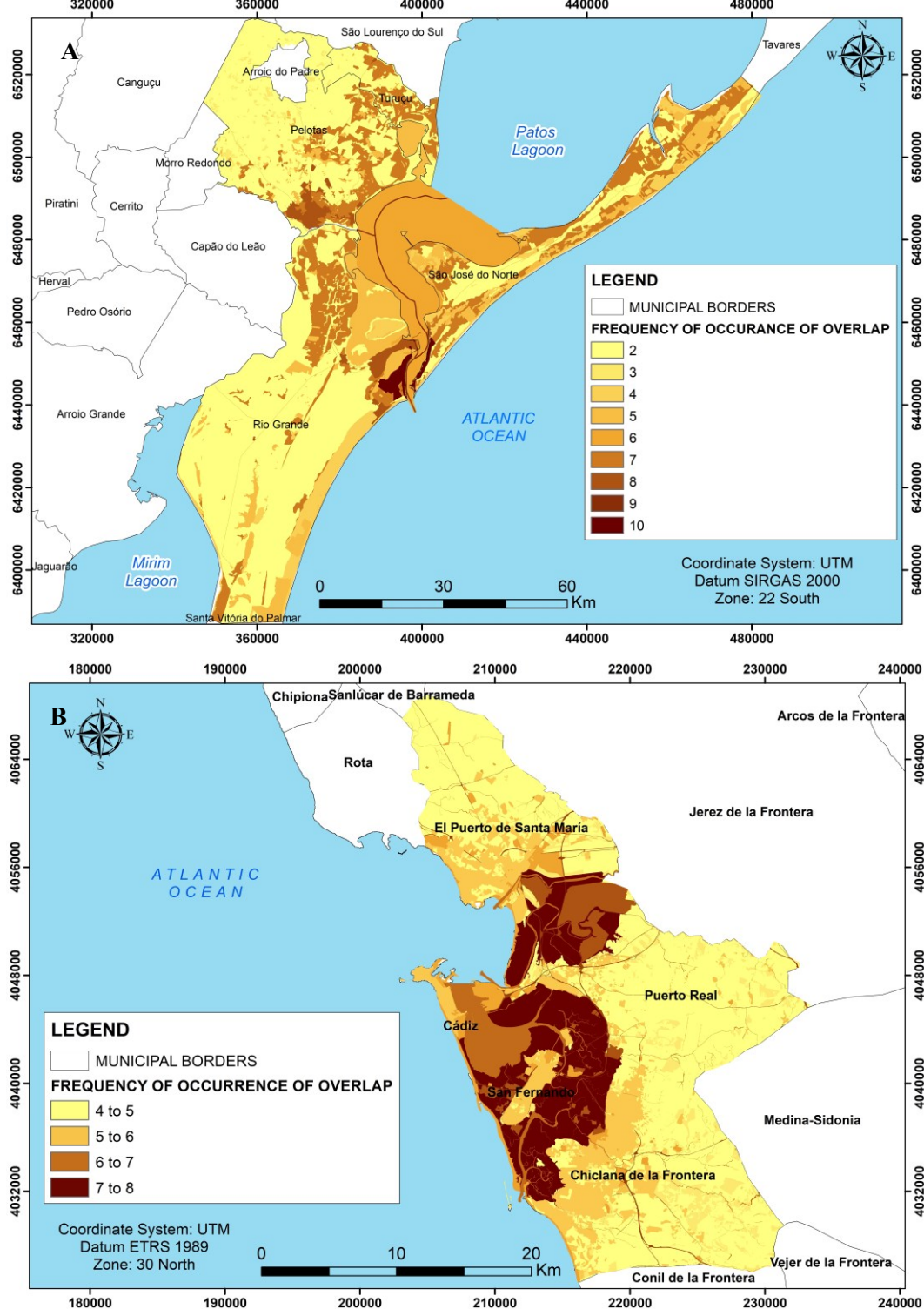
Human Activities Model Overlapping Use	Beneficiary's Individual Dependence Index				Habitat Risk		Overlapping Use Weights	
	Beneficiaries			IDI – Salt Marsh	Stressors	Ris k	Weight s	Final Weight - Reclassifi ed
Agricultural	Local Communit y	-	-	0.0	Agricultural	3.0	1.5	1
Aquaculture	Aquacultu re	-	-	1.8	Aquaculture	2.4	2.1	2
Industrial	Local Communit y	Global Communi ty	-	2.0	Industrial	3.3	2.6	3
Mining	Local Communit y	Global Communi ty	-	2.0	Mining	2.4	2.2	2
Fishing and Shellfishing	Artisanal Fishing	Industrial Fishing	Shellfishi ng	3.6	Fishing and Shellfishing	2.3	2.9	4
Port	Local Communit y	Global Communi ty	-	2.0	Port	3.3	2.6	3
Active Saltpans	Industrial Saltpans	Artisanal Saltpans	-	3.4	Active Saltpans	3.0	3.2	5
Road	Local Communit y	Tourism	-	1.6	Road	3.0	2.3	2
Tourism	Tourism	-	-	3.2	Tourism	2.8	3.0	4
Urban	Local Communit y	Scientific communit y	-	2.5	Urban	3.3	2.9	4

The FO map of the PLE (Figure 6A), depicting the number of uses occurring over the same environmental system, shows that 10 of the 11 activities/uses overlap in at least one environmental system, such as the Industrial System and the Port System, which are anthropic in nature. Concerning fresh and salt marshes, the frequency of overlap analysis shows that of the 11 activities/uses present in the PLE region, on average 5 (five) make direct use or overlap with the Salt Marsh system and 2 (two) to the Fresh marsh system. The main activities affecting the PLE salt marshes are industrial, port, and navigation, due to the intense movement of vessels, mooring, and anchoring maneuvers in the port complex of Rio Grande and the adjacent industrial pole. Fresh marshes, on the other hand, are mainly affected by agricultural and cattle-raising activities, which make intensive use of water for crop irrigation and/or animal consumption.

The CB's FO map (Figure 6B) shows that 9 out of 10 anthropic activities/uses overlap with at least one environmental system. Concerning the salt marshes, the

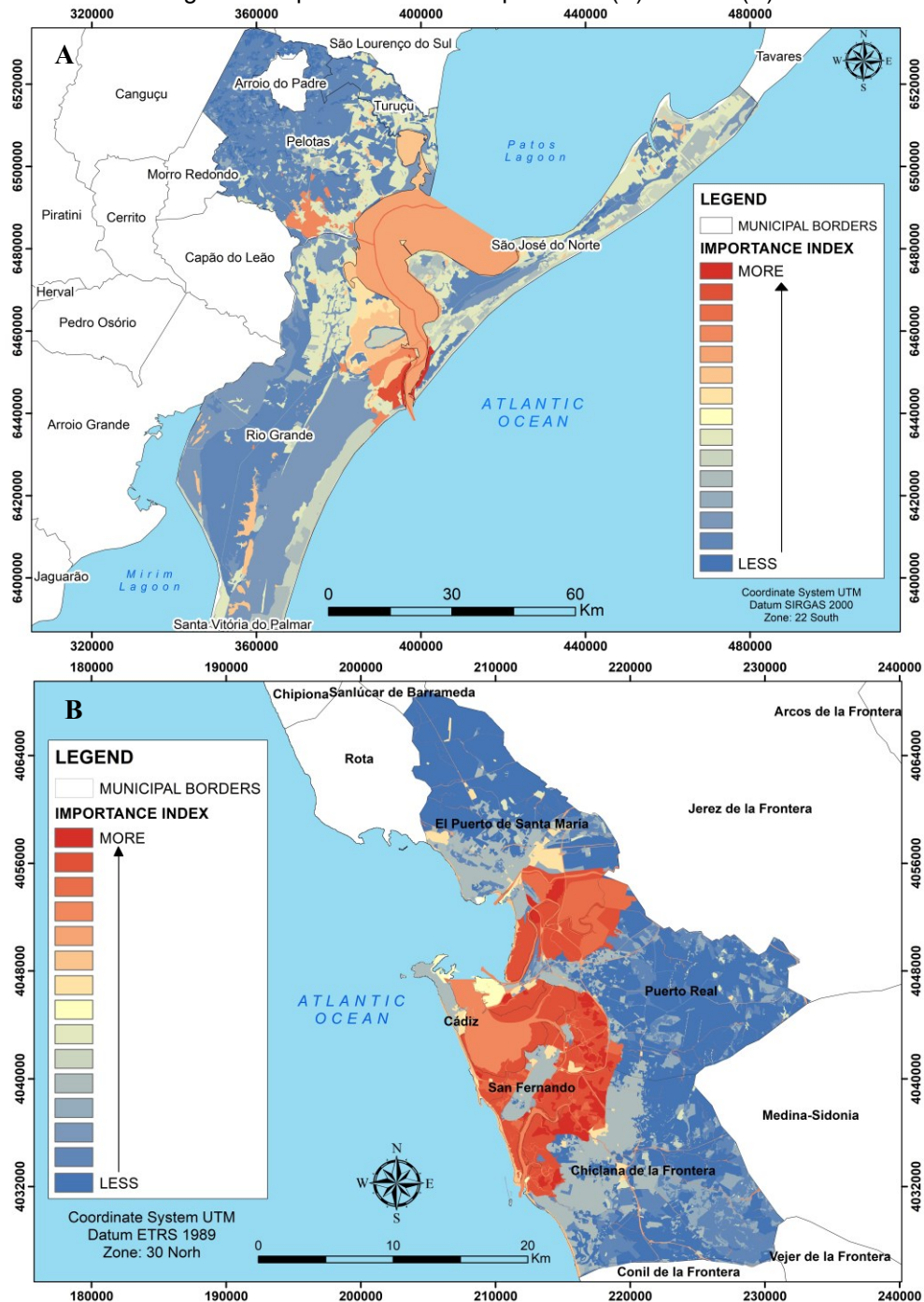
analysis of the overlapping frequency shows that of the 10 activities / uses present in the CB region, on average 7 (seven) make direct use or overlap with the Salt Marsh system. The main activities that make use of or affect the salt marshes of the CB region are urban, industrial, port, and agricultural, in addition to active saltpans and aquaculture.

Figure 6: Frequency of Occurrence of Overlapping Use Maps – PLE (A) and CB (B)



The Importance Index. map (Figure 7A) shows that the most important systems for anthropogenic activities in the PLE region are the Industrial, Port, Waterway Systems, followed by the Urban and Lotic systems. For the Salt and Fresh marsh systems, the importance indices were not significant. For the CB region, the Importance Index map (Figure 7B) shows that the most important systems for anthropic activities are the Aquaculture, Salt marshes, and Active Salt pans systems, followed by the Lotic, Road and Beach systems and Dunes.

Figure 7: Importance Index Maps – PLE (A) and CB (B)



The highest rates of both exclusivity and dependence and both areas are mostly related to services belonging to the “support” and “provision” classes. Such information is essential to develop management actions directed to these services and beneficiaries. The spatial analysis of the risks associated with human activities, resulting from the HRA model, shows that the human activities representing the greatest risk in both areas are "urban", "industrial" and "port". However, the wetlands of CB are under greater pressure from human activities than those of the PLE. The total area occupied by wetlands in the PLE is about 97% greater than the area occupied by the main stressors mentioned above, while in CB these stressors occupy a total area larger than the area occupied by wetlands. Thus, the current potential for offering services from this ecosystem in the Brazilian area is greater, as its integrity is not as compromised by the presence of human activities as in the Spanish case. The data integration shows something similar, since the result of frequency of occurrence presents a much higher average of activities that make use of the wetlands system in CB than in the PLE, which in turn, reflects on the importance index of this ecosystem that also reached higher scores in comparison with the same result in PLE.

5 – Discussion

ES modeling of wetlands has become the focus of publications on this environment, however, there are still many limitations in the application of these models and assessments that embrace the entire set of services offered by wetlands (Xu et al. 2018; Xu et al. 2020; Calder et al. 2019). Our model proposes the inclusion of the whole set of possible services without giving preference to a specific class or typology, as well as the union of a new approach to two already known methodologies so it could systematize the information and correlate several characteristics of these environmental systems. The model, shortly, consists on: (a) area occupied by environmental systems; (b) the importance of the service; (c) dependence on the beneficiary; (d) activity risk; (e) frequency of the activity and; (f) the importance of the activity. This sequence of information emphasizes the importance and the relationship between anthropogenic uses and ecosystem services, so that, when associating the degree of an ecological function of a wetland with the degree of disturbances suffered by the same management interventions can be concentrated in the ES affected, an

approach recommended by several studies about this environment (Maltby and Acreman 2011).

The ecological importance of coastal wetlands and marshes has been increasingly recognized, once these areas offer as many ecosystem services as other environments that are more valued in a landscape way (Woodward and Wui 2001), due to their important regulatory functions (Varin et al. 2019). The metrics hereby proposed, establishing a relationship between exclusivity and dependence, integrates the economic and ecological importance of wetlands. This study showed that many of the services are offered exclusively by these environments and many beneficiaries depend directly on these services. When it is observed, for example, that services related to the maintenance of the coastline are exclusive and with dependent beneficiaries for at least one of the areas, it is worth to know the relative importance of wetlands considering a scenario of rising coastal risk in both areas. In the last century, the Spanish coast has experienced a significant increase in the number of extreme events that have contributed to increased coastal erosion and flooding (Benavente et al. 2015). In the Brazilian study area, coastal erosion is also a worrying disturbance (Marangoni and Costa 2009). At the same time that these regions have a strong economic activity of beach tourism. In this sense, the conservation of these services, foreseen in management actions for wetlands, is indispensable. CB uses protection instruments such as natural parks and other protection policies. However, we note that the salt marsh area is geographically confined by other anthropic systems, such as consolidated urban areas and agriculture that cover almost 40% of the studied area. In order not to follow the same path as CB, in the PLE, in addition to the already established protection systems for wetlands, it is necessary to organize the activities surrounding these environments more sustainably.

Through the data integration process, we identified some situations that deserve discussion. The wetland removal means a potential loss of at least 10 ecosystem services. Another consideration is that the greater the diversity of preserved natural systems, the less exclusive ecosystem services become. For example, the confinement of the salt marsh system in the CB area leads to a higher exclusivity of its ecosystem services, in comparison to the PLE area, where we do not find as much confinement. Another point to be noted is related to the local community dependence on the services offered by the salt and fresh marshes in both areas, which is the highest among all the beneficiaries, showing the need to include this specific

beneficiary in the decision-making process. Additionally, the most dependent beneficiaries are not associated with activities that present highest potential impact. For example, artisanal fishing is one of the most dependent beneficiaries of services in the PLE area and the least impacting according to our criteria. On the other hand, less dependent beneficiaries have a greater potential for degradation of the wetland environment in general. Agriculture, according to the results of risk assessment, is an activity that is prevalent in the area and also implies high-risk ratings on wetlands.

Despite numerous studies on wetlands, there is still a deficit in spatiotemporal analysis (Varin et al. 2019). Our model, however, does not offer a prognosis, it assesses the current state, still leaving a gap in methodological terms in regard to ecosystem-based modeling for wetlands. Nonetheless, our model can integrate other submodels or advances to meet this need. In this study case, it is observed that the option for aquaculture and the development of salt pans is more viable in terms of sustainability than the expansion of agricultural activity. Besides, cultural services in the area can also be better explored. Low impact fishing activity, when well regulated, is also an activity to be stimulated. Thus, the degree of future disruption caused by these activities can be included in the model to simulate scenarios in the pursuit of sustainability.

The model presented in this study represents an important data aggregation tool that can help in decision-making. Besides, it suits well the requirements of an Integrated Coastal Management tool, that demands a systemic approach, as recommended by several studies (Yáñez-Arancibia and Day 2004; Tagliani et al. 2003; Balaguer et al. 2008; Sousa and Alves 2020).

6 – Final remarks

The present study used multiple methodologies to propose an integrated way of analyzing wetlands, considering their ecosystem services, risks associated with human activities, dependence on beneficiaries, and exclusivity in the provision of services. Our approach allowed identifying important connections of the ES of wetlands, such as use and the quality of the environment, through quantitative and qualitative data, in a strategy of combining information using metrics and spatially explicit models. The results provided a more holistic understanding of the wetland system, which advances in the construction of methods based on metrics of this important natural environment.

The ecosystem approach on which the exclusivity vs. dependence model was based was able to yield detailed information about ecosystem services that are under the greatest threat of degradation due to their exclusive nature of supply, as well as which beneficiaries would be most directly affected by the specific services loss or the loss of the set of services. At the same time, the HRA model identified the most vulnerable areas to the degradation of the ecosystem under analysis, as well as which anthropic uses/activities cause the highest disturbance to it. The integration of the two information in the OU model enabled to identify more clearly and safely the frequency of occurrence and the importance that these activities have to the wetland ecosystem.

Although they have similarities from the ecological point of view, CB and the PLE, have different dynamics of using their space. CB focuses its efforts mainly on maintaining tourist activity, promoting the sustainable development of activities such as ecotourism, aquaculture, fishing, and shell fishing, in addition to reactivating traditional saline activity, whereas, in PLE, human activities are mainly represented by agriculture (rice production) and livestock. Therefore, to define management strategies for ecosystem services that are offered by wetlands, it is necessary to identify which services are essential for the maintenance of the main human activities. Despite the advances brought by this study, the EVS model deserves and needs future adjustments to facilitate the association of beneficiary information in integrating with other models.

7 – References

1. Arkema KK, Verutes G, Bernhardt JR, Clarke C, Rosado S, Canto M, De Zegher J (2014) Assessing habitat risk from human activities to inform coastal and marine spatial planning: a demonstration in Belize. *Environmental Research Letters*, 9 (11), 114016. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/11/114016>
2. Arcila M, Macías A (1996) *Ordenación territorial y planificación urbana, en Estudios para la ordenación, planificación y gestión integradas de las zonas húmedas de la Bahía de Cádiz*. Cádiz: Oikos-Tau, UCA.
3. Arias-García J, Gómez-Zotano J (2015) *La planificación y gestión de los humedales de Andalucía en el marco del Convenio Ramsar. Revista Investigaciones Geográficas*.
4. Asmus ML, Anelo LS, Nicolodi JL, Gianuca K, Seifert-Junior CA, Moura DV, Pereira CR, Simões CS, Mascarello MA, Brezolin PT (2015). *Planilha de*

- Ecosistemas e Serviços para o Baixo Estuário da Lagoa dos Patos (BELP)* In: Conde D, Polette M, Asmus ML editores. Risk, perception and vulnerability to Climate Change in wetland dependent coastal communities in the Southern Cone of Latin America, *Relatório Final* - IDRC Climate Change and Water program Project 6923001.
5. Asmus ML, Nicolodi JL, Eymael M, Scherer G, Gianuca K, Costa JC, Goersch L, Hallal G, Victor K, Washington LS, Ribeiro JNA, Pereira R, Barreto BT, Figueiredo L, Souza BBG, Mascarello M, Villwock A (2018) *Simples para ser útil: base ecossistêmica para o gerenciamento costeiro. Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 44: 4-19.
 6. Asmus ML, Nicolodi JL, Anelo LS, Gianuca K (2019) The risk to lose ecosystem services due to climate change: A South American case. *Ecological Engineering*, 130:233-241.
 7. Balaguer P, Sardá R, Ruiz M, Diedrich A, Vizoso G, Tintoré J (2008). A proposal for boundary delimitation for integrated coastal zone management initiatives. *Ocean Coast. Manag.* 51, 806–814. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2008.08.003>
 8. Baldera J, Falcon MA (1987). *Descoordinacion de las grandes actuaciones y sus efectos en la desorganizacion del territorio. In: Evolucion de los paisajes y ordenacion del territorio en Andalucía Occidental – Bahía de Cádiz. Diputacion de Cádiz and Casa Velazquez*, pp 49–86
 9. Barragán-Muñoz JM, De Andrés-García M, 2020. The management of the socio-ecological systems of the Bay of Cádiz: new public policies with old instruments? *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 85, 2866, 1–42. <https://doi.org/10.21138/bage.2866>
 10. Barrera CB, González AC, Beltrán MF (2012) *Lagos y humedales en la evaluación de los ecosistemas del milênio en España*. In: *Revista Ambienta: Evaluación de los ecosistemas del milênio en España*. N. 98. P. 82-90.
 11. Benavente J, Del Río L, Gracia FJ (2015). *Riesgos de erosión costera en el litoral de Cádiz: Problemática actual y perspectivas futuras*. In: J. & Rodríguez, *El litoral de Andalucía. Norma y naturaleza* (65-91). *Universidad de Huelva*.
 12. Burger MI (2000) *Situação e ações prioritárias para conservação de banhados e áreas úmidas da Zona Costeira*. Available at:

- <http://rodadas.anp.gov.br/arquivos/Round7/arquivos_r7/SISMICA_R7/refere/Banhados.pdf> [accessed: aug. 2020].
13. Calder RSD, Shi C, Mason SA, Olander LP, Borsuk ME (2019). Forecasting ecosystem services to guide coastal wetland rehabilitation decisions. *Ecosystem Services*, 39, 101007. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.101007>
 14. Carvalho ABP, Ozório CP (2007) *Avaliação sobre os banhados do Rio Grande do Sul, Brasil. Revista De Ciências Ambientais, Canoas*, v.1, n.2, p. 83 to 95,
 15. De Groot D, Brander L, Finlayson CM (2018) Wetland Ecosystem Services. *The Wetland Book*, 323–333. https://doi.org/10.1007/978-90-481-9659-3_66
 16. Eastman JR (2020) *TerrSet 2020 Geospatial Monitoring and Modeling System*; Clark Labs: Worcester, MA, USA.
 17. ESRI (2018) *ArcGIS Desktop: Release 10.6.1* Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
 18. Everard M, Kangabam R, Tiwari MK, Mcinnes R, Kumar R, Talukdar GH, Das L (2019) Ecosystem service assessment of selected wetlands of Kolkata and the Indian Gangetic Delta: multi-beneficial systems under differentiated management stress. *Wetlands Ecology and Management*, 27 (2-3), 405–426. <https://doi.org/10.1007/s11273-019-09668-17>
 19. Gallant K, Withey P, Risk D, Van Kooten GC, Spafford L (2020) Measurement and economic valuation of carbon sequestration in Nova Scotian wetlands. *Ecological Economics*, 171, 106619. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106619>.
 20. Ghehi NK, Malekmohammadi B, Jafari H (2020) Integrating habitat risk assessment and connectivity analysis in ranking habitat patches for conservation in protected areas. *Journal for Nature Conservation*, p. 125867.
 21. Grêt-Regamey A, Sirén E, Brunner Sh, Weibel B (2017) Review of decision support tools to operationalize the ecosystem services concept. *Ecosystem Services*, 26, 306–315. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.10.012>.
 22. IBGE, 2020 - *Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, editor. 2016. Arranjos populacionais e concentrações urbanas no Brasil. 2º edição. Rio de Janeiro: Diretoria de Geociências – IBGE. Available at: www.ibge.gov.br/apps/arranjos_populacionais/2015/pdf/publicacao.pdf. [accessed Jun 2020].*

23. INE (2016) – *Instituto Nacional de Estadísticas. Estadísticas territoriales - Demografía y población - Población inscrita en el padrón*. Available at: <https://www.ine.es/index.htm> [accessed: aug 2020].
24. Lourenço L, Barbosa I, Pompeu M, Moraes P (2014) *Agricultura e Zonas Úmidas: parceiros no desenvolvimento*. Editora MMA – Ministério do Meio Ambiente. Brasília.
25. Maltby E, Acreman MC (2011) *Services écosystémiques des zones humides: Éclairer pour un nouveau paradigme*. Hydrol. Sci. J. 56, 1341–1359. <https://doi.org/10.1080/02626667.2011.631014>.
26. Marangoni JC, Costa CSB (2009) *Diagnóstico ambiental das marismas no estuário da Lagoa dos Patos – RS. Atlantica*, [S.L.], v. 31, no. 1, p. 85-98. Instituto de Oceanografia - FURG. <http://dx.doi.org/10.5088/atl.2009.31.1.85>.
27. Mcinnes RJ, Everard M (2017). Rapid Assessment of Wetland Ecosystem Services (RAWES): An example from Colombo, Sri Lanka. *Ecosystem Services*, 25, 89–105. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.03.024>
28. MEA, Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island, Washington, DC.
29. Microsoft Corporation (2018). Office 365: Excel. Version: 2111. Santa Rosa, California:
30. NATCAP - Natural Capital Project. InVEST Software Platform (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs). Available at: <<https://naturalcapitalproject.stanford.edu/software/invest>>, Accessed: Jun. 15 2020.
31. Ndebele T, Forgie V (2017) Estimating the economic benefits of a wetland restoration program in New Zealand: A contingent valuation approach. *Economic Analysis and Policy*, 55, 75–89. <https://doi.org/10.1016/j.eap.2017.05.002>.
32. NPCP-RS (2015) *Normas de procedimentos da capitania dos portos do Rio Grande do Sul. Portaria nº 86, de 10 de dezembro de 2015*. Available at: <https://www.dpc.mar.mil.br/sites/default/files/portarias-normam/port86_15-cprsnpcp-rs.pdf>, [accessed: jul. 2020]. Brasília, 2015.
33. Oliveira DB (2014) *Dragagens no Porto do Rio Grande: um estudo sobre os impactos e conflitos de uso*. 2014. 77 f. Dissertation (Master in Geography) -

- Programa de Pós-Graduação em Geografia, Instituto de Ciências Humanas e da Informação, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2014.*
34. PLAM (2020) - *Plano Ambiental Municipal de Rio Grande*. Available at: <http://www.riogrande.rs.gov.br/pagina/arquivos/arquivo/pmrg_4b6ab0baae70bp_lano_ambiental.pdf>, [accessed: jun. 2020].
 35. Quintela FM, Lima GP, Silveira ML, Costa PG, Bianchini A, Loebmann D, Martins SE (2019) High arsenic and low lead concentrations in fish and reptiles from Taim wetlands, a Ramsar site in southern Brazil. *Science of The Total Environment*, v. 660, p. 1004-1014.
 36. Ribeiro JNA (2017) *Aplicação de modelos ecossistêmicos em sistemas de lagoas costeiras como suporte à gestão*. Dissertation (Master in Remote Sensing & Geoprocessing) - *Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, Centro Estadual de Pesquisas em Sensoriamento Remoto e Meteorologia - CEPARM, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2017.*
 37. Ribeiro JNA, Silva TS, Asmus ML, Oliveira MA, Yamazaki PH, Silveira VMM (2020). *Métrica com Base Ecossistêmica para a Caracterização e Gestão de Lagoas Costeiras*. *COSTAS: Revista Iberoamericana de Manejo Costero Integrado*, v. 2, p. 105-144.
 38. SIGMINE-ANM (2020) – *Sistema de Informação Geográficas da Mineração – Agência Nacional de Mineração. Poligonais de Processos Minerários do Rio Grande do Sul* – Available at: <<https://geo.anm.gov.br/portal/apps/webappviewer/index.html?id=6a8f5ccc4b6a4c2bba79759aa952d908>>. [accessed: jun 2020].
 39. SIPNA (2018) - *Sistema de Información sobre el Patrimonio Natural de Andalucía - Ocupación del suelo. Publicación 2018*. Available at: http://descargasrediam.cica.es/repos/RUR?Path=%2F01_CHARACTERIZACION_TERRITORIO%2F06_USOS_COBERTURAS%2F08_SIPNA_OS%2FSIPNA_OS_Pub2018. [accessed: feb. 2020]
 40. Sousa, L.P., Alves, F.L., 2020. A model to integrate ecosystem services into spatial planning: Ria de Aveiro coastal lagoon study. *Ocean Coast. Manag.* 195. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105280>.
 41. SEMA, 2019 - *Secretaria do Ambiente e Infraestrutura do Estado do Rio Grande Do Sul - SEMA – Zoneamento Ecológico-Econômico do Rio Grande do Sul (ZEE-RS)*. Porto Alegre: Governo do Estado do Rio Grande do Sul. 679p. 2019.

42. Sun, C., Zhen, L., & Giashuddin Miah, M., 2017. Comparison of the ecosystem services provided by China's Poyang Lake wetland and Bangladesh's Tanguar Haor wetland. *Ecosystem Services*, 26, 411–421. doi: 10.1016 / j.ecoser.2017.02.010.
43. Tagliani, P.R.A., Landazuri, H., Reis, E.G., Tagliani, C.R., Asmus, M.L., Sánchez-Arcilla, A., 2003. Integrated coastal zone management in the Patos Lagoon estuary: Perspectives in context of developing country. *Ocean Coast. Manag.* 46, 807–822. [https://doi.org/10.1016/S0964-5691\(03\)00063-2](https://doi.org/10.1016/S0964-5691(03)00063-2).
44. Varin, M., Théau, J., Fournier, R.A., 2019. Mapping ecosystem services provided by wetlands at multiple spatiotemporal scales: A case study in Quebec, Canada. *J. Environ. Manage.* 246, 334–344. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.115>.
45. Woodward, R.T., Wui, Y.S., 2001. The economic value of wetland services: A meta-analysis. *Ecol. Econ.* 37, 257–270. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(00\)00276-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(00)00276-7).
46. Xu, X., Chen, M., Yang, G., Jiang, B., Zhang, J., 2020. Wetland ecosystem services research: A critical review. *Glob. Ecol. Conserv.* 22, e01027. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01027>.
47. Xu, X., Jiang, B., Tan, Y., Costanza, R., Yang, G., 2018. Lake-wetland ecosystem services modeling and valuation: Progress, gaps and future directions. *Ecosyst. Serv.* 33, 19–28. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.08.001>.
48. Yáñez-Arancibia, A., Day, J.W., 2004. Environmental sub-regions in the Gulf of Mexico coastal zone: The ecosystem approach as an integrated management tool. *Ocean Coast. Manag.* 47, 727–757. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2004.12.010>.

Funding: This research was funded by “Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES)”, grant number 88887.467238/2019-00.

Declaration of Interest: The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Author Contributions: Conceptualization, J.N.A., T.S.S., and J.A.C.R.; methodology, J.N.A, T.S.S., and J.A.C.R.; software and validation, J.N.A. and L.D.P.; formal analysis, J.N.A., T.S.S. J.A.C.R. L.D.P. and J.G.S.; investigation, resources, and writing-original draft preparation, J.N.A and L.D.P.; writing-review, T.S.S., J.A.C.R., and J.G.S.; writing-editing, J.N.A., and T.S.S.; supervision, T.S.S. and J.A.C.R.; funding acquisition, J.N.A, and T.S.S. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Data availability: The datasets generated during and analysed during the current study are available from the corresponding author on reasonable request.⁷

2.3.2 Artigo 2: Valoração de serviços ecossistêmicos de purificação de água: um estudo comparativo entre áreas úmidas e outros sistemas naturais e antrópicos no Sul do Brasil

José Nunes de Aquino (J.N.A.)¹, Tatiana Silva da Silva (T.S.S.)¹, Laura Dias Prestes (L.D.P.)², Daniela Forgiarini da Silva (D.F.S.)¹

¹Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, Av. Bento Gonçalves 9500, Agronomia, Porto Alegre, RS, 91509-900, Brasil.

²Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós-Graduação em Geografia, Campus Prof. João David Ferreira Lima, Trindade, Florianópolis, SC, 88040-900, Brasil.

E-mails: ¹josenunesdeaquino@gmail.com; ¹tatiana.silva@ufrgs.br;

²lauradp53@gmail.com;

ORDID numbers: 0000-0002-9753-197X (J.N.A); 0000-0002-7234-0042 (T.S.S); 0000-0003-1526-3754 (L.D.P.); 0000-0002-9872-6701 (D.F.S.)

Correspondence: josenunesdeaquino@gmail.com

Resumo

As áreas úmidas são ecossistemas com uma grande capacidade de retenção de nutrientes, oferecendo um serviço ecossistêmico valioso para a melhoria da qualidade da água. Neste sentido, o presente artigo tem por objetivo quantificar este serviço ecossistêmico e o valor econômico associado a ele nos banhados e marismas do Estuário da Lagoa dos Patos, em comparação a outros sistemas ambientais. Para isso, foram utilizados modelos da plataforma InVEST para calcular o escoamento superficial de água, carga, exportação e retenção de nutrientes como nitrogênio total – NTK e fósforo total – PT. A valoração econômica do serviço ecossistêmico de retenção de nutrientes foi feita utilizando como parâmetro o custo evitado no tratamento de esgoto para remoção de nutrientes. Os resultados demonstraram que o fluxo de uso real do serviço ecossistêmico de retenção de nutrientes é determinado pela demanda pelo serviço e que por isso sistemas ambientais antrópicos como agricultura e pecuária obtiveram valores mais altos de retenção, pois são os sistemas que mais aportam nutrientes no ELP. Observou-se também que a capacidade de retenção de uma bacia tem maior relação com o padrão de distribuição espacial dos sistemas ambientais ao longo desta bacia, ou seja, sua hidrologia, do que com a capacidade de retenção própria deles. Os banhados e marismas do ELP, somados em sua totalidade, possuem uma capacidade de geração econômica que pode chegar à R\$ 212.851.581,06/anos. A valoração baseada em custo evitado se mostrou uma metodologia viável, tendo em vista a sua simplificação de operação e precisão de dados de entrada. Tendo em vista as limitações do modelo no que diz respeito à aquisição de dados, concluiu-se que o presente estudo traz à luz informações importantes para tomadores de decisão, porém, os resultados devem ser entendidos como preliminares e utilizados com cautela.

Palavras-chave: Zonas úmidas; purificação da água, modelagem ambiental-espacial

Abstract

Wetlands are ecosystems with a great capacity for nutrient retention, offering a valuable ecosystem service for improving water quality. In this sense, the present article aims to quantify this ecosystem service and the economic value associated with it in the fresh and salt marshes of the Patos Lagoon Estuary, compared to other environmental systems. To do so, models from the InVEST platform were used to calculate surface water runoff, nutrient loading, export, and retention, such as total nitrogen - NTK and total phosphorus - PT. The economic valuation of the nutrient retention ecosystem service was made using the avoided cost of sewage treatment for nutrient removal as a parameter. The results showed that the real use flow of the ecosystem service of nutrient retention is determined by the demand for the service and that, therefore, anthropic environmental systems such as agriculture and livestock obtained higher values of retention since they are the systems that contribute the most nutrients to the Patos Lagoon Estuary. It was also observed that the retention capacity of a basin has a greater relationship with the spatial distribution pattern of the environmental systems along this basin, i.e., its hydrology, than with their own retention capacity. The fresh and salt marshes of the Patos Lagoon Estuary, when combined, have an economic generating capacity that can reach up to R\$ 212,851,581.06 per year. The avoided cost-based valuation proved to be a viable methodology, given its simplified operation and input data accuracy. Considering the limitations of the model regarding data acquisition, it was concluded that the present study brings important information to decision-makers, but the results should be understood as preliminary and used with caution.

Keywords: wetlands; water purification; spatial-environmental modeling

1 – Introdução

As áreas úmidas são consideradas um dos ecossistemas naturais com maior capacidade de autopurificação. As áreas úmidas funcionam como um elo entre o solo e os corpos d'água, purificando as águas poluídas, ao reter nitrogênio total (NTK) e fósforo total (PT), através de processos físico-químicos diversos (LI; ZHANG; SUN, 2012; MEA, 2005; WEIDONG et al., 2010). A oferta deste serviço ecossistêmico é, naturalmente, limitada, e por isso se faz necessário a tomada de precauções para que seja preservada.

Modelos de abordagem ecossistêmica associada à Sistemas de Informações Geográficas (SIG) são comumente utilizados para caracterizar o processo de carga, exportação e retenção de nutrientes (MERETA et al., 2020). Steinke & Saito (2008) calcularam, por meio de modelos matemáticos em SIG, parâmetros de carga poluidora (NTK e PT) e identificaram as áreas úmidas mais ameaçadas pela poluição na bacia hidrográfica Mirim-São Gonçalo, no sul do Brasil. Outros estudos também foram conduzidos em áreas úmidas ao redor do mundo, com o objetivo quantificar/mensurar os serviços ecossistêmicos de purificação de água, pela retenção de nutrientes (NTK e PT) (HOU et al., 2020; JANSSON; FOLKE; LANGAAS, 1998; JOHNSTON, 1991)

Mensurar o provimento de um serviço ecossistêmicos abre a possibilidade de estimar o valor econômico associado a ele. Desta forma, a valoração de serviços ecossistêmicos tem sido utilizada para apoiar a tomada de decisões e determinar os custos financeiros envolvidos na substituição de áreas naturais por atividades humanas, subsidiando, assim, a gestão do capital natural (COSTANZA et al., 2017). Estudos conduzidos em escala global estimam que serviços ecossistêmicos contribuem mais que o dobro para o bem-estar humano do que o PIB global (COSTANZA et al., 2014). A valoração de serviços ecossistêmicos de purificação de água, tanto em áreas úmidas, como em outros ecossistemas naturais, tem sido alvo de estudos em diversas partes do mundo, que em geral têm por objetivo criar ferramentas estruturadas de valoração, realizar diagnósticos acerca da economia ecológica em bacias hidrográficas e quantificar o capital natural em escalas diversas (BADAMFIROOZ; MOUSAZADEH; SARKHEIL, 2021; LA NOTTE et al., 2017; MAVROMMATI; BAUSTIAN, 2022).

A literatura atual oferece uma gama de ferramentas capazes de realizar avaliações de serviços ecossistêmicos, uma delas é a plataforma InVEST – *Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs* (NATCAP – NATURAL CAPITAL PROJECT, 2020). Dentre o conjunto de ferramentas da plataforma InVEST, destacamos os modelos *Water Yield* (WY), que quantifica a produção de água a partir da contribuição de partes diversas da paisagem, bem como o modelo *Nutrient Delivery Ratio* (NDR), que mapeia as fontes de nutrientes de uma paisagem e quantifica a exportação da carga poluidora, através de uma estimativa de taxas de retenção. As informações geoespaciais resultantes do modelo NDR são utilizadas para avaliar os serviços de retenção de nutrientes pela vegetação natural (SHARP et al., 2015). O modelo *Water Purification* (WP), presente no software TerrSet (EASTMAN, 2020) complementa o modelo NDR adicionando um módulo de valoração econômica do serviço ecossistêmico de retenção de nutrientes.

Neste sentido, este artigo tem por objetivos: i) avaliar o serviço de purificação da água no Estuário da Lagoa dos Patos através de indicadores como, carregamento, exportação e retenção de nutrientes (NTK e PT); ii) determinar a contribuição dos banhados e marismas no processo de exportação e retenção de nutrientes; e iii) estimar o valor monetário do serviço de retenção. Para isso, serão utilizados os modelos de base ecossistêmica da plataforma InVEST, acima mencionados, com as devidas adaptações.

2 – Metodologia

Área de Estudo

O estudo se concentra no Estuário da Lagoa dos Patos (ELP) e sua região de influência, que inclui os municípios de Pelotas, Rio Grande, São José do Norte e Tururu, localizados na Planície Costeira do Rio Grande do Sul. A região possui uma área total de aproximadamente 5.642 km² e 584.416 habitantes (IBGE, 2020) e é altamente produtiva, principalmente na indústria e atividade portuária, devido ao complexo portuário de Rio Grande.

O ELP e sua região de influência têm cerca de 6.473 km², sendo 19,8% áreas úmidas, incluindo banhados e marismas. A pressão humana na região e a presença destes sistemas ecológicos importantes exigem a priorização de estratégias de conservação e gestão.

A área de estudo é drenada por 3 bacias hidrográficas principais, a saber: bacia do rio Camaquã, bacia do Litoral Médio e a bacia Mirim-São Gonçalo. Tais bacias se subdividem em um total de 166 sub-bacias. A Figura 1 apresenta os mapas de localização (A), bacias e sub-bacias hidrográficas (B) e sistemas ambientais (C).

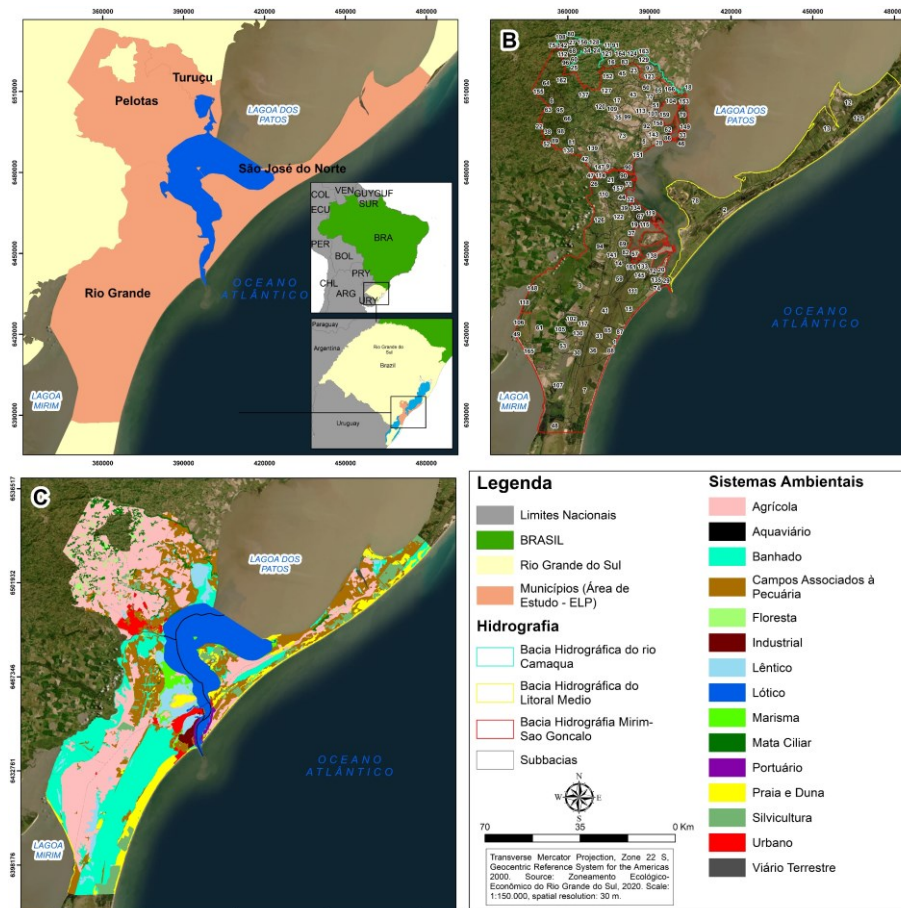


Figura 1: Área de estudo (A), bacias e sub-bacias hidrográficas (B) e sistemas ambientais (C)

Materiais

O conjunto de dados utilizado está apresentado na Tabela 1, com suas respectivas fontes.

Tabela 1: lista dos dados utilizados, por modelo e suas fontes.

	Dado	Modelo	Fonte	Tipo de Dado	Resolução Espacial
Espacial	Bacias Hidrográficas	WY, WP	(ANA, 2017)	Vetor	200 m
	Sub-bacias hidrográficas	WY, WP, NDR		Vetor	200 m
	Uso e cobertura da Terra	WY, NDR	(SEMA, 2020)	Raster	30 m
	Precipitação	WY	(FUNK et al., 2015)	Raster	1000 m
	Evapotranspiração	WY	(QIAOZHEN; MAOSHENG; STEVEN, 2014)	Raster	1000 m
	Profundidade do solo	WY	(COSTA et al., 2022)	Raster	200 m
	Estimativa de água disponível nos solos para a planta (PAWC)	WY	(ARAÚJO FILHO et al., 2020)	Raster	50 m
	Modelo digital de elevação (MDE)	NDR	(JAXA, 2017)	Raster	12,5 m
	Estimativa de produção de água	NDR	Resultado do modelo WY	Raster	30 m
	Exportação de nutrientes por sub-bacias hidrográficas	WP	Resultado do modelo NDR	Raster	30 m
Biofísico	Código do uso e ocupação (lulcode)	WY, NDR	-		-
	Descrição do uso e ocupação (lulc_desc)	WY, NDR	-		-
	Profundidade da raiz (root_depth)	WY	(ALLEN et al., 1998; SCHENK; JACKSON, 2002)		-
	Coeficiente de Evapotranspiração (etk)	WY	(ALLEN et al., 1998)		-
	Carga de Nutrientes em kg/ha/ano (load_p e/ou n)	NDR	(STEINKE; SAITO, 2008)		-
	Taxa de Efetividade de Retenção de Nutrientes (eff_p e/ou n)	NDR	(SHARP et al., 2015)		-
	Comprimento Crítico em metros (crit_len_p e/ou n)	NDR	(SHARP et al., 2015)	.csv	-
Presença de Vegetação (lulc_veg)	WY, NDR	-		-	
Valoração	Identificação das bacias hidrográficas (ws_id)	WP	-		-
	Custo anual de remoção do nutriente - \$/kg removido (cost)	WP	(CORSAN, 2022)		-
	Número de anos para o cálculo do valor presente líquido (time_span)	WP	-		-
	Taxa de desconto pelo número de anos calculados (discount)	WP	(SHARP et al., 2015)		-

Os dados espaciais foram organizados e padronizados no que diz respeito ao sistema de coordenadas e a resolução espacial padrão de 30 metros, determinada para o estudo. Foi adotada a projeção cartográfica do Sistema Universal Transversa de Mercator, fuso 22, hemisfério Sul, Datum SIRGAS 2000. Os dados com resolução espacial superior à 30 metros foram reamostrados através da ferramenta *Resample* do ArcGIS 10.6 (ESRI, 2018).

Métodos

A metodologia está dividida em 3 etapas. A primeira etapa consistiu em estimar a produção média anual de água na área de estudo; a segunda etapa estimou a taxa

de exportação e a capacidade de retenção de nutrientes (NTK e PT); a terceira etapa consistiu na valoração monetária do serviço de retenção de nutrientes.

1ª Etapa

O modelo *InVEST Water Yield* (Figura 2) tem a finalidade estimar as contribuições relativas da água de diferentes partes de uma paisagem e oferece informações sobre como as mudanças nos padrões de uso da terra afetam o rendimento anual da água superficial (LIN et al., 2017).

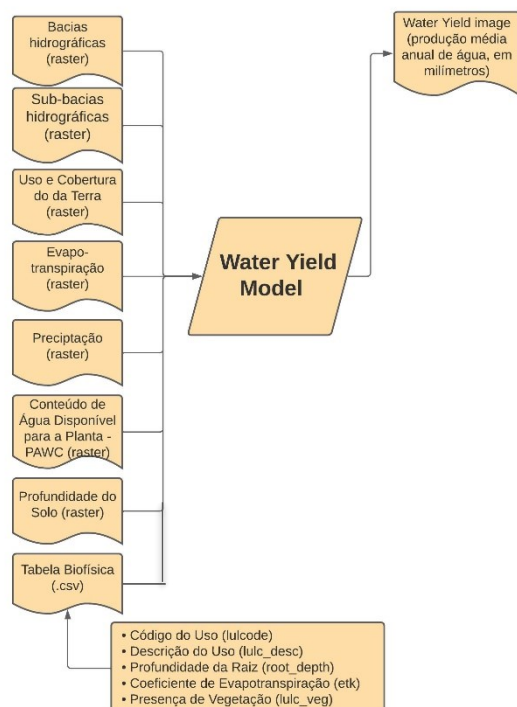


Figura 2: Fluxograma do modelo *Water Yield*

A evapotranspiração (ET) do balanço hídrico anual é estimada usando a curva de Budyko (Eastman, 2016), o conteúdo de água disponível para as plantas (ARAÚJO FILHO et al., 2020), a precipitação média anual (DE SOUSA et al., 2020) e um fator de sazonalidade que representa a quantidade e distribuição da precipitação sazonal. O fator de sazonalidade apresenta valores entre 1 e 10, em que valores próximos a 1 indicam que a precipitação ocorre predominantemente durante os meses de verão ou é uniformemente distribuída ao longo do ano e valores próximos a 10 indicam que mais precipitação ocorre durante os meses de inverno (SHARP et al., 2015). Foi utilizado o valor 4 como fator de sazonalidade, uma vez que a precipitação na região do ELP é regularmente distribuída ao longo do ano (WREGGE et al., 2011). Para um

determinado pixel, o rendimento de água é calculado como a subtração da precipitação pela evapotranspiração (ET).

A tabela biofísica (Tabela 2), baseada em valores de referência, apresenta os parâmetros para a simulação da produção de água, como o coeficiente de evapotranspiração K_c da FAO (etk) (Allen, 1998) multiplicado por 1000 (para ajustar a matriz de evapotranspiração de referência específica, de acordo com o sistema ambiental). A Tabela 2 também apresenta a profundidade da raiz dos sistemas ambientais vegetados e a indicação da presença de vegetação no sistema. Informações adicionais sobre o funcionamento do modelo podem ser encontradas em Eastman (2016) e Sharp et al. (2015).

Tabela 2: Tabela biofísica – parâmetros para simulação da produção média anual de água - modelo *Water Yield*

Código SA	Sistema Ambiental	Profundidade da Raiz (mm)	Coeficiente de Evapotranspiração (etk)	Presença de Vegetação
1	Marismas	203	1200	1
2	Agrícola	2100	650	1
3	Campos Associados à Pecuária	2100	650	1
4	Mata Ciliar	3700	1000	1
5	Lótico	1	1200	0
6	Florestal	3700	1000	1
7	Lêntico	1	1200	0
8	Banhado	203	1200	1
9	Praia e Duna	5	550	0
10	Aquaviário	1	1200	0
11	Silvicultura	3500	1000	1
12	Urbano	1	150	0
13	Viário Terrestre	1	150	0
14	Industrial	1	150	0
15	Portuário	1	150	0

O modelo produz 3 *rasters* de saída que medem o rendimento anual de água (mm) em diferentes escalas, podendo ser em nível de bacia e sub-bacia hidrográfica, bem como em nível de pixel. Em seguida, é calculado o valor médio de produção de água por sistema ambiental, utilizando a ferramenta de estatística zonal do ArcGIS 10.6 (ESRI, 2018), em que as entradas são os mapas de sistemas ambientais e o rendimento médio anual de água por pixel.

2ª Etapa

O modelo *Nutrient Delivery Ratio* do InVEST usa dados sobre escoamento, uso da terra, declividade, carregamento de nutrientes e taxa de filtração para determinar a taxa de exportação de nutrientes de cada pixel da imagem de sistemas ambientais. O modelo calcula, primeiramente, o escoamento médio de cada pixel. Posteriormente, estima quanto NTK e PT é exportado de um pixel para outro usando coeficientes de exportação apropriados. Por fim, determina quanto dessa carga de nutrientes atinge os cursos d'água. Após isso, o resultado da carga total exportada é agregado em nível de bacia e sub-bacia hidrográfica através de uma estatística zonal de somatória. O resultado da quantidade de nutrientes retida é realizado manualmente, em nível de sub-bacia hidrográfica, pixel e sistema ambiental, sendo o produto da diferença entre a carga total de nutrientes (NTK ou PT) e a quantidade de poluente exportada que atingiu o corpo hídrico. Por sub-bacia hidrográfica, o cálculo foi feito diretamente na tabela de atributos, e por pixel, o cálculo foi realizado através da ferramenta álgebra de mapas no ArcGIS 10.6 (ESRI, 2018). Para calcular a retenção e exportação em nível de sistema ambiental, são utilizados os resultados em nível de pixel destes dois indicadores, e calculada através de uma ferramenta de estatística zonal de somatória do ArcGIS 10.6 (ESRI, 2018). A Figura 3 apresenta um fluxograma detalhando o funcionamento do modelo.

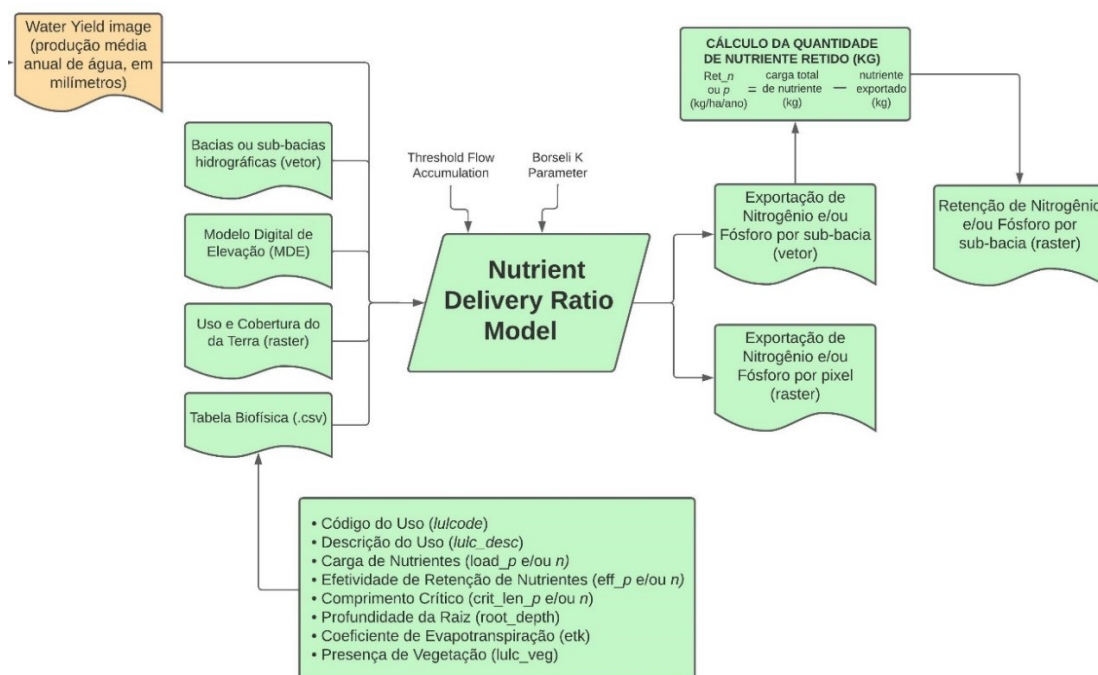


Figura 3: Fluxograma do modelo *Nutrient Delivery Ratio*

A tabela biofísica (Tabela 3), apresenta os parâmetros utilizados para a simulação da quantidade exportada e retida de nutrientes. A carga do nutriente (NTK ou PT) é o coeficiente de exportação, ou seja, a quantidade de nutriente exportada em kg/hectare/ano. A eficiência de retenção (NTK ou PT) é representada por um índice, em que valores próximos de 1 têm a maior capacidade de retenção e valores próximos de 0 têm a menor capacidade de retenção. O comprimento crítico é a distância, em metros, percorrida pelo nutriente, até que o sistema ambiental atinja sua capacidade máxima de retenção. Informações adicionais sobre o funcionamento do modelo podem ser encontradas em Eastman (2016) e Sharp et al. (2015).

Tabela 3: Tabela biofísica – parâmetros para simulação da exportação e retenção de nutrientes - modelo Nutrient Delivery Ratio

Código Uso da Terra	Classe de Uso	Carga Nutriente (P)	Eficiência Retenção (P)	Comprimento Crítico (P)	Carga Nutriente (N)	Eficiência Retenção (N)	Comprimento Crítico (N)
1	Marismas	0.124	0.7	25	2.555	0.8	10
2	Agrícola	3.57	0.48	15	10.768	0.05	25
3	Campos Associados à Pecuária	0.93	0.6	30	1.825	0.05	150
4	Mata Ciliar	0.124	0.8	25	2.008	0.75	250
5	Lótico	0	0.4	15	0.001	0.02	0
6	Florestal	1.36	0.67	20	2.19	0.8	300
7	Lêntico	0	0.4	15	0.001	0.02	0
8	Banhado	0.124	0.7	25	2.555	0.8	10
9	Praia e Duna	0.79	0.26	15	4	0.05	10
10	Aquaviário	0	0.4	15	0.001	0.05	0
11	Silvicultura	2.48	0.54	15	2.19	0.5	200
12	Urbano	2.1	0.26	15	4.65	0.05	10
13	Viário Terrestre	2.1	0.26	15	4.65	0.05	10
14	Industrial	2.1	0.26	15	4.65	0.05	10
15	Portuário	2.1	0.26	15	4.65	0.05	10

3° Etapa

O modelo *Water Purification*, presente no software TerrSet (EASTMAN, 2020) tem o funcionamento semelhante ao modelo NDR, sendo complementado por um módulo de valoração monetária do serviço de retenção de nutrientes. Este modelo calcula o valor do serviço ecossistêmico de retenção de nutrientes com base no custo evitado com a remoção destes poluentes pelo processo de tratamento de água e esgoto, em uma escala de sub-bacia hidrográfica, tanto para NTK quanto para PT. A equação utilizada para o cálculo é a seguinte:

$$Value_w = cost(p) * retained_w * \sum_{t=0}^{T-1} \frac{1}{(1+r)^t}$$

Em que $cost(p)$ é o custo anual de tratamento em \$/kg de nutriente removido, para o poluente de interesse p . O $retained_w$ é o poluente total retido pela sub-bacia w . O T é o intervalo de tempo do modelo, que neste estudo é de 30 anos (tempo médio de vida de uma estação de tratamento). O r é a taxa de desconto anual de mercado usada para calcular o valor presente líquido, que neste estudo é 5, valor padrão oferecido pelo modelo.

Para estimar o custo anual de tratamento foi considerando o valor praticado pela concessionária local (Companhia Riograndense de Saneamento - CORSAN) para o tratamento de esgoto, na categoria residencial básico que é de R\$5,25/m³ (CORSAN, 2022). As concentrações de nutrientes no esgoto variam de 20 a 85mg/l (NTK) e de 04 a 15 mg/l (PT), o que corresponde a 0,02 kg/m³ e 0,085 kg/m³ e 0,004 kg/m³ e 0,015 kg/m³, respectivamente (Metcalf e Eddy, 1991). Diante disso, o custo comercial de remoção de nutrientes varia, então, entre R\$ 61,76 e R\$ 262,50/kg para NTK e de R\$ 350 a 1.312,50 para PT.

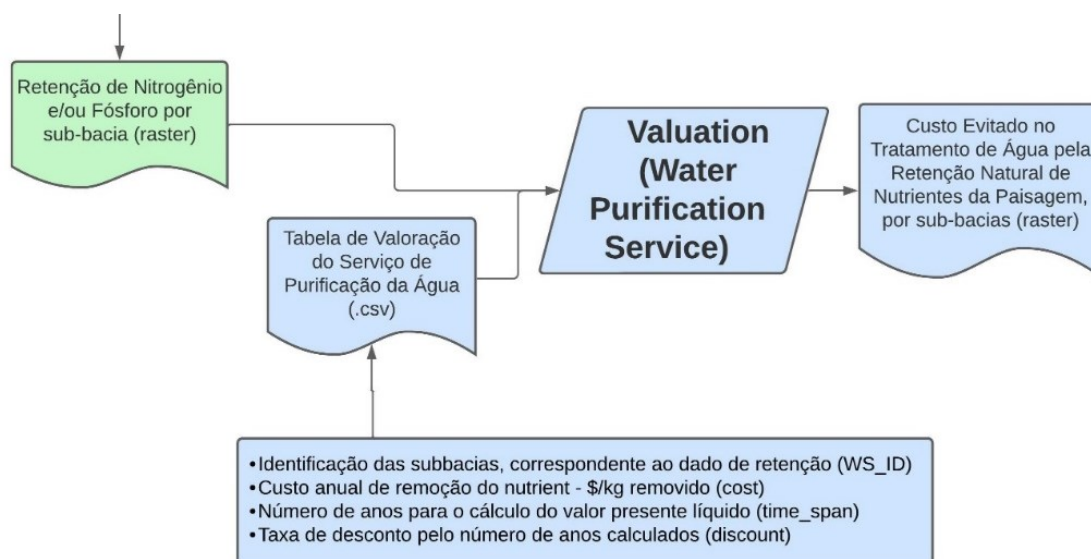


Figura 4: fluxograma do modelo *Water Purification – Valuation*

3 – Resultados

Produção de Água no Estuário da Lagoa dos Patos

O ELP demonstrou um relevante potencial de produção de água. A porção da bacia hidrográfica Mirim-São Gonçalo no ELP apresentou a maior média anual de produção de água, com 2.147.483.647 mm/ano (Figura 5A).

Nos resultados em nível de sub-bacias, é possível observar a variabilidade do potencial de produção de água (Figura 5B). Sub-bacias como a do Arroio Moreira (cód. 139), Arroio Pelotas (cód. 73) e aquelas às margens da Lagoa Mirim e do início do Canal São Gonçalo (cód. 61 e 03) apresentaram produção de água alta ou muito alta, com médias anuais que variaram de 109.489.096 mm a 197.044.208 mm. A sub-bacias cód. 78, inserida na bacia do Litoral Médio, foi a que demonstrou maior potencial de produção de água, com 317.585.056 mm/ano. As sub-bacias com as menores médias anuais de produção de água estão localizadas na margem esquerda do ELP.

A imagem em nível de *pixel* (Figura 5C) apresenta valores de produção média de água que variam em um intervalo entre 0 e 1.113,23 mm/ano. Os pixels com alta produção de água estão uniformemente distribuídos em toda a extensão do ELP, principalmente na porção mais ao norte no limite entre as bacias Mirim-São Gonçalo e do Camaquã. Já as menores taxas estão localizadas em pequenas áreas ao sul do município de Rio Grande.

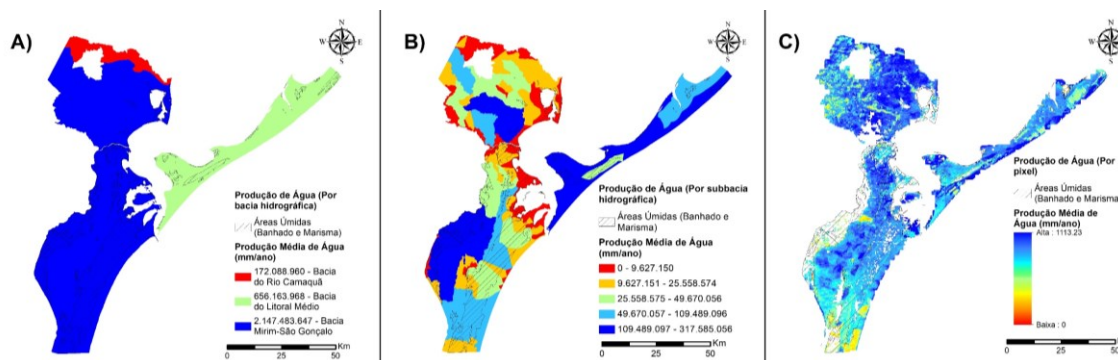


Figura 5: Produção média anual de água, milímetros, em nível de bacia hidrográfica (A), sub-bacia hidrográfica (B), pixel (C) e sistema ambiental (D).

Retenção de Nutrientes no Estuário da Lagoa dos Patos

Nitrogênio Total – NTK

Os resultados demonstraram que o carregamento superficial de NTK para área total do ELP é de 12.713.186,68 kg/ano, a exportação de 2.096.160,95 kg/ano e a retenção de 10.617.025,73 kg/ano, o que representa uma taxa de exportação de 16,5% e retenção de 83,5% (Tabela MS1 – Material Suplementar). As áreas que mais contribuem para a exportação de nutrientes estão localizadas principalmente na área central do município de Rio Grande e ao norte do município de Pelotas, com valores máximos de contribuição de 2.65 kg/pixel (figura 6 A).

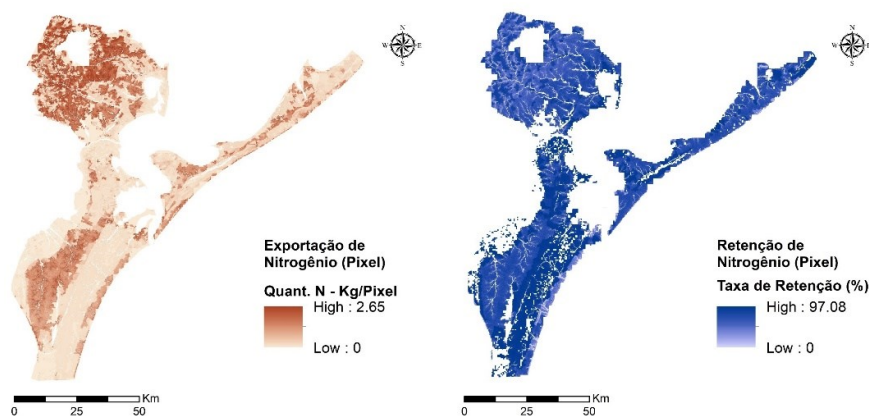


Figura 6: Exportação anual de NTK em kg/pixel (esq.) e Percentual anual retido de NTK %/pixel (dir.)

A Figura 7 apresenta os resultados em nível de sub-bacia. As sub-bacias com maior contribuição de NTK são a do Arroio Pelotas (Cod.73), aquelas às margens da Lagoa Mirim (Cód. 61) e do início do canal são Gonçalo (Cód. 03), como também uma sub-bacia pertencente à bacia do litoral médio, na margem direita da Lagoa do Patos, com carregamento superficial que varia de 945.422,49 kg/ano a 1.042.374,42 kg/ano. A exportação dessas bacias varia entre 139.457 kg/ano e 164.167 kg/ano, o que representa uma taxa de exportação de 14,4% a 17,3% e, conseqüentemente, uma retenção de 82,7% a 85,6%. Estas sub-bacias foram, proporcionalmente, as que mais retiveram NTK em kg. As bacias que menos exportaram NTK estão localizadas na margem esquerda da Lagoa dos Patos. Conseqüentemente, tais bacias apresentaram uma elevado percentual de retenção, acima de 90%, porém, com valores absolutos em kg, baixos. A figura 7 apresenta os resultados a nível de sub-bacia.

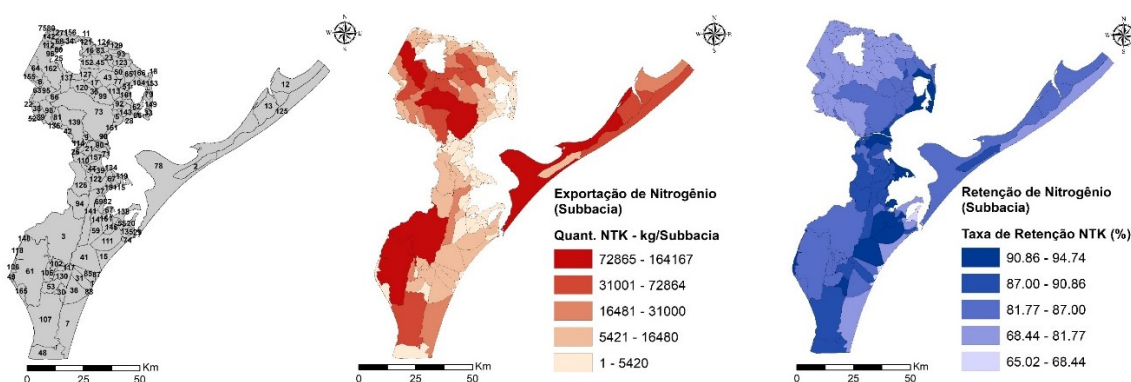


Figura 7: Exportação anual de NTK em kg/sub-bacia (esq.) e percentual anual retido de NTK %/sub-bacia (dir.)

Em nível de sistema ambiental (Figura 8), a maior contribuição está associada à atividade agrícola, com uma exportação de NTK de 16.944.627,88 kg/ano, seguida por praias e dunas, com 135.636,02 kg/ano e campos-pecuária, com 125.580,17

kg/ano, com taxas de retenção de 82,8%, 76,5% e 85,8%, respectivamente, que somadas correspondem a 9.367.455,53 kg/ano. Em contrapartida, os sistemas que menos contribuem com a exportação de NTK foram marisma (2.375,35 kg/ano) e florestal (4.639,95 kg/ano), com taxas de retenção de 93,4% e 89,3%, respectivamente.

Vale destacar, também, o resultado do sistema banhado nesta análise. Seu carregamento superficial anual de NTK é de 829.025,44 kg/ano, dos quais apenas 52.004,41 kg/ano foi exportado, atingindo o corpo hídrico, com uma taxa de retenção de 93,7% que representa 777.021,03 kg/ano em valores absolutos. Assim, os banhados possuem o maior percentual de retenção na análise do conjunto de sistemas ambientais do ELP. O resultado de todos os parâmetros para todos os sistemas ambientais pode ser observado na Tabela 4.

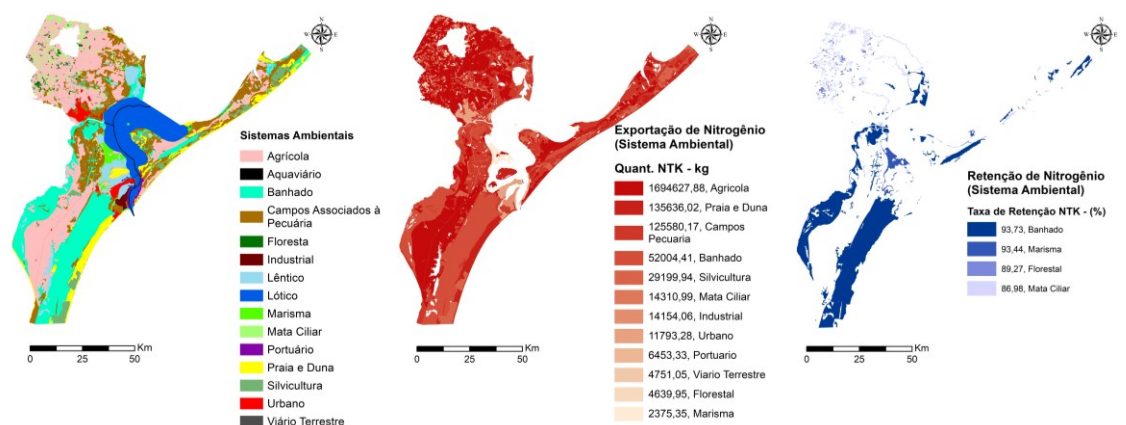


Figura 8: Exportação anual de NTK, em kg (esq.); Percentual anual retido de N (dir.)

Tabela 4: carregamento, exportação e retenção de NTK, em kg/ano e %/ano, por sistema ambiental do ELP.

Sistema Ambiental	Área Ocupada (ha)	Kg/ano				%ano	
		Carregamento Superficial (NTK)	Exportação (NTK)	Retenção (NTK)	Retençã o (NTK) por ha	Exportação (NTK)	Retenção (NTK)
Agrícola	200.764,39	9.861.066,42	1.694.627,88	8.166.438,54	40,68	17,19	82,81
Banhado	119.596,70	829.025,45	52.004,41	777.021,04	6,50	6,27	93,73
Campos-Pecuária	105.639,75	885.475,52	125.580,17	759.895,35	7,19	14,18	85,82
Florestal	6.575,69	43.261,96	4.639,95	38.622,01	5,87	10,73	89,27
Industrial	2.815,26	56.919,20	14.154,06	-	-	24,87	-
Marisma	8.589,40	36.217,48	2.375,35	33.842,13	3,94	6,56	93,44
Mata Ciliar	17.625,67	109.919,18	14.310,99	95.608,20	5,42	13,02	86,98
Portuário	1.898,32	23.069,79	6.453,34	-	-	27,97	-
Praia e Duna	38.115,41	576.757,66	135.636,02	441.121,64	11,57	23,52	76,48
Silvicultura	27.400,04	191.462,86	29.199,94	162.262,91	5,92	15,25	84,75

Sistema Ambiental	Área Ocupada (ha)	Kg/ano				%ano	
		Carregament o Superficial (NTK)	Exportação (NTK)	Retenção (NTK)	Retençã o (NTK) por ha	Exportação (NTK)	Retenção (NTK)
Urbano	11.524,19	63.697,04	11.793,28	-	-	18,51	-
Viário Terrestre	1.160,50	32.389,49	4.751,06	-	-	14,67	-

Fósforo Total – PT

Os resultados demonstraram que o carregamento superficial de PT para área total do ELP foi de 4.204.006,78 kg/ano, a exportação de 702.325,50 kg/ano e a retenção de 3.501.681,27 kg/ano, o que representa uma taxa de exportação de 16,7% e retenção de 83,3% (Tabela MS1 – Material Suplementar). A distribuição espacial das fontes de nutrientes é semelhante a do NTK, no entanto com valores máximos inferiores, atingindo uma exportação máxima de 0.91 kg/pixel (Figura 9).

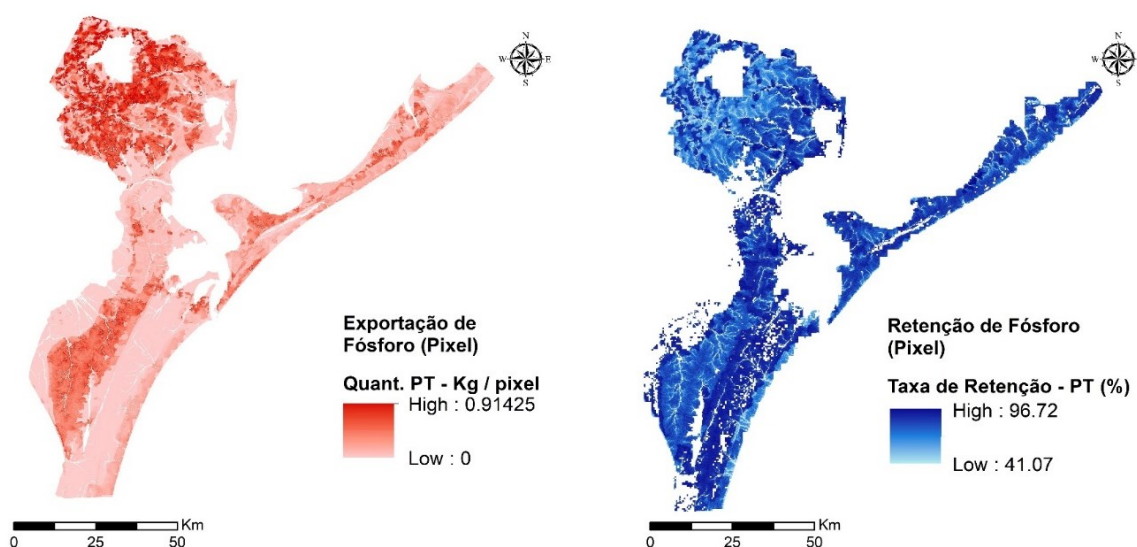


Figura 9: exportação anual de PT em kg/pixel (esq.) e Percentual anual retido de PT %/pixel (dir.)

O resultado em nível de sub-bacia está apresentado na Figura 10. As sub-bacias com maior contribuição de PT também são as mesmas da análise do NTK, diferenciadas apenas pelos valores de carga, exportação e retenção. As sub-bacias já mencionadas possuem um carregamento superficial que varia de 316.321 kg/ano a 380.383 kg/ano. A exportação dessas bacias varia entre 49.128 kg/ano e 56.618 kg/ano, o que representa uma taxa de exportação de 14,3% a 16,7% e consequentemente uma retenção de 83,3% - 84,5%. Estas sub-bacias foram, proporcionalmente, as que mais retiveram NTK em kg. As bacias que menos exportaram PT estão localizadas na margem esquerda da Lagoa dos Patos. Consequentemente, tais bacias apresentaram uma elevado percentual de retenção,

que podem chegar a 92%, porém, com valores absolutos em kg, baixos. O resultado a nível de sub-bacia está apresentando na figura 10.

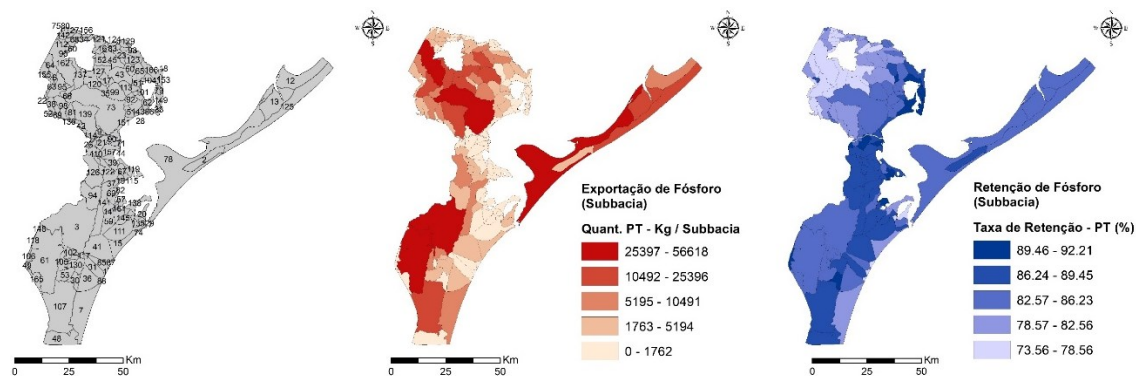


Figure 10: exportação anual de NTK em kg/sub-bacia (esq.) e percentual anual retido de NTK %/sub-bacia (dir.)

Em nível de sistema ambiental (figura 11) o panorama não se repete completamente. Apesar do sistema Agrícola seguir sendo aquele que mais contribui com nutrientes, com uma exportação de PT de 571.827,90 kg/ano, agora o sistema Campos-Pecuária aparece em segundo lugar com exportação de 55.370,27 kg/ano e em terceiro o sistema Silvicultura, com 29.549,59 kg/ano. Suas taxas de retenção são de 82,5%, 87,6% e 86%, respectivamente, o que representa em valores absolutos 3.272.328,92 kg/ano. Os sistemas que menos contribuíram com a exportação de PT foram marisma (211,38 kg/ano) e mata ciliar (1.116,69 kg/ano), com taxas de retenção de 89,8% e 89,1%, respectivamente.

Novamente, o sistema banhado apresenta a maior taxa de retenção no conjunto de dados analisados, tendo retido 90,5% da carga superficial de PT (41.673,81 kg/ano). O resultado de todos os parâmetros para todos os sistemas ambientais pode ser observado na Tabela 5.

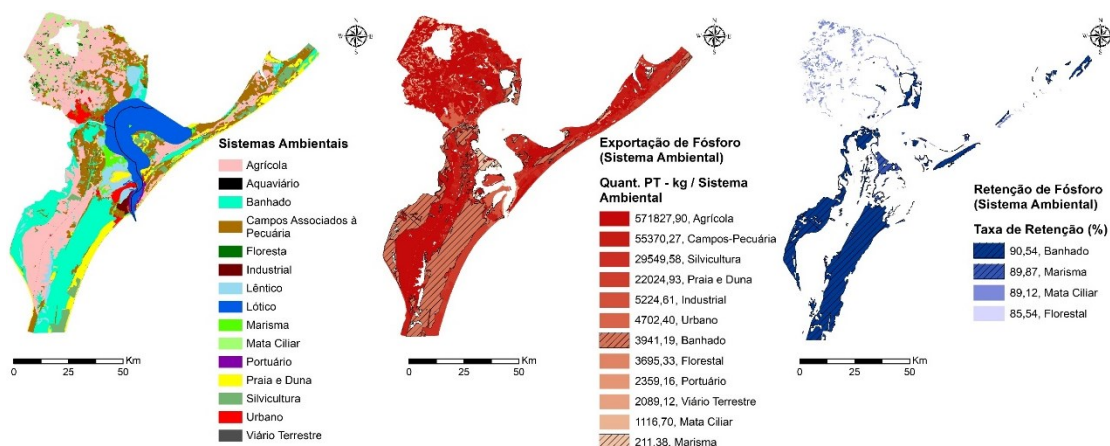


Figura 11: Exportação anual de P, em kg (esq.); Percentual anual retido de P (dir.), por pixel, sub-bacia e por classe de uso do solo.

Tabela 5: carregamento, exportação e retenção de PT, em kg/ano e %/ano, por sistema ambiental do ELP.

Sistema Ambiental	Área Ocupada (ha)	kg/ano				%ano	
		Carregamento Superficial (PT)	Exportação (PT)	Retenção (PT)	Retenção (PT) por ha	Exportação (PT)	Retenção (PT)
Agrícola	200.764,39	3.270.094,83	571.827,90	2.698.266,93	13,44	17,49	82,51
Banhado	119.596,70	41.673,81	3.941,19	37.732,62	0,32	9,46	90,54
Campos-Pecuária	105.639,75	446.980,20	55.370,27	391.609,93	3,71	12,39	87,61
Florestal	6.575,69	25.551,16	3.695,33	21.855,83	3,32	14,46	85,54
Industrial	2.815,26	25.713,06	5.224,61	-	-	20,32	-
Marisma	8.589,40	2.086,24	211,38	1.874,85	0,22	10,13	89,87
Mata Ciliar	17.625,67	10.264,44	1.116,69	9.147,75	0,52	10,88	89,12
Portuário	1.898,32	10.379,46	2.359,16	-	-	22,73	-
Praia e Duna	38.115,41	114.779,56	22.024,94	92.754,63	2,43	19,19	80,81
Silvicultura	27.400,04	212.001,64	29.549,59	182.452,06	6,66	13,94	86,06
Urbano	11.524,19	28.713,02	4.702,40	-	-	16,38	-
Viário Terrestre	1.160,50	14.458,08	2.089,12	-	-	14,45	-

Estatística Descritiva

A Tabela 6 apresenta os parâmetros estatísticos descritivos básicos dos dados de nitrogênio e fósforo para os sistemas ambientais naturais (banhado, marisma, floresta e mata ciliar). Os parâmetros analisados foram carga superficial, exportação e retenção (tabela 6).

Tabela 6: Estatística descritiva – modelo NDR

NITROGÊNIO TOTAL – NTK (kg)													
Sistema Ambiental	Parâmetro	Contagem	Soma	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	Intervalo	Minoria	Maioria	Variedade	Variância
Banhado	Exportação	1230561,00	52004,41	0,04	0,05	0,04	0,00	1,84	1,84	0,00	0,00	772271,00	0,00
	Retenção	796364,00	53359,76	0,07	0,06	0,02	0,03	0,62	0,59	0,03	0,09	754062,00	0,00
	Carga Superficial	1328430,00	829025,45	0,62	0,86	0,49	0,00	6,50	6,50	0,00	0,00	6810,00	0,24
Florestal	Exportação	72473,00	4639,95	0,06	0,05	0,09	0,00	1,83	1,83	0,01	0,00	65076,00	0,01
	Retenção	65121,00	6820,12	0,10	0,10	0,05	0,03	1,05	1,02	0,03	0,06	64962,00	0,00
	Carga Superficial	73028,00	43261,96	0,59	0,56	0,51	0,00	6,15	6,15	0,36	0,00	1635,00	0,26
Mata Ciliar	Exportação	183843,00	14310,99	0,08	0,07	0,10	0,00	2,21	2,21	0,00	0,00	158511,00	0,01
	Retenção	159200,00	21619,45	0,14	0,13	0,05	0,03	0,76	0,72	0,03	0,22	158028,00	0,00
	Carga Superficial	195744,00	109919,18	0,56	0,56	0,53	0,00	6,59	6,59	0,00	0,00	3551,00	0,28
Marisma	Exportação	82097,00	2375,35	0,03	0,00	0,04	0,00	1,63	1,63	0,00	0,00	34620,00	0,00
	Retenção	34626,00	2341,72	0,07	0,06	0,02	0,03	0,60	0,56	0,03	0,06	34529,00	0,00
	Carga Superficial	95400,00	36217,48	0,38	0,00	0,51	0,00	5,75	5,75	0,00	0,00	446,00	0,26

FÓSFORO TOTAL – PT (kg)													
Banhado	Exportação	1230561,00	13087,15	0,01	0,01	0,01	0,00	1,11	1,11	0,00	0,00	772628,00	0,00
	Retenção	796120,00	79834,14	0,10	0,10	0,03	0,03	0,48	0,45	0,03	0,14	756903,00	0,00
	Carga Superficial	1328430,00	41673,81	0,03	0,04	0,04	0,00	2,15	2,15	0,02	0,00	6725,00	0,00
Florestal	Exportação	72473,00	11697,83	0,16	0,15	0,10	0,00	1,22	1,22	0,01	0,00	65046,00	0,01
	Retenção	65121,00	9467,82	0,15	0,15	0,04	0,04	0,42	0,38	0,04	0,08	64868,00	0,00
	Carga Superficial	73028,00	25551,16	0,35	0,35	0,19	0,00	2,04	2,04	0,02	0,00	1643,00	0,04
Mata Ciliar	Exportação	183843,00	4820,97	0,03	0,02	0,09	0,00	1,47	1,47	0,00	0,00	158279,00	0,01
	Retenção	159025,00	16177,24	0,10	0,10	0,03	0,03	0,43	0,40	0,03	0,09	157617,00	0,00
	Carga Superficial	195744,00	10264,44	0,05	0,03	0,18	0,00	2,18	2,18	0,02	0,00	3511,00	0,03
Marisma	Exportação	82097,00	689,39	0,01	0,00	0,03	0,00	1,12	1,12	0,01	0,00	34598,00	0,00
	Retenção	34600,00	3498,44	0,10	0,10	0,02	0,05	0,47	0,41	0,05	0,08	34505,00	0,00
	Carga Superficial	95400,00	2086,24	0,02	0,00	0,07	0,00	1,91	1,91	0,04	0,00	435,00	0,01

Para NTK, os quatro sistemas ambientais apresentaram pouca variação de valores, conforme demonstra o desvio padrão, com valores abaixo de 1. Apesar de apresentar alguns valores atípicos muito altos, como no parâmetro de carga de superfície (6,59 kg), a frequência dos valores está concentrada entre valores similares à média e mediana.

Para retenção de PT, nos quatro sistemas ambientais, existe pouca variação dos valores, com um desvio padrão baixo, associado à mediana e média, valores máximos e valores de frequência próximos a zero, sem valores atípicos em sua distribuição, demonstrando uma uniformidade dos dados.

Já para exportação de PT, há valores atípicos em todos os sistemas ambientais analisados, em sua maioria próximos a 1, mas também próximos a 2 no sistema de mata ciliar. No entanto, sua frequência de valores é majoritariamente de valores similares à média e mediana. Em carga superficial de PT, um número maior de valores atípicos foi identificado, chegando próximos a 2, no entanto, a frequência e desvio padrão estão próximos à média e mediana.

Desta forma, os valores atípicos mais acentuados estão dispostos nos dados de nitrogênio, em carga de superfície, assim sendo a distribuição de fósforo é mais uniforme que a de nitrogênio.

Valoração econômica do serviço de purificação da água no Estuário da Lagoa dos Patos

Considerando a área total do ELP, o Valor de Economia Gerada - VDEG varia entre R\$ 10.453.580.309,00 e R\$ 44.898.984.070,79 para NTK e R\$

19.782.310.509,00 e R\$ 74.155.403.012,48 para PT, levando em conta o custo comercial mínimo e máximo de remoção dos referidos nutrientes. Estes valores correspondem ao acumulado de 30 anos. A porção da bacia hidrográfica Mirim-São Gonçalo inserida no ELP possui o maior potencial de valoração econômica, com VDEG's que chegaram até R\$ 35.471.670.255,41 e R\$ 56.739.513.734,18, para NTK e PT, respectivamente (Tabela 7).

Tabela 7: Valor de economia gerada – VDEG, por bacia hidrográfica.

Bacia Hidrográfica	Valoração (R\$/30anos)			
	VDEG - Custo Mínimo (NTK - R\$ 61,76/kg e PT - R\$ 350/kg)		VDEG - Custo Máximo (NTK - R\$ 262,50/kg e PT - 1.312,50/kg)	
	PT	NTK	PT	NTK
Camaquã	R\$ 1.440.540.716,00	R\$ 749.705.759,00	R\$ 5.399.969.726,30	R\$ 3.220.047.703,38
Litoral Médio	R\$ 3.205.466.304,00	R\$ 1.445.203.176,00	R\$ 12.015.919.552,00	R\$ 6.207.266.112,00
Mirim-São Gonçalo	R\$ 15.136.303.489,00	R\$ 8.258.671.374,00	R\$ 56.739.513.734,18	R\$ 35.471.670.255,41
Total	R\$ 19.782.310.509,00	R\$ 10.453.580.309,00	R\$ 74.155.403.012,48	R\$ 44.898.984.070,79

O ELP possui aproximadamente 166 sub-bacias hidrográficas, divididas entre as 3 bacias principais acima mencionadas. As sub-bacias que apresentaram maior retenção, em kg, são conseqüentemente, as sub-bacias que demonstraram o maior potencial de valoração econômica. Considerando o custo máximo de remoção de nutrientes, a sub-bacia “61 – Margem Mirim”, por exemplo, apresentou a maior valoração para a retenção NTK, com um VDEG de R\$ 3.772.007.424,00. Já para a retenção de PT, a sub-bacia “78 – Margem L. Patos” apresentou um VDEG de R\$ 6.901.285.888,00, sendo o maior no conjunto de sub-bacias analisadas. A Tabela 8 apresenta um fragmento da tabela de valoração do serviço ecossistêmico de retenção de nutrientes, na escala de sub-bacia, com as bacias que apresentaram os maiores e os menores VDEG, considerando os custos mínimo e máximo. A tabela com os dados completos de todas as sub-bacias encontra-se no material suplementar (Tabela MS1 – Apêndice B).

Tabela 8: valor de economia gerada – VDEG, por sub-bacia hidrográfica.

Bacia Hidrográfica	Sub-bacia Hidrográfica (ID)	Valoração (R\$/30anos)			
		VDEG - Custo Mínimo (NTK - R\$ 61,76/kg e PT - R\$ 350/kg)		VDEG - Custo Máximo (NTK - R\$ 262,50/kg e PT - R\$ 1.312,50/kg)	
		PT	NTK	PT	NTK
Litoral Médio	78 – Margem L. Patos	R\$ 1.841.044.224,00	R\$ 844.124.544,00	R\$ 6.901.285.888,00	R\$ 3.625.584.128,00
Mirim-São Gonçalo	61 – Margem Mirim	R\$ 1.599.310.336,00	R\$ 878.215.488,00	R\$ 5.995.128.832,00	R\$ 3.772.007.424,00
Mirim-São Gonçalo	73 – Arroio Pelotas	R\$ 1.594.833.792,00	R\$ 769.227.968,00	R\$ 5.978.348.032,00	R\$ 3.303.897.088,00
Mirim-São Gonçalo	3 – Margem S. Gonçalo	R\$ 1.509.476.608,00	R\$ 803.396.736,00	R\$ 5.658.380.800,00	R\$ 3.450.654.720,00

-----		-----			
Camaquã	146	R\$ 33.950,00	R\$ 40.327,00	R\$ 127.262,30	R\$ 173.209,38
Mirim-São Gonçalo	118	R\$ 12.596,00	R\$ 46.525,00	R\$ 47.218,29	R\$ 199.830,17
Mirim-São Gonçalo	144	R\$ 10.641,00	R\$ 19.483,00	R\$ 39.888,35	R\$ 83.681,59
Mirim-São Gonçalo	72	R\$ 785,00	R\$ 2.932,00	R\$ 2.941,65	R\$ 12.592,02

A análise da valoração econômica em nível de sistema ambiental (Tabela 9) foi feita de forma distinta. Foi realizado apenas o cálculo anual, baseado nos custos comerciais mínimos e máximos, por kg, para a remoção dos nutrientes alvo deste estudo. Além disso, o cálculo desconsiderou sistemas ambientais antrópicos (agrícola, campos-pecuária, silvicultura, industrial, portuário e urbano), tendo em vista sua característica antropogênica de aporte de nutrientes. Foram desconsiderados também os sistemas aquáticos (lótico, lêntico e aquaviário), pois o modelo tem a premissa de avaliar o serviço de retenção de nutrientes, antes da carga atingir o corpo hídrico.

No sistema de banhados, considerando o custo mínimo anual para remoção de NTK, o VDEG é de R\$ 47.400.000,00 (R\$ 396,33 por hectare). Já a de PT, o VDEG é de R\$ 13.210.000,00 (R\$ 110,45 por hectare). Ao calcular, considerando o custo máximo anual de remoção, o VDEG para NTK chega a R\$ 203.968.022,23 (R\$ 1.705,47 por hectare) e de PT a R\$ 49.524.063,10 (R\$ 414,09 por hectare).

O VDEG a partir do sistema de marismas para NTK foi de R\$ 2.064.000,00 (R\$ 240,30 por hectare) e, para PT, de R\$ 656.200,00 (R\$ 76,40 por hectare), considerando o custo mínimo. Ao considerar o custo máximo, o VDEG é de R\$ 8.883.559,03 (R\$ 1.034,25 por hectare), para NTK e de R\$ 2.460.746,81 (R\$ 286,49 por hectare) para PT.

O sistema florestal também compôs a análise e apresentou um VDEG para NTK que variou de R\$ 2.356.000,00 a R\$ 10.138.277,20, e para PT, uma variação de R\$ 7.650.000,00 a R\$ 28.685.771,57, considerando os custos mínimos e máximos. Os valores por hectare foram o de maior destaque na análise, com VDEG's máximos que chegaram a R\$ 1.541,78 (NTK) e R\$ 4.362,40 (PT).

Por fim, temos o sistema de mata ciliar, cujo VDEG para NTK variou de R\$ 5.832.000,00 a R\$ 25.097.151,36. Para PT, o VDEG variou de R\$ 3.202.000,00 a R\$ 12.006.420,83. Este sistema também obteve valores significativos a nível de hectare, com VDEG's máximos de R\$ 1.423,90 (NTK) e R\$ 681,19 (PT).

Tabela 9: valor de economia gerada – VDEG, por sistema ambiental

Sistema Ambiental	Área Ocupada (ha)	Valoração (R\$/ano)							
		VDEG - Custo Mínimo (NTK - R\$ 61,76/kg e PT - R\$ 350/kg)				VDEG - Custo Máximo (NTK - R\$ 262,50/kg e PT - 1.312,50/kg)			
		NTK	PT	NTK/ha	PT/ha	NTK	PT	NTK/ha	PT/ha
Banhado	119.596,70	47.400.000,00	13.210.000,00	396,33	110,45	203.968.022,03	49.524.063,10	1.705,47	414,09
Florestal	6.575,69	2.356.000,00	7.650.000,00	358,29	1.163,38	10.138.277,20	28.685.771,57	1.541,78	4.362,40
Marisma	8.589,40	2.064.000,00	656.200,00	240,30	76,40	8.883.559,03	2.460.746,81	1.034,25	286,49
Mata Ciliar	17.625,67	5.832.000,00	3.202.000,00	330,88	181,67	25.097.151,36	12.006.420,83	1.423,90	681,19

4 – Discussão

Diversos estudos foram conduzidos ao redor do mundo afim de quantificar o SE purificação da água e o seu valor econômico associado (BADAMFIROOZ; MOUSAZADEH; SARKHEIL, 2021; JANSSON; FOLKE; LANGAAS, 1998; JOHNSTON, 1991; MERETA et al., 2020). A nossa análise buscou avaliar a capacidade de retenção de nutrientes por áreas úmidas (banhados e marismas) no sul do Brasil e o valor monetário associado a esse serviço ecossistêmico. Para isso foram utilizados modelos espacialmente explícitos que calcularam o escoamento superficial de água, a quantidade de nutrientes exportada para o corpo d'água, a quantidade retida pelos sistemas ambientais e o valor econômico. Este estudo é um dos primeiros conduzidos na região sul do Brasil, uma região com um extenso capital natural e com áreas úmidas de grande valor ecológico devido ao seu nível de preservação que, inclusive, são parte do acordo de preservação firmado na convenção de Ramsar.

Ao analisar os resultados, percebe-se que existe uma relação diretamente proporcional entre a quantidade de carga de nutrientes de um determinado sistema ambiental e o fluxo/utilização do serviço ecossistêmico de retenção de nutrientes. Foi observado que sistemas como o agrícola e campos-pecuária, apresentaram valores absolutos de retenção muito superiores aos das áreas úmidas, ou outros sistemas naturais como florestas, por exemplo. Hou et al. (2020) explicam que a intensidade de carregamento de nutrientes é maior em atividades agrícolas, pois trata-se de uma atividade que aplica manejo químico do solo (fertilização), o que confere cargas de nutrientes mais elevadas, logo, uma maior exportação, o que aumenta a sua demanda pelo SE de retenção: fato este comprovado também por Mereta et al. (2020) em outro estudo. Isso leva a crer que a retenção de nutrientes é determinada mais fortemente pela demanda pelo SE do que pelo potencial de retenção do ecossistema em si (Hou et al., 2020).

Neste sentido, entendemos que o padrão de distribuição espacial da paisagem numa bacia hidrográfica tem maior influência no SE de retenção de nutrientes que a natureza do ecossistema. Observando os resultados em nível de sub-bacias, é possível entender esta afirmação, pois as sub-bacias 61 e 03, que estão entre as de maior capacidade de retenção, possuem uma forte atividade agrícola e de pecuária à montante. No entanto, possuem também grandes extensões de banhados à jusante, e essa distribuição espacial dos sistemas ambientais lhes conferiu as maiores retenções em valores absolutos (kg). Vale destacar também que Steinke & Saito (2008) apresentaram a região do início do Canal São Gonçalo como uma região de alto risco de degradação devido à sua grande carga e exportação de nutrientes.

Apesar da agricultura apresentar uma retenção maior, em números absolutos, isto, obviamente, não justifica a substituição de áreas vegetação natural por atividade agrícola, como compensação pela perda de serviços ecossistêmicos, pois implicaria em um maior aporte e exportação de nutrientes, gerando mais riscos aos sistemas naturais. Segundo Leh et al. (2013), diversos estudos sobre o tema já documentaram o declínio da qualidade da água como resultado do aumento de áreas agrícolas.

No presente estudo, a valoração econômica do SE de retenção de nutrientes utilizou uma abordagem baseada em custo evitado no tratamento de esgoto para remoção de nutrientes. La Notte et al. (2012) explica que a lógica subjacente a uma abordagem de avaliação baseada em custos é amplamente conhecida e parte da premissa que ao remover, ainda que parcialmente, as descargas de nutrientes decorrentes das atividades humanas, os ecossistemas fornecem um serviço ecossistêmico de valor inestimável, prevenindo a degradação do ecossistema, o que, por sua vez, afetaria negativamente a saúde humana e as condições de vida.

Uma das vantagens de método utilizado no presente estudo é a objetividade trazida nos seus resultados, pois se baseiam em valores reais praticados pela concessionária local de saneamento no ELP e consideram também o tempo de vida médio das estações de tratamento para a determinação do valor líquido presente. Esta clareza na aquisição dos dados de entrada permite que os resultados possam servir de base para a construção de uma estrutura de valoração econômica em termos de compensação por remoção dos ecossistemas em questão.

Apesar da valoração econômica ter sido realizada separadamente para NTK e para PT, o serviço ecossistêmico de retenção de nutrientes ocorre simultaneamente (uma vez que a função ecológica é a mesma). Diante disso, em termos de uso

enquanto política pública de compensação por supressão da vegetação, este estudo recomenda o uso do maior VDEG entre o PT e NTK. A Tabela 10 apresenta os dados de VDEG máximo para os sistemas naturais analisados.

Tabela 10: VDEG recomendados para compensação por supressão da vegetação

Valor de Economia Gerada - VDEG	
Sistema Ambiental	VDEG/hectare (NTK e PT)
Banhado	R\$ 1.705,47
Florestal	R\$ 4.362,40
Marisma	R\$ 1.034,25
Mata Ciliar	R\$ 1.423,90

Vale a salientar que este estudo contabilizou apenas um serviço (retenção de nutrientes), no entanto, a qualidade da água gerada por esse serviço influencia em muitas outras atividades e SE que não somente a disponibilidade de água limpa para beber, mas também, irrigação, recreação, pesca ou simplesmente a percepção estética, que também tem seu próprio valor econômico associado. Portanto, isso deve ser mantido em mente ao comparar valores monetários resultantes de diferentes técnicas de avaliação (LA NOTTE et al., 2012), e também que os resultados aqui apresentados ainda são uma subestimativa, uma vez que não avalia a totalidade dos serviços oferecidos

Os modelos utilizados neste artigo possuem algumas limitações metodológicas. Os modelos da ferramenta InVEST proporcionam ao usuário avaliar de forma simplificada os sistemas ambientais e suas funções ecológicas, que em geral, são processos bastante complexos. A qualidade do conjunto de dados de entrada de um modelo geoespacial vai definir a coerência dos seus resultados e diante disso, a aquisição desses dados deve ocorrer de forma muito criteriosa. A primeira limitação reside justamente na dificuldade de aquisição de dados de qualidade. A resolução dos dados geoespaciais foi uma das limitações, pois a disponibilidade de dados em resolução espacial adequada ao estudo (30 m) era escassa. Dados como o de evapotranspiração e precipitação precisaram ser reamostrados devido à sua baixa resolução espacial. Além disso, os resultados são intensamente afetados pelas informações biofísicas associadas às classes de uso da terra (ou sistemas ambientais). No entanto, não existem muitos bancos de dados capazes de prover informações precisas, com caráter tão específico como carga superficial de nutrientes por classe de uso, ou a profundidade das raízes de classes

de uso vegetadas. Para diminuir a incerteza desses dados, foram utilizados estudos de áreas com características similares ao ELP.

5 - Conclusões

Analisar e discutir os resultados do presente estudo nos levou às seguintes conclusões:

1. A relação entre a contribuição de carga superficial e a exportação de nutrientes é o que determina o fluxo do serviço ecossistêmico de retenção. Por isso é importante entender que os modelos geoespaciais operados neste estudo realizam um diagnóstico do fluxo do serviço ecossistêmico de retenção de nutrientes e, no entanto, não determinam, necessariamente, a capacidade de oferta desse serviço ecossistêmico pelos sistemas naturais.
2. A análise em nível de sistema ambiental mostrou que sistemas antrópicos, como agricultura e pecuária, possuem valores de exportação e retenção muito superiores aos sistemas naturais, fato que se explica pela primeira conclusão: os sistemas com maior carga superficial terão a maior exportação absoluta e, conseqüentemente, a maior demanda do serviço ecossistêmico de retenção.
3. A quantificação e análise da oferta do serviço ecossistêmico por banhados, marismas ou outros sistemas naturais devem ser realizadas individualmente e o seu ranqueamento deve desconsiderar sistemas antrópicos, para que se possa aferir de fato a oferta de SE pelos ecossistemas naturais.
4. Os banhados e marismas do ELP, somados em sua totalidade, possuem uma capacidade de geração econômica que pode chegar à R\$ 212.851.581,06/anuais, levando em consideração apenas o serviço de retenção de nutrientes. Isso demonstra o seu considerável potencial econômico, o que pode auxiliar na tomada de decisão, uma vez que possibilita a comparação entre alternativas em termos financeiros. Considerando que as áreas úmidas provêm inúmeros outros serviços ecossistêmicos, podemos concluir que este valor é ainda maior. Por isso, estudos futuros devem focar na valoração econômica de serviços de suporte, como pesca e culturais como recreação e contemplação, para que se possa ter a dimensão completa do valor econômico destes sistemas ambientais.
5. A valoração de serviços ecossistêmicos de retenção de nutrientes para purificação da água demonstrou que é possível construir uma estrutura de

valoração monetária desse SE, baseado no custo evitado no tratamento de água para remoção desses poluentes. No entanto, é importante salientar que os resultados produzidos neste estudo, devem ser utilizados observando as limitações impostas pelos modelos e já mencionadas anteriormente.

6 – Referências Bibliográficas

1. ALLEN, R. G. et al. **Crop evapotranspiration – Guidelines for computing crop water requirements – FAO Irrigation and drainage Papers 56**. Rome - Italy: [s.n.]. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/X0490E/X0490E00.htm>>. Acesso em: 12 fev. 2022.
2. ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Base Hidrográfica Ottocodificada Multiescalas 2017 50k (BHO 2017 50k)**. , 2017.
3. AQUINO, J. N. et al. **MODELAGEM ESPACIAL APLICADA À AVALIAÇÃO DA APTIDÃO PARA A CONVERSÃO EM ÁREAS ÚMIDAS EM SISTEMAS LAGUNARES E ESTUARINOS NO SUL DO BRASIL. Libro de Resúmenes - Colacmar** Mar del Plata. XVIII Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar, , 2019.
4. ARAÚJO FILHO, J. C. DE et al. **Estimativa de água disponível dos solos do Brasil (Primeira aproximação). Embrapa Solos (Embrapa_Solos)** Rio de Janeiro Embrapa - Empresa Brasileira de Agropecuária, , 2020. Disponível em: <<http://geoinfo.cnps.embrapa.br/documents/2930#category-more>>. Acesso em: 31 jan. 2022
5. BADAMFIROOZ, J.; MOUSAZADEH, R.; SARKHEIL, H. A proposed framework for economic valuation and assessment of damages cost to national wetlands ecosystem services using the benefit-transfer approach. **Environmental Challenges**, v. 5, p. 100303, dez. 2021.
6. BARBIER, E. B. The Value of Coastal Wetland Ecosystem Services. Em: **Coastal Wetlands**. [s.l.] Elsevier, 2019. p. 947–964.
7. BRINK, E. et al. Cascades of green: A review of ecosystem-based adaptation in urban areas. **Global Environmental Change**, v. 36, p. 111–123, jan. 2016.
8. CALDER, R. S. D. et al. Forecasting ecosystem services to guide coastal wetland rehabilitation decisions. **Ecosystem Services**, v. 39, p. 101007, out. 2019.

9. COHEN-SHACHAM, E. et al. **Nature-based solutions to address global societal challenges**. [s.l.] IUCN International Union for Conservation of Nature, 2016.
10. CORSAN - COMPANHIA RIOGRANDENSE DE SANEAMENTO. **Custo para tratamento de esgoto do tipo residencial por m³**. , 2022.
11. COSTA, A. M. DA et al. Ponderação de variáveis ambientais para a determinação do Potencial de Uso Conservacionista para o Estado de Minas Gerais. **Revista Geografias**, v. 13, n. 1, p. 118–133, 21 out. 2022.
12. COSTANZA, R. et al. Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, v. 26, p. 152–158, maio 2014.
13. 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, dez. 2017.
14. DAVIS, L. **A handbook of constructed wetlands: A guide to creating wetlands for: agricultural wastewater, domestic wastewater, coal mine drainage, stormwater. In the Mid-Atlantic Region**. [s.l.] USDA-Natural Resources Conservation Service, 1995. v. 1
15. DE SOUSA, K. et al. chirps: API Client for the CHIRPS Precipitation Data in R. **Journal of Open Source Software**, v. 5, n. 51, p. 2419, 1 jul. 2020.
16. EASTMAN, J. R. **TerrSet - Geospacial Monitoring and Modelling System - Manual**. ClarkLabs, , 2016.
17. EASTMAN, J. R. **TerrSet: Geospacial Monitoring and Modeling System**. Worcester, MA, USA Clark Labs, , 2020.
18. ESRI. **ArcGIS Desktop**. Redlands, CA, USA Environmental Systems Research Institute, , 2018.
19. FUNK, C. et al. The climate hazards infrared precipitation with stations—a new environmental record for monitoring extremes. **Scientific Data**, v. 2, n. 1, p. 150066, 8 dez. 2015.
20. FURUKAWA, K. Case studies for urban wetlands restoration and management in Japan. **Ocean & Coastal Management**, v. 81, p. 97–102, set. 2013.
21. FURUKAWA, K.; ATSUMI, M.; OKADA, T. Importance of citizen science application for integrated coastal management - Change of Gobies' survival strategies in Tokyo Bay, Japan. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 228, p. 106388, nov. 2019.

22. HOPKINSON, C. S. et al. Coastal Wetlands: A Synthesis. Em: PERILLO, G. M. E. et al. (Eds.). **COASTAL WETLANDS - AN INTEGRATED ECOSYSTEM APPROACH**. 2^a ed. ed. [s.l.] Elsevier, 2019. p. 1–1085.
23. HOU, Y. et al. Ecosystem service potential, flow, demand and their spatial associations: a comparison of the nutrient retention service between a human- and a nature-dominated watershed. **Science of The Total Environment**, v. 748, p. 141341, dez. 2020.
24. IBGE. **Arranjos populacionais e concentrações urbanas do Brasil**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2020.
25. IUCN, I. U. FOR C. OF N. AND N. R. **Guidance for using the IUCN Global Standard for Nature-based Solutions: first editions**. [s.l.] IUCN, International Union for Conservation of Nature, 2020.
26. JANSSON, Å.; FOLKE, C.; LANGAAS, S. Quantifying the nitrogen retention capacity of natural wetlands in the large-scale drainage basin of the Baltic Sea. **Landscape Ecology**, v. 13, n. 4, p. 249–262, 1998.
27. JAXA - JAPAN AEROSPACE EXPLORATION AGENCY. **ALOS Global Digital Surface Model 12.5m**. , 2017.
28. JOHNSTON, C. A. Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands: Effects on surface water quality. **Critical Reviews in Environmental Control**, v. 21, n. 5–6, p. 491–565, jan. 1991.
29. LA NOTTE, A. et al. Spatially explicit monetary valuation of water purification services in the Mediterranean bio-geographical region. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, v. 8, n. 1–2, p. 26–34, 15 jun. 2012.
30. LA NOTTE, A. et al. Physical and monetary ecosystem service accounts for Europe: A case study for in-stream nitrogen retention. **Ecosystem Services**, v. 23, p. 18–29, fev. 2017.
31. LEH, M. D. K. et al. Quantifying and mapping multiple ecosystem services change in West Africa. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 165, p. 6–18, jan. 2013.
32. LI, H.; ZHANG, G.; SUN, G. Simulation and evaluation of the water purification function of Zhalong Wetland based on a combined water quantity-quality model. **Science China Technological Sciences**, v. 55, n. 7, p. 1973–1981, 24 jul. 2012.

33. LIN, Y.-P. et al. Systematically designating conservation areas for protecting habitat quality and multiple ecosystem services. **Environmental Modelling & Software**, v. 90, p. 126–146, abr. 2017.
34. LIQUETE, C. et al. Integrated valuation of a nature-based solution for water pollution control. Highlighting hidden benefits. **Ecosystem Services**, v. 22, p. 392–401, dez. 2016.
35. MARANGONI, J. C.; COSTA, C. S. B. Diagnóstico ambiental das marismas no estuário da Lagoa dos Patos - RS. **Atlântica**, v. 31, n. 1, p. 85–98, 2009.
36. MAVROMMATI, G.; BAUSTIAN, M. M. Linking Water Purification and Waste Treatment to Human Wellbeing. Em: **Imperiled: The Encyclopedia of Conservation**. [s.l.] Elsevier, 2022. p. 139–144.
37. MEA. **Ecosystems and human well-being: wetlands and water**. [s.l.: s.n.].
38. MERETA, S. T. et al. Sediment and Nutrient Retention Capacity of Natural Riverine Wetlands in Southwest Ethiopia. **Frontiers in Environmental Science**, v. 8, 31 jul. 2020.
39. NATCAP - NATURAL CAPITAL PROJECT. **InVEST Software Platform (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs)**. Stanford, CA, USAStanford University, , 2020.
40. ORAL, H. V. et al. A review of nature-based solutions for urban water management in European circular cities: a critical assessment based on case studies and literature. **Blue-Green Systems**, v. 2, n. 1, p. 112–136, 1 jan. 2020.
41. QIAOZHEN, MU.; MAOSHENG, ZHAO.; STEVEN, W. **MODIS Global Terrestrial Evapotranspiration (ET) Product MOD16A2 Collection 5**. Running and Numerical Terradynamic Simulation Group, , 2014.
42. ROZEMA, E. et al. Constructed Wetlands for Agricultural Wastewater Treatment in Northeastern North America: A Review. **Water**, v. 8, n. 5, p. 173, 27 abr. 2016.
43. SCHENK, H. J.; JACKSON, R. B. Rooting depths, lateral root spreads and below-ground/above-ground allometries of plants in water-limited ecosystems. **Journal of Ecology**, v. 90, n. 3, p. 480–494, 19 jun. 2002.
44. SEMA - SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE E INFRAESTRUTURA DO RIO GRANDE DO SUL. **Zoneamento Ecológico-Econômico do Rio Grande do Sul - ZEE/RS**. Porto Alegre, 2020.
45. SHARP, R. et al. **InVEST 3.2.0 User's Guide**. , 2015.

46. SOUSA, L. P.; ALVES, F. L. A model to integrate ecosystem services into spatial planning: Ria de Aveiro coastal lagoon study. **Ocean & Coastal Management**, v. 195, p. 105280, set. 2020.
47. STEINKE, V. A.; SAITO, C. H. Exportação de carga poluidora para identificação de áreas úmidas sob risco ambiental na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim. **Sociedade & Natureza**, v. 20, n. 2, p. 43–67, dez. 2008.
48. SUEDEL, B. C. et al. Beneficial use of dredged sediment as a sustainable practice for restoring coastal marsh habitat. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 18, n. 5, p. 1162–1173, 19 set. 2022.
49. VAN RIEL, M. C. et al. Using dredged sediments to support wetland plant development in a constructed delta lake. **Ecological Engineering**, v. 178, p. 106568, maio 2022.
50. WEIDONG, L. et al. Research on purification effect of Jian lake *Zizania latifolia* wetland lakefront zone in northwest of Yunnan Plateau on nitrogen and phosphorus of agricultural non-point source. **Agricultural Science & Technology - Hunan Vol.11 No.7 pp.109-112, 150 ref.10**, v. 11, n. 7, p. 109–112, 2010.
51. WREGGE, M. S. et al. **Atlas climático do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: [s.n.].

2.3.3. Artigo 3: Modelagem espacial para identificação de áreas aptas à expansão de ecossistemas de áreas úmidas: um estudo de caso do Estuário da Lagoa dos Patos, Sul do Brasil.

José Nunes de Aquino¹, Tatiana Silva da Silva¹ & Marco Antonio de Oliveira¹

¹*Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS. Programa de Pós-graduação em Sensoriamento Remoto - Av. Bento Gonçalves, 9500 - Agronomia, CEP 91509-900, Porto Alegre - RS/Brasil.*

E-mails: josenunesdeaquino@gmail.com; tatiana.silva@ufrgs.br & maooceano@gmail.com.

Resumo

A purificação da água, o sequestro e estocagem de carbono da atmosfera e a regulação térmica em áreas urbanas são alguns dos principais serviços ecossistêmicos providos pelas áreas úmidas. A possibilidade de gerenciar a intensidade de oferta destes serviços têm sido alvo de pesquisas que visam a criação novas metodologias que sirvam de base para o planejamento e gestão. Este estudo tem como objetivo aplicar técnicas de modelagem espacial para indicar áreas com potencial de conversão em sistemas de áreas úmidas, com vistas ao aumento da oferta de seus serviços ecossistêmicos em zonas costeiras. A área de estudo é o Estuário da Lagoa dos Patos e os municípios do entorno. As variáveis consideradas na análise foram: proximidade de outras áreas úmidas, proximidade de margens e a elevação do terreno. Foi adotada a lógica *fuzzy* como regra de decisão. Os resultados mostraram que no Estuário da Lagoa dos Patos, a maioria de suas margens possuem alta aptidão, especialmente na Ilha dos Marinheiros, Saco da Mangueira e Saco do Justino, que apresentam baixa declividade e áreas úmidas pré-existentes. O desenvolvimento de ações que favoreçam o aumento das áreas úmidas, e conseqüentemente, um maior aporte de serviços ecossistêmicos, viria a compensar parcialmente as alterações estruturais e dinâmicas advindas das atividades humanas nessas áreas.

Palavras-chave: análise multicritério, áreas úmidas, geoprocessamento.

Abstract

Water purification, carbon sequestration and storage, and thermal regulation in urban areas are some of the main ecosystem services provided by wetlands. The possibility of managing the intensity of supply of these services has been the subject of research that aim at creating new methodologies that serve as a basis for planning and management. This study aims to apply spatial modeling techniques to indicate areas with potential for conversion into wetland systems, to increasing the ecosystem services supply in coastal zones. The study area is the Lagoa dos Patos Estuary and the surrounding municipalities. The variables considered in the analysis were: proximity to other wetlands, proximity to water margins, and the terrain elevation. Fuzzy logic was adopted as the decision rule. The results showed that in the Patos Lagoon Estuary, most of its margins have high suitability, mainly in Ilha dos Marinheiros, Saco da Mangueira, and Saco do Justino, which have low slope, and pre-existing wetlands. Actions that stimulate the increase of wetlands, and consequently, a greater contribution of ecosystem services, would partially compensate for the structural and dynamic changes resulting from human activities in these areas.

Keywords: multicriteria analysis, wetlands, geoprocessing.

1 – Introdução

As áreas úmidas desempenham um papel fundamental na provisão de serviços ecossistêmicos em regiões costeiras, como retenção de nutrientes, captura e estocagem de carbono da atmosfera, regulação térmica, proteção contra inundações, entre outros (BARBIER, 2019; CALDER et al., 2019; SOUSA; ALVES, 2020). A possibilidade de gerenciar a intensidade de oferta destes serviços através da conversão inter-sistemas tem sido alvo de estudos com o intuito de criar abordagens metodológicas de base para o planejamento, gestão e adaptação costeiros às mudanças climáticas.

As últimas décadas têm revelado uma mudança de paradigma no que diz respeito à adaptação costeira para mitigação dos impactos das mudanças climáticas. Brink e colaboradores (2016) apontam que a gestão de base ecossistêmica emergiu como uma abordagem potencialmente econômica, abrangente e multifuncional de adaptação costeira, pois usa a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos como estratégia de adaptação aos efeitos diversos das mudanças climáticas. Esta mudança de paradigma se associa ao surgimento do conceito de soluções baseadas na natureza (SbN), que são ações que visam proteger, gerenciar de forma sustentável e restaurar ecossistemas naturais e modificados para enfrentar os desafios sociais de forma eficaz e adaptativa, beneficiando simultaneamente as pessoas e a natureza (IUCN, 2020).

A criação e/ou restauração de áreas úmidas como SbN para o aumento da oferta de serviços ecossistêmicos já é uma realidade em diversas partes do mundo. Liqueste e colaboradores (2016) demonstraram como áreas úmidas criadas em zonas urbanas funcionam como ferramenta de controle da poluição da água, no norte da Itália. No Japão, diversos estudos de caso foram conduzidos no intuito de demonstrar a importância da restauração e gestão das áreas úmidas urbanas, sob uma perspectiva de gestão integrada e de políticas públicas (Furukawa, 2013; Furukawa et al., 2019). Estudos de viabilidade de construção de áreas úmidas a partir de sedimentos dragados foram conduzidos no delta do Lago Markermeer, na Holanda, mostrando que espécies vegetais típicas de áreas úmidas cresceram de forma satisfatória nos sedimentos dragados do lago (VAN RIEL et al., 2022).

Diante da importância ecológica e do valor social, econômico, cultural, científico e recreativo de áreas úmidas, faz-se necessário o desenvolvimento de

ações que promovam a conservação e o uso sustentável dessas áreas, bem como o bem-estar das populações humanas que delas dependem. Neste sentido, o objetivo deste estudo é aplicar técnicas de modelagem espacial para indicar regiões aptas à expansão de sistemas de áreas úmidas, com vistas ao aumento da oferta de seus serviços ecossistêmicos em zonas costeiras caracterizadas pela alta pressão antrópica.

2 – Metodologia

2.1 – Área de Estudo

O Estuário da Lagoa dos Patos (Figura 1), também localizado na planície costeira do estado, situa-se em uma área de cerca de 900 km² correspondendo, aproximadamente, a 1/10 da área total da Lagoa dos Patos. Situa-se ao sul desta, entre as coordenadas de latitude 31° 41' S; 32° 12' S e longitude de 51° 49' W; 52° 15' W. De acordo com Marangoni & Costa (2009), cerca de 70 km² de áreas entremarés nas margens e ilhas no estuário, correspondem a marismas. Estes ecossistemas oferecem abrigo e habitats para muitas espécies de animais estuarinos e costeiros, sendo importante para a teia trófica na região estuarina.

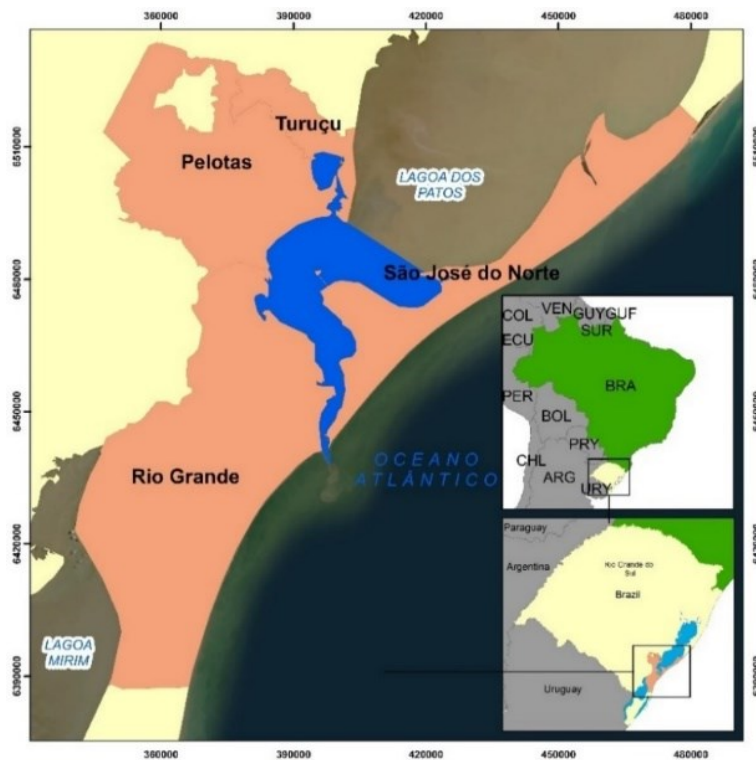


Figura 1: Localização

A área de influência considerada no presente estudo são os municípios às margens do ELP, a saber: Pelotas, Rio Grande, São José do Norte e Turuçu. O principal município da região é Rio Grande, apresentando diversas áreas vitais típicas de ambientes costeiros. É concentrador de população e produção, com acentuada atividade industrial e portuária, podendo, nos próximos anos, também se destacar na produção energética.

2.2 – Material

Os materiais utilizados no presente artigos foram:

1. Modelo Digital de Elevação – ALOS Global DEM, resolução espacial de 12,5m (JAXA, 2017);
2. Sistemas Ambientais do Rio Grande do Sul (SEMA, 2020)
3. *Softwares* TerrSet (EASTMAN, 2020) e ArcGIS 10.6.1. (ESRI, 2018).

2.3 – Método

A figura 2 apresenta o fluxograma do procedimento metodológico adotado neste trabalho.

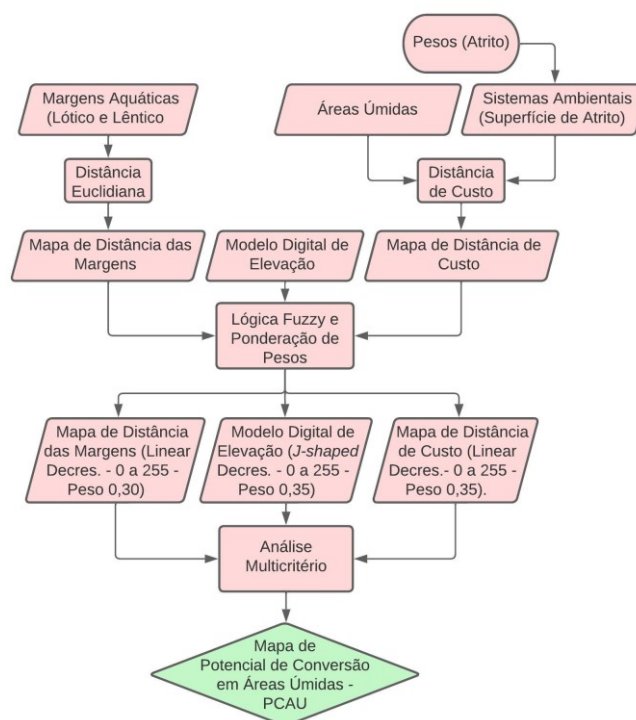


Figura 2: fluxograma metodológico

As variáveis consideradas neste modelo e os seus respectivos pesos foram adaptados de Aquino (et al., 2019):

1. *Proximidade de áreas úmidas existentes (peso 0,35)*: para determinar a proximidade das áreas úmidas existentes foi elaborado um mapa de distância de custo, através da função *Cost Push* do software TerrSet, que tem por objetivo avaliar a distância entre determinados locais, incorporando efeitos de barreira com uma superfície de atrito, que neste caso é representada pelos sistemas ambientais das áreas de estudo (SEMA, 2020). A Figura 3 apresenta os sistemas ambientais do Estuário da Lagoa dos Patos.

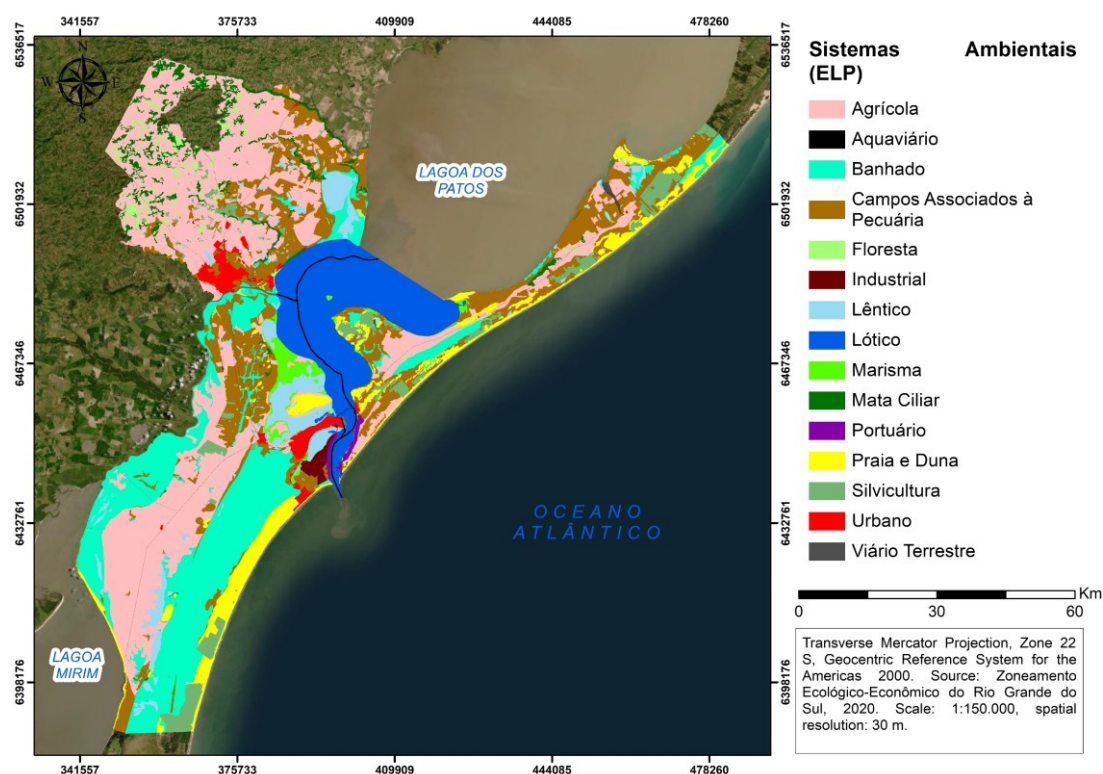


Figura 3: sistemas ambientais

Cada sistema ambiental representa uma barreira (atrito) para a conversão em sistemas de áreas úmidas, cuja força dependerá de suas propriedades físicas e localização, ou seja, quanto mais próximo de outras áreas úmidas, de ambiente aquático e de locais com presença de vegetação, mais fraco é este atrito e maior a possibilidade de conversão desse sistema. O intervalo utilizado para determinação dos pesos de cada sistema foi de 0 a 2, onde 0 representa maior probabilidade de conversão e 2 a menor probabilidade de conversão. A Tabela 1 apresenta os sistemas ambientais do Estuário da Lagoa dos Patos, e os pesos determinados para cada um.

Tabela 1: pesos de representação das barreiras para de conversão dos sistemas ambientais

Classe	Sistemas Ambientais	Peso
1	Marisma	0
2	Predominantemente Agrícola	1
3	Campos Predominantemente Associados à Pecuária	0.7
4	Mata Ciliar	2
5	Lótico	2
6	Florestal	2
7	Lêntico	0.5
8	Banhado	0
9	Praia e Duna	1.2
10	Aquaviário	2
11	Silvicultura	1.5
12	Urbano	2
13	Viário Terrestre	2
14	Industrial	2
15	Portuário	2

2. *Proximidade de margens aquáticas (distância euclidiana, peso 0,30):* A proximidade da margem foi determinada a partir da função de distância euclidiana do *TerrSet*. Nesta operação foi utilizado o dado geoespacial de corpos d'água a partir dos sistemas ambientais aquáticos (lótico e lêntico). Nesta variável, quanto menor for a distância da margem, maior a probabilidade de conversão em sistemas de áreas úmidas.
3. Elevação (peso 3,5).

Os pesos de cada variável foram determinados a partir de consulta a especialistas, que por sua vez entenderam que as variáveis “Elevação” e “Proximidade de Áreas Úmidas” são as que possuem maior peso na decisão, visto que a expansão de áreas úmidas é mais favorável em regiões com relevo predominantemente plano e em graus de elevação baixo, assim como a proximidade de outras áreas úmidas torna a conversão mais propícia.

A regra de decisão, implementada no *software* *TerrSet*, adotou lógica *fuzzy*, com fatores normalizados numa escala de 0 a 255, utilizando para todos os critérios uma curva linear decrescente, exceto para o critério “elevação”, que adotou uma

curva “*J-shaped*” decrescente, pois as áreas com elevação muito baixa possuem o potencial de conversão consideravelmente maior que as demais áreas.

O cálculo do Potencial de Conversão em Áreas Úmidas (PCAU) foi realizado utilizando a seguinte equação:

$$PCAU: ([PDAU_{fuzzy} * 0,35] + [PMA_{fuzzy} * 0,35] + [DEM_{fuzzy} * 0,30])$$

Onde:

PCAU é o Potencial de Conversão em Áreas Úmidas

PDAU é a Proximidade de Áreas Úmidas normalizado pela lógica fuzzy

PMA é a Proximidade de Margens Aquáticas

DEM representa a variável declividade

fuzzy indica a normalização da variável pela lógica fuzzy.

Por fim o resultado é reclassificado em 5 classes, utilizando o método por quantis, com níveis de PCAU que vão de “Muito baixo” a “Muito Alto”.

3 – Resultados

O custo mínimo para conversão de um sistema em áreas úmidas (banhados ou marismas) foi de 1,75, conforme revela o mapa de distância de custo (figura 4-A). Este custo está associado às áreas que margeiam as áreas úmidas já existentes, como as bordas dos sistemas agrícola e lântico. O custo máximo para conversão em áreas úmidas foi de 447,55 e está relacionado principalmente as áreas centrais dos sistemas agrícolas, lótico, assim como de sistemas construídos como o urbano. Já o mapa de distância euclidiana mostrou que as áreas mais propícias para conversão em áreas úmidas estão a uma distância de aproximadamente 73 metros das margens aquáticas do ELP (figura 4-B). A área de estudo está localizada principalmente na planície costeira, o que lhe conferiu altitudes que não superam os 20 metros de elevação. Ao norte do município de Pelotas a elevação aumenta drasticamente, tendo em vista a presença do Escudo Sul-Riograndense, feição geomorfológica caracterizada por maiores elevações do relevo (figura 4C). As figuras 4D, 4F e 4G são resultado da implementação da regra de decisão *fuzzy*.

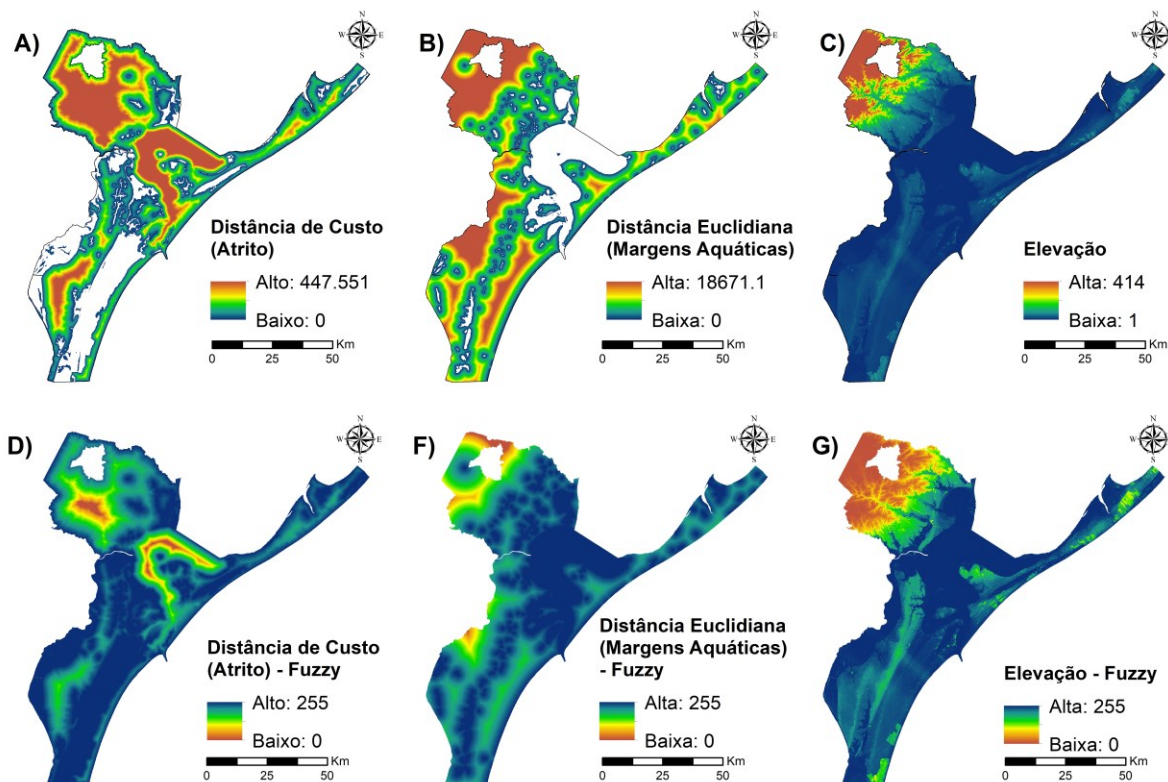


Figura 4: critérios não normalizados (A, B e C); & critérios normalizados através de lógica fuzzy (D, F e G)

A Figura 5 apresenta o mapa de potencial de conversão em áreas úmidas, resultado de uma análise multicritério em SIG. Este resultado revela que cada critério utilizado influenciou de forma distinta o PCAU no ELP. Por exemplo, as áreas que margeiam o Arroio Pelotas possuem poucas áreas úmidas existentes, no entanto trata-se de um local com baixa declividade, que somado à proximidade do leito do rio, lhe conferiu o PCAU Muito Alto. A margem sul do Canal São Gonçalo também demonstrou um PCAU entre Alto e Muito Alto, tendo em vista somar as 3 características que mais propiciam a conversão em AU: tem baixa declividade, está próximo à margem do canal e possui grandes extensões de áreas úmidas já existentes.

As áreas que estão próximas às ilhas dos Marinheiros e de Torotama, assim como do Saco da Mangueira e do Justino apresentaram um PCAU de alto a muito alto. Esta região possui as menores elevações da área de influência do ELP e estão circundadas por grandes extensões de marismas e dos ambientes lânticos adjacentes. As margens do município de São José do Norte também possuem alto potencial de conversão em áreas úmidas, com exceção da região urbana que possui alto valor de atrito para a conversão em áreas úmidas.

Já as áreas que apresentaram menor probabilidade de conversão estão localizadas principalmente ao norte do município de Pelotas. Nestas regiões, o critério de elevação foi determinante para seu baixo potencial, uma vez que são áreas de planalto, com elevações que podem superar 400 metros. Além disso, as áreas onde predominam os sistemas agrícolas e de silvicultura no município de Rio Grande, também apresentaram um PCAU baixo.

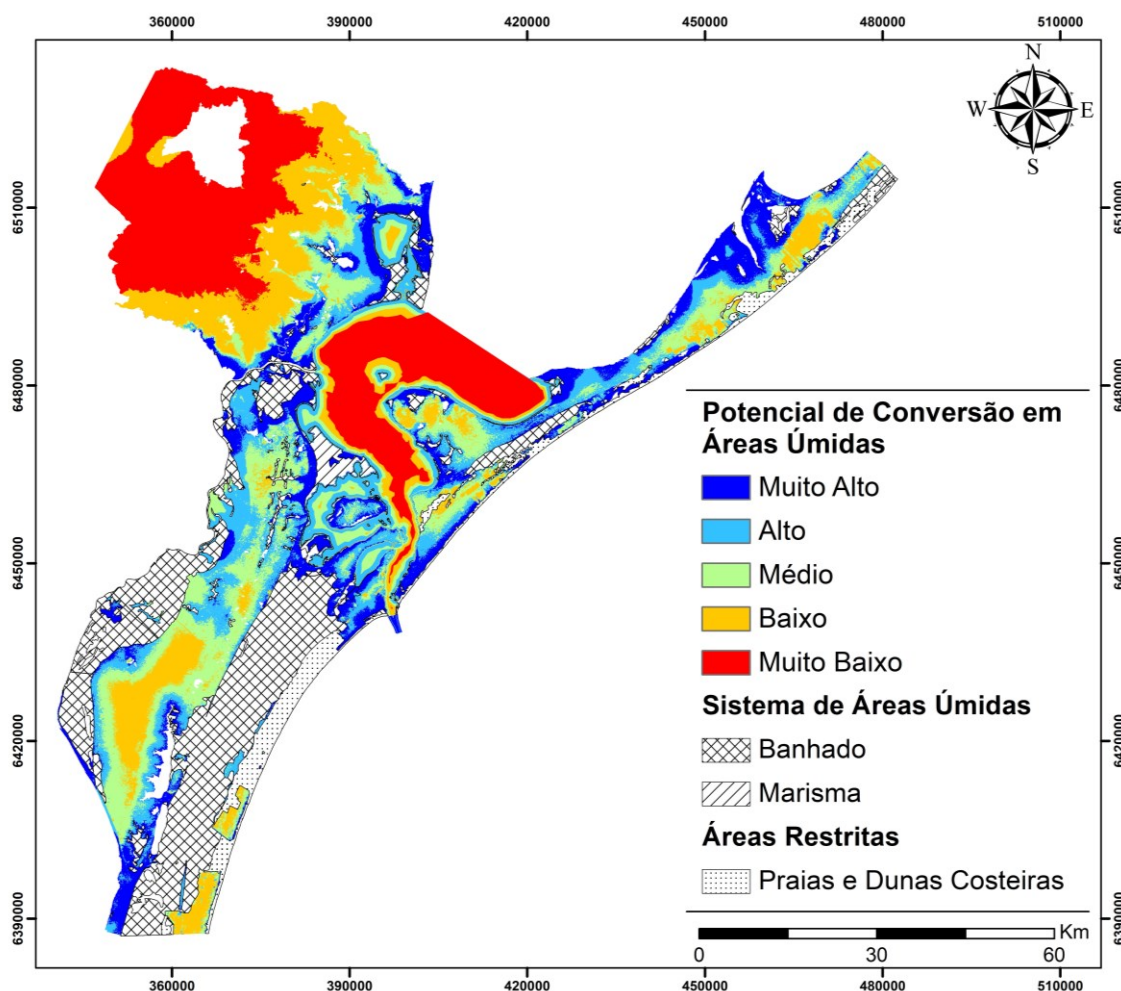


Figura 5: Mapa do Potencial de Conversão em Áreas Úmidas - PCAU

4 – Discussão

A expansão, construção e/ou restauração de ecossistemas de áreas úmidas com vistas ao aumento da oferta de serviços ecossistêmicos, teve sua efetividade abordada em diversos estudos já conduzidos (COHEN-SHACHAM et al., 2016; LIQUETE et al., 2016). No entanto, a criação ou restauração desse tipo de ecossistema precisa atender critérios locais mínimos para se tornar viável. Neste sentido, a nossa análise utilizou a modelagem espacial aliada à análise multicritério

em ambiente SIG para indicar áreas potencialmente aptas a serem convertidas em áreas úmidas no ELP.

Os resultados evidenciaram uma grande extensão de terras propícias para a conversão em áreas úmidas, de acordo com os critérios preestabelecidos. O ELP possui uma aptidão natural para o desenvolvimento desses ecossistemas, tendo em vista sua baixa elevação e características hidrogeológicas (HOPKINSON et al., 2019). Esta aptidão aliada a uma grande disponibilidade de áreas para conversão em áreas úmidas abre espaço para o desenvolvimento de estratégias de criação de SbN's em diversos níveis de intervenção. O tratamento de águas residuais de fontes pontuais e não pontuais é uma delas. Áreas úmidas construídas são uma SbN largamente utilizada em rios retificados em áreas urbanas (ORAL et al., 2020). Além do SE de purificação de águas, as áreas úmidas construídas ao longo de áreas urbanas trazem consigo outros SE, como lazer e regulação térmica. Nas áreas rurais, as áreas úmidas construídas também são utilizadas como medida de mitigação dos impactos ambientais de atividade agrícolas, por exemplo. Lavouras podem construir sistemas de drenagem que direcionam para áreas úmidas artificiais de maneira que as águas residuais passam por uma remoção de nutrientes, antes de chegar ao corpo hídrico (DAVIS, 1995; ROZEMA et al., 2016). Ainda, o SE de purificação de água também conta com a vantagem de possuir uma estrutura de valoração econômica de fácil aplicação.

As técnicas de engenharia ecológica/ambiental utilizadas nessas SbN's são diversas. Uma delas é a utilização de sedimento dragado para a criação e restauração de áreas úmidas. Esse tipo de SbN visa combinar as necessidades de dragagem com oportunidades de uso benéfico dos sedimentos nas áreas úmidas para manter e aumentar a oferta de serviços ecossistêmicos para da região (SUEDEL et al., 2022). Diante da intensa atividade portuária da região do ELP, a dragagem para aumento da profundidade do canal e das áreas de atracação, ocorre periodicamente e a destinação final desses sedimentos são aterros comuns. Neste sentido, a criação ou ampliação de áreas úmidas utilizando esse material é uma alternativa a ser considerada.

5 – Conclusões

O Estuário da Lagoa dos Patos e sua área de influência possuem uma considerável extensão de terra ocupada por banhados e marismas, que provém

serviços ecossistêmicos que vão desde a purificação da água até a proteção costeira contra eventos extremos.

As informações obtidas a partir da aplicação da metodologia de análise multicritério para identificação de regiões aptas a conversão em áreas úmidas, se apresentam como subsídio importante às ações que precisam ser tomadas para uma melhor gestão destes ecossistemas. Este método se destaca de forma inovadora no que diz respeito aos métodos de gestão de base ecossistêmica.

O desenvolvimento de ações que favoreçam o aumento das áreas úmidas, e consequentemente, um maior aporte de serviços ecossistêmicos, viria a compensar parcialmente as alterações estruturais e dinâmicas advindas das atividades humanas nessas áreas

6 – Referências Bibliográficas

1. AQUINO, J. N. et al. **MODELAGEM ESPACIAL APLICADA À AVALIAÇÃO DA APTIDÃO PARA A CONVERSÃO EM ÁREAS ÚMIDAS EM SISTEMAS LAGUNARES E ESTUARINOS NO SUL DO BRASIL. Libro de Resumenes - Colacmar** Mar del Plata. XVIII Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar, , 2019.
2. BARBIER, E. B. The Value of Coastal Wetland Ecosystem Services. Em: **Coastal Wetlands**. [s.l.] Elsevier, 2019. p. 947–964.
3. BRINK, E. et al. Cascades of green: A review of ecosystem-based adaptation in urban areas. **Global Environmental Change**, v. 36, p. 111–123, jan. 2016.
4. CALDER, R. S. D. et al. Forecasting ecosystem services to guide coastal wetland rehabilitation decisions. **Ecosystem Services**, v. 39, p. 101007, out. 2019.
5. COHEN-SHACHAM, E. et al. **Nature-based solutions to address global societal challenges**. [s.l.] IUCN International Union for Conservation of Nature, 2016.
6. DAVIS, L. **A handbook of constructed wetlands: A guide to creating wetlands for: agricultural wastewater, domestic wastewater, coal mine drainage, stormwater. In the Mid-Atlantic Region**. [s.l.] USDA-Natural Resources Conservation Service, 1995. v. 1
7. EASTMAN, J. R. **TerrSet: Geospatial Monitoring and Modeling System**. Worcester, MA, USA Clark Labs, , 2020.

8. ESRI. **ArcGIS Desktop**. Redlands, CA, USA Environmental Systems Research Institute, , 2018.
9. FURUKAWA, K. Case studies for urban wetlands restoration and management in Japan. **Ocean & Coastal Management**, v. 81, p. 97–102, set. 2013.
10. FURUKAWA, K.; ATSUMI, M.; OKADA, T. Importance of citizen science application for integrated coastal management - Change of Gobies' survival strategies in Tokyo Bay, Japan. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 228, p. 106388, nov. 2019.
11. HOPKINSON, C. S. et al. Coastal Wetlands: A Synthesis. Em: PERILLO, G. M. E. et al. (Eds.). **COASTAL WETLANDS - AN INTEGRATED ECOSYSTEM APPROACH**. 2ª ed. ed. [s.l.] Elsevier, 2019. p. 1–1085.
12. IUCN, I. U. FOR C. OF N. AND N. R. **Guidance for using the IUCN Global Standard for Nature-based Solutions: first editions**. [s.l.] IUCN, International Union for Conservation of Nature, 2020.
13. JAXA - JAPAN AEROSPACE EXPLORATION AGENCY. **ALOS Global Digital Surface Model 12.5m**. , 2017.
14. LIQUETE, C. et al. Integrated valuation of a nature-based solution for water pollution control. Highlighting hidden benefits. **Ecosystem Services**, v. 22, p. 392–401, dez. 2016.
15. MARANGONI, J. C.; COSTA, C. S. B. Diagnóstico ambiental das marismas no estuário da Lagoa dos Patos - RS. **Atlântica**, v. 31, n. 1, p. 85–98, 2009.
16. ORAL, H. V. et al. A review of nature-based solutions for urban water management in European circular cities: a critical assessment based on case studies and literature. **Blue-Green Systems**, v. 2, n. 1, p. 112–136, 1 jan. 2020.
17. ROZEMA, E. et al. Constructed Wetlands for Agricultural Wastewater Treatment in Northeastern North America: A Review. **Water**, v. 8, n. 5, p. 173, 27 abr. 2016.
18. SEMA - SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE E INFRAESTRUTURA DO RIO GRANDE DO SUL. **Zoneamento Ecológico-Econômico do Rio Grande do Sul - ZEE/RS**. Porto Alegre, 2020.
19. SOUSA, L. P.; ALVES, F. L. A model to integrate ecosystem services into spatial planning: Ria de Aveiro coastal lagoon study. **Ocean & Coastal Management**, v. 195, p. 105280, set. 2020.

20. SUEDEL, B. C. et al. Beneficial use of dredged sediment as a sustainable practice for restoring coastal marsh habitat. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 18, n. 5, p. 1162–1173, 19 set. 2022.
21. VAN RIEL, M. C. et al. Using dredged sediments to support wetland plant development in a constructed delta lake. **Ecological Engineering**, v. 178, p. 106568, maio 2022.

3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os artigos desenvolvidos nesta tese foram concebidos com o propósito de abordar cada objetivo específico delineado na seção 1.2, os quais visavam, por sua vez, alcançar o objetivo geral de integrar metodologias de base ecossistêmica e SIG para a avaliação de áreas úmidas. Diversas metodologias foram integradas em cada um dos artigos elaborados ao longo da tese. No entanto, é necessário refletir sobre a forma de integrar os resultados de cada artigo visando uma integração global dos resultados.

No que diz respeito à avaliação dos serviços ecossistêmicos em áreas úmidas, é necessário considerar quais perguntas precisam ser respondidas para que essa avaliação possa servir como suporte para o planejamento ambiental municipal, seja por meio de soluções baseadas na natureza ou mecanismos de compensação ambiental.

A primeira grande questão consiste em justificar a importância relativa dos ecossistemas de áreas úmidas em relação ao mosaico ambiental existente nos municípios analisados. Pode-se substituir esses ecossistemas por outros sistemas naturais que oferecem os mesmos serviços ecossistêmicos? Em caso afirmativo, em que medida?

Essas questões encontraram respostas no primeiro artigo desta tese. Os modelos de Exclusividade versus Dependência, Avaliação do Risco do Habitat (HRA) e Sobreposição de Uso (OU) foram utilizados para diagnosticar o ecossistema de áreas úmidas e seus serviços. O artigo demonstrou o grau de exclusividade na prestação de serviços ecossistêmicos pelas áreas úmidas, por meio de uma avaliação que indicou em que medida e quais outros sistemas naturais seriam capazes de fornecer os mesmos serviços. Além disso, esta etapa do estudo revelou quais áreas úmidas estão mais expostas aos impactos causados pelos usos antrópicos. Estas informações possibilitam priorizar tais locais em possíveis ações de gestão, manejo e recuperação do ecossistema.

A segunda grande questão abordada foi: como mensurar, em termos monetários, a importância relativa das áreas úmidas dentro de um determinado contexto ambiental municipal?

O segundo artigo demonstrou, utilizando o serviço de purificação da água por meio da retenção de nutrientes como exemplo, que é possível traduzir a importância

das áreas úmidas para a linguagem monetária através da integração de modelos que estimam a carga, exportação e retenção de nutrientes pelo ecossistema de áreas úmidas. A metodologia integrada utilizada neste segundo artigo, juntamente com seus respectivos resultados, pode ser posteriormente refinada para funcionar como um instrumento de gestão ambiental municipal, além de servir como base para o desenvolvimento de políticas de compensação por danos ambientais.

Além da compensação monetária e da valoração da importância relativa das áreas úmidas, que podem ser utilizadas como instrumentos para políticas de gestão ambiental, **a terceira e última questão a ser respondida foi: a partir da premissa de compensação por restauração ou criação de novas áreas úmidas, quais áreas são mais adequadas para essa ação?**

O terceiro e último artigo apresentou quais áreas reuniam as características mais propícias para a criação ou restauração de áreas úmidas na área de estudo, a partir de uma proposta metodológica que utilizou análise multicritério em ambiente SIG.

Além disso, existem outras formas de integrar e correlacionar os resultados desta tese. Aspectos como exclusividade na prestação de um serviço ou a dependência de um beneficiário podem ser incorporados à estrutura de valoração da perda de serviços ecossistêmicos como fatores de correção do valor monetário do serviço ecossistêmico. Essa abordagem segue a premissa de que quanto mais exclusivo for um serviço ou mais dependente for um beneficiário, maior será a correção positiva no valor monetário atribuído a ele, para fins de compensação por danos ambientais.

O resultado da avaliação do risco do habitat pode sobrepor-se ao resultado do potencial de conversão em áreas úmidas e servir como indicador de áreas prioritárias para a construção ou restauração de áreas úmidas, em adição ao potencial já existente.

3.2 - Conclusões

Analisar os aspectos relacionados aos serviços ecossistêmicos de áreas úmidas, ou de outros sistemas ambientais, é uma tarefa complexa, tendo em vista as múltiplas perspectivas de análises possíveis. A presente tese trouxe como problemática exatamente a carência de metodologias de análise que integrassem os diversos aspectos relacionados aos serviços ecossistêmicos das áreas úmidas. Neste

sentido, então, a questão central que permeou a presente tese foi a seguinte: como considerar múltiplas perspectivas na análise dos serviços ecossistêmicos de áreas úmidas, a fim de oferecer aos tomadores de decisão uma visão sistêmica, possibilitando a escolha de alternativas mais adequadas para a gestão deste ecossistema?

Partindo do pressuposto de que para analisar diversos aspectos faz-se necessário uma visão sistêmica, a hipótese levantada é de que é possível analisar de forma integrada os serviços ecossistêmicos das áreas úmidas a partir do estabelecimento de uma estrutura analítica que alie Gestão de Base Ecosistêmica (GbE), Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e Soluções Baseadas na Natureza (SbN). Os resultados obtidos na presente tese tentaram provar se tal hipótese era verdadeira.

O artigo 1, que apresenta métricas de base ecossistêmica para avaliar de forma integrada as áreas úmidas, mostrou que é possível reunir perspectivas qualitativas (modelo EVD) e espaciais (HRA e OU) para analisar múltiplos aspectos dos serviços ecossistêmicos de áreas úmidas. Os resultados deste primeiro artigo demonstraram o nível de pressão antrópica exercida sobre as áreas úmidas das regiões estudadas; ranqueou os serviços ecossistêmicos do mais utilizado para o menos utilizado; identificou os serviços oferecidos quase que exclusivamente pelas áreas úmidas, entre outros aspectos. Entender o nível de importância de cada serviço ecossistêmico, seja no ELP ou na BC, traz aos gestores ou pesquisadores um ponto de partida para o desenvolvimento de ações para melhor gerenciamento desses ecossistemas.

Já o artigo 2, trouxe à luz a possibilidade de valoração monetária dos serviços ecossistêmicos, comparando áreas úmidas a outros sistemas ambientais naturais no ELP. Nesta etapa da pesquisa, buscou-se trazer o foco para um serviço ecossistêmico de extrema importância, que é a purificação da água, principalmente em si tratando de um contexto municipal de carência de soluções de saneamento. A possibilidade de controlar a qualidade da água pelo manejo de ecossistemas naturais, abre espaço para a valoração econômica desse serviço, utilizando como métrica o custo evitado em tratamento de esgoto. Neste caso, a utilização da modelagem espacial para determinação de cargas, exportação e retenção de nutrientes (modelo WY e NDR), serviu de base para construção de uma estrutura de valoração econômica (modelo WP). Traduzir o valor ecológico de um ecossistema

para a linguagem econômica-monetária é o ponto de partida para a integração desse conhecimento às políticas públicas da área ambiental, seja a nível local ou regional.

O artigo 3 fecha esta pesquisa utilizando uma metodologia que busca oferecer uma expressão espacial do potencial de expansão das áreas úmidas, com vistas ao aumento do estoque de serviços ecossistêmicos providos por elas. A construção e/ou restauração de áreas úmidas pode servir não somente como medida de compensação por dano ambiental, no arcabouço da legislação dos municípios adjacentes, mas também como soluções baseadas na natureza para problemas urbanos, como inundação, poluição de corpos hídricos, entre outros. Neste sentido, o modelo apresentado nesta etapa final, utiliza de metodologia amplamente conhecida na comunidade científica, para indicar espacialmente os locais mais propícios para realizar intervenções que visem manter e/ou aumentar a oferta de serviços ecossistêmicos das áreas úmidas.

Diante de todo o exposto, é possível afirmar que a hipótese levantada na presente tese se mostrou verdadeira: a GbE aliada ao SIG é eficaz para análise integrada de áreas úmidas e seus serviços ecossistêmicos. Evidentemente, é necessário levar em consideração algumas ressalvas já mencionadas anteriormente, no sentido de aprimorar os modelos operados nesta pesquisa, para que os resultados oferecidos sejam cada vez mais acurados.

FINANCIAMENTO

A produção científica desta tese foi financiada pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), através da concessão de bolsa pelo Programa de Demanda Social, processo nº 88882.438906/2019-01 e pelo Programa de Institucional de Internacionalização – CAPES – PrInt, processo nº 88887.467238/2019-00.

REFERÊNCIAS

ADAM, P. Saltmarsh Ecology. New York: Cambridge University Press, paperback edition, 1993

ARCILA, M., & MACÍAS, A. (1996). Ordenación territorial y planificación urbana, en Estudios para la ordenación, planificación y gestión integradas de las zonas húmedas de la Bahía de Cádiz. Cádiz: Oikos-Tau, UCA.

ARIAS-GARCÍA, J., GÓMEZ-ZOTANO, J. La planificación y gestión de los humedales de Andalucía en el marco del Convenio Ramsar. Revista Investigaciones Geográficas. 2015

ARKEMA, K. K., VERUTES, G., BERNHARDT, J. R., CLARKE, C., ROSADO, S., CANTO, M., ... DE ZEGHER, J. (2014). Assessing habitat risk from human activities to inform coastal and marine spatial planning: a demonstration in Belize. Environmental Research Letters, 9(11), 114016. doi:10.

ARKEMA, K.K., S.C. ABRAMSON AND B.M. DEWSBURY. 2006. Marine ecosystem-based management: from characterization to implementation. Frontiers in Ecology 4(10):525-532.

ASMUS, M. L. *et al.* Simples para ser útil: base ecossistêmica para o gerenciamento costeiro. Desenvolvimento e Me, v. 44, p. 4–19, 2018.

BALDERA J., & FALCÓN M.A. (1987). Descoordinación de las grandes actuaciones y sus efectos em la desorganización del territorio. Evolución de los paisajes y ordenación del territorio em Andalucía Occidental – Bahía de Cádiz. Cádiz: Diputación de Cádiz

BARRAGÁN MUÑOZ, J. M., & ANDRÉS GARCÍA, M. DE (2020). The management of the socio-ecological systems of the Bay of Cádiz: new public policies with old instruments? Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles, 85, 2866, 1–42. <https://doi.org/10.21138/bage.2866>

BAUDUCEAU, N.; BERRY, P.; CECCHI, C.; ELMQVIST, T.; FERNANDEZ, M.; HARTIG, T.; KRULL, W.; MAYERHOFER, E.; N, S.; NORING, L.; RASKIN-DELISLE, K.; ROOZEN, E.; SUTHERLAND, W.; TACK, J. Towards an EU Research and

Innovation Policy Agenda for Nature-based Solutions & Re-naturing Cities: Final Report of the Horizon 2020 Expert Group on 'Nature-based Solutions and Re-naturing Cities'. 2015.

BERTALANFFY, Ludwig von. Teoria Geral dos Sistemas. Tradução de Francisco M. Guimarães. Petrópolis: Vozes, 1973

BRASIL. Decreto nº. 1.905, de 16 de maio de 1996. Promulga a Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional, especialmente como Habitat de Aves Aquáticas, conhecida como Convenção de Ramsar, de 02 de fevereiro de 1971. Brasília: DOU de 17/05/1996.

BRASIL. Decreto nº. 1.905, de 16 de maio de 1996. Promulga a Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional, especialmente como Habitat de Aves Aquáticas, conhecida como Convenção de Ramsar, de 02 de fevereiro de 1971. Brasília: DOU de 17/05/1996.

BRASIL. Portaria nº 445, de 27 de novembro de 2018. Ministério do Meio Ambiente. Diário Oficial da União, Brasília, 30 de novembro de 2014, nº 230, p. 222.

BRASIL. Portaria nº 445, de 27 de novembro de 2018. Ministério do Meio Ambiente. Diário Oficial da União, Brasília, 30 de novembro de 2014, nº 230, p. 222.

BULLOCK, A., ACREMAN, M., 2003. The role of wetlands in the hydrological cycle. Hydrol. Earth. Syst. Sc. 7 (3), 358–389.

BURGER, M. I. Situação e ações prioritárias para conservação de banhados e áreas úmidas da Zona Costeira. 2000. Disponível em: <http://rodadas.anp.gov.br/arquivos/Round7/os_r7/SISMICA_R7/refere/Banhados.pdf> Acesso em: 01 set. 2019.

BURKHARD, B., KROLL, F., MÜLLER, F. & WINDHORST, W. (2009) Landscapes' capacities to provide ecosystem services - A concept for land-cover based assessments. Landscape Online. 15, pp. 1–22

CALDER, R. S. D., SHI, C., MASON, S. A., OLANDER, L. P., & BORSUK, M. E. (2019). Forecasting ecosystem services to guide coastal wetland rehabilitation decisions. Ecosystem Services, 39, 101007. doi:10.1016/j.ecoser.2019.101007

CHUN-YE, Wang; WEI-PING, Zhu. Analysis of the Impact of Urban Wetland on Urban Temperature Based on Remote Sensing Technology. **Procedia Environmental Sciences**, [s.l.], v. 10, p.1546-1552, 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.proenv.2011.09.246>

<https://issuu.com/shaianeviana/docs/images>

COHEN-SHACHAM, E., WALTERS, G., JANZEN, C. AND MAGINNIS, S. Nature-based solutions to address global societal challenges. IUCN, Gland, Switzerland, v. 97, 2016

CONVENÇÃO DE RAMSAR, 1971 – Disponível em: <<https://www.ramsar.org/>> Acesso em: 06 de ago. 2019

CHRISTOFOLETTI, Antonio. Modelagem de Sistemas Ambientais. São Paulo: Edgard Blücher, 1999.

DA SILVA, A. W. L.; MONTIBELLER-FILHO, G.. Compensação por serviços ambientais: um novo cenário na proteção e valorização dos recursos naturais. *Cadernos Ciência & Tecnologia*, v. 28, n. 3, p. 697-719, 2011.

DAVIS, M.; KRÜGER, I. e HINZMANN, M. Coastal protection and suds - nature-based solutions. *Recreate - Policy Brief* n. 04. nov. 2015. Disponível em: <http://ec.europa.eu/environment/integration/green_semester/pdf/Recreate_PB_2015_NBS_final_druck10-02-2016.pdf> Acesso: 28 fev. 2019.

DE ANDRÉS, M., BARRAGÁN, J. M., & GARCÍA SANABRIA, J. (2018). Ecosystem services and urban development in coastal Social-Ecological Systems: The Bay of Cádiz case study. *Ocean & Coastal Management*, 154, 155–167. doi:10.1016/j.ocecoaman.2018.01.011

DE GROOT, D., BRANDER, L., & FINLAYSON, C. M. (2018). Wetland Ecosystem Services. *The Wetland Book*, 323–333. doi:10.1007/978-90-481-9659-3_66

EC - EUROPEAN COMMISSION (2015). Science for Environment Policy - *Ecosystem Services and the Environment*. In-depth Report 11 produced for the European Commission, DG Environment by the Science Communication Unit, UWE, Bristol. Disponível em: <http://ec.europa.eu/science-environment-policy>. Acessado em: 10 de jun de 2020.

EC - EUROPEAN COMMISSION (2016). Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Urban Ecosystems 4th report produced for the European Commission, Joint Research Center and the Dutch National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Luxembourg. Disponível em: https://catalogue.biodiversity.europa.eu/uploads/document/file/1340/MAES_report_urban_ecosystems.pdf. Acessado em: 15 de jul de 2020.

EGGERMONT, H., BALIAN, E., MANUEL, J., AZEVEDO, N., BEUMER, V., BRODIN, T., CLAUDET, J., FADY, B., GRUBE, M., KEUNE, H., LAMARQUE, P., REUTER, K., SMITH, M., VAN HAM, C., WEISSER, W.W. AND LE ROUX, X. Nature-based Solutions: New Influence for Environmental Management and Research in Europe. *GAIA* 24(4): 243-248. (2015). Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.14512/gaia.24.4.9>> Acesso em: 01 fev. 2019.

EVERARD, M., KANGABAM, R., TIWARI, M. K., MCINNES, R., KUMAR, R., TALUKDAR, G. H., ... DAS, L. (2019). Ecosystem service assessment of selected wetlands of Kolkata and the Indian Gangetic Delta: multi-beneficial systems under differentiated management stress. *Wetlands Ecology and Management*, 27(2-3), 405–426. doi:10.1007/s11273-019-09668-1

GALLANT, K., WITHEY, P., RISK, D., VAN KOOTEN, G. C., & SPAFFORD, L. (2020). Measurement and economic valuation of carbon sequestration in Nova Scotian wetlands. *Ecological Economics*, 171, 106619. doi:10.1016/j.ecolecon.2020.106619

GÓMEZ-BAGGETHUN, E., TUDOR, M., DOROFTEI, M., COVALIOV, S., NĂSTASE, A., ONĂRĂ, D.-F., ... CIOACĂ, E. (2019). Changes in ecosystem services from wetland loss and restoration: An ecosystem assessment of the Danube Delta (1960–2010). *Ecosystem Services*, 39, 100965. doi:10.1016/j.ecoser.2019.100965

GRAHAM, A.; DAY, J.; BRAY, B. E MACKENZIE. S. Sustainable drainage systems - Maximising the potential for people and wildlife: A guide for local authorities and developers. RSPB e WWT. 2012. Disponível em: <<https://www.rspb.org.uk/globalassets/downloads/documents/positions/planning/sustainable-drainage-systems.pdf>>. Acesso em 21 fev. 2019.

GRÊT-REGAMEY, A., SIRÉN, E., BRUNNER, S. H., & WEIBEL, B. (2017). Review of decision support tools to operationalize the ecosystem services concept. *Ecosystem Services*, 26, 306–315. doi:10.1016/j.ecoser.2016.10.012

HADDIS, A., VAN DER BRUGGEN, B., & SMETS, I. (2019). Constructed wetlands as nature based solutions in removing organic pollutants from wastewater under irregular flow conditions in a tropical climate. *Ecohydrology & Hydrobiology*. doi:10.1016/j.ecohyd.2019.03.001

HALLEGATTE, S., GREEN, C., NICHOLLS, R.J., CORFEE-MORLOT, J., 2013. Future flood losses in major coastal cities. *Nat. Clim. Change* 3 (9), 802–806.

IUCN - INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. "The IUCN Programme 2013–2016", IUCN World Conservation Congress, Suíça, 2012.

JUNK, W. J. *et al.* Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, [s.l.], v. 24, n. 1, p.5-22, 15 ago. 2013. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/aqc.2386>.

KRISTENSEN, J. The DPSIR framework. Instituto Nacional de Pesquisa Ambiental, Dinamarca. 2004. Disponível em <<https://wwz.ifremer.fr/dce/content/download/69291/913220/file/DPSIR.pdf>> acessado em ago. 2019.

MCLEOD, K.L., *et al.* 2005. Scientific consensus statement on marine ecosystem-based management. Communication Partnership for Science and the Sea, Corvallis OR.

LI, Hongyan; ZHANG, Guangxin; SUN, Guangzhi. Simulation and evaluation of the water purification function of Zhalong Wetland based on a combined water quantity-quality model. *Science China Technological Sciences*, [s.l.], v. 55, n. 7, p.1973-1981, 24 maio 2012. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11431-012-4887-5>

MAES, J.; JACOBS, S. Nature-Based Solutions for Europe's Sustainable Development. *Conservation Letters*, [s.l.], v. 10, n. 1, p.121-124, 24 dez. 2015. Wiley. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/conl.12216>>. Acesso: 15 jan. 2019.

McInnes, R. J., & Everard, M. (2017). Rapid Assessment of Wetland Ecosystem Services (RAWES): An example from Colombo, Sri Lanka. *Ecosystem Services*, 25, 89–105. doi:10.1016/j.ecoser.2017.03.024

MEA, Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island, Washington, DC, 2005a.

MEA, Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and human well-being: wetlands and water*. 2005b.

MONTIBELLER-FILHO, G. Ecodesenvolvimento e Desenvolvimento Sustentável: Conceitos e Princípios. *Revista Textos de Economia*, Florianópolis, v. 4, a. 1, p. 131-142 1993.

MONTIBELLER-FILHO, G. O mito do desenvolvimento sustentável. 1999. 266 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ciências Humanas, Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1999. Cap. 9. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/81183/137926.pdf?sequencia=1>>. Acesso em: 22 jan. 2019

NDEBELE, T., & FORGIE, V. (2017). Estimating the economic benefits of a wetland restoration programme in New Zealand: A contingent valuation approach. *Economic Analysis and Policy*, 55, 75–89. doi:10.1016/j.eap.2017.05.002

OLIVEIRA, D. B. de. Dragagens no Porto do Rio Grande: um estudo sobre os impactos e conflitos de uso. 2014. 77 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Programa de Pós-Graduação em Geografia, Instituto de Ciências Humanas e da Informação, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2014.

ONU - Organização das Nações Unidas. *World Urbanization Prospects: The 2018 Revision*. Nova Iorque. 2018. Disponível em: <<https://population.un.org/wup/Publications/Files/WUP2018-PressRelease.pdf>>. Acesso em: 11 jan. 2019.

ROSENBERG, A. A. & SANDIFER, P. A. What Do Managers Need?. In: MCLEOD, K.; LESLIE, H. *Ecosystem-based management for the oceans*. Washington: Island Press, 2009.

RIBEIRO, Júlia Nyland do Amaral. Aplicação de modelos ecossistêmicos em sistemas de lagoas costeiras como suporte à gestão. 2017. 213 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Sensoriamento Remoto, Centro Estadual de Pesquisas em Sensoriamento Remoto e Meteorologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul - Ufrgs, Porto Alegre, 2018. Cap. 8. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/10183/174176>>. Acesso em: 10 ago. 2019

RUSCHEL, R. S.. **Serviços ecossistêmicos urbanos: fixação de carbono nas áreas de preservação permanente de Campinas/SP**. 2016. 90 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Sistemas de Infraestrutura Urbana, Centro de Ciências Exatas, Ambientais e Tecnológicas, Pontifícia Universidade Católica de Campinas, Campinas, 2016.

SCHUTZER, J. G. Infraestrutura verde no contexto da infraestrutura ambiental urbana e da gestão do meio ambiente. **Revista LABVERDE**, v. 08, n. 1, p.13-30, jun. 2014. Disponível em: < <https://www.revistas.usp.br/revistalabverde/issue/view/6387>> Acesso em: 12 fev. 2019.

Secretaría de la Convención de Ramsar, 2013. Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971), 6a. edición. Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland (Suiza)

SUN, C., ZHEN, L., & GIASHUDDIN MIAH, M. (2017). Comparison of the ecosystem services provided by China's Poyang Lake wetland and Bangladesh's Tanguar Haor wetland. *Ecosystem Services*, 26, 411–421. doi:10.1016/j.ecoser.2017.02.010

TCPA - Town and Country Planning Association - the essential role of green infrastructure:

eco-towns green infrastructure worksheet. 2008. Disponível em:<http://www.swdevelopmentplan.org/wpcontent/uploads/2015/02/etws_green_infrastructure1.pdf>. Acesso em: 11 fev. 2019.

TURHAN, C.; AKKURT, G. G.. Mitigation of urban heat island effect through nature-based solutions: H2020 Urban GreenUp Project. 2018

WALLEMARQ, P., BELOW, R., MCLEAN, D., 2018. UNISDR and CRED report: Economic Losses, Poverty & Disasters (1998–2017).

WMO, 2013. Reducing and managing risks of disasters in a changing climate. WMO Bulletin. 62, 23–31.

WU, Y., ZHANG, G., ROUSSEAU, A. N., JUN XU, Y., & FOULON, É. (2020). *On how wetlands can provide flood resilience in a large river basin: A case study in Nenjiang River Basin, China. Journal of Hydrology, 125012.* doi:10.1016/j.jhydrol.2020.125012

APÊNDICE A – Material Suplementar do Artigo 1.

SUPPLEMENTARY MATERIAL – SM

SM-I: Description of Environmental Systems - Patos Lagoon Estuary and Cádiz Bay

Patos Lagoon Estuary

The characterization and mapping of the environmental systems of the Patos Lagoon Estuary was carried out through a series of workshops under the Ecological-Economic Zoning project in Rio Grande do Sul state, using geographic data on scales that may vary from 1:100,000 to 1:250,000 (SEMA, 2019; RIBEIRO et al. 2020).

Environmental systems are divided between natural and anthropogenic environmental systems. For the implementation of the data in the model of risk assessment of habitats, the systems were divided between habitats (natural) and stressors (anthropogenic) and were mapped as follows: 8 habitats (Fresh marsh, Salt marsh, Lotic, Lentic, Beaches and Dunes, Riparian Forest, Fields, and Forest Formation) and 10 stressors (Urban, Industrial, Navigation, Agriculture, Tourism, Port, Forestry, Fishing, Road and Mining). The following is a description of each system's composition.

Natural Environmental Systems (Habitats)

- Wetlands (Salt and Fresh Marshes)

In the PLE it is possible to find 2 types of wetlands, fresh marsh, and salt marsh. The salt marsh areas are found mainly around the *Marinheiro*, *Machadinho* and *Torotama* islands and the “*Saco da Mangueira*”. The fresh marshes are found mostly in the municipality of Rio Grande and the main ones are the “*Maçarico*” fresh marsh, the coastal strands, and the Taim's fresh marshes. The largest wetland areas are found around the *São Gonçalo* Canal and north of Mangueira Lagoon, linked to the State Biological Reserve (REBIO) of the “*Maçarico*” fresh marsh and the Taim Ecological Station (ESEC).

- Lentic

CONAMA Resolution No. 357 (BRAZIL, 2005), in its Art. 5 defines Lentic System as an "environment that refers to standing water, with slow or stagnant movement". In the study area, this system consists of coastal lagoons, reservoirs, and sheltered shallows.

- Lotic

The Lotic System is classified by CONAMA Resolution No. 357 (BRAZIL, 2005), Art. 5, as an “environment related to moving continental waters”, which has water flow and current as its main properties. In the study area, the lotic system comprises the aquatic areas classified as “sheltered intermediate”, “open intermediate” and “open shallow”.

- Riparian Forest

Riparian forests are plant formations that are on the margins of water bodies and have a diversity of floristic composition occupying dynamic areas of the landscape concerning hydrological, ecological, and geomorphological systems (SEMA, 2007). The PLE riparian forest system is predominantly on the banks of rivers that flow into the lagoon and the São Gonçalo channel.

- Forest

According to FAO (2000), a forest formation is considered as a “minimum area of land that has between 0.05 and 1.0 ha with canopy cover (or an equivalent population density) that exceeds 10 to 30% and with trees that can reach a minimum height of between 2 and 5 m until maturity in situ. In the PLE region, there are few fragments of natural forests, and they are all located in the municipality of Pelotas.

- Beaches and Dunes

The system of Beaches and Dunes in this study includes both the two lagoons and coastal dunes of the PLA. This system includes the sandy cords that form the Cassino beach in Rio Grande and the coast of São José do Norte. Among the beaches and lagoon dunes, there is *Capilha* Beach, in the village of Taim, *Laranja* Beach in Pelotas.

- Fields

The field is dominated by herbaceous vegetation, especially grasses, and its physiognomy is determined by the degree of coverage and height of the herbaceous layer, that is, by the structure of the vegetation and the presence or absence of trees (OVERBECK et al., 2015).

Anthropic Environmental Systems (Stressors)

- Agriculture

Agriculture is a sector of the economy, which is based on the extensive or intensive use of land through natural or chemical fertilization, crop rotation, production of non-genetically modified or modified animals, and using rudimentary techniques of production or use of technologies (RIBEIRO et al. 2020). In the study area, the Agricultural System is dominant, the biggest highlight is in the municipalities of Rio Grande and Pelotas, however, São José do Norte also has areas dedicated to agriculture and livestock.

- Waterway (Navigation)

The Waterway System consists of hydro ways, waterways, navigable ways, or fluvial ways. Inland waterways are the inland waterways that were marked out using buoys to aid navigation, which demarcate the navigation channel and signaled using signs placed on the margins of water bodies to guide navigators so that there are traffic vessels.

- Industrial

The Industrial System is formed by nuclei of activities in the economic sector with big associated infrastructures or in the vicinity of the metropolises due to the proximity of labor and the consumer market. In the study area, this system consists of the Industrial District and the Rio Grandense Oil Refinery on the margins of the semi-closed cove, Saco da Mangueira, in the Patos Lagoon estuary and the Industrial District of Pelotas (Ribeiro et al. 2020).

- Mining

For the mining system, the polygonal data of mining processes available at the National Department of Mining Production (DNPM) were considered. In the study area, they are located throughout the territory of the municipalities of São José do Norte, in the São Gonçalo channel, and the municipality of Pelotas to the northwest of the urban perimeter.

- Fishing

For the fishing system, all aquatic systems present in the study area were considered.

- Port

The Port System is made up of public ports or port complexes, maritime or fluvial, which operate under concession to the private sector and which are authorized

to operate by state and municipal administrations. In the study area, they comprise the Organized Port of Pelotas area on the *São Gonçalo* Canal, as well as the Organized Port of Rio Grande inserted in the municipalities of Rio Grande and São José do Norte. (RIBEIRO et al. 2020)

- Tourism

The area of the tourism system corresponds to the area of the following systems: lotic, lentic, and beaches and dunes.

- Forestry

The cultivation of trees with fast-growing exotic species, also known as silviculture, is an intense economic activity in the study area. This activity occurs mainly on the border between the municipalities of Rio Grande and Santa Vitória do Palmar, in a fragmented way in the municipality of Pelotas, and throughout the coast of São José do Norte.

- Urban

This system consists of the urban perimeters of the 4 municipalities of Patos Lagoon Estuary that make up the study area (Rio Grande, Pelotas, São José do Norte, and Turuçu).

- Road

In the study area, the Terrestrial Road System considers federal and state highways, the federal BR-116, the main Brazilian highway that connects the northeast of the country to Chuí; BR - 392, which starts in Rio Grande at the Superport and runs through the center of the state to Argentina; BR - 293, which connects Pelotas to the west of the state; BR - 473, connecting Rio Grande to the northwest of the state; and BR - 101, a highway that connects northern Brazil to São José do Norte (RIBEIRO, 2020).

Cádiz Bay

For the mapping of Cádiz Bay environmental systems, the mapping of land use and land cover in the region of Andalucía was used as a primary data, product of the project entitled *SIPNA (Information System on the Natural Heritage of Andalucía)*, considered a unique reference for monitoring and environmental characterization of the Andalusian territory. In addition to SIPNA, high-resolution images from Google

Earth and the knowledge of specialists in the region were also used to update and validate spatial data.

The mapping of SIPNA was carried out through photointerpretation on a graphic scale of 1: 10,000, generating a map of about 230 classes, which considers aspects of historical and natural heritage, human activities, urban equipment, vegetation species, among others, resulting in many classes, however with very small size polygons. Thus, the mapping of the environmental systems proposed for this study, homogenized the classes, integrating those that have similarities in their physical characteristics, provision of ecosystem services, and the magnitude of impacts on habitats.

For CB, the systems were mapped as follows: 6 habitats (Salt marsh, Lotic, Léntico, Beaches and Dunes, Pasture and Forest Formation) and 10 stressors (Urban, Industrial, Aquaculture, Agricultural, Tourism, Port, Active Salinas, Fishing and Shellfishing, Road System and Mining). The following is a description of the composition of each system.

Natural Environmental Systems (Habitats)

- Traditional salt marshes and salt marshes

The class of salt marshes considered the feature of salt marshes in its various forms: tidal and non-tidal, with and without vegetation. Some polygons classified as “traditional salt pans” were integrated into the salt marsh system, as they are inactive or abandoned salt pans. The traditional saline activity in the Cádiz Bay is historically integrated sustainably over the salt marshes, in a way that does not have a significant impact in terms of changing the function and structure of this habitat, which in turn, has a resilience power capable of recovering such areas.

- Lotic

Lotic ecosystems are aquatic environments, whose main body of water has water flow and current as main characteristics. Therefore, the classes of rivers, seas and oceans, natural watercourses, estuaries, and tidal channels, among others, were considered.

- Lentic

It is an aquatic environment, whose water body has low or stagnant movement. The component classes of this system are lakes and lagoons, reservoirs, and artificial water depths.

- Beaches and Dunes

This system considered the entire sandy cordon composed of classes of beaches, dunes, and sands, both coastal and lagoon, in all the municipalities that make up the Cádiz Bay.

- Field (pasture)

They are predominantly occupied by herbaceous and shrubby vegetation, so they are frequently associated with livestock activity (JUNTA DE ANDALUCÍA, 2019). For Cádiz Bay, the integrated classes to compose the pasture system were: tree pasture; continuous pasture; and lively pasture. Areas with the occurrence of bare, natural, or unstructured soil, were added to the pasture class, as they were classes that had little territorial expression in the area and that were mostly inserted in large pasture polygons, in addition to not having a significant impact structure or function of the habitat in question.

- Forest

According to FAO (2000), a forest formation is considered as a “minimum area of land that has between 0.05 and 1.0 ha with canopy cover (or an equivalent population density) that exceeds 10 to 30% and with trees that can reach a minimum height of between 2 and 5 m until maturity in situ. In the region of the Cádiz Bay, the forest formation system consists of two main classes and their respective sub-classes, namely: Bosque (composed mainly of the '*Formación Arbolada Densa*' and '*Formación Arbolada Muy Densa*') and *Matorrales* (composed mainly of the classes of '*Matorral Denso y Arbolado*', '*Matorral Disperso y Arbolado*', '*Cortafuegos*', among other more specific vegetation classes that occupy small polygons within larger areas of scrubland).

Anthropic Environmental Systems (Stressors)

- Urban

This system consists of the urban perimeters of the 5 municipalities in the Cádiz Bay that make up the study area (*Cádiz, San Fernando, Chiclana de la Frontera,*

Puerto Real, and *El Puerto Santa María*), added to the “residential agricultural” areas. Industrial, port, and road systems (highways and railways) are excluded from this system.

- Industrial

This system considered, in addition to common industrial polygons, other use classes that, due to their functional characteristics, exert stress similar to that of other industrial activities. Thus, the following classes were considered as an industrial system: 'industrial ferry or mining'; 'industrial complex'; 'isolated industry', 'ordered industrial polygon'; 'industrial polygon without ordering'; 'dump fill'; 'technical infrastructure'; 'water conduction installations'; 'electrical installations'; 'wind installations'; 'solar installations'; 'raft of irrigation or cattle raising'.

- Aquaculture

Aquaculture represents the main commercial activity that occurs within the Natural Park. The aquaculture established in the area is based mainly on the use of old saltpans, as a marine farm for fattening fish and, to a lesser extent, crustaceans, and mollusks. Besides, there are also facilities covered with cultivation tanks, mainly for the incubation and nursery phases, as well as the cultivation of microalgae (JUNTA DE ANDALUCÍA, 2019). It is a well-defined class of use, without integration with other classes. Such areas are located mainly in the municipalities of Chiclana de la Frontera, San Fernando, and Puerto Real.

- Agricultural

The agricultural activity of the region is concentrated in the three municipalities of the interior, Chiclana de la Frontera, El Puerto de Santa María, and Puerto Real, where the sectors have historically had some relevance in the cereal, wine, and horticulture industry, due to their function of supplying areas and commerce in the Cádiz Bay. Currently, grain and industrial crops are predominant, and especially wheat, sunflower, cotton, and triticale, which together represent two-thirds of the region's agricultural area (Junta Andalucía, 2019). The mapping of SIPNA related to agriculture is classified as “*agricultural/cattle raising*”; “*Viñedo en regadío*”; “*Viñedo en seco*”; “*cítricos*”; “*cultivo herbáceo distinto de arroz*”; “*olivar en seco*”; “*mosaico de cultivos herbáceos y vegetación natural leñosa*”; “*otros cultivos leñosos*”; “*otros cultivos leñosos en regadío*”; “*otros cultivos leñosos en seco*”. The forestry

polygons and those classified as “golf courses” have been integrated into the agricultural environmental system, as they are activities with similar characteristics and because they have an insignificant territorial expression concerning agriculture as a whole.

- Tourism

Tourism is one of the main economic activities in the region, based primarily on the sun and beach tourism. However, urban, and cultural tourism has a growing demand and a developing offer, based on the enormous historical appeal of the region. On the other hand, active and nature tourism, despite the great potential of its natural spaces, except for nautical activities, does not yet have significant participation in tourism activity as a whole (JUNTA DE ANDALUCÍA, 2019). The mapping of the environmental tourism system is composed of the “urban” and “beaches and dunes” systems, overlapping them.

- Port

The main port infrastructures in the region corresponding to the facilities of Cádiz Bay port, which are the responsibility of the state and are owned by the Port Authority of the Cádiz Bay. The port of Cádiz Bay consists of 4 (four) commercial docks: i. Cádiz; ii. Cádiz Free Zone; iii. *La Cabezuela-Puerto Real*; iv. *El Puerto de Santa María* and 2 (two) fishing docks in Cádiz and El Puerto de Santa Maria. On the other hand, within the Cádiz Bay port, there are also several marinas (sports harbor), managed by other administrations or private entities (JUNTA DA ANDALUCÍA, 2019). The mapping of the system considered the grouping of all classes of ports, namely: “Port (Industrial, Sporting and fishing).

- Active Saltpans

The salt industry in Cádiz was one of the most important and emblematic economic activities in Cádiz Bay, favored by the natural characteristics of the region, as well as by climatic factors that favor intense evaporation. In the study area, saltpans cannot be classified as “traditional”, “mechanized” or “diversified”. Currently, some traditional saltpans still exist in Cádiz Bay, based mainly on the manually salt collection, along with large mechanized extraction salt mines that maintain most of the bay's salt production. Besides, there are other saltpans with a traditional character, but which present different management models and whose activity is not focused on

salt production, with no strictly commercial character, called diversified (JUNTA DE ANDALUCÍA, 2019).

- Tradition fishing and shellfishing

The area is one of the most important fishing enclaves in Andalusia and the country, the largest in catches traded in the fish markets, which represent about 25% of Andalusian fisheries production. Fisheries production is concentrated in fisheries in the Atlantic and the Gulf of Cádiz, while the artisanal fleet is losing importance. In the inland waters of Cádiz Bay, due to the port nature of the region, fishing with hook and trammel rigging is only allowed in certain areas. The sludge in the intertidal zones and the edges of the pipes in the Cádiz Bay are home to a characteristic invertebrate fauna, which despite not being very rich in species, are relatively important in terms of biomass. (JUNTA DE ANDALUCÍA, 2019). Therefore, to compose this system, the classes that make up aquatic environments were considered: "Lotic" and "Lentic". The class of "salt marshes" was also included, since seafood activity also occurs in these environments.

- Road

This environmental system is composed of all the classes of highway existing in the SIPNA mapping, namely: 'railroad network'; 'road network'; 'unpaved road of communication'; 'road of communication on the paved road in the forest'; 'road, the pedestrian zone without vegetation'.

- Mining

The greatest mining potential in the province of Cádiz is in the group of siliceous and saline sands, followed by clays for structural ceramics, sand and gravel, and limestone-dolomitic aggregates. Within the industrial minerals, the potential of diatoms stands out, without forgetting the possibilities of attapulgitite that presents the lower part of the Guadalquivir Depression (Junta de Andalucía, 2013). The main mining polygons mapped by SIPNA in the Cádiz Bay are in the municipalities of El Puerto Santa María (Pedreira - Cantera "San Cristóbal") and Chiclana de La Frontera.

SM-II: Full tables of exclusivity and dependence indexes - Patos Lagoon Estuary and Cádiz Bay

Table 4: Service Exclusivity Index – PLE Salt Marsh. Criterion 1: “Does this service depend exclusively on the salt marshes?”; Criterion 2: “How many natural systems offer this service in the study area?”; Criterion 3: Total natural systems.

SALTMARSH - PLE		Service Exclusivity				
Class	Service	Criterion 1	Criterion 2	Criterion 3	Exclusivity Index	
Support	Deposition of suspended material;	No (fresh marsh)	-1	2	8	0.50
Provision	Raw material production	No (fresh marsh)	-1	2	8	0.50
Provision	Shore protection material production against erosion.	No (fresh marsh)	-1	2	8	0.50
Cultural	Activities related to research, environmental education, hunting, and fishing.	No (fresh marsh, riparian forest)	-1	3	8	0.25
Support	Liquid effluent receiver / rain drain	No (lotic, lentic, and fresh marsh)	-1	4	8	0.00
Provision	Biomass production, species food	No (lotic, lentic, and fresh marsh)	-1	4	8	0.00
Regulation	Regulation of sedimentary exchanges	No (lotic, fresh marsh, and riparian forest)	-1	4	8	0.00
Support	The basis for biodiversity through primary production	No (riparian forest, lotic, lentic, and fresh marsh)	-1	5	8	-0.25
Support	Vegetation that leads to soil stabilization and changing currents;	No (riparian forest, fresh marsh, field, and forest)	-1	5	8	-0.25
Regulation	Protection against erosion and flooding processes;	No (forest, riparian forest, lentic, and fresh marsh)	-1	5	8	-0.25
Regulation	Hydric balance	No (lotic, riparian forest, lentic, and fresh marsh)	-1	5	8	-0.25
Regulation	Regulation of physical and chemical characteristics	No (lotic, fresh marsh, lentic, and riparian forest)	-1	5	8	-0.25
Support	Refuge area, shelter, reproduction, nesting, hibernation, and migration of estuarine, lagoon, and coastal fauna	No (riparian forest, fresh marsh, lentic field, and forest)	-1	6	8	-0.50
Support	Support for fauna migration and flora dispersion	No (riparian forest, field, forest, lotic, lentic, and fresh marsh)	-1	7	8	-0.75
Regulation	Thermal regulation	No (forest, lotic, fresh marsh, lentic, riparian forest and fields)	-1	7	8	-0.75
Regulation	CO2 regulation	No (forest, lotic, fresh marsh, lentic, riparian forest, and fields)	-1	7	8	-0.75
Regulation	Regulation of ecological processes between ecosystems	No (forest, lotic, fresh marsh, lentic, riparian forest, and fields)	-1	7	8	-0.75
Cultural	Scenarios with contemplative and spiritual value	No (beaches and dunes, forest, lotic, lentic, riparian forest, lentic, fields, and fresh marsh)	-1	8	8	-1.00

Table 5: Service Exclusivity Index - PLE Fresh Marsh. Criterion 1: “Does this service depend exclusively on wetlands? ”; Criterion 2: "How many natural systems offer this service in the study area?"; Criterion 3: Total natural systems.

FRESH MARSH - PLE		Service Exclusivity				
Class	Service	Criterion 1	Criterion 2	Criterion 3	Exclusivity Index	
Support	Deposition of suspended material;	No (salt marsh)	-1	2	8	0.50
Provision	Raw material production	No (salt marshes)	-1	2	8	0.50
Provision	Shore protection material production against erosion.	No (salt marshes)	-1	2	8	0.50
Provision	Water supply for primary production (agricultural sector)	No (lotic and lentic)	-1	3	8	0.25

Cultural	Activities related to research, environmental education, hunting, and fishing.	No (salt marsh and lotic)	-1	3	8	0.25
Support	Liquid effluent receiver/rain drain	No (lotic, lentic and salt marsh)	-1	4	8	0.00
Provision	Biomass production, species food	No (lotic, lentic and fresh marsh)	-1	4	8	0.00
Regulation	Regulation of sedimentary exchanges	No (lotic, salt marsh and riparian forest)	-1	4	8	0.00
Support	The basis for biodiversity through primary production	No (riparian, lotic, lentic, and salt marsh)	-1	5	8	-0.25
Support	Vegetation that leads to soil stabilization and changing currents;	No (riparian forest, salt marsh, field, and forest)	-1	5	8	-0.25
Regulation	Protection against erosion and flooding processes;	No (forest, riparian forest, lentic and salt marsh)	-1	5	8	-0.25
Regulation	Hydric balance	No (lotic, riparian forest, lentic and salt marsh)	-1	5	8	-0.25
Regulation	Regulation of physical and chemical characteristics	No (lotic, salt marsh, lentic and riparian forest)	-1	5	8	-0.25
Support	Refuge area, shelter, reproduction, nesting, hibernation, and migration of estuarine, lagoon, and coastal fauna	No (riparian forest, salt marsh, lentic, field, and forest)	-1	6	8	-0.50
Support	Support for fauna migration and flora dispersion	No (riparian forest, field, forest, lotic, lentic, and salt marsh)	-1	7	8	-0.75
Regulation	Thermal regulation	No (forest, lotic, lentic, salt marsh, riparian forest and fields)	-1	7	8	-0.75
Regulation	CO2 regulation	No (forest, lotic, lentic, salt marsh, riparian forest and fields)	-1	7	8	-0.75
Regulation	Regulation of ecological processes between ecosystems	No (forest, lotic, lentic, salt marsh, riparian forest, and fields)	-1	7	8	-0.75
Cultural	Scenarios with contemplative and spiritual value	No (beaches and dunes, forest, lotic, lentic, riparian forest, fields, and salt marshes)	-1	8	8	-1.00

Table 6: Service Exclusivity Index – CB Salt Marsh. Legend: Criterion 1: Does this service depend exclusively on the salt marshes ?; Criterion 2: How many natural systems offer this service in the study area ?; Criterion 3: Total natural systems.

SALT MARSH - CB		Service Exclusivity				
Class	Service	Criterion 1	Criterion 2	Criterion 3	Exclusivity Index	
Support	Deposition of suspended material;	Yes	1	1	6	1.0
Support	Vegetation that leads to the stabilization of the land, and the change of currents;	Yes	1	1	6	1.0
Support	Refuge, refuge, reproduction, nesting, hibernation, and migration of estuarine fauna, lagoon, and coast	Yes	1	1	6	1.0
Support	Support for the migration of fauna and the dispersion of flora	Yes	1	1	6	1.0
Provision	Producción Energía (Molinos de marea)	Yes	1	1	6	1.0
Provision	Raw material production	Yes	1	1	6	1.0
Provision	Salt and salicorn production	Yes	1	1	6	1.0
Regulation	Water filtration	Yes	1	1	6	1.0
Regulation	Water balance	Yes	1	1	6	1.0
Regulation	Thermal regulation	Yes	1	1	6	1.0
Cultural	Activities related to the protection of cultural heritage (traditional saline activity)	Yes	1	1	6	1.0
Provision	Production of material for the protection of the coast	No (beaches and dunes)	-1	2	6	0.3
Regulation	Regulation of physicochemical characteristics	No (lotic)	-1	2	6	0.3
Regulation	Regulation of sedimentary exchanges	No (lotic)	-1	2	6	0.3

Support	The basis for biodiversity through primary production	No (lotic and beaches and dunes)	-1	3	6	0.0
Support	Liquid effluent receiver/drain drain	No (lotic and lentic)	-1	3	6	0.0
Provision	Biomass production, food of species	No (lotic and beaches and dunes)	-1	3	6	0.0
Regulation	CO2 regulation	No (lotic and forest)	-1	3	6	0.0
Regulation	Regulation of ecological processes between ecosystems	No (lotic and forest)	-1	3	6	0.0
Cultural	Scenarios with contemplative, spiritual, and religious value	No (lotic and beaches and dunes)	-1	3	6	0.0
Cultural	Recreational activities and ecotourism	No (lotic and beaches and dunes)	-1	3	6	0.0
Cultural	Activities related to research, environmental education, fishing, and fishing	No (lotic, forest and beaches, and dunes)	-1	4	6	-0.3

Table 7: Beneficiary Dependence Index - PLE Salt Marsh

SALT MARSH – PLE		Criterion: is this beneficiary directly affected by the loss of this service provided by this system?						Index of the dependence that the group of beneficiaries has on a given service.	
Class	Service	Local Commu	Industri al	Artisana l Fishing	Global Commu	Tourism	Scientifi c		
Support	Deposition of suspended material;	2	2	2	0	2	0	8	0.0
Regulation	Regulation of sedimentary exchanges, through water flows;	1	2	2	1	1	0	7	0.8
Cultural	It allows the development of activities related to research, environmental education, hunting, and fishing.	2	0	1	1	0	2	6	1.7
Regulation	Regulation of physical and chemical characteristics, by reducing chlorophyll and nutrients in the water column, promoting water quality;	1	2	2	1	0	0	6	1.7
Regulation	Regulation of ecological processes between ecosystems, promoting the migration of fauna and dispersal of vegetables.	1	2	2	1	0	0	6	1.7
Support	Refuge area, shelter, reproduction, nesting, hibernation and migration of estuarine, lagoon and coastal fauna, enabling the development and growth of fish and zoobentuses;	1	2	1	1	0	0	5	2.5
Support	Support for fauna migration and flora dispersion, assisting in genetic variability.	0	2	1	1	0	0	4	3.3
Provision	Production of raw material, mainly vegetable fibers;	2	0	2	0	0	0	4	3.3
Provision	Production of material to protect the coast from erosion.	2	0	0	0	2	0	4	3.3
Support	Basis for biodiversity through primary production, being a component of interactions in the trophic web;	0	2	1	0	0	0	3	4.2
Support	Vegetation that leads to soil stabilization and changing currents;	0	2	1	0	0	0	3	4.2
Provision	Production of biomass, food for species, which include target species for fishing;	1	1	1	0	0	0	3	4.2
Cultural	Scenarios with contemplative and spiritual value;	1	0	0	1	1	0	3	4.2
Support	Receiver of liquid effluents / rain drainage (domestic and / or potentially industrial)	2	0	0	0	0	0	2	5.0
Regulation	Protection against erosion and flooding processes;	1	0	0	0	1	0	2	5.0
Regulation	Water balance, controlling the hydroperiod, periodic or regular occurrence of flooding;	1	0	0	0	1	0	2	5.0
Regulation	Thermal regulation, promoting micro climatic control;	1	0	0	1	0	0	2	5.0
Regulation	CO2 regulation, through carbon sequestration, organism respiration, and photosynthesis, being a source and reservoir, promoting air quality;	1	0	0	1	0	0	2	5.0

Dependence index of each beneficiary concerning the set of services offered by this system	20	17	16	9	8	2
	0.0	0.8	1.1	3.1	3.3	5.0

Table 8: Beneficiary Dependence Index – PLE Fresh Marsh

FRESH MARSH – PLE		Criterion: is this beneficiary directly affected by the loss of this service provided by this system?						Index of the dependence that the group of beneficiaries has on a given service.	
Class	Service	Local Community	Artisanal Fishing	Agriculture	Global Community	Tourism and Recreation	Scientific community		
Support	Deposition of suspended material;	2	2	0	0	2	0	6	0.0
Cultural	It allows the development of activities related to research, environmental education, hunting, and fishing.	2	1	0	1	0	2	6	0.0
Support	Refuge area, shelter, reproduction, nesting, hibernation, and migration of estuarine, lagoon, and coastal fauna, enabling the development and growth of fish and zoobenthos;	1	1	2	1	0	0	5	1.0
Regulation	Regulation of sedimentary exchanges, through water flows;	1	2	0	1	1	0	5	1.0
Support	Receiver of liquid effluents / rain drainage (domestic and / or potentially industrial)	2	0	2	0	0	0	4	2.0
Provision	Production of raw material, mainly vegetable fibers;	2	2	0	0	0	0	4	2.0
Provision	Water supply for primary production (agricultural sector)	2	0	2	0	0	0	4	2.0
Provision	Production of material to protect the coast from erosion.	2	0	0	0	2	0	4	2.0
Regulation	Protection against erosion and flooding processes;	1	0	2	0	1	0	4	2.0
Regulation	Water balance, controlling the hydroperiod, periodic or regular occurrence of flooding;	1	0	2	0	1	0	4	2.0
Regulation	Thermal regulation, promoting micro climatic control;	1	0	2	1	0	0	4	2.0
Regulation	Regulation of physical and chemical characteristics, by reducing chlorophyll and nutrients in the water column, promoting water quality;	1	2	0	1	0	0	4	2.0
Regulation	Regulation of ecological processes between ecosystems, promoting the migration of fauna and dispersal of vegetables.	1	2	0	1	0	0	4	2.0
Support	Vegetation that leads to soil stabilization and changing currents;	0	1	2	0	0	0	3	3.0
Cultural	Scenarios with contemplative and spiritual value;	1	0	0	1	1	0	3	3.0
Support	Support for fauna migration and flora dispersion, assisting in genetic variability.	0	1	0	1	0	0	2	4.0
Provision	Production of biomass, food for species, which include target species for fishing;	1	1	0	0	0	0	2	4.0
Regulation	CO2 regulation, through carbon sequestration, organism respiration, and photosynthesis, being a source and reservoir, promoting air quality;	1	0	0	1	0	0	2	4.0
Support	Basis for biodiversity through primary production, being a component of interactions in the trophic web;	0	1	0	0	0	0	1	5.0
Dependence index of each beneficiary concerning the set of services offered by this system		22	16	14	9	8	2		
		0.0	1.5	2.0	3.3	3.5	5.0		

Table 9: Beneficiary Dependence Index – CB Salt Marsh

SALT MARSH – CB		Criterion: Is this beneficiary directly affected by the loss of this service provided by this system?										Dependence index that has the set of beneficiaries of a specific service	
Class	Service	Local Community	Aquaculture	Salineros Artesanales	Artisanal Fishing	Tourism	Shellfishing	Industrial Fishing	Global Community	Scientific community	Salinas Industriales		
Cultural	Activities related to research, environmental education, fishing and fishing	2	2	1	2	1	2	1	2	2	1	16	0
Provision	Production of material for the protection of the coast	1	2	2	2	1	2	1	1	1	1	14	0.7
Regulation	Regulation of physicochemical characteristics,	2	2	2	1	2	1	1	1	1	1	14	0.7
Provision	Prima materia production	1	2	1	1	1	2	2	1	1	1	13	1.1
Regulation	Thermal regulation	2	1	2	1	2	1	1	1	1	1	13	1.1
Regulation	CO2 regulation through carbon sequestration, organism respiration and photosynthesis	2	1	2	1	2	1	1	1	1	1	13	1.1
Cultural	Activities related to the protection of cultural heritage (traditional salt activity)	2	1	2	1	1	1	1	1	2	1	13	1.1
Regulation	Water balance	1	2	2	1	1	1	1	1	1	1	12	1.4
Regulation	Regulation of ecological processes between ecosystems	2	1	1	1	1	1	1	2	1	1	12	1.4
Cultural	Recreational activities and ecotourism	2	1	1	1	2	1	1	1	1	1	12	1.4
Regulation	Water filtration	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	11	1.8
Regulation	Regulation of sedimentary exchanges	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	11	1.8
Provision	Producción Salina y de Salicornias	1	2	2	0	1	0	0	1	1	2	10	2.1
Cultural	Escenarios with contemplative, spiritual and religious value	2	0	1	0	2	1	0	1	1	1	9	2.5
Support	Basis for biodiversity through primary production	0	1	2	1	0	2	1	0	0	1	8	2.9
Provision	Biomass production, food of species	0	1	1	2	0	2	1	0	0	1	8	2.9
Support	Deposition of suspended material;	1	1	0	1	1	0	1	0	0	0	5	3.9
Support	Refuge zone, reproduction, nesting, hibernation and migration of estuarine fauna, lagoon and coast	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	4	4.3
Provision	Production Energy	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	4	4.3
Support	Vegetation that leads to the stabilization of the land and the change of currents;	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	3	4.6
Support	Support for the migration of fauna and the dispersion of flora	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	3	4.6
Support	Liquid effluent receiver / drain drain	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	5.0
Dependence index of each beneficiary concerning the set of services offered by this system		28	24	24	21	21	20	19	19	17	17		
		0.0	1.8	1.8	3.2	3.2	3.6	4.1	4.1	5.0	5.0		

SM-III - Classification table - HRA model

Patos Lagoon Estuary

Stressor ID	List of Stressors	Intensity				Management				Stress Buffer Dist (m)						
		Unrated	less important	equal importance	more important	Unrated	less important	equal importance	more important							
1	urbano	●	●	●	●	high intensity	●	●	●	●	somehow effective	●	●	●	●	5000
2	pesca	●	●	●	●	medium intensity	●	●	●	●	somehow effective	●	●	●	●	1000
3	portuario	●	●	●	●	high intensity	●	●	●	●	very effective	●	●	●	●	6000
4	navegacao	●	●	●	●	high intensity	●	●	●	●	somehow effective	●	●	●	●	6000
5	industrial	●	●	●	●	high intensity	●	●	●	●	somehow effective	●	●	●	●	5000
6	mineracao	●	●	●	●	low intensity	●	●	●	●	very effective	●	●	●	●	2000
7	turismoelazer	●	●	●	●	low intensity	●	●	●	●	not effective, poorly managed	●	●	●	●	5000
8	agropecuaria	●	●	●	●	medium intensity	●	●	●	●	somehow effective	●	●	●	●	10000
9	viarioterrestre	●	●	●	●	low intensity	●	●	●	●	very effective	●	●	●	●	200
10	silvicultura	●	●	●	●	medium intensity	●	●	●	●	somehow effective	●	●	●	●	2000
Total Count of Stressors:																
10																

*Only fill out rows with habitat listed in column "A"

Habitat ID	List of Habitats	Natural mortality rate				Recruitment pattern				Connectivity					
		Unrated	less important	equal importance	more important	Unrated	less important	equal importance	more important	Unrated	less important	equal importance	more important		
1	background	●	●	●	●	no score	●	●	●	●	no score	●	●	●	●
2	marisma	●	●	●	●	no score	●	●	●	●	low dispersal (e.g. less than 10km)	●	●	●	●
3	banhado	●	●	●	●	no score	●	●	●	●	low dispersal (e.g. less than 10km)	●	●	●	●
4	0	●	●	●	●	no score	●	●	●	●	no score	●	●	●	●
5	0	●	●	●	●	no score	●	●	●	●	no score	●	●	●	●
6	0	●	●	●	●	no score	●	●	●	●	no score	●	●	●	●
7	0	●	●	●	●	no score	●	●	●	●	no score	●	●	●	●
8	0	●	●	●	●	no score	●	●	●	●	no score	●	●	●	●
Total Count of Habitats:															
3															

*Only fill out rows with both habitat and stressor listed.

Habitat ID	Habitat	Stressor ID	Stressor	Change in area				Change in structure				Natural disturbance frequency				Overlap time							
				Unrated	less important	equal importance	more important	Unrated	less important	equal importance	more important	Unrated	less important	equal importance	more important	Unrated	less important	equal importance	more important				
2	marisma	1	urbano	low loss in area (0-20%)	●	●	●	●	high loss (50-100%)	●	●	●	●	no score	●	●	●	●	no score	●	●	●	●
2	marisma	2	pesca	low loss in area (0-20%)	●	●	●	●	medium loss (20-50%)	●	●	●	●	no score	●	●	●	●	no score	●	●	●	●
2	marisma	3	portuario	low loss in area (0-20%)	●	●	●	●	medium loss (20-50%)	●	●	●	●	no score	●	●	●	●	no score	●	●	●	●
2	marisma	4	navegacao	low loss in area (0-20%)	●	●	●	●	medium loss (20-50%)	●	●	●	●	no score	●	●	●	●	no score	●	●	●	●
2	marisma	5	industrial	low loss in area (0-20%)	●	●	●	●	high loss (50-100%)	●	●	●	●	no score	●	●	●	●	no score	●	●	●	●
2	marisma	6	mineracao	low loss in area (0-20%)	●	●	●	●	low loss (0-20%)	●	●	●	●	no score	●	●	●	●	no score	●	●	●	●
2	marisma	7	turismoelazer	low loss in area (0-20%)	●	●	●	●	medium loss (20-50%)	●	●	●	●	no score	●	●	●	●	no score	●	●	●	●
2	marisma	8	agropecuaria	low loss in area (0-20%)	●	●	●	●	medium loss (20-50%)	●	●	●	●	no score	●	●	●	●	no score	●	●	●	●
2	marisma	9	viarioterrestre	no score	●	●	●	●	no score	●	●	●	●	no score	●	●	●	●	no score	●	●	●	●
2	marisma	10	silvicultura	no score	●	●	●	●	no score	●	●	●	●	no score	●	●	●	●	no score	●	●	●	●
3	banhado	1	urbano	low loss in area (0-20%)	●	●	●	●	high loss (50-100%)	●	●	●	●	annually or less often	●	●	●	●	0-4 months	●	●	●	●
3	banhado	2	pesca	low loss in area (0-20%)	●	●	●	●	medium loss (20-50%)	●	●	●	●	annually or less often	●	●	●	●	0-4 months	●	●	●	●
3	banhado	3	portuario	no score	●	●	●	●	no score	●	●	●	●	no score	●	●	●	●	no score	●	●	●	●
3	banhado	4	navegacao	no score	●	●	●	●	no score	●	●	●	●	no score	●	●	●	●	no score	●	●	●	●
3	banhado	5	industrial	low loss in area (0-20%)	●	●	●	●	medium loss (20-50%)	●	●	●	●	annually or less often	●	●	●	●	0-4 months	●	●	●	●
3	banhado	6	mineracao	low loss in area (0-20%)	●	●	●	●	low loss (0-20%)	●	●	●	●	annually or less often	●	●	●	●	0-4 months	●	●	●	●
3	banhado	7	turismoelazer	low loss in area (0-20%)	●	●	●	●	medium loss (20-50%)	●	●	●	●	annually or less often	●	●	●	●	0-4 months	●	●	●	●
3	banhado	8	agropecuaria	medium loss in area (20-50%)	●	●	●	●	medium loss (20-50%)	●	●	●	●	annually or less often	●	●	●	●	0-4 months	●	●	●	●
3	banhado	9	viarioterrestre	low loss in area (0-20%)	●	●	●	●	high loss (50-100%)	●	●	●	●	annually or less often	●	●	●	●	0-4 months	●	●	●	●
3	banhado	10	silvicultura	low loss in area (0-20%)	●	●	●	●	medium loss (20-50%)	●	●	●	●	annually or less often	●	●	●	●	0-4 months	●	●	●	●

Cádiz Bay

Stressor ID	List of Stressors	Intensity				Management				Stress Buffer Dist (m)						
		Unrated	less important	equal importance	more important	Unrated	less important	equal importance	more important							
1	urbano	●	●	●	○	high intensity	●	●	●	○	very effective	●	●	●	○	5000
2	industrial	●	●	●	○	high intensity	●	●	●	○	somewhat effective	●	●	●	○	5000
3	agricola	●	●	●	○	high intensity	●	●	●	○	very effective	●	●	●	○	10000
4	aquicultura	●	●	●	○	low intensity	●	●	●	○	very effective	●	●	●	○	1000
5	turismo	●	●	●	○	high intensity	●	●	●	○	somewhat effective	●	●	●	○	5000
6	porto	●	●	●	○	high intensity	●	●	●	○	very effective	●	●	●	○	6000
7	salinasativas	●	●	●	○	high intensity	●	●	●	○	very effective	●	●	●	○	1000
8	pescaemarisqueria	●	●	●	○	low intensity	●	●	●	○	not effective, poorly managed	●	●	●	○	200
9	sistemaviario	●	●	●	○	high intensity	●	●	●	○	very effective	●	●	●	○	200
10	mineracao	●	●	●	○	low intensity	●	●	●	○	very effective	●	●	●	○	200

Total Count of Stressors:

10

*Only fill out rows with habitat listed in column "A"

Habitat ID	List of Habitats	Natural mortality rate				Recruitment pattern				Connectivity				Age at maturity or recovery time						
		Unrated	less important	equal importance	more important	Unrated	less important	equal importance	more important	Unrated	less important	equal importance	more important	Unrated	less important	equal importance	more important			
1	background	○	○	○	○	no score	○	○	○	○	no score	○	○	○	○	no score	○	○	○	○
2	marisma	●	●	●	○	no score	○	○	○	○	low dispersal (e.g. less than 10km)	○	○	○	○	1-70yrs	○	○	○	○
3	0	○	○	○	○	no score	○	○	○	○	no score	○	○	○	○	no score	○	○	○	○
4	0	○	○	○	○	no score	○	○	○	○	no score	○	○	○	○	no score	○	○	○	○
5	0	○	○	○	○	no score	○	○	○	○	no score	○	○	○	○	no score	○	○	○	○
6	0	○	○	○	○	no score	○	○	○	○	no score	○	○	○	○	no score	○	○	○	○
7	0	○	○	○	○	no score	○	○	○	○	no score	○	○	○	○	no score	○	○	○	○
8	0	○	○	○	○	no score	○	○	○	○	no score	○	○	○	○	no score	○	○	○	○

Total Count of Habitats:

2

*Only fill out rows with both habitat and stressor listed.

Habitat ID	Habitat	Stressor ID	Stressor	Change in area				Change in structure				Natural disturbance frequency				Overlap time							
				Unrated	less important	equal importance	more important	Unrated	less important	equal importance	more important	Unrated	less important	equal importance	more important	Unrated	less important	equal importance	more important				
2	marisma	1	urbano	medium loss in area (20-50%)	○	○	○	○	high loss (50-100%)	○	○	○	○	no score	○	○	○	○	6-12 months	○	○	○	○
2	marisma	2	industrial	low loss in area (0-20%)	●	●	●	○	high loss (50-100%)	○	○	○	○	no score	○	○	○	○	6-12 months	○	○	○	○
2	marisma	3	agricola	medium loss in area (20-50%)	○	○	○	○	low loss (0-20%)	○	○	○	○	annually or less often	○	○	○	○	6-12 months	○	○	○	○
2	marisma	4	aquicultura	high loss in area (50-100%)	○	○	○	○	low loss (0-20%)	○	○	○	○	several times per year	○	○	○	○	6-12 months	○	○	○	○
2	marisma	5	turismo	medium loss in area (20-50%)	○	○	○	○	medium loss (20-50%)	○	○	○	○	no score	○	○	○	○	0-4 months	○	○	○	○
2	marisma	6	porto	low loss in area (0-20%)	○	○	○	○	high loss (50-100%)	○	○	○	○	no score	○	○	○	○	6-12 months	○	○	○	○
2	marisma	7	salinasativas	low loss in area (0-20%)	○	○	○	○	low loss (0-20%)	○	○	○	○	several times per year	○	○	○	○	6-12 months	○	○	○	○
2	marisma	8	pescaemarisqueria	low loss in area (0-20%)	○	○	○	○	low loss (0-20%)	○	○	○	○	several times per year	○	○	○	○	4-8 months	○	○	○	○
2	marisma	9	sistemaviario	low loss in area (0-20%)	○	○	○	○	high loss (50-100%)	○	○	○	○	no score	○	○	○	○	6-12 months	○	○	○	○
2	marisma	10	mineracao	low loss in area (0-20%)	○	○	○	○	high loss (50-100%)	○	○	○	○	no score	○	○	○	○	6-12 months	○	○	○	○

References

BRASIL (2005). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Alterada pela Resolução 410/2009 e pela 430/2011. Available at:

<<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>, [accessed: set. 2020].

FAO (2000) - Food and Agriculture Organization of the United Nations. The Global Forest Resources Assessment 2000. Available at: <http://www.fao.org/forestry/fra/86624/en/>

JUNTA DE ANDALUCÍA (2013) – *Consejería de Economía, Innovación, Ciencia Y Empleo – Diagnóstico sobre la situación del sector minero andaluz y sus tendencias como base de apoyo a la redacción de la estrategia minera de andalucía 2014-2020*, Noviembre. 2013.

JUNTA DE ANDALUCÍA (2019) – *Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible – 1er Borrador del II Plan de Desarrollo Sostenible del Parque Natural Bahía de Cádiz e su Área de Influência Socioeconómica. Unión Europea – Fondo Europeo de Desarrollo Regional. V. 1.0, Mayo. 2019.*

OVERBECK, G.E.; BOLDRINI, I.I.; DO CARMO, M.R.B.; GARCIA, E.N.; MORO, R.S.; PINTO, C.E.; TREVISAN, R.; ZANNIN, A. (2015) *Fisionomia dos Campos*. In: PILLAR, V.P.; LANGE, O. (Orgs.). *Os Campos do Sul. Porto Alegre: Rede Campos Sulinos – UFRGS*, cap. 3, 2015, 192 p.

SEMA (2007) - *SECRETARIA DO AMBIENTE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DO RIO GRANDE DO SUL. Diretrizes ambientais para restauração e matas ciliares. Departamento de Florestas e Áreas Protegidas. Porto Alegre: SEMA, 2007. 33p.*

SIPNA (2018) - *Ocupación del suelo. Publicación 2018*. Available at: http://descargasrediam.cica.es/repo/s/RUR?Path=%2F01_CHARACTERIZACION_TERRITORIO%2F06_USOS_COBERTURAS%2F08_SIPNA_OS%2FSIPNA_OS_Pub2018.

RIBEIRO, J. N. A.; SILVA, T. S.; ASMUS, M. L.; OLIVEIRA, M. A.; YAMAZAKI, P. H.; SILVEIRA, V. M. M. (2020). *Métrica com Base Ecosistêmica para a Caracterização e Gestão de Lagoas Costeiras. COSTAS: Revista Iberoamericana de Manejo Costero Integrado*, v. 2, p. 105-144.

APÊNDICE B – Material Suplementar do Artigo 2.

MS-I - Resultado completo a nível de sub-bacia hidrográfica para os modelos NDR e WP

Tabela MS1: resultados do modelo NDR e WP a nível de sub-bacia hidrográfica

Código da Sub-bacia	Área Ocupada (m²)	Área Ocupada (ha)	kg/ano						%/ano				Valoração (R\$/tempo avaliado - 30 anos)			
			Carregamento Superficial (PT)	Exportação (PT)	Carregamento Superficial (NTK)	Exportação (NTK)	Retenção (PT)	Retenção (NTK)	Exportação (PT)	Exportação (NTK)	Retenção (PT)	Retenção (NTK)	Retenção (PT) - Custo Mínimo	Retenção (PT) - Custo Máximo	Retenção (NTK) - Custo Mínimo	Retenção (NTK) - Custo Máximo
1	3210740.01	321.07	817.81	200.99	4140.82	1306.45	616.82	2834.37	24.58	31.55	75.42	68.45	R\$ 3,484,675	R\$ 13,062,553	R\$ 2,790,737	R\$ 11,986,443
2	64302092.15	6430.21	26568.10	3206.62	92161.34	8423.01	23361.48	83738.34	12.07	9.14	87.93	90.86	R\$ 131,977,752	R\$ 494,728,032	R\$ 82,449,216	R\$ 354,126,144
3	354925607.67	35492.56	316321.34	49127.77	955414.85	139456.72	267193.57	815958.13	15.53	14.60	84.47	85.40	R\$ 1,509,476,608	R\$ 5,658,380,800	R\$ 803,396,736	R\$ 3,450,654,720
4	561505.26	56.15	362.73	45.16	741.22	105.26	317.57	635.97	12.45	14.20	87.55	85.80	R\$ 1,794,098	R\$ 6,725,304	R\$ 626,175	R\$ 2,689,471
5	17844545.29	1784.45	14409.92	2119.90	36274.13	5867.11	12290.02	30407.03	14.71	16.17	85.29	83.83	R\$ 69,430,920	R\$ 260,266,768	R\$ 29,938,920	R\$ 128,590,112
6	5636551.29	563.66	5801.44	790.13	18559.81	2902.64	5011.31	15657.17	13.62	15.64	86.38	84.36	R\$ 28,310,776	R\$ 106,124,960	R\$ 15,416,132	R\$ 66,213,548
7	175764095.52	17576.41	44620.26	7892.12	157184.01	29233.58	36728.14	127950.43	17.69	18.60	82.31	81.40	R\$ 207,491,008	R\$ 777,794,880	R\$ 125,980,680	R\$ 541,097,344
8	272843.34	27.28	76.79	9.66	150.69	22.20	67.13	128.49	12.57	14.73	87.43	85.27	R\$ 379,266	R\$ 1,421,706	R\$ 126,510	R\$ 543,372
9	13336367.31	1333.64	718.10	98.92	1588.76	241.74	619.18	1347.02	13.78	15.22	86.22	84.78	R\$ 3,497,978	R\$ 13,112,421	R\$ 1,326,281	R\$ 5,696,486
11	5183765.49	518.38	6335.93	1104.96	20292.88	3720.19	5230.97	16572.69	17.44	18.33	82.56	81.67	R\$ 29,551,714	R\$ 110,776,712	R\$ 16,317,558	R\$ 70,085,240
12	136447230.70	13644.72	58727.29	8371.16	141556.45	23859.79	50356.12	117696.65	14.25	16.86	85.75	83.14	R\$ 284,480,640	R\$ 1,066,395,968	R\$ 115,884,760	R\$ 497,734,528
13	118076954.39	11807.70	102517.36	15010.33	278489.22	44349.12	87507.02	234140.10	14.64	15.92	85.36	84.08	R\$ 494,360,000	R\$ 1,853,143,680	R\$ 230,535,584	R\$ 990,169,280
14	16488061.90	1648.81	25491.56	3886.65	72853.71	11135.02	21604.91	61718.70	15.25	15.28	84.75	84.72	R\$ 122,054,216	R\$ 457,528,960	R\$ 60,768,556	R\$ 261,005,936
15	56118659.42	5611.87	10617.84	2034.03	61012.48	13168.75	8583.82	47843.73	19.16	21.58	80.84	78.42	R\$ 48,493,192	R\$ 181,780,192	R\$ 47,107,196	R\$ 202,329,264
16	14647144.76	1464.71	20418.58	4663.34	61299.34	13473.39	15755.24	47825.95	22.84	21.98	77.16	78.02	R\$ 89,007,264	R\$ 333,650,080	R\$ 47,089,684	R\$ 202,254,064
17	20753591.57	2075.36	39827.83	8338.02	119829.58	24909.28	31489.81	94920.30	20.94	20.79	79.06	79.21	R\$ 177,897,760	R\$ 666,862,464	R\$ 93,459,032	R\$ 401,414,208
19	6281178.69	628.12	1365.81	158.71	3865.39	433.00	1207.10	3432.39	11.62	11.20	88.38	88.80	R\$ 6,819,359	R\$ 25,562,852	R\$ 3,379,547	R\$ 14,515,431
20	17503893.01	1750.39	9647.24	2515.35	21352.28	7147.01	7131.89	14205.26	26.07	33.47	73.93	66.53	R\$ 40,290,712	R\$ 151,032,608	R\$ 13,986,578	R\$ 60,073,496
21	25233819.41	2523.38	5099.93	528.95	19661.61	1515.54	4570.98	18146.07	10.37	7.71	89.63	92.29	R\$ 25,823,158	R\$ 96,799,952	R\$ 17,866,718	R\$ 76,739,016
23	19745260.84	1974.53	36250.10	7280.32	107724.29	22047.90	28969.78	85676.39	20.08	20.47	79.92	79.53	R\$ 163,661,136	R\$ 613,495,424	R\$ 84,357,432	R\$ 362,322,080
24	2597842.94	259.78	3654.10	748.40	11108.59	2339.55	2905.71	8769.05	20.48	21.06	79.52	78.94	R\$ 16,415,438	R\$ 61,534,436	R\$ 8,634,050	R\$ 37,083,952
25	5458832.12	545.88	7132.87	1762.12	22007.45	5290.35	5370.75	16717.10	24.70	24.04	75.30	75.96	R\$ 30,341,406	R\$ 113,736,928	R\$ 16,459,750	R\$ 70,695,976
26	5325640.23	532.56	207.72	18.29	1406.23	83.53	189.43	1322.70	8.81	5.94	91.19	94.06	R\$ 1,070,136	R\$ 4,011,483	R\$ 1,302,336	R\$ 5,593,639
27	8970548.37	897.05	10955.62	2787.40	34737.23	8438.03	8168.23	26299.20	25.44	24.29	74.56	75.71	R\$ 46,145,376	R\$ 172,979,232	R\$ 25,894,332	R\$ 111,218,280
28	12522089.70	1252.21	3738.05	375.47	9429.94	806.20	3362.58	8623.74	10.04	8.55	89.96	91.45	R\$ 18,996,460	R\$ 71,209,584	R\$ 8,490,976	R\$ 36,469,436
29	1423840.60	142.38	208.89	38.84	436.23	104.04	170.05	332.18	18.59	23.85	81.41	76.15	R\$ 960,662	R\$ 3,601,108	R\$ 327,069	R\$ 1,404,787

Código da Sub-bacia	Área Ocupada (m²)	Área Ocupada (ha)	kg/ano						%ano				Valoração (R\$/tempo avaliado - 30 anos)			
			Carregamento Superficial (PT)	Exportação (PT)	Carregamento Superficial (NTK)	Exportação (NTK)	Retenção (PT)	Retenção (NTK)	Exportação (PT)	Exportação (NTK)	Retenção (PT)	Retenção (NTK)	Retenção (PT) - Custo Mínimo	Retenção (PT) - Custo Máximo	Retenção (NTK) - Custo Mínimo	Retenção (NTK) - Custo Máximo
30	25425768.61	2542.58	2159.59	185.77	26977.31	1661.12	1973.82	25316.19	8.60	6.16	91.40	93.84	R\$ 11,150,836	R\$ 41,799,704	R\$ 24,926,460	R\$ 107,061,184
31	46645292.55	4664.53	12088.45	1436.92	70844.66	7466.22	10651.52	63378.43	11.89	10.54	88.11	89.46	R\$ 60,174,444	R\$ 225,568,208	R\$ 62,402,744	R\$ 268,024,896
32	1334714.91	133.47	142.21	15.77	467.53	36.66	126.43	430.87	11.09	7.84	88.91	92.16	R\$ 714,266	R\$ 2,677,477	R\$ 424,233	R\$ 1,822,117
33	3016987.56	301.70	70.69	5.61	1456.56	77.07	65.08	1379.49	7.94	5.29	92.06	94.71	R\$ 367,660	R\$ 1,378,199	R\$ 1,358,256	R\$ 5,833,822
34	8033427.11	803.34	5738.22	1125.89	18965.83	3864.36	4612.33	15101.48	19.62	20.38	80.38	79.62	R\$ 26,056,790	R\$ 97,675,736	R\$ 14,868,998	R\$ 63,863,560
35	2295653.77	229.57	2613.37	405.01	7104.89	1357.88	2208.36	5747.02	15.50	19.11	84.50	80.89	R\$ 12,475,840	R\$ 46,766,576	R\$ 5,658,542	R\$ 24,303,902
36	79718373.57	7971.84	10850.49	1870.47	91588.53	12777.21	8980.01	78811.31	17.24	13.95	82.76	86.05	R\$ 50,731,460	R\$ 190,170,496	R\$ 77,598,040	R\$ 333,289,952
37	4334955.09	433.50	297.20	33.90	1674.46	126.24	263.30	1548.22	11.41	7.54	88.59	92.46	R\$ 1,487,473	R\$ 5,575,898	R\$ 1,524,382	R\$ 6,547,344
38	22703042.37	2270.30	18447.45	4333.76	53242.62	11608.18	14113.69	41634.44	23.49	21.80	76.51	78.20	R\$ 79,733,512	R\$ 298,886,752	R\$ 40,993,492	R\$ 176,070,416
39	21971891.08	2197.19	9730.22	1126.55	23870.54	2861.25	8603.67	21009.28	11.58	11.99	88.42	88.01	R\$ 48,605,340	R\$ 182,200,592	R\$ 20,685,852	R\$ 88,847,432
40	1994936.00	199.49	795.21	90.45	3048.16	250.42	704.76	2797.74	11.37	8.22	88.63	91.78	R\$ 3,981,447	R\$ 14,924,740	R\$ 2,754,673	R\$ 11,831,548
41	117835639.40	11783.56	21950.78	2345.22	161355.85	13550.36	19605.56	147805.50	10.68	8.40	89.32	91.60	R\$ 110,759,184	R\$ 415,188,704	R\$ 145,530,080	R\$ 625,063,680
42	14622592.48	1462.26	16486.11	3143.38	47696.87	8873.19	13342.73	38823.68	19.07	18.60	80.93	81.40	R\$ 75,378,080	R\$ 282,560,128	R\$ 38,226,008	R\$ 164,183,824
43	58047335.98	5804.73	75431.91	13382.44	213385.89	40831.40	62049.47	172554.49	17.74	19.14	82.26	80.86	R\$ 350,540,704	R\$ 1,314,026,880	R\$ 169,898,064	R\$ 729,726,144
44	15580822.88	1558.08	7362.72	992.93	19427.24	2630.95	6369.79	16796.29	13.49	13.54	86.51	86.46	R\$ 35,985,320	R\$ 134,893,552	R\$ 16,537,722	R\$ 71,030,872
45	42088390.70	4208.84	72504.64	14829.15	217576.12	44207.15	57675.49	173368.98	20.45	20.32	79.55	79.68	R\$ 325,830,464	R\$ 1,221,398,784	R\$ 170,700,032	R\$ 733,170,624
46	2361959.49	236.20	39.77	3.22	819.50	44.29	36.55	775.21	8.11	5.40	91.89	94.60	R\$ 206,475	R\$ 773,985	R\$ 763,281	R\$ 3,278,353
47	1687137.11	168.71	406.42	87.39	1225.85	253.46	319.02	972.39	21.50	20.68	78.50	79.32	R\$ 1,802,289	R\$ 6,756,010	R\$ 957,425	R\$ 4,112,219
48	87179912.29	8717.99	12036.82	1634.91	31572.87	3212.13	10401.91	28360.74	13.58	10.17	86.42	89.83	R\$ 58,764,292	R\$ 220,282,144	R\$ 27,924,130	R\$ 119,936,432
49	4315184.22	431.52	9.31	0.78	191.89	10.76	8.53	181.13	8.41	5.61	91.59	94.39	R\$ 48,185	R\$ 180,626	R\$ 178,339	R\$ 765,981
50	21096948.00	2109.69	14668.48	1671.09	38854.30	5419.65	12997.39	33434.65	11.39	13.95	88.61	86.05	R\$ 73,427,120	R\$ 275,246,784	R\$ 32,919,934	R\$ 141,393,808
51	10403198.95	1040.32	6371.01	981.82	18333.46	2999.71	5389.19	15333.76	15.41	16.36	84.59	83.64	R\$ 30,445,546	R\$ 114,127,304	R\$ 15,097,700	R\$ 64,845,860
52	1834819.26	183.48	100.43	23.32	302.93	67.63	77.11	235.30	23.22	22.33	76.78	77.67	R\$ 435,650	R\$ 1,633,063	R\$ 231,680	R\$ 995,083
53	38698107.30	3869.81	32039.04	4980.24	104402.68	14655.51	27058.80	89747.18	15.54	14.04	84.46	85.96	R\$ 152,865,312	R\$ 573,026,560	R\$ 88,365,552	R\$ 379,537,280
54	340779.79	34.08	649.81	171.80	1962.50	499.89	478.00	1462.61	26.44	25.47	73.56	74.53	R\$ 2,700,421	R\$ 10,122,721	R\$ 1,440,093	R\$ 6,185,319
55	2882048.90	288.20	845.63	99.65	2207.50	228.53	745.98	1978.97	11.78	10.35	88.22	89.65	R\$ 4,214,324	R\$ 15,797,694	R\$ 1,948,500	R\$ 8,368,966
56	881143.41	88.11	771.56	121.90	2051.29	402.18	649.66	1649.11	15.80	19.61	84.20	80.39	R\$ 3,670,164	R\$ 13,757,873	R\$ 1,623,719	R\$ 6,974,008
57	11946174.61	1194.62	7520.18	711.44	25930.62	1674.49	6808.74	24256.13	9.46	6.46	90.54	93.54	R\$ 38,465,124	R\$ 144,189,264	R\$ 23,882,718	R\$ 102,578,232
58	3473335.95	347.33	3129.84	619.10	10011.06	2033.20	2510.74	7977.86	19.78	20.31	80.22	79.69	R\$ 14,184,126	R\$ 53,170,208	R\$ 7,855,045	R\$ 33,738,060

Código da Sub-bacia	Área Ocupada (m²)	Área Ocupada (ha)	kg/ano						%ano				Valoração (R\$/tempo avaliado - 30 anos)			
			Carregamento Superficial (PT)	Exportação (PT)	Carregamento Superficial (NTK)	Exportação (NTK)	Retenção (PT)	Retenção (NTK)	Exportação (PT)	Exportação (NTK)	Retenção (PT)	Retenção (NTK)	Retenção (PT) - Custo Mínimo	Retenção (PT) - Custo Máximo	Retenção (NTK) - Custo Mínimo	Retenção (NTK) - Custo Máximo
59	47327702.13	4732.77	5461.77	600.63	52441.97	3552.54	4861.14	48889.43	11.00	6.77	89.00	93.23	R\$ 27,462,420	R\$ 102,944,840	R\$ 48,136,796	R\$ 206,751,472
60	7563765.09	756.38	11869.03	2732.48	36402.63	8454.89	9136.55	27947.75	23.02	23.23	76.98	76.77	R\$ 51,615,780	R\$ 193,485,440	R\$ 27,517,500	R\$ 118,189,920
61	329707400.84	32970.74	334788.26	51693.18	1042374.43	150427.73	283095.08	891946.70	15.44	14.43	84.56	85.57	R\$ 1,599,310,336	R\$ 5,995,128,832	R\$ 878,215,488	R\$ 3,772,007,424
62	20345154.31	2034.52	2756.91	265.93	8326.97	642.96	2490.99	7684.01	9.65	7.72	90.35	92.28	R\$ 14,072,516	R\$ 52,751,832	R\$ 7,565,718	R\$ 32,495,378
63	14169245.76	1416.92	10160.10	2178.37	30396.50	6477.87	7981.73	23918.62	21.44	21.31	78.56	78.69	R\$ 45,091,776	R\$ 169,029,744	R\$ 23,550,404	R\$ 101,150,920
64	32379853.63	3237.99	38090.20	8165.49	117428.44	24655.26	29924.71	92773.17	21.44	21.00	78.56	79.00	R\$ 169,055,904	R\$ 633,718,144	R\$ 91,344,960	R\$ 392,334,112
65	29167882.04	2916.79	28003.89	3864.30	72703.53	11166.69	24139.59	61536.84	13.80	15.36	86.20	84.64	R\$ 136,373,600	R\$ 511,206,144	R\$ 60,589,500	R\$ 260,236,880
66	19389749.72	1938.97	26178.51	5828.91	79710.36	17637.35	20349.60	62073.00	22.27	22.13	77.73	77.87	R\$ 114,962,544	R\$ 430,945,280	R\$ 61,117,412	R\$ 262,504,288
67	9511455.57	951.15	3136.89	259.06	14838.02	833.97	2877.84	14004.05	8.26	5.62	91.74	94.38	R\$ 16,257,978	R\$ 60,944,188	R\$ 13,788,462	R\$ 59,222,576
68	9510527.58	951.05	16107.66	3797.22	49069.00	11466.81	12310.44	37602.19	23.57	23.37	76.43	76.63	R\$ 69,546,288	R\$ 260,699,232	R\$ 37,023,320	R\$ 159,018,192
69	18416420.23	1841.64	12494.75	1398.55	31360.37	3023.72	11096.20	28336.64	11.19	9.64	88.81	90.36	R\$ 62,686,584	R\$ 234,985,136	R\$ 27,900,412	R\$ 119,834,552
71	10398317.49	1039.83	1071.00	93.45	4702.22	281.97	977.54	4420.25	8.73	6.00	91.27	94.00	R\$ 5,522,495	R\$ 20,701,464	R\$ 4,352,203	R\$ 18,693,066
72	204888.68	20.49	0.16	0.02	3.21	0.23	0.14	2.98	10.79	7.19	89.21	92.81	R\$ 785	R\$ 2,942	R\$ 2,932	R\$ 12,592
73	290805152.56	29080.52	338921.04	56618.34	945422.50	164167.38	282302.70	781255.12	16.71	17.36	83.29	82.64	R\$ 1,594,833,792	R\$ 5,978,348,032	R\$ 769,227,968	R\$ 3,303,897,088
74	9983589.49	998.36	3746.41	421.84	8315.68	858.21	3324.57	7457.48	11.26	10.32	88.74	89.68	R\$ 18,781,758	R\$ 70,404,760	R\$ 7,342,672	R\$ 31,537,376
75	1816222.94	181.62	2251.76	569.27	6861.89	1741.36	1682.49	5120.53	25.28	25.38	74.72	74.62	R\$ 9,505,022	R\$ 35,630,252	R\$ 5,041,705	R\$ 21,654,536
77	6629827.17	662.98	8295.88	821.24	24705.68	2591.47	7474.64	22114.21	9.90	10.49	90.10	89.51	R\$ 42,227,052	R\$ 158,291,120	R\$ 21,773,772	R\$ 93,520,136
78	520567009.01	52056.70	380382.74	54498.14	1013409.83	156087.08	325884.60	857322.74	14.33	15.40	85.67	84.60	R\$ 1,841,044,224	R\$ 6,901,285,888	R\$ 844,124,544	R\$ 3,625,584,128
79	8497759.74	849.78	1778.75	172.94	6007.30	508.41	1605.81	5498.89	9.72	8.46	90.28	91.54	R\$ 9,071,824	R\$ 34,006,380	R\$ 5,414,236	R\$ 23,254,588
80	4593492.97	459.35	4853.99	1065.08	15877.65	3433.29	3788.91	12444.35	21.94	21.62	78.06	78.38	R\$ 21,404,988	R\$ 80,238,128	R\$ 12,252,776	R\$ 52,626,676
81	21097790.24	2109.78	31290.46	5535.65	91280.64	17235.18	25754.81	74045.46	17.69	18.88	82.31	81.12	R\$ 145,498,560	R\$ 545,411,776	R\$ 72,905,560	R\$ 313,135,328
82	10222860.99	1022.29	8343.34	1165.74	23919.16	2947.95	7177.59	20971.21	13.97	12.32	86.03	87.68	R\$ 40,548,920	R\$ 152,000,512	R\$ 20,648,364	R\$ 88,686,416
83	17533271.36	1753.33	28423.91	6246.70	86175.74	18370.61	22177.21	67805.13	21.98	21.32	78.02	78.68	R\$ 125,287,368	R\$ 469,648,640	R\$ 66,761,288	R\$ 286,745,216
85	30224327.84	3022.43	5491.74	923.32	39583.67	6058.67	4568.42	33525.00	16.81	15.31	83.19	84.69	R\$ 25,808,728	R\$ 96,745,864	R\$ 33,008,890	R\$ 141,775,888
86	6570298.42	657.03	1571.49	133.05	4383.34	252.62	1438.44	4130.71	8.47	5.76	91.53	94.24	R\$ 8,126,288	R\$ 30,461,970	R\$ 4,067,123	R\$ 17,468,624
87	4889733.86	488.97	1291.71	331.82	6540.31	2164.88	959.90	4375.43	25.69	33.10	74.31	66.90	R\$ 5,422,813	R\$ 20,327,800	R\$ 4,308,073	R\$ 18,503,524
88	2134240.65	213.42	818.09	188.87	3776.78	1320.92	629.22	2455.85	23.09	34.97	76.91	65.03	R\$ 3,554,716	R\$ 13,325,105	R\$ 2,418,046	R\$ 10,385,705
89	12229841.88	1222.98	15226.80	3430.32	44448.46	9984.38	11796.48	34464.07	22.53	22.46	77.47	77.54	R\$ 66,642,756	R\$ 249,815,136	R\$ 33,933,512	R\$ 145,747,216
90	22741207.05	2274.12	3047.43	357.33	11462.44	1014.75	2690.10	10447.69	11.73	8.85	88.27	91.15	R\$ 15,197,398	R\$ 56,968,528	R\$ 10,286,848	R\$ 44,182,852

Código da Sub-bacia	Área Ocupada (m²)	Área Ocupada (ha)	kg/ano						%/ano				Valoração (R\$/tempo avaliado - 30 anos)			
			Carregamento Superficial (PT)	Exportação (PT)	Carregamento Superficial (NTK)	Exportação (NTK)	Retenção (PT)	Retenção (NTK)	Exportação (PT)	Exportação (NTK)	Retenção (PT)	Retenção (NTK)	Retenção (PT) - Custo Mínimo	Retenção (PT) - Custo Máximo	Retenção (NTK) - Custo Mínimo	Retenção (NTK) - Custo Máximo
91	1836797.03	183.68	2595.21	421.76	8003.16	1601.23	2173.44	6401.93	16.25	20.01	83.75	79.99	R\$ 12,278,598	R\$ 46,027,200	R\$ 6,303,376	R\$ 27,073,516
92	23411970.79	2341.20	19434.84	2675.32	53912.24	8031.63	16759.52	45880.61	13.77	14.90	86.23	85.10	R\$ 94,680,808	R\$ 354,917,792	R\$ 45,174,296	R\$ 194,027,312
93	17939032.94	1793.90	14967.99	2560.30	38819.25	7409.17	12407.69	31410.08	17.11	19.09	82.89	80.91	R\$ 70,095,672	R\$ 262,758,640	R\$ 30,926,534	R\$ 132,832,000
94	82734539.43	8273.45	45496.97	5121.43	115975.38	12024.78	40375.54	103950.60	11.26	10.37	88.74	89.63	R\$ 228,096,576	R\$ 855,036,352	R\$ 102,350,320	R\$ 439,603,008
95	56199293.28	5619.93	76322.46	16778.33	230616.13	49133.77	59544.13	181482.36	21.98	21.31	78.02	78.69	R\$ 336,387,136	R\$ 1,260,971,136	R\$ 178,688,496	R\$ 767,481,792
96	5803696.06	580.37	7788.99	1435.76	24150.70	4583.63	6353.23	19567.07	18.43	18.98	81.57	81.02	R\$ 35,891,804	R\$ 134,542,992	R\$ 19,265,840	R\$ 82,748,360
98	41727802.25	4172.78	49607.10	10252.05	145805.15	29761.75	39355.05	116043.40	20.67	20.41	79.33	79.59	R\$ 222,331,440	R\$ 833,425,280	R\$ 114,256,960	R\$ 490,743,008
99	51932672.27	5193.27	67307.92	10366.70	192362.91	30999.57	56941.22	161363.34	15.40	16.12	84.60	83.88	R\$ 321,682,304	R\$ 1,205,849,088	R\$ 158,879,216	R\$ 682,399,232
100	470076.04	47.01	88.71	10.71	176.88	23.25	78.01	153.63	12.07	13.15	87.93	86.85	R\$ 440,683	R\$ 1,651,930	R\$ 151,265	R\$ 649,698
101	11538703.54	1153.87	18206.57	2721.31	53721.34	8199.86	15485.25	45521.48	14.95	15.26	85.05	84.74	R\$ 87,482,008	R\$ 327,932,544	R\$ 44,820,696	R\$ 192,508,560
102	20736149.90	2073.61	35094.33	5677.75	105587.96	16480.39	29416.58	89107.57	16.18	15.61	83.82	84.39	R\$ 166,185,296	R\$ 622,957,440	R\$ 87,735,792	R\$ 376,832,416
103	1221577.03	122.16	10.95	1.13	225.60	15.49	9.82	210.10	10.30	6.87	89.70	93.13	R\$ 55,482	R\$ 207,977	R\$ 206,870	R\$ 888,526
104	31443422.90	3144.34	9102.50	867.74	23243.29	1874.92	8234.77	21368.37	9.53	8.07	90.47	91.93	R\$ 46,521,280	R\$ 174,388,336	R\$ 21,039,410	R\$ 90,365,992
105	22536404.11	2253.64	41659.70	6384.70	125522.27	18539.77	35275.00	106982.49	15.33	14.77	84.67	85.23	R\$ 199,281,696	R\$ 747,021,696	R\$ 105,335,536	R\$ 452,424,768
106	7932105.54	793.21	28.97	2.85	596.89	39.20	26.12	557.70	9.85	6.57	90.15	93.43	R\$ 147,534	R\$ 553,042	R\$ 549,110	R\$ 2,358,473
107	266561561.74	26656.16	122491.32	16645.66	441941.78	52739.06	105845.66	389202.72	13.59	11.93	86.41	88.07	R\$ 597,961,792	R\$ 2,241,502,464	R\$ 383,211,072	R\$ 1,645,922,944
108	2895585.48	289.56	3011.37	469.33	9877.06	2048.24	2542.04	7828.82	15.59	20.74	84.41	79.26	R\$ 14,360,948	R\$ 53,833,040	R\$ 7,708,299	R\$ 33,107,774
109	8370796.44	837.08	15678.30	3598.06	46868.10	10467.82	12080.24	36400.28	22.95	22.33	77.05	77.67	R\$ 68,245,832	R\$ 255,824,368	R\$ 35,839,908	R\$ 153,935,344
110	37164810.36	3716.48	24304.11	3258.65	62063.56	8762.56	21045.46	53301.00	13.41	14.12	86.59	85.88	R\$ 118,893,688	R\$ 445,681,472	R\$ 52,480,448	R\$ 225,407,840
111	82033446.45	8203.34	11440.89	1273.89	80335.67	6165.32	10167.00	74170.34	11.13	7.67	88.87	92.33	R\$ 57,437,212	R\$ 215,307,488	R\$ 73,028,520	R\$ 313,663,456
112	9603956.45	960.40	14824.70	3095.32	45206.50	9321.46	11729.38	35885.04	20.88	20.62	79.12	79.38	R\$ 66,263,672	R\$ 248,394,096	R\$ 35,332,596	R\$ 151,756,400
113	25559866.75	2555.99	35775.52	5194.48	103233.40	16188.35	30581.04	87045.05	14.52	15.68	85.48	84.32	R\$ 172,763,760	R\$ 647,617,280	R\$ 85,705,024	R\$ 368,110,112
114	7581353.79	758.14	1038.69	147.89	3461.38	444.99	890.80	3016.39	14.24	12.86	85.76	87.14	R\$ 5,032,444	R\$ 18,864,476	R\$ 2,969,949	R\$ 12,756,174
115	8149713.60	814.97	172.81	15.96	1896.14	118.43	156.85	1777.71	9.23	6.25	90.77	93.75	R\$ 886,131	R\$ 3,321,725	R\$ 1,750,347	R\$ 7,517,885
116	540654.94	54.07	212.08	16.51	882.02	90.23	195.56	791.79	7.79	10.23	92.21	89.77	R\$ 1,104,819	R\$ 4,141,494	R\$ 779,599	R\$ 3,348,442
117	8222229.08	822.22	12703.68	2019.17	38364.55	5837.34	10684.51	32527.21	15.89	15.22	84.11	84.78	R\$ 60,360,792	R\$ 226,266,736	R\$ 32,026,466	R\$ 137,556,304
118	988588.07	98.86	2.42	0.19	49.87	2.62	2.23	47.25	7.88	5.25	92.12	94.75	R\$ 12,596	R\$ 47,218	R\$ 46,525	R\$ 199,830
119	21960403.37	2196.04	2224.65	262.08	11349.84	928.99	1962.57	10420.86	11.78	8.19	88.22	91.81	R\$ 11,087,298	R\$ 41,561,528	R\$ 10,260,432	R\$ 44,069,392
120	48093515.18	4809.35	74678.21	16029.94	218388.46	46328.77	58648.27	172059.69	21.47	21.21	78.53	78.79	R\$ 331,326,080	R\$ 1,241,999,360	R\$ 169,410,896	R\$ 727,633,664

Código da Sub-bacia	Área Ocupada (m²)	Área Ocupada (ha)	kg/ano						%/ano				Valoração (R\$/tempo avaliado - 30 anos)			
			Carregamento Superficial (PT)	Exportação (PT)	Carregamento Superficial (NTK)	Exportação (NTK)	Retenção (PT)	Retenção (NTK)	Exportação (PT)	Exportação (NTK)	Retenção (PT)	Retenção (NTK)	Retenção (PT) - Custo Mínimo	Retenção (PT) - Custo Máximo	Retenção (NTK) - Custo Mínimo	Retenção (NTK) - Custo Máximo
121	16948600.80	1694.86	14540.20	2717.34	46422.87	8960.56	11822.86	37462.30	18.69	19.30	81.31	80.70	R\$ 66,791,776	R\$ 250,373,744	R\$ 36,885,580	R\$ 158,426,592
122	48023955.60	4802.40	24370.93	2920.33	61432.04	7167.16	21450.60	54264.89	11.98	11.67	88.02	88.33	R\$ 121,182,472	R\$ 454,261,152	R\$ 53,429,496	R\$ 229,484,080
123	27925853.10	2792.59	45648.32	8027.09	133505.94	24673.59	37621.23	108832.34	17.58	18.48	82.42	81.52	R\$ 212,536,464	R\$ 796,708,096	R\$ 107,156,904	R\$ 460,247,712
124	9587026.42	958.70	7931.19	1350.04	22864.62	4186.54	6581.14	18678.07	17.02	18.31	82.98	81.69	R\$ 37,179,332	R\$ 139,369,392	R\$ 18,390,530	R\$ 78,988,832
125	219572801.73	21957.28	122187.82	18533.61	316268.72	57628.77	103654.20	258639.95	15.17	18.22	84.83	81.78	R\$ 585,581,440	R\$ 2,195,094,016	R\$ 254,658,288	R\$ 1,093,778,176
126	89873888.31	8987.39	49794.10	6010.32	136524.40	15575.24	43783.78	120949.16	12.07	11.41	87.93	88.59	R\$ 247,350,976	R\$ 927,212,800	R\$ 119,087,184	R\$ 511,489,216
127	43707316.67	4370.73	72505.22	15704.99	218409.56	46160.40	56800.23	172249.16	21.66	21.13	78.34	78.87	R\$ 320,885,792	R\$ 1,202,863,232	R\$ 169,597,440	R\$ 728,434,880
128	5732794.82	573.28	4923.05	919.19	16255.31	3175.40	4003.86	13079.91	18.67	19.53	81.33	80.47	R\$ 22,619,288	R\$ 84,790,016	R\$ 12,878,554	R\$ 55,314,444
129	11080437.60	1108.04	7408.00	1352.15	20062.43	3990.59	6055.85	16071.84	18.25	19.89	81.75	80.11	R\$ 34,211,764	R\$ 128,245,248	R\$ 15,824,422	R\$ 67,967,184
130	39239948.88	3923.99	20453.06	2766.80	88493.26	9042.32	17686.26	79450.94	13.53	10.22	86.47	89.78	R\$ 99,916,312	R\$ 374,543,424	R\$ 78,227,824	R\$ 335,994,912
131	2535530.13	253.55	818.63	126.77	2527.63	328.48	691.87	2199.15	15.49	13.00	84.51	87.00	R\$ 3,908,619	R\$ 14,651,738	R\$ 2,165,299	R\$ 9,300,137
132	3506937.88	350.69	2944.81	330.72	8224.42	753.64	2614.09	7470.78	11.23	9.16	88.77	90.84	R\$ 14,767,960	R\$ 55,358,752	R\$ 7,355,770	R\$ 31,593,632
133	6390745.06	639.07	4972.29	883.29	15217.15	2463.54	4089.00	12753.60	17.76	16.19	82.24	83.81	R\$ 23,100,278	R\$ 86,593,040	R\$ 12,557,264	R\$ 53,934,480
134	11583006.09	1158.30	2212.75	332.65	10334.24	1124.01	1880.10	9210.23	15.03	10.88	84.97	89.12	R\$ 10,621,366	R\$ 39,814,952	R\$ 9,068,444	R\$ 38,949,712
135	17734467.80	1773.45	16408.55	2705.32	35321.82	6992.54	13703.22	28329.28	16.49	19.80	83.51	80.20	R\$ 77,414,648	R\$ 290,194,336	R\$ 27,893,158	R\$ 119,803,400
136	7104491.02	710.45	10200.70	1433.27	30608.51	4508.20	8767.42	26100.30	14.05	14.73	85.95	85.27	R\$ 49,530,464	R\$ 185,668,480	R\$ 25,698,496	R\$ 110,377,144
137	48645212.06	4864.52	59264.18	13246.44	175927.20	38165.10	46017.74	137762.10	22.35	21.69	77.65	78.31	R\$ 259,971,456	R\$ 974,521,600	R\$ 135,641,296	R\$ 582,590,464
138	28945233.94	2894.52	1777.03	348.58	4383.18	946.53	1428.45	3436.65	19.62	21.59	80.38	78.41	R\$ 8,069,853	R\$ 30,250,420	R\$ 3,383,746	R\$ 14,533,468
139	117628488.17	11762.85	129490.63	25395.66	377327.53	72863.97	104094.97	304463.55	19.61	19.31	80.39	80.69	R\$ 588,071,488	R\$ 2,204,428,032	R\$ 299,776,448	R\$ 1,287,564,416
140	5571964.08	557.20	9440.25	1866.83	28933.35	5750.54	7573.41	23182.81	19.78	19.88	80.22	80.12	R\$ 42,785,060	R\$ 160,382,864	R\$ 22,825,916	R\$ 98,039,176
141	97642730.01	9764.27	86700.52	10491.48	252817.91	26462.33	76209.03	226355.57	12.10	10.47	87.90	89.53	R\$ 430,533,408	R\$ 1,613,885,184	R\$ 222,870,912	R\$ 957,248,832
142	14966939.36	1496.69	18605.82	3913.08	59041.17	12305.75	14692.74	46735.42	21.03	20.84	78.97	79.16	R\$ 83,004,784	R\$ 311,149,344	R\$ 46,015,948	R\$ 197,642,256
143	21535802.92	2153.58	33443.58	4863.32	98113.19	14440.25	28580.26	83672.94	14.54	14.72	85.46	85.28	R\$ 161,460,592	R\$ 605,246,592	R\$ 82,384,832	R\$ 353,849,600
144	245885.28	24.59	2.25	0.37	22.13	2.34	1.88	19.79	16.47	10.59	83.53	89.41	R\$ 10,641	R\$ 39,888	R\$ 19,483	R\$ 83,682
145	22179904.86	2217.99	4396.41	536.40	23152.82	1901.23	3860.01	21251.59	12.20	8.21	87.80	91.79	R\$ 21,806,638	R\$ 81,743,736	R\$ 20,924,428	R\$ 89,872,128
146	514194.55	51.42	6.91	0.91	48.35	7.39	6.01	40.96	13.09	15.29	86.91	84.71	R\$ 33,950	R\$ 127,262	R\$ 40,327	R\$ 173,209
147	4207234.61	420.72	178.23	26.03	781.31	82.16	152.21	699.15	14.60	10.52	85.40	89.48	R\$ 859,873	R\$ 3,223,296	R\$ 688,390	R\$ 2,956,689
148	1474138.46	147.41	11.14	1.17	229.46	16.14	9.96	213.33	10.55	7.03	89.45	92.97	R\$ 56,278	R\$ 210,961	R\$ 210,044	R\$ 902,156
149	10521923.56	1052.19	540.12	46.58	1189.91	70.05	493.54	1119.85	8.62	5.89	91.38	94.11	R\$ 2,788,205	R\$ 10,451,786	R\$ 1,102,613	R\$ 4,735,814

Código da Sub-bacia	Área Ocupada (m²)	Área Ocupada (ha)	kg/ano						%ano				Valoração (R\$/tempo avaliado - 30 anos)			
			Carregamento Superficial (PT)	Exportação (PT)	Carregamento Superficial (NTK)	Exportação (NTK)	Retenção (PT)	Retenção (NTK)	Exportação (PT)	Exportação (NTK)	Retenção (PT)	Retenção (NTK)	Retenção (PT) - Custo Mínimo	Retenção (PT) - Custo Máximo	Retenção (NTK) - Custo Mínimo	Retenção (NTK) - Custo Máximo
150	5933603.89	593.36	7876.45	1335.46	24209.43	4036.37	6540.98	20173.06	16.96	16.67	83.04	83.33	R\$ 36,952,460	R\$ 138,518,928	R\$ 19,862,508	R\$ 85,311,096
151	14463551.90	1446.36	3038.75	363.91	6528.15	837.02	2674.84	5691.13	11.98	12.82	88.02	87.18	R\$ 15,111,174	R\$ 56,645,312	R\$ 5,603,516	R\$ 24,067,558
152	34040745.63	3404.07	42963.10	8830.02	130577.34	26691.02	34133.08	103886.31	20.55	20.44	79.45	79.56	R\$ 192,830,560	R\$ 722,839,104	R\$ 102,287,016	R\$ 439,331,136
153	10100148.43	1010.01	4802.00	587.22	10467.90	1568.51	4214.78	8899.39	12.23	14.98	87.77	85.02	R\$ 23,810,854	R\$ 89,256,688	R\$ 8,762,388	R\$ 37,635,168
154	3379465.74	337.95	1920.98	434.88	4683.14	1216.35	1486.09	3466.79	22.64	25.97	77.36	74.03	R\$ 8,395,496	R\$ 31,471,112	R\$ 3,413,420	R\$ 14,660,917
155	23664467.99	2366.45	23542.64	4625.24	72022.49	13788.95	18917.41	58233.54	19.65	19.15	80.35	80.85	R\$ 106,871,520	R\$ 400,615,520	R\$ 57,337,056	R\$ 246,267,360
156	8265408.57	826.54	10267.69	2265.87	32156.92	7069.85	8001.82	25087.07	22.07	21.99	77.93	78.01	R\$ 45,205,288	R\$ 169,455,248	R\$ 24,700,864	R\$ 106,092,232
157	32221316.32	3222.13	9316.87	1170.86	35812.69	3636.45	8146.00	32176.23	12.57	10.15	87.43	89.85	R\$ 46,019,824	R\$ 172,508,608	R\$ 31,680,892	R\$ 136,072,032
158	7003445.18	700.34	6337.54	824.19	17125.72	2344.73	5513.34	14780.99	13.00	13.69	87.00	86.31	R\$ 31,146,932	R\$ 116,756,504	R\$ 14,553,442	R\$ 62,508,228
159	6754370.65	675.44	12430.51	2048.59	37152.37	6036.48	10381.92	31115.90	16.48	16.25	83.52	83.75	R\$ 58,651,340	R\$ 219,858,752	R\$ 30,636,880	R\$ 131,587,912
160	2096750.70	209.68	384.38	67.28	1140.62	194.64	317.10	945.99	17.50	17.06	82.50	82.94	R\$ 1,791,394	R\$ 6,715,169	R\$ 931,424	R\$ 4,000,542
161	19225747.65	1922.57	3693.30	424.65	21539.56	1764.97	3268.66	19774.58	11.50	8.19	88.50	91.81	R\$ 18,465,870	R\$ 69,220,632	R\$ 19,470,162	R\$ 83,625,936
162	129725511.40	12972.55	169924.48	37382.82	515488.66	110807.10	132541.66	404681.55	22.00	21.50	78.00	78.50	R\$ 748,777,536	R\$ 2,806,845,952	R\$ 398,451,616	R\$ 1,711,382,400
163	4607944.81	460.79	4455.37	661.54	12186.12	2004.11	3793.83	10182.02	14.85	16.45	85.15	83.55	R\$ 21,432,786	R\$ 80,342,328	R\$ 10,025,270	R\$ 43,059,352
164	5564078.22	556.41	1977.53	406.48	6016.12	1328.62	1571.05	4687.50	20.56	22.08	79.44	77.92	R\$ 8,875,446	R\$ 33,270,240	R\$ 4,615,342	R\$ 19,823,272
165	26781445.61	2678.14	4327.80	635.43	24801.77	3273.43	3692.37	21528.34	14.68	13.20	85.32	86.80	R\$ 20,859,580	R\$ 78,193,624	R\$ 21,196,916	R\$ 91,042,496
166	32005916.29	3200.59	26293.32	3204.55	72443.05	10235.34	23088.77	62207.71	12.19	14.13	87.81	85.87	R\$ 130,437,120	R\$ 488,952,864	R\$ 61,250,040	R\$ 263,073,952