

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

KAHUAM DE SOUZA GIANUCA

**MODELAGEM ESPACIAL PARA A AVALIAÇÃO DE SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS HIDROLÓGICOS (SEH) EM BACIAS HIDROGRÁFICAS.
ESTUDO DE CASO DA BACIA DA LAGOA MIRIM-RS, BRASIL.**

PORTO ALEGRE

2024

KAHUAM DE SOUZA GIANUCA

**MODELAGEM ESPACIAL PARA A AVALIAÇÃO DE SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS HIDROLÓGICOS (SEH) EM BACIAS HIDROGRÁFICAS.
ESTUDO DE CASO DA BACIA DA LAGOA MIRIM-RS, BRASIL.**

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.

Orientadora: Prof.^a. Dr.^a. Tatiana Silva da Silva

Coorientador: Prof. Dr. Milton Lafourcade Asmus

PORTO ALEGRE

2024

CIP - Catalogação na Publicação

Gianuca, Kahum de Souza
MODELAGEM ESPACIAL PARA A AVALIAÇÃO DE SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS HIDROLÓGICOS (SEH) EM BACIAS
HIDROGRÁFICAS. ESTUDO DE CASO DA BACIA DA LAGOA
MIRIM-RS, BRASIL. / Kahum de Souza Gianuca. -- 2024.
165 f.
Orientadora: Tatiana Silva Silva.

Coorientador: Milton Lafourcade Asmus.

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, 2024.

1. Modelagem Espacial. 2. Serviços Ecossistêmicos.
3. Bacias Hidrográficas. 4. SIG. 5. Gestão Ambiental.
I. Silva, Tatiana Silva, orient. II. Asmus, Milton
Lafourcade, coorient. III. Título.

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

TESE

Submetida como parte dos requisitos
para obtenção do Grau de

DOCTOR EM SENSORIMENTO REMOTO E GEOPROCESSAMENTO

Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto (PPGSR)
Centro Estadual de Pesquisas em Sensoriamento Remoto e Meteorologia (CEPRSM)
Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)
Porto Alegre, RS, Brasil.

Aprovada em: 30 de Setembro de 2024.

Pela Banca Examinadora:

Documento assinado digitalmente
 **FATIANA SILVA DA SILVA**
Data: 08/10/2024 10:49:23-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Dra. Tatiana Silva da Silva
Orientadora

Documento assinado digitalmente
 **MILTON LAFOURCADE ASMUS**
Data: 04/10/2024 17:30:55-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Dr. Milton Lafourcade Asmus
(FURG)
Coorientador

Documento assinado digitalmente
 **FERNANDO COMERLATO SCOTTÁ**
Data: 07/10/2024 08:03:06-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Dr. Fernando Comerlato Scottá
(DRHS/SEMA)

Documento assinado digitalmente
 **MARCOS WELLAUSEN DIAS DE FREITAS**
Data: 07/10/2024 08:34:58-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

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



Dra. Taneha Kuzniecowa Bacchin
(TU Delft/University of Technology)

*“Dedico este trabalho a minha amada
Esposa Alice, por ser a minha maior
inspiração e a melhor companhia em
todos os momentos. Agradeço-te por todo
amor e carinho.*”

AGRADECIMENTOS

À minha família, pelo amor incondicional, e apoio em todos os momentos. Ao meu Pai “em memória”, por sempre me fazer acreditar nos meus sonhos.

Ao Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto (PPGSR) e a Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), pela oportunidade de aprendizado e desenvolvimento pessoal.

Ao Laboratório de Modelagem Ricardo Ayup Zoain (LABMODEL) pelo espaço de formação e convivência.

À minha orientadora Dra. Tatiana Silva e coorientador Dr. Milton Asmus pelas brilhantes contribuições na construção desse trabalho e em minha formação.

À Universidade Federal do Rio Grande (FURG), da qual sou servidor, pelo constante aprendizado; e aos meus colegas do Laboratório de Gerenciamento Costeiro, pela compreensão e estímulo nessa jornada.

*O geógrafo é, antes de tudo, um filósofo,
e os filósofos são otimistas,
porque diante deles está a infinidade.*

Milton Santos

RESUMO

Os impactos causados pelas atividades humanas e as mudanças climáticas vêm comprometendo o fornecimento de serviços ecossistêmicos fundamentais, principalmente aqueles relacionados a água. Projeções sobre o aquecimento global indicam um aumento nos problemas hídricos em todo o mundo. No Brasil recentemente, eventos extremos, como secas, enchentes e tempestades têm ocorrido com maior frequência e intensidade, causando sérios impactos socioeconômicos e ambientais. Em meio a esses desafios, a elaboração de estratégias que aumentem a resiliência frente a estes impactos é fundamental. E para isso, são necessárias metodologias que integrem ferramentas apropriadas, dados disponíveis e resultem em informações que contribuam para a gestão ambiental e o planejamento das atividades humanas. Este estudo propõe uma abordagem integrada com foco nos ecossistemas e serviços ecossistêmicos hidrológicos no contexto das bacias hidrográficas. O objetivo principal é apresentar uma maneira simples de avaliar os serviços ecossistêmicos, integrando funcionalidades SIG, dados espaciais acessíveis, modelos ecossistêmicos e a percepção de atores específicos. A adaptação de modelos do InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs) foi utilizada para a avaliação da importância dos sistemas ambientais para a provisão de serviços hidrológicos, e para a estimativa do rendimento hídrico (water yield) em diferentes escalas. A metodologia proposta pode ser adaptada para outras bacias hidrográficas, facilitando a análise espacial da relação entre os ecossistemas e os serviços ecossistêmicos resultantes. Contribuindo para a aplicação da modelagem espacial na prática da gestão ambiental e fornecendo informações valiosas, que podem auxiliar na revisão e elaboração de políticas e instrumentos de gestão.

Palavras-chave: Modelagem, Serviços Ecossistêmicos, Bacias Hidrográficas.

ABSTRACT

The impacts caused by human activities and climate change have been compromising the provision of fundamental ecosystem services, particularly those related to water. Projections on global warming indicate an increase in water-related issues worldwide. Recently, in Brazil, extreme events such as droughts, floods, and storms have been occurring with greater frequency and intensity, causing serious socioeconomic and environmental impacts. Amidst these challenges, the development of strategies to enhance resilience to these impacts is crucial. For this purpose, methodologies that integrate appropriate tools and available data, resulting in information that contributes to environmental management and human activities planning, are needed. This study proposes an integrated approach focused on ecosystems and hydrological ecosystem services within the context of river basins. The main objective is to present a simple way to assess ecosystem services by integrating GIS functionalities, accessible spatial data, ecosystem models, and the perception of specific stakeholders. The adaptation of the InVEST models (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs) was used to evaluate the importance of environmental systems for the provision of hydrological services and to estimate water yield at different scales. The proposed methodology can be adapted to other river basins, facilitating the spatial analysis of the relationship between ecosystems and the resulting ecosystem services. This approach contributes to the application of spatial modeling in environmental management practices, providing valuable information that can assist in the review and formulation of policies and management instruments.

Keywords: Modeling, Ecosystem Services, Watersheds.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1 – Exemplo de codificação de bacias hidrográficas no Brasil segundo o método de Otto Pfafstater. (a) Regiões hidrográficas do Brasil; (b) Sub-bacias.....19
- Figura 2 – Instrumentos da Política Nacional dos Recursos Hídricos (PNRH).....23
- Figura 3 – Relação do bem-estar humano, com o capital natural, social (humano e construído) e serviços ecossistêmicos.....35
- Figura 4 – Etapas do processo metodológico geral da pesquisa41
- Figura 5 – Mapa de localização da área de estudo. (1) Estado do Rio Grande do Sul, Brasil e América do Sul; (2) Área da BHMS no Estado do Rio Grande do Sul; (3) Área da Bacia e altimetria.....42
- Figura 6 – Principais corpos hídricos da Bacia Hidrográfica da Lagoa Mirim.....44
- Figura 7 – Estrutura e parâmetros do modelo InVEST Water Yield.....56
- Figura 8 – Mapa dos Sistemas ambientais.....60
- Figura 9 – Aplicação do modelo InVEST Overlapping use.....80
- Figura 10 – Importância Relativa (IR) dos Sistemas Ambientais para oferta de Serviços Ecossistêmicos Hidrológicos (SEH): (a) Armazenamento de água; (b) Purificação de água; (c) Regulação do escoamento e (d) Controle de erosão.....80
- Figura 11 – Elaboração do Índice de Importância (II). (a) Soma das imagens de IR; (b) Cálculo do escoamento – RUNOFF; (c) Álgebra de mapas para a padronização e integração de dados.....83

Figura 12 – Mapas de sistemas ambientais (a) e Índice de Importância (II) (b).....	84
Figura 13 – Índice de Importância (II) e área ocupada pelos Sistemas Ambientais.....	85
Figura 14 – Altimetria e distribuição espacial dos sistemas ambientais com maior Índice de Importância (II).....	86
Figura 15 – Sobreposição das poligonais de processos minerários ativos e o Índice de Importância (II).....	89
Figura 16 – Dados espaciais aplicados no modelo InVEST water yield	91
Figura 17 – Rendimento Hídrico em mm/ano por pixel (a) e por sub-bacias (b).....	93
Figura 18 – Rendimento Hídrico médio em mm/ano por município (a) e classes de LULC (b).....	95

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Sistemas Ambientais e área ocupada.....	59
Tabela 2 – Pesos de importância dos sistemas ambientais para a oferta dos SEH.....	79
Tabela 3 – Sistemas ambientais, área ocupada e Índice de Importância (II).....	84
Tabela 4 – <i>Parâmetros biofísicos</i>	92
Tabela 5 – Municípios, área ocupada (km ²) e Water Yield (mm/ano)	94
Tabela 6 – <i>Classes de LULC</i> , área ocupada (km ²) e Water Yield (mm/ano)	96

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Princípios da Abordagem Ecosistêmica conforme a <i>Convention on Biological Diversity</i> (CBD).....	30
Quadro 2 – Relação entre processos eco-hidrológicos e serviços hidrológicos.....	37
Quadro 3 – Etapas da Pesquisa e principais referências.....	46
Quadro 4 – Caracterização do Banco de Dados.....	47
Quadro 5 – Dados de entrada e adaptações do modelo InVEST overlapping use.....	54
Quadro 6 – Matriz relacional SEH x Funções Eco-hidrológicas x Benefícios.....	77

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ALOS	Advanced Land Observating Satellite
ANA	Agência Nacional de Águas
ANM	Agência Nacional de Mineração
Aries	<i>Artificial Intelligence for Ecosystem Services</i>

ASF *Alaska Satellite Facility*

CBD Convention on Biological Diversity

CNRH Conselho Nacional de Recursos Hídricos

CONAMA Conselho Nacional do Meio Ambiente

CTCOST Câmara Técnica de Integração da Gestão das Bacias Hidrográficas e dos Sistemas Estuarinos e Zona Costeira

ESM Ecosystem Service Modeler

GBE Gestão com Base Ecológica

InVEST *Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*

IPBES Intergovernmental Science Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services

MDE Digital de Elevação

MEA Millennium Ecosystem Assessment

MIMES Multi scale Integrated Models of Ecosystem Services

NatCap *Natural Capital Project*

PALSAR Phased Array type L band Synthetic Aperture Radar

PNMA Política Nacional de Meio Ambiente

PNRH Política Nacional dos Recursos Hídricos

PRH Plano de Recursos Hídricos

SE Serviços Ecológicos

SERH Sistema Estadual de Recursos Hídricos

SIGMINE Sistema de Informações Geográficas da Mineração

SINGREH Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos

SIRGAS Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas

SWAT Soil and Water Assessment Tool

TEEB The Economics of Ecosystems and Biodiversity

TESSA Toolkit for Ecosystem Service Site based Assessment

UNESCO The United Nations World Water Development Report

UTM Universal Transversa de Mercator

WFD Water Framework Directive

WWAP United Nations World Water Assessment Programme

ZEE Zoneamento Ecológico Econômico

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	DESENVOLVIMENTO	18
2.1	Referencial	18

teórico

2.1.1	A Bacia hidrográfica como unidade espacial de planejamento	18
2.1.2	Principais Políticas e Instrumentos de gestão ambiental	21
2.1.2.1	A Política Nacional do Meio Ambiente (Lei nº 6.938/1981)	21
2.1.2.2	A Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433/1997)	22
2.1.2.3	O Novo Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651/2012)	26
2.1.2.4	O Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE)	27
2.1.3	A Abordagem Ecosistêmica	29
2.1.3.1	Serviços Ecosistêmicos	32
2.1.3.2	Serviços Ecosistêmicos Hidrológicos (SEH)	35
2.1.3.3	Modelos espaciais de base ecossistêmica	38
2.2	Metodologia	40
2.2.1	Caracterização da Área de Estudo	41
2.2.2	Revisão bibliográfica	45
2.2.3	Estrutura e fonte de dados	46
2.2.4	Elaboração da base ecossistêmica	49
2.2.5	Processamento de dados em SIG	51
2.2.6	Modelagem de serviços ecossistêmicos	51
2.2.6.1	InVEST Overlapping Use	53
2.2.6.2	InVEST Water Yield	52
2.2.6.3	TerrSet Runoff	54

2.2.6.4	TerrSet	Image	Calculator	55
2.3 Resultados e Discussão				56
2.3.1	Mapeamento e caracterização dos	Sistemas Ambientais		56
2.3.2	Caracterização dos	Serviços Ecológicos		68
2.3.3	Avaliação da oferta de	Serviços Ecológicos		76
2.3.3.1	Importância	relativa	(IR)	77
2.3.3.2	Índice	de	importância (II)	80
2.3.4	Estimativa do	Rendimento	Hídrico	88
2.3.4.1	Rendimento hídrico por pixel, bacia e sub-bacias			90
2.3.4.2	Rendimento hídrico por Municípios e LULC			92
3 CONCLUSÕES				96
REFERÊNCIAS				99
APÊNDICE A- Fluxograma sistêmico representativo de uma Bacia hidrográfica				115
APÊNDICE B- GIANUCA et al. 2024a. <i>Ecosystem-based spatial modeling: Assessing the supply of hydrological services in a watershed in Southern Brazil, Ecological Modelling</i> , Volume 492, 110723, ISSN 0304-3800, https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2024.110723 . 2024				116
APÊNDICE C- GIANUCA et al. 2024b. <i>Hydrological Ecosystem Services (SEH) Modeling for estimating Water Yield in Watersheds. Journal of Hydrology. Regional Studies.</i> No prelo				141

1 INTRODUÇÃO

Os Serviços Ecossistêmicos (SE) são os benefícios diretos e indiretos que os ecossistemas proporcionam aos seres humanos. Esses serviços resultam do funcionamento saudável dos ecossistemas e incluem desde a produção de recursos essenciais, como alimentos e água, até a regulação do clima e a purificação do ar (DE GROOT et al., 2002; TEEB, 2010).

Quando os SE têm relação com funções que afetam os recursos hídricos, são classificados como Serviços Ecossistêmicos Hidrológicos (SEH), e abrangem os benefícios derivados da regulação dos fluxos de água pelos ecossistemas. Essa estrutura de serviços pode ser mais facilmente compreendida quando relacionada aos benefícios gerados, tais como, o abastecimento de água, geração de energia, controle de inundações, proteção do solo, lazer, entre outros (BRAUMAN et al., 2007; TAMBOSI et al., 2015).

Os SEH vêm sendo incorporados de maneira crescente na pesquisa de recursos hídricos e no manejo de bacias hidrográficas, principalmente devido a importância de se compreender a forma como as atividades humanas afetam os processos eco-hidrológicos (BRAUMAN, 2015).

Estudos têm destacado que as alterações no uso e cobertura do solo e as mudanças climáticas, vêm impactando diversos ecossistemas, muitas vezes, excedendo a sua capacidade natural de regeneração. Comprometendo a provisão de serviços ecossistêmicos e benefícios indispensáveis para o bem-estar humano.

O último relatório (AR6) do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), destaca que o aquecimento global induzido pela humanidade alcançou 1,1°C, desencadeando mudanças no clima do planeta sem precedentes na história recente. E projeta que pode há mais de 50% de chance de a temperatura global atingir ou ultrapassar 1,5°C entre 2021 e 2040. Impactando 950 milhões de pessoas em todo o mundo, com estresse hídrico ou térmico, e expondo 24% da população mundial a inundações e outros eventos extremos (IPCC, 2023).

Com relação a disponibilidade hídrica, o relatório da WWAP (United Nations World Water Assessment Programme), estima que até 2050, mais da metade das

bacias hidrográficas do mundo apresentarão diminuição de vazão em níveis críticos; e mais de 2 bilhões de pessoas não terão acesso à água para suas necessidades básicas (UNESCO, 2018).

As mudanças climáticas têm intensificado eventos extremos no Brasil, como secas, enchentes e tempestades. O aumento das temperaturas globais e a alteração dos padrões de chuvas tem afetado várias regiões do país (FIORINI et al., 2024).

A redução das chuvas e o desmatamento estão agravando as queimadas em várias regiões. Segundo dados recentes do MapBiomas, o Brasil teve 4,48 milhões de hectares queimados entre janeiro e junho de 2024, representando um aumento de 119% em relação ao mesmo período de 2023. O bioma mais afetado foi a Amazônia, com 2,97 milhões de hectares, seguido pelo Cerrado, que registrou 947 mil hectares, e do Pantanal com 299 mil hectares. A maioria das áreas queimadas foi de vegetação nativa, o que agrava ainda mais o impacto ambiental (MAPBIOMAS, 2024).

No Nordeste, as secas prolongadas comprometem a agricultura e o abastecimento hídrico. A região Sul tem enfrentado uma série de eventos climáticos extremos. Como as recentes inundações que atingiram o Estado entre os meses de abril e maio de 2024. Em várias cidades chegou a chover de 500 mm a 700 mm, correspondendo a um terço da média histórica de precipitação para um ano. Esse foi considerado o pior desastre climático da história do Estado, causando 183 mortes e afetando cerca de 2,4 milhões de pessoas. Além de prejuízos de aproximadamente 10 bilhões em diversos setores (COPAAERGS, 2024).

Sob o ponto de vista sistêmico é possível observar um processo de retroalimentação, onde as mudanças climáticas pressionam a socioeconomia e a demanda por recursos, que resultam em intensas alterações na paisagem, causando a degradação dos ecossistemas. Estes impactos, causam a descarbonização e emissão de gases do efeito estufa para a atmosfera, intensificando o aumento da temperatura do planeta e alterando o clima. Esses processos e mudanças, afetam especificamente os ecossistemas, alterando suas estruturas e funções ecológicas, e frequentemente causando a diminuição ou perda de serviços ecossistêmicos (ASMUS et al., 2019).

Em um contexto de intensificação de eventos extremos, conflitos pelo uso do solo e da água e dificuldades na governança, intensificam-se os desafios à gestão dos recursos naturais. E a adoção de estratégias para uma gestão integrada e sustentável são essenciais para promover o equilíbrio entre as atividades humanas e a integridade dos ecossistemas. Abordagens com foco nos ecossistemas, podem ser especialmente úteis para avaliar que maneira os serviços ecossistêmicos vêm sendo afetados e quais os ecossistemas mais importantes na provisão de serviços específicos.

A abordagem ecossistêmica (*ecosystem approach*) é definida pela Convenção sobre Diversidade Biológica (*Convention on Biological Diversity – CBD*), como uma estratégia para o manejo integrado da terra, da água e dos recursos biológicos, de forma a promover a conservação e o uso sustentável de forma equitativa (CBD, 2000).

Quando aplicada à gestão de bacias hidrográficas, visa integrar os processos ecológicos e humanos no manejo sustentável dos recursos hídricos. Essa abordagem reconhece que as bacias hidrográficas são sistemas complexos, onde as interações entre os ecossistemas terrestres, aquáticos e as atividades humanas influenciam diretamente a quantidade e a qualidade da água disponível (CARVALHO, 2014).

Análises ecossistêmicas podem ser realizadas utilizando Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e modelos espaciais específicos que permitem avaliar os ecossistemas e serviços, e simular cenários futuros considerando mudanças no uso e cobertura do solo, fatores socioeconômicos e climáticos (VAN SOESBERGEN; MULLIGAN, 2018).

Um dos modelos mais utilizados é o InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*), que integra modelos desenvolvidos para avaliar serviços ecossistêmicos com base em padrões de cobertura e uso do solo e dados geoespaciais específicos, como relevo, precipitação, entre outros (TALLIS, 2011). Permitindo a modelagem de SEH, como: rendimento hídrico (*water yield*), purificação da água (*water purification*), retenção de sedimentos (*sediment retention*), mitigação do risco de enchentes (*flood risk mitigation*).

Vários estudos com foco na análise de SEH têm sido realizados ao redor do mundo. Como exemplos, Li et al. (2018) avaliaram o serviço de regulação hidrológica na escala da sub-bacia hidrográfica na bacia do rio Yangtze, na China, resultando em um índice baseado nos coeficientes de variação da precipitação e do escoamento. Keles (2019) avaliou as funções hidrológicas dos ecossistemas florestais, destacando a importância das florestas na regulação da água, na mitigação de inundações e na resiliência a secas. Pert et al. (2010) apresenta uma abordagem para mapear o habitat ribeirinho e os serviços hidrológicos na bacia hidrográfica de Tully-Murray, na Austrália, enfatizando a necessidade de reter e reabilitar as áreas ribeirinhas devido ao seu impacto na qualidade da água e na saúde do ecossistema aquático.

Neste estudo serão avaliados cinco serviços hidrológicos: armazenamento de água, regulação de escoamento, purificação de água, controle de erosão e rendimento hídrico. Esses serviços possuem especial importância para as bacias hidrográficas, pois são diretamente relacionados ao fluxo de água pelos ecossistemas. E de acordo com a Avaliação Ecosistêmica do Milênio (MEA), estão entre os 15 tipos de SE que atualmente apresentam declínio na sua oferta (POSTEL; THOMPSON, 2005; MEA, 2005).

Como estudo de caso foi definida a Bacia Hidrográfica Mirim (BHLM), localizada no Estado do Rio Grande do Sul e de extrema importância socioeconômica e estratégica para região. A bacia destaca-se pelo seu potencial hídrico representado pelas lagoas Mirim e Mangueira, intensamente utilizadas para o abastecimento e a irrigação de lavouras de arroz no entorno. A região também concentra atividades como agricultura, pecuária, mineração, silvicultura, pesca e navegação.

O objetivo principal é apresentar uma maneira simples de realizar avaliações de serviços ecossistêmicos em bacias hidrográficas, integrando dados espaciais disponíveis, a percepção dos beneficiários (stakeholders), modelos ecossistêmicos e álgebra de mapas.

Primeiramente, será testado um método de avaliação de que combina a análise ecossistêmica para percepção de aspectos qualitativos dos sistemas ambientais e

SEH, dados espaciais de cobertura e uso do solo e a aplicação no modelo InVEST overlapping, para gerar um índice de importância dos sistemas ambientais, considerando o armazenamento de água, regulação do escoamento, purificação da água e controle de erosão. A classificação dos ecossistemas com base em um índice de importância pode ser especialmente útil na elaboração de zoneamentos, licenciamentos, planos diretores, e principalmente nos Planos de Recursos Hídricos.

A segunda análise, é focada no rendimento hídrico, que representa o escoamento superficial da água da chuva que não foi absorvida na evapotranspiração nem percolada no solo. Foi utilizado o modelo InVEST water yield para a estimativa do rendimento hídrico anual na bacia, sub-bacias, municípios e sistemas ambientais. Os resultados possibilitam analisar o volume de água que escoou sobre cada unidade espacial, considerando fatores climáticos, geomorfológicos e biofísicos. Simulações do rendimento hídrico podem estimar o volume de escoamento associado a eventos extremos, permitindo avaliar os riscos de inundações, secas e erosão hídrica.

Devido ao caráter adaptativo das análises propostas, a metodologia pode ser aplicada a qualquer bacia hidrográfica, e testados diferentes conjuntos de dados. Os mapas temáticos e dados estatísticos gerados, facilitam a análise espacial da relação entre os ecossistemas e a provisão de serviços ecossistêmicos.

A avaliação de importância pode ser facilmente adaptada para a análise com base na percepção de diferentes *stakeholders*. A estimativa de rendimento hídrico pode ser calculada para diferentes níveis de sub-bacias, ou outras unidades espaciais utilizando dados climáticos e parâmetros biofísicos acessíveis.

Portanto, a principal contribuição desse estudo é aproximar a modelagem espacial de base ecossistêmica à gestão ambiental na prática. Possibilitando aos gestores a utilização de ferramentas e dados acessíveis, para gerar informações que subsidiem a revisão e atualização de políticas e instrumentos de gestão, contribuindo para o planejamento e ordenamento territorial nas bacias hidrográficas.

2 DESENVOLVIMENTO

2.1 Referencial teórico

2.1.1 A Bacia hidrográfica como unidade espacial de planejamento e gestão

No contexto histórico-geográfico, a ocupação do solo está associada a disponibilidade de recursos hídricos, exercendo grande pressão sobre as bacias hidrográficas, principalmente com relação a demanda por água, mas também pela alteração da paisagem e degradação dos ecossistemas naturais (SILVA; AZEVEDO; MATOS, 2006).

As bacias hidrográficas são unidades espaciais de dimensões variadas, onde se organizam os recursos hídricos em função das relações entre a estrutura geológica-geomorfológica e as condições climáticas. Silveira (2004) define bacia hidrográfica como uma área topográfica, drenada por um curso d'água ou um sistema conectado com cursos d'água de forma que toda a vazão efluente, oriunda de captação natural da precipitação seja descarregada através de uma simples saída chamada de exutório.

A bacia hidrográfica pode ser concebida como uma unidade espacial para análise ambiental, onde devem ser analisados seus diversos componentes, processos e interações. As bacias vêm sendo adotadas como áreas preferenciais para o planejamento e gestão dos recursos hídricos e a visão sistêmica do ambiente está implícita na adoção desta unidade fundamental de análise (BOTELHO; SILVA, 2004; MAGALHÃES, 2007).

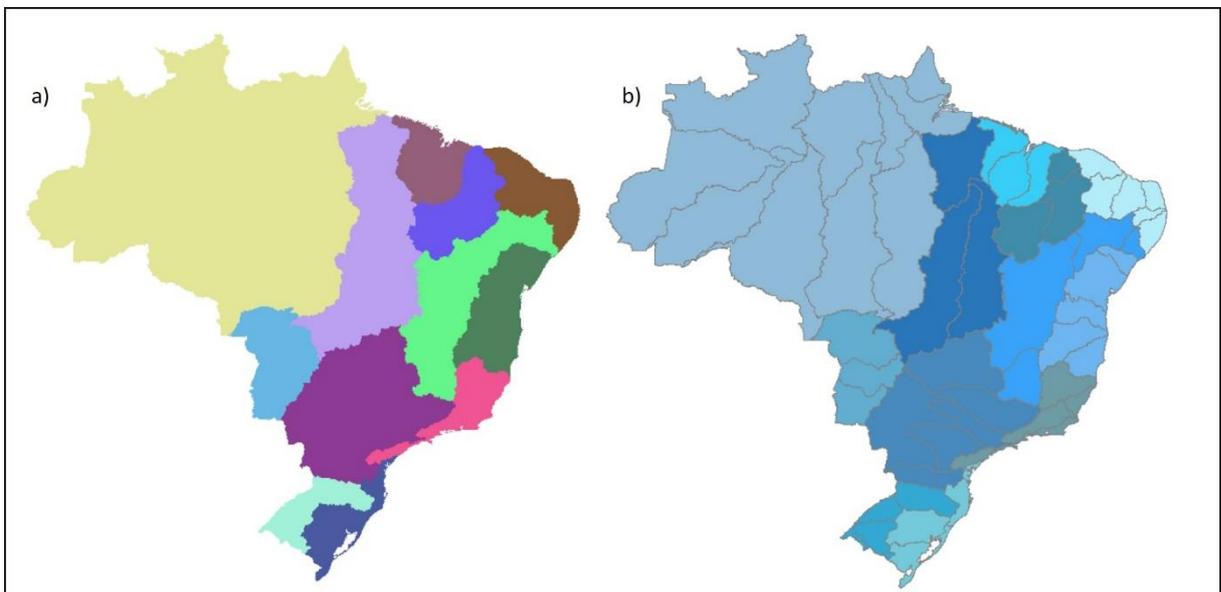
Conforme salienta Carvalho (2014, p. 5 apud BOTELHO; SILVA, 2004) “um dos maiores entraves na adoção e proposição metodológica das bacias hidrográficas enquanto unidades espaciais para o planejamento ambiental integrado, reside nas suas múltiplas dimensões e expressões espaciais.”

Com a necessidade de estabelecer bases para a implantação da Política Nacional dos Recursos Hídricos (Lei 9.433/1997), o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), estabeleceu em 2002, por meio da Resolução nº 30, a utilização do método proposto por Otto Pfafstetter¹ para a codificação oficial de bacias hidrográficas no Brasil. O método conhecido por ottocodificação, permitiu a classificação e codificação das regiões e bacias hidrográficas, na escala de 1:1.000.000 (Figura 1), que se dividem em diferentes escalas até um subnível de

Figura 1- Exemplo de codificação de bacias hidrográficas no Brasil segundo o método de Otto Pfafstater. (a) Regiões hidrográficas do Brasil; (b) Sub-bacias.

sétima ordem; e são agrupadas em três classes: bacias de drenagem que deságuam diretamente no oceano (exorreicas), as que deságuam em bacias fechadas (endorreicas) e as que são tributárias das anteriores (FISCHER, 2019).

Fonte: Agência Nacional de Águas (ANA, 2020).



Entre as principais características da ottocodificação de bacias, destacam-se: permitir a hierarquização da rede hidrográfica; topologia da rede embutida no código; aplicação global; ser de fácil implementação computacional e, conseqüentemente, interagir bem com Sistemas de Informação Geográfica (SIG). Este método tornou

1 Otto Pfafstetter (Rio de Janeiro, 1923 - 1996) foi um engenheiro hidrólogo brasileiro do extinto Departamento Nacional de Obras e Saneamento (DNOS). Desenvolveu, em 1989, um sistema de codificação de bacias hidrográficas auto replicável e extremamente simples, oficialmente adotado no Brasil e usado em diversos países (PFAFSTETTER, 1989).

possível estabelecer os limites para gestão hídrica nos níveis nacional, estadual ou para cada bacia hidrográfica (BARROSO et al., 2012).

No Brasil, diversas legislações consideram o conceito de bacia hidrográfica essencial para a gestão de recursos hídricos. A Lei nº 9.433/1997, conhecida como a Lei das Águas, estabelece a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e define a bacia hidrográfica como a unidade territorial básica para a implementação da PNRH e do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH). Além disso, a Resolução CONAMA nº 1/1986 orienta que os Estudos de Impacto Ambiental (EIA) e Relatórios de Impacto Ambiental (RIMA) considerem as bacias hidrográficas como parte da área de influência dos projetos.

Outro exemplo é a Lei nº 12.334/2010, que institui a Política Nacional de Segurança de Barragens (PNSB), que enfatiza a importância de considerar as características das bacias hidrográficas na gestão de barragens, visando a segurança hídrica e a prevenção de desastres.

No Rio Grande do Sul a Lei nº 10.350/94, instituiu o Sistema Estadual de Recursos Hídricos (SERH) e estabeleceu os objetivos e princípios da Política Estadual de Recursos Hídricos, com vistas a promover a harmonização entre os múltiplos usos da água. A Lei estabelece diretrizes para a gestão integrada dos recursos hídricos, considerando a bacia hidrográfica como a unidade territorial de planejamento e gestão. Considerando que todas as ações de planejamento, utilização, controle, conservação e proteção dos recursos hídricos devem ser conduzidas de acordo com as características e a dinâmica das bacias hidrográficas, consideradas como uma unidade indivisível, onde todos os usos da água são interdependentes, e que necessita de um o gerenciamento integrado com vista à sustentabilidade dos recursos hídricos.

A Lei também determina que as decisões relacionadas à gestão das bacias hidrográficas devam ser participativas, envolvendo diferentes atores sociais, como governos, usuários da água e comunidades locais, por meio de comitês de bacia hidrográfica.

2.1.2 Principais Políticas e Instrumentos de gestão ambiental

As políticas e os instrumentos de gestão ambiental são as ferramentas para o planejamento e controle do uso dos recursos naturais de maneira sustentável, com base normas e na fiscalização de atividades potencialmente danosas ao meio ambiente.

Partindo de uma abordagem participativa e descentralizada, que envolva o poder público, a sociedade civil e os usuários, esses instrumentos visam promover a proteção dos recursos naturais e o desenvolvimento sustentável. Assim, o fortalecimento dessas políticas e a efetiva implementação de seus instrumentos são imperativos para o enfrentamento dos desafios ambientais contemporâneos.

Compreender o papel dos instrumentos Legais é fundamental para identificar de que maneira eles atuam, e em quais escalas. Para este estudo, será destacado como esses instrumentos atuam na proteção dos sistemas ambientais analisados, de maneira a avaliar a fragilidade deles.

2.1.2.1 A Política Nacional do Meio Ambiente (Lei nº 6.938/1981)

A Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), instituída pela Lei nº 6.938/1981, considerada um marco na legislação ambiental brasileira, tem o objetivo de assegurar a compatibilidade entre o desenvolvimento econômico e a preservação ambiental. A política visa preservar, melhorar e recuperar a qualidade ambiental, promovendo o desenvolvimento socioeconômico de forma sustentável (BRASIL, 1981).

O Licenciamento Ambiental é um dos principais instrumentos da PNMA que exige que atividades potencialmente poluidoras obtenham uma licença antes de serem implantadas, garantindo uma avaliação prévia dos impactos ambientais. A Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) analisa os possíveis impactos de projetos ou

atividades antes de sua execução, com a elaboração do Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e do Relatório de Impacto Ambiental (RIMA).

A PNMA também define áreas prioritárias para a conservação com o objetivo de garantir a manutenção dos processos ecológicos essenciais. Além disso, apresenta o Zoneamento Ambiental, utilizado para determinar as atividades mais adequadas para cada região, minimizando os impactos ambientais.

Institui o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), órgão colegiado de caráter consultivo e deliberativo, composto por representantes do governo, setor empresarial, ONGs e comunidade científica que estabelece normas e critérios para a gestão ambiental no País.

Inova ao criar o Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA) que coordena e integra ações de órgãos da União, estados, municípios e do Distrito Federal, voltadas à proteção ambiental. O SISNAMA é composto por órgãos superiores, como o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), e órgãos executivos, como o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), encarregado da execução e fiscalização das políticas ambientais.

Também cria o Sistema Nacional de Informação sobre Meio Ambiente (SINIMA), o Cadastro Técnico Federal de atividades potencialmente poluidoras, e instrumentos econômicos como multas e compensações ambientais.

Os fundamentos da PNMA têm base em princípio como o desenvolvimento sustentável, a prevenção e mitigação dos danos ambientais, e a responsabilidade do poluidor por danos causados ao meio ambiente, conhecido como o princípio do "poluidor-pagador". A política também incentiva a conscientização e a educação ambiental em todos os níveis de ensino, promovendo a participação da sociedade na defesa e preservação do meio ambiente (BRASIL, 1981).

2.1.2.2 A Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433/1997)

A Lei nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997, conhecida como “Lei das Águas”, instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH). A PNRH tem como objetivo resolver e equacionar as questões de escassez dos recursos hídricos, mediante a criação de procedimentos integrados de planejamento e administração (BURITI; BARBOSA, 2014; BRASIL, 1997).

De forma descentralizada, as políticas públicas de recursos hídricos, elaboradas pelos poderes Público Federal e estaduais, devem definir ações, metas e planos que visem alcançar o bem-estar da sociedade e o controle e proteção dos recursos hídricos. Além de formular princípios e normas que estruturam o sistema de gerenciamento e tomada de decisão acerca do uso dos recursos hídricos (TRINDADE; SCHEIBE, 2014).

Dentre as principais inovações trazidas pela Lei das Águas, estão: a criação do Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (SINGREH), a adoção da bacia hidrográfica como unidade territorial de planejamento, o reconhecimento da água como um bem econômico e limitado e a implantação de um modelo de gestão descentralizado e participativo.

A Agência Nacional de Águas (ANA) é a entidade federal de implementação da PNRH e de coordenação do SINGREH, além de ter a função de secretaria-executiva dos Comitês de Bacia Hidrográfica.

Os instrumentos para a implementação da PNRH, são: os Planos de Recursos Hídricos (PRH); Enquadramento dos corpos d’água; Outorga de direito de uso dos recursos hídricos; Cobrança pelo uso dos recursos hídricos e o Sistema de Informações sobre recursos hídricos (Figura 2).

Figura 2- Instrumentos da Política Nacional dos Recursos Hídricos (PNRH).



Fonte: Adaptado de ANA (2022).

O Plano de Recursos Hídricos (PRH) é o principal instrumento para a proteção e gestão sustentável dos recursos hídricos. Visam a descentralização da gestão e são elaborados em três níveis: bacia hidrográfica, nacional e estadual. São responsáveis por fornecer subsídios aos demais instrumentos e devem contemplar: diagnóstico da situação atual; projeção de cenários futuros; definição de metas e prioridades; elaboração de programas e ações; integração com outras políticas; participação social; monitoramento e avaliação.

Os PRHs devem ser elaborados de forma participativa com envolvimento de órgãos governamentais, da sociedade civil, da iniciativa privada e dos usuários, compondo o Comitê de Bacia Hidrográfica (COUCEIRO; HAMADA, 2011). Os Comitês de Bacia são órgãos colegiados com atribuições de caráter normativo, consultivo e deliberativo. Devem integrar as ações do governo, no âmbito dos municípios, do Estado ou da União; garantindo a integridade dos ecossistemas, promovendo a conservação e recuperação dos corpos hídricos e garantindo a sua utilização racional e sustentável.

O enquadramento dos recursos hídricos consiste na classificação dos corpos hídricos conforme as Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) 357 e 397 tem o objetivo de garantir a qualidade da água compatível com seus diferentes usos. São estabelecidas classes para águas doces (classe especial, classe 1, classe 2, classe 3 e classe 4) e para águas salobras e salinas (classe especial, classe 1, classe 2 e classe 3). Cada classe define os padrões de qualidade que devem ser alcançados para atender aos usos específicos, como abastecimento humano, recreação, aquicultura, pesca e preservação do meio ambiente (BRASIL, 2005; BRASIL, 2008).

Essa classificação regula os diferentes níveis de qualidade da água, necessários para suportar atividades humanas e manter a integridade dos ecossistemas aquáticos. Elas determinam desde condições rigorosas para águas destinadas ao consumo humano sem tratamento adicional, até usos mais flexíveis como navegação e harmonia paisagística. A Legislação estabelece metas de qualidade que devem ser mantidas ou alcançadas em cada segmento de corpo

d'água, promovendo a proteção e o uso racional da água e assegurando tanto a saúde humana, quanto o equilíbrio ecológico dos ecossistemas aquáticos.

A outorga de uso de recursos hídricos é um instrumento administrativo expedido pela Agência Nacional de Águas (ANA) para regular as intervenções que possam alterar a quantidade, e qualidade da água ou regime dos corpos d'água. Portanto, é o instrumento que permite e regula o uso da água em determinadas atividades. A outorga está condicionada às prioridades de uso estabelecidas nos Planos de Recursos Hídricos (PRHs) e deve respeitar a classificação do corpo d'água onde ocorre a intervenção, além de assegurar condições adequadas para transporte aquaviário quando for o caso (SALIM et al., 2007).

Entre os usos que requerem outorga estão: captações para consumo humano e industrial; lançamentos de efluentes nos corpos hídricos; aproveitamento de potenciais hidrelétricos; e outras atividades. As decisões de outorga são publicadas nos Diários Oficiais, garantindo transparência e acesso público às autorizações concedidas (BRASIL, 1997).

A cobrança pelo uso dos Recursos Hídricos tem finalidade de reconhecer a água como bem econômico, incentivar a racionalização do uso da água e obter recursos financeiros para financiamento de programas e intervenções. Os valores arrecadados deverão ser utilizados no financiamento de estudos, programas, projetos e obras incluídos nos PRHs; e no pagamento de despesas de implantação e custeio administrativo dos órgãos e entidades integrantes do SINGRH, assim como, ser aplicado em ações na recuperação da própria bacia arrecadadora, em iniciativas que promovam ações de educação ambiental, recomposição de mata ciliar e controle de poluentes (BRASIL, 1997).

O Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH), consiste em um amplo sistema de coleta, tratamento, armazenamento e recuperação de informações sobre recursos hídricos (COUCEIRO; HAMADA, 2011). Os objetivos do SNIRH são: reunir, dar consistência e divulgar dados e informações sobre a situação qualitativa e quantitativa dos recursos hídricos no País; atualizar permanentemente as informações sobre a disponibilidade e demanda de recursos hídricos; fornecer subsídios para a elaboração dos PRHs.

O SNIRH é fundamental para o estabelecimento dos outros instrumentos da PNRH, pois a disponibilidade de dados e informações são a base para o monitoramento de vários aspectos, como o controle da qualidade das águas nas bacias hidrográficas, a disponibilidade hídrica, os usos da água, eventos hidrológicos críticos e ainda, como ferramenta de apoio a conservação e gestão dos recursos hídricos. A ANA é órgão responsável por organizar, implantar e gerir o SNIRH, seguindo os seguintes princípios: descentralização da obtenção e produção de dados e informações; coordenação unificada do sistema; garantia de acesso aos dados e informações a toda a sociedade.

2.1.2.3 O Novo Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651/2012)

O Novo Código Florestal Brasileiro, instituído pela Lei nº 12.651/2012, estabelece normas para a proteção da vegetação nativa em propriedades rurais e urbanas, buscando equilibrar a preservação ambiental com as atividades agrícolas.

Um dos principais instrumentos da Lei é a criação das Áreas de Preservação Permanente (APPs), que são espaços protegidos ao longo de rios, encostas, topos de morros, e outras áreas estratégicas. Nessas áreas, a vegetação deve ser conservada para proteger os recursos hídricos, estabilizar o solo e garantir as condições ambientais para a biodiversidade. As faixas de APP variam de 30 a 500 metros conforme a largura do curso d'água (BRASIL, 2012).

A Lei também institui a Reserva Legal, que são áreas dentro de propriedades rurais onde deve ser mantida a vegetação nativa. A extensão dessa reserva varia conforme a região: 80% na Amazônia Legal, 35% no Cerrado dentro da Amazônia Legal, e 20% nas demais regiões do país.

O Cadastro Ambiental Rural (CAR) é outro componente importante regulamentado pelo Novo Código Florestal. Trata-se de um registro eletrônico obrigatório para todas as propriedades rurais, que visa compilar informações ambientais e facilitar o controle, monitoramento e combate ao desmatamento. Propriedades cadastradas podem aderir ao Programa de Regularização Ambiental (PRA), que oferece a possibilidade de regularizar áreas desmatadas irregularmente,

utilizando métodos como plantio de espécies nativas, regeneração natural ou compensação em outras áreas.

Também reconhece o uso consolidado de áreas desmatadas antes de 22 de julho de 2008, permitindo que as atividades agrícolas nessas áreas continuem, desde que cumpridas determinadas exigências ambientais. Além disso, foram criadas as Cotas de Reserva Ambiental (CRA), títulos que representam áreas com vegetação nativa além do necessário para a Reserva Legal ou APP, podendo ser utilizados para compensar passivos ambientais em outras propriedades dentro do mesmo bioma.

Apesar das inovações, o Novo Código Florestal é alvo de críticas e controvérsias, especialmente no que tange à regularização de passivos ambientais e à flexibilização das exigências para Reservas Legais e APPs, o que alguns argumentam poder comprometer a conservação ambiental. A Lei também inclui incentivos econômicos, como o pagamento por serviços ambientais, que visam recompensar proprietários que mantêm suas áreas preservadas ou recuperam áreas degradadas (NEVES et al., 2022).

2.1.2.4 O Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE)

O Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE) é um instrumento fundamental de planejamento territorial projetado para promover o uso sustentável dos recursos naturais, alinhando a preservação ambiental com o desenvolvimento econômico. Instituído como parte das diretrizes da Política Nacional do Meio Ambiente e regulamentado pelo Decreto nº 4.297/2002, o ZEE tem como objetivo principal orientar a ocupação do solo e a exploração dos recursos naturais de maneira que respeite a capacidade de suporte dos ecossistemas, evitando a degradação ambiental e assegurando um desenvolvimento equilibrado (BRASIL, 2002).

A base do ZEE é uma análise técnica e científica abrangente, que considera aspectos ecológicos, econômicos e sociais de uma região. Essa análise inclui o mapeamento das características físicas e biológicas, como solos, clima, hidrografia, vegetação e fauna, além de estudos socioeconômicos que avaliam o uso atual dos

recursos naturais, as atividades econômicas predominantes e a infraestrutura existente. A partir dessas informações, o ZEE delimita diferentes zonas no território, cada uma com regras específicas para o uso e a ocupação do solo, que devem ser seguidas para garantir a sustentabilidade ambiental e econômica da região.

O ZEE também atua como um instrumento de gestão territorial, orientando políticas públicas, investimentos e ações governamentais em todos os níveis, desde o federal até o municipal. Ele é crucial para a formulação de planos diretores e outros instrumentos de ordenamento territorial. A aplicação do ZEE é realizada de forma participativa, envolvendo a sociedade civil, empresas, órgãos governamentais e comunidades locais, o que assegura maior legitimidade e eficácia nas suas diretrizes (SANTOS, 2004).

A implementação do ZEE prevê a integração com outras políticas públicas, como a PNMA e a PNRH, fator essencial para garantir a coerência entre diferentes políticas setoriais e o uso sustentável dos recursos naturais. O ZEE também desempenha um papel estratégico no cumprimento de compromissos internacionais do Brasil, como a conservação da biodiversidade e a redução de emissões de gases de efeito estufa.

Tagliani (2016) realizou uma proposta de Zoneamento Ecológico-Econômico para os municípios da zona sul do Rio Grande do Sul que apresenta as diretrizes gerais para a definição de quatro classes: Áreas de Preservação Permanente; Áreas de Conservação; Áreas de Desenvolvimento; e Áreas de Recuperação. A elaboração do ZEE no Rio Grande do Sul ainda não está finalizada, com avanços em algumas regiões, com a elaboração dos zoneamentos municipais. Entre os desafios enfrentados estão: a coordenação entre diferentes níveis de governo, a integração com outras políticas públicas e a necessidade de recursos financeiros e técnicos para a implementação e monitoramento efetivo do ZEE.

Embora o ZEE seja um instrumento de ordenamento territorial, o mesmo não tem um direcionamento escalar específico para a compreensão da dinâmica socioeconômica e ambiental das bacias hidrográficas. Mesmo que concorram para uma finalidade similar, com o PRH mais centralizado na gestão da água e o ZEE multicêntrico, interdisciplinar e sistêmico; a integração de ambos os instrumentos

com ajustes na escala de análise e evitando sobreposições, pode contribuir para um planejamento ambiental mais eficiente e favorecer mutuamente a implementação dos dois instrumentos de forma integrada (CARVALHO, 2014).

2.1.3 Abordagem Ecosistêmica

O conceito de abordagem ecosistêmica passou a ganhar espaço no início dos anos 1990, a partir da gestão de ecossistemas. Com base na literatura, são identificados vários princípios de gestão de ecossistemas, os quais incluem de modo geral: a perspectiva sistêmica, a impossibilidade de separar a sociedade da natureza, a gestão adaptativa, coleta de dados, monitoramento e cooperação interagências (ARPIN; COSSON, 2018).

Em novembro de 1995, na Convenção sobre Diversidade Biológica – *Convention on Biological Diversity* (CBD) junto à Conferência das Partes (COP2), foi debatido e definido o conceito da Abordagem Ecosistêmica, como: “uma estratégia para o manejo integrado da terra, da água e dos recursos biológicos, de forma a promover a conservação e o uso sustentável de forma equitativa (CBD, 2000)”. Baseia na aplicação de metodologias científicas apropriadas, focadas em níveis de organização biológica que englobam os processos, funções e interações essenciais entre os organismos e seu ambiente; e reconhece que o homem, com sua diversidade cultural é um componente integral dos ecossistemas (VIERROS, 2008;).

Maltby (2000) destaca que abordagem ecosistêmica é um processo holístico para integrar de forma equilibrada os três objetivos principais da CBD: a conservação da biodiversidade; o uso sustentável dos recursos naturais e o compartilhamento justo dos benefícios resultantes.

A abordagem ecosistêmica da CBD tem uma estrutura abrangente, reunindo métodos e técnicas que podem ser integrados para atender às necessidades ambientais, econômicas, sociais e políticas. Essa estrutura é formada por 12 princípios (Quadro 1), todos complementares e interligados, e que devem ser aplicados em conjunto (VIERROS, op cit.).

Quadro 1 - Princípios da Abordagem Ecosistêmica conforme a *Convention on Biological Diversity* (CBD).

Princípios	Definição
1	Os objetivos da gestão da terra, da água e dos recursos biológicos são uma questão de escolhas da sociedade.
2	A gestão deve ser descentralizada para o nível mais baixo apropriado.
3	Os gestores de ecossistemas devem considerar os efeitos (reais ou potenciais) de suas atividades nos ecossistemas adjacentes e outros.
4	Reconhecendo os ganhos potenciais do manejo, geralmente há a necessidade de entender e gerenciar o ecossistema em um contexto econômico.
5	A conservação da estrutura e funcionamento do ecossistema, a fim de manter os serviços ecossistêmicos, deve ser um alvo prioritário da abordagem ecossistêmica.
6	Os ecossistemas devem ser geridos dentro dos limites do seu funcionamento.
7	A abordagem ecossistêmica deve ser realizada em escalas espaciais e temporais apropriadas.
8	Reconhecendo as escalas temporais variáveis e os efeitos de defasagem que caracterizam os processos ecossistêmicos, os objetivos para o manejo ecossistêmico devem ser estabelecidos para o longo prazo.
9	A administração deve reconhecer que a mudança é inevitável.
10	A abordagem ecossistêmica deve buscar o equilíbrio apropriado e a integração da conservação e uso da diversidade biológica.
11	A abordagem ecossistêmica deve considerar todas as formas de informação relevante, incluindo conhecimento científico e indígena e local, inovações e práticas.
12	A abordagem ecossistêmica deve envolver todos os setores relevantes da sociedade e disciplinas científicas.

Fonte: Adaptado de VIERROS (2008).

A abordagem ecossistêmica pressupõe uma análise integrada, focada nas relações sistêmicas e partindo da compreensão de que os ecossistemas desempenham funções que são fundamentais para o bem-estar humano. E partindo da abordagem ecossistêmica aplicada à gestão, emergem conceitos como:

- Adaptação Baseada em Ecossistemas (Ecosystem-based Adaptation - EbA), que propõe a utilização dos ecossistemas e serviços ecossistêmicos para aumentar a resiliência contra os impactos das mudanças climáticas. Essa abordagem engloba várias estratégias, como por exemplo, a proteção de habitats costeiros para a proteção contra inundações, e o reflorestamento para combater a desertificação e a seca (COUSIÑO; PENHA-LOPES, 2021).

- Gestão de Base Ecossistêmica (Ecosystem-based Management - EbM), definida como uma estratégia de integrada, adaptativa e flexível, que considera a dinâmica dos ecossistemas e as relações socioeconômicas de forma sistêmica, com o objetivo de garantir a sustentabilidade dos ecossistemas e o fornecimento de serviços ecossistêmicos (LONG et al., 2015).

Asmus et al. (2018), propõe uma metodologia para obter informações necessárias para se estabelecer a GBE seguindo as seguintes etapas: (1) identificar os ecossistemas; (2) mapear, modelar e simular os Serviços Ecossistêmicos (SE); (3) identificar riscos e problemas (perdas de SE ou da qualidade ambiental); (4) valorar os ecossistemas com base na percepção de valor de seus usuários; (5) identificar os espaços de gestão; e (6) integrar modelos e propostas com as políticas públicas de gestão ambiental.

Vários estudos de base ecossistêmica vêm sendo desenvolvidos em nível mundial, em diversas áreas e com variadas aplicações. Como destaque, Vlachopoulou et al. (2014) avaliaram o potencial da abordagem ecossistêmica na implementação da estrutura diretiva para o uso da água na União Europeia – *Water Framework Directive*² (WFD), ressaltando a importância da integração dos ecossistemas e seus múltiplos serviços, com o contexto socioeconômico para a tomada de decisão. Asmus et al. (2018) propõe um roteiro metodológico de enfoque sistêmico para elaboração de uma base de informações aplicada ao gerenciamento costeiro. Ribeiro et al. (2020), propôs a elaboração de métricas geoespaciais com base ecossistêmica para a caracterização e gestão de lagoas costeiras no sul do Brasil; e Tagliani (2018) utilizou a base ecossistêmica como alternativa para o planejamento do uso do solo na Planície Costeira do Rio Grande Sul.

² Estrutura jurídica Europeia para proteger e restaurar o ambiente aquático e garantir a sua utilização sustentável a longo prazo. É a legislação sobre água mais substancial já produzida pela Comissão Europeia para alcançar a gestão sustentável da água no Reino Unido (Collins et al., 2012)

Sob o ponto de vista sistêmico as bacias hidrográficas são parte de um conjunto de componentes ambientais, sociais e políticos que estão em constante interação. Um fluxograma representativo elaborado para ilustrar as relações sistêmicas no contexto de uma bacia hidrográfica é apresentado no Apêndice 1. No centro do Sistema Socioambiental está a bacia hidrográfica, que inclui sistemas ambientais, recursos hídricos e aspectos culturais e socioeconômicos. Este sistema é afetado por estressores como conflitos de uso do solo e da água, bem como impactos naturais.

Os SE prestados pelos ecossistemas resultam diversos benefícios, como, o abastecimento de água, controle de inundações, mitigação do assoreamento dos corpos hídricos, proteção do solo, potabilidade, balneabilidade, suporte à biodiversidade, geração de energia, recursos pesqueiros, atividades turísticas e esportivas, navegabilidade.

A gestão e o planejamento desses recursos são orientados pelo Sistema Político e de Gestão, composto por políticas públicas, Leis e instrumentos de gestão. O Sistema Econômico, composto por setores como agricultura, pecuária, pesca, indústria e serviços, depende diretamente dos recursos e serviços ecossistêmicos fornecidos pelos sistemas ambientais. A regulação e a interação entre os sistemas político, ambiental e econômico são a base para a sustentabilidade e o uso eficiente dos recursos naturais, assegurando a provisão de serviços ecossistêmicos e os benefícios para a sociedade.

A abordagem ecossistêmica necessita ainda de uma discussão mais ampla no contexto geográfico e transdisciplinar, não ficando restrita apenas a comunidade acadêmica. Além do conhecimento técnico, é fundamental a participação dos formuladores de políticas e dos atores envolvidos com as questões ambientais, de forma a tornar possível a adoção dessa abordagem na formulação de políticas, planos de gestão e estratégias de planejamento.

2.1.3.1 Serviços Ecossistêmicos

O conceito de Serviços Ecossistêmicos (SE) foi formalmente introduzido por Ehrlich and Ehrlich em 1981, relacionado com a perda de biodiversidade e a resiliência dos ecossistemas. Mas a primeira definição mais abrangente e que se popularizou no meio científico foi proposta por Daily (1997). Segundo ele, “os serviços ecossistêmicos seriam as condições e processos através dos quais os ecossistemas naturais e suas espécies constituintes satisfazem e sustentam as atividades da vida humana”.

E como parte desse conceito, Daily afirmou que são os ecossistemas naturais e suas espécies constituintes que satisfazem e sustentam as atividades e a vida humana através das condições e processos ecossistêmicos. E ainda dissertou sobre a diferença entre produtos de serviços ecossistêmicos e bens ecossistêmicos (Daily, 1997).

O conceito e suas aplicações foram evoluindo, e Costanza et al. (1997) introduziu primeiros estudos com foco na avaliação econômica dos serviços ecossistêmicos, estimando em 1997 que o valor desses serviços a nível global era de US\$ 33 trilhões para o ano de 1995. Em 2014, essa estimativa foi revisada, indicando um valor de US\$ 125 trilhões para os serviços ecossistêmicos globais em 2011. A estimativa monetária do valor dos serviços prestados pelos ecossistemas vem evoluindo e sendo atualizada desde então (COSTANZA et al., 2014).

O conceito de SE recebeu maior importância em 2005, após a publicação pela ONU da *Millennium Ecosystem Assessment – MEA (Avaliação Ecossistêmica do Milênio)*, um programa de trabalho internacional desenvolvido para atender às necessidades de informações científicas dos tomadores de decisões e do público sobre os impactos que as mudanças nos ecossistemas causam ao bem-estar humano e as opções de respostas a essas mudanças. Com o objetivo de avaliar a saúde dos ecossistemas, sua relação com o bem-estar humano e divulgar as informações de forma sistematizada e apropriável pelos interessados (MEA, 2005).

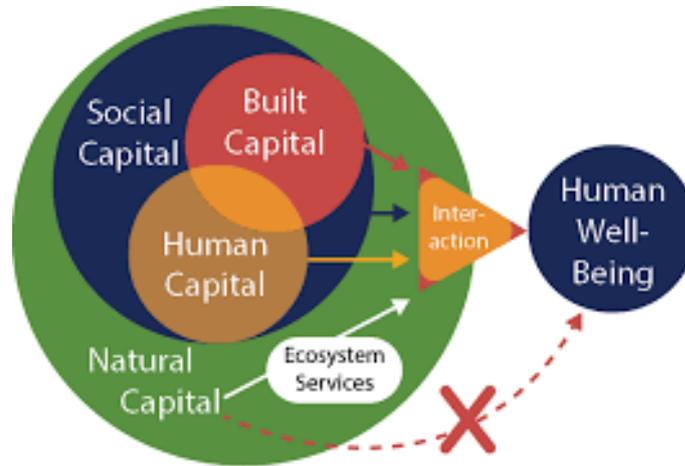
Conforme com a definição adotada pela MEA, os Serviços Ecossistêmicos são os benefícios que os seres humanos obtêm dos ecossistemas. E para melhor caracterizar os SE, são classificados em quatro categorias:

- (i) Provisão: São produtos ou recursos obtidos dos ecossistemas, tais como alimentos, água, fibras, madeira, recursos genéticos;
- (ii) Regulação: Benefícios obtidos da regulação dos processos ambientais, como a regulação climática, regulação de doenças, regulação biológica, regulação do ciclo hidrológico, regulação de danos naturais, polinização;
- (iii) Suporte: Serviços necessários à produção e ao funcionamento dos demais serviços, incluindo processos primários, como fotossíntese; produtividade primária; produção de oxigênio atmosférico; formação do solo; ciclagem e absorção dos nutrientes e da água; e provisão de habitats;
- (iv) Culturais: Benefícios não materiais, nos quais incluem valores e enriquecimento espiritual e religioso; capacidade de reflexão; desenvolvimento cognitivo; conhecimento estético; conhecimento turístico e educacional; inspiração cultural e artística; e informação histórica, cultural e científica.

Ao longo do tempo os conceitos de SE evoluíram, tanto no contexto ecológico, quanto na sua importância para o bem-estar humano e para o sistema econômico (DE GROOT; BRAAT; CONSTANZA, 2017). Atualmente existem vários conceitos e estruturas de classificação dos SE, como da própria *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA); e outras como: *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB), *Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (IPBES), *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES).

Apesar de algumas diferenças, todas as definições enfatizam a ligação entre os ecossistemas e o bem-estar humano (Figura 3), reconhecendo que a conexão entre o homem, o sistema econômico (capital social) e a natureza (capital natural) têm relação direta com os SE e os benefícios gerados.

Figura 3- Relação do bem-estar humano, com o capital natural, social (humano e construído) e serviços ecossistêmicos.



Fonte: Costanza et al. (2014).

Segundo DE GROOT et al. (2002), os SE são fornecidos pelos ecossistemas como resultado das interações constantes e complexas e dos processos ecológicos entre elementos estruturais, bióticos e abióticos de um ecossistema, definidas como funções ecossistêmicas. Dessa forma, os serviços ecossistêmicos são os benefícios obtidos direta ou indiretamente dos ecossistemas por meio das suas funções.

Recentemente, a noção de serviços ecossistêmicos vem se popularizando ao destacar as possíveis implicações das mudanças no funcionamento dos ecossistemas para o bem-estar humano (XIA; ZHANG, 2024). O equilíbrio ecológico do planeta está intimamente ligado a integridade dos ecossistemas e a capacidade de provisão de SE, muitos dos quais, fundamentais para o bem-estar humano, sua saúde, subsistência e sobrevivência. (COSTANZA et al., 1997; MEA, 2005).

A demanda da humanidade pelos SE vem crescendo rapidamente, ultrapassando em muitos casos a capacidade dos ecossistemas em fornecê-los. Nesse contexto é imprescindível a identificação dos impactos causados pelo homem, principalmente, com relação a modificação dos habitats, a alteração da estrutura dos ecossistemas e dos ciclos biogeoquímicos (SU et al., 2012).

2.1.3.2 Serviços Ecossistêmicos Hidrológicos (SEH)

Com base no conceito de Serviços Ecossistêmicos, Brauman et al. (2007) define os SEH como “os benefícios recebidos pelos seres humanos que são produzidos pela ação dos ecossistemas sobre as águas continentais”. Esses serviços têm relação com as funções ecossistêmicas que afetam os recursos hídricos e abrangem os benefícios derivados da regulação dos fluxos de água pelos ecossistemas, envolvendo processos eco-hidrológicos.

Ao contrário dos serviços ecossistêmicos aquáticos, que ocorrem exclusivamente nos corpos d'água, os SEH são gerados pelos ecossistemas terrestres que desempenham funções diretamente relacionadas a disponibilidade e qualidade dos recursos hídricos (MARTIN-ORTEGA et al., 2015).

Brauman (op cit.) apresenta como estrutura principal dos SEH a seguinte classificação:

- Suprimento de água para usos extrativos diversos – Refere-se à água destinada ao abastecimento público, agricultura, indústria, comércio, termoelétricas, por exemplo.
- Suprimento de água in situ – Relaciona-se à e água armazenada nos corpos hídricos, que possibilita serviços como produção de energia hidrelétrica, recreação, transporte, pesca e outros produtos do ambiente aquático em que não há consumo de água.
- Mitigação de danos relacionados à água – Refere-se à redução de danos, como cheias, intrusões salinas, erosão, assoreamento de corpos hídricos e eutrofização de sistemas aquáticos.
- Serviços culturais relacionados à água – Relacionados a valores estéticos, espirituais, históricos, educacionais e turísticos.
- Serviços hidrológicos de suporte ao ecossistema – Possibilitam a geração de serviços das outras categorias, e compreendem, por exemplo, a provisão de água e de nutrientes essenciais para o crescimento da vegetação e a formação de habitat de organismos aquáticos.

Além de resultar em benefícios fundamentais para o bem-estar humano, a regulação de alguns SEH fortemente ligados aos processos hidrológicos, estão associados a efeitos diretos nos ecossistemas, que podem ser negativos (p.e.

erosão hídrica) ou positivos (p.e. manutenção da qualidade da água) (SCHMALZ et al., 2016).

A provisão de serviços hidrológicos depende diretamente das características da bacia hidrográfica. A topografia, o uso e cobertura do solo e o clima têm papéis determinantes na oferta desses serviços. Qualquer ecossistema em uma bacia hidrográfica afetará os atributos da água que passa por ele, portanto, todos os ecossistemas fornecem serviços hidrológicos, porém, com magnitudes diferentes (ALLAN, 2004; BRAUMAN et al., 2007).

Tanto a qualidade como a quantidade da água são atributos determinados de forma significativa pelos ecossistemas localizados ao redor dos corpos hídricos. A qualidade da água pode ser afetada por atividades humanas realizadas em áreas distantes dos corpos hídricos (p.e. aplicação de fertilizantes, pesticidas, remoção de vegetação, agricultura, impermeabilização do solo), mas seus efeitos podem ser potencialmente acumulativos nos corpos d'água (CHAPRA, 1997).

Segundo BRAUMAN (2015), os serviços hidrológicos podem ser avaliados por atributos como: quantidade, qualidade, localização e temporalidade. A relação entre os serviços, atributos hidrológicos e processos eco-hidrológicos é apresentada no Quadro 2.

Quadro 2 - Relação entre processos eco-hidrológicos e serviços hidrológicos.

Processos Eco Hidrológicos (o que o ecossistema faz)	Atributos hidrológicos (efeito direto do ecossistema)	Serviço hidrológicos (benefício gerado)
- interações climáticas - evapotranspiração	Quantidade (armazenamento de água superficial/subterrânea e escoamento)	<p>Abastecimento urbano, rural e industrial, geração de energia termoelétrica</p> <p>Armazenamento nos corpos hídricos geração de energia hidroelétrica, recreação, transporte, produção pesqueira e extrativista</p> <p>Mitigação de danos redução de impactos causados por enchentes, salinização do solo/água e assoreamentos</p> <p>Cultural/Religioso turismo, religião, educação</p> <p>Suporte preservação e manutenção de habitats</p>
- filtragem - estabilização do solo - adição/subtração bioquímica	Qualidade (patógenos, nutrientes, salinidade, sedimentos)	
- desenvolvimento de solo - alterações na cobertura do solo - alteração no padrão de escoamento superficial - desenvolvimento das margens	Localização (cobertura do solo, margens, canais)	
- Controle da velocidade de escoamento - Armazenamento de água - Sazonalidade do uso da água	Temporalidade (velocidade e intensidade do escoamento)	

Fonte: Adaptado de BRAUMAN (2007).

A interdependência e conexão entre os serviços hidrológicos é resultado da relação intrínseca entre os processos eco-hidrológicos desempenhados pelos ecossistemas. Ou seja, o declínio ou perda de determinado serviço, pode afetar diretamente a provisão de outros de forma exponencial. Por exemplo: a proteção do solo ocasionada pela cobertura vegetal auxilia no controle da erosão e na diminuição do escoamento superficial. Superfícies com menor escoamento permitem maior infiltração de água no solo que é purificada por processos físicos e biogeoquímicos que envolvem solo e a vegetação.

Os estudos desenvolvidos com foco nos SEH são crescentes, e se observa a utilização das seguintes definições: serviços ecossistêmicos hidrológicos (*hydrological ecosystem services*), serviços hidrológicos (*hydrological services*) ou serviços ecossistêmicos relacionados a água (*water related ecosystem services*), todas homônimas com relação ao conceito geral.

Publicações recentes em nível mundial apresentam avaliações, análises e modelagens com foco nos serviços hidrológicos. Como os trabalhos de Carvalho-Santos; Pradinho; Hein (2014), Saad (2015), Fan; Shibata; Wang (2016), Schmalz et al. (2016), Pettinotti; De Ayala; Ojea (2018), Bai et al. (2019), Maia et al. (2020).

Os SEH vêm sendo incorporados com mais frequência nas pesquisas relacionadas aos recursos hídricos. Mas, ainda existe a necessidade de avaliar e valorar esses serviços, principalmente para operacionalizar o gerenciamento de bacias hidrográficas e orientar futuras práticas e políticas de gestão. Contribuindo, por exemplo, para a implementação de mecanismos de pagamento por serviços ecossistêmicos (PSE) e práticas de gestão sustentável, particularmente em regiões que enfrentam significativa degradação de recursos naturais (MEENA et al., 2022).

2.1.4 Modelos espaciais de base ecossistêmica

Compreender os processos e a dinâmica entre os ecossistemas, o clima e o impacto causado pelas atividades socioeconômicas nos serviços ecossistêmicos ainda são um desafio (DE GROOT et al., 2002). Assim, indicadores adequados, critérios e ferramentas apropriadas são cruciais para gerar resultados práticos.

A modelagem consiste na representação de um sistema físico, utilizando equações matemáticas para a simulação do comportamento de uma estrutura, esquema ou procedimento. A aplicação de modelos permite identificar padrões e respostas para diferentes situações ou cenários. Dependendo das relações entre as variáveis, os modelos podem ser considerados empíricos (sua formulação não possui nenhuma representação explícita de processos físicos), ou conceituais (procuram descrever os processos envolvidos no fenômeno estudado) (CHRISTOFOLETTI, 1999; TUCCI, 2005).

Conforme Asmus et al. (2018, p. 8):

Os modelos possuem a vantagem de tornar claros os processos que, eventualmente, geram os serviços ecossistêmicos e as relações de causa e efeito em relação a sua origem e a sua manutenção, sendo estas últimas fundamentais para identificar possíveis processos ou “espaços” de interferência ou gestão dos serviços de interesse.

Atualmente existem diferentes modelos para a quantificação, valoração e análise de serviços ecossistêmicos, dentre os quais, destacam-se pela utilização, o ARIES (*Artificial Intelligence for Ecosystem Services*), TESSA (*Toolkit for Ecosystem Service Site-based Assesment*), MIMES (*Multi-scale Integrated Models of Ecosystem*

Services), SWAT (Soil and Water Assessment Tool); o InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*) entre outros.

O InVEST vem se destacando por apresentar modelos baseados em funções relativamente simples e projetados para serem processados rapidamente, utilizando dados acessíveis (SHARP et al., 2015). Foi desenvolvido pela *Natural Capital Project* (NatCap), formado pelas Universidades de Stanford e Minnesota e as instituições *The Nature Conservancy* e *World Wildlife Fund* (WWF).

O InVEST é um software livre, de código aberto e disponível para download. Seu conjunto de modelos utilizam padrões de cobertura e uso do solo para análises multicritérios, permitindo mapear e avaliar os recursos naturais e os SE (RIBEIRO, 2018).

Os modelos que compõem o *InVEST*, permitem a modelagem de serviços hidrológicos, como: rendimento hídrico (*water yield*), purificação da água (*water purification*), retenção de sedimentos (*sediment retention*), mitigação do risco de alagamentos (*flood risk mitigation*), além de análises de sobreposição de usos (*overlapping use*).

Recentemente, vários trabalhos utilizando o *InVEST* vêm sendo desenvolvidos em nível mundial em diferentes escalas e nas mais variadas aplicações. Como exemplo: Ribeiro et al. (2020) analisou da sobreposição de usos dos SE em ambientes costeiros e aquáticos no sul do Brasil; Daneshi et al.(2021) avaliou o impacto do uso do solo e do clima na segurança hídrica em uma bacia hidrográfica no Irã, Li et al. (2021) avaliou a conservação hídrica em uma bacia na China; Kim e Jung (2020) quantificaram do rendimento hídrico em florestas na Coreia do Norte; Terrado et al. (2016) avaliou a qualidade de habitats terrestres e aquáticos em uma bacia mediterrânea; Decsi et al. (2020) analisou os efeitos de alterações no uso do solo nos serviços hidrológicos na Bacia de Zala, na Hungria.

Os resultados desses estudos demonstram que o InVEST é uma ferramenta eficaz para a análise espacial, avaliação e valoração dos serviços ecossistêmicos (SE). E permite analisar aspectos como qualidade, disponibilidade, vulnerabilidade, valor econômico e importância dos ecossistemas e dos SE (RIBEIRO, 2018).

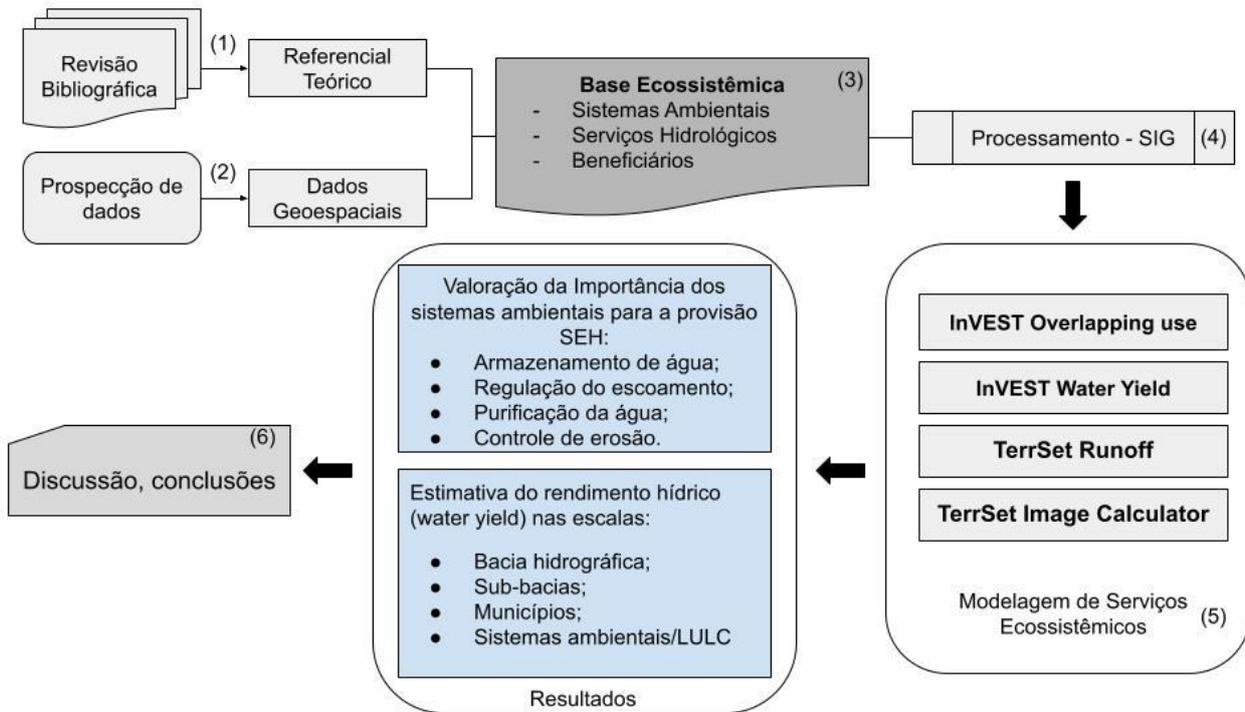
2.2 Metodologia

Este estudo tem como objetivo principal propor um método de modelagem espacial de serviços ecossistêmicos que possa ser aplicado para análises e avaliações no contexto das bacias hidrográficas. Partindo de uma abordagem ecossistêmica que integra, dados ambientais (ecossistemas, uso e cobertura do solo, clima), serviços ecossistêmicos, e benefícios gerados.

Serão utilizados os modelos de serviços ecossistêmicos InVEST e ferramentas do SIG TerrSet para avaliar a importância dos ecossistemas para os serviços hidrológicos de armazenamento de água, regulação do escoamento, purificação da água e controle da erosão, resultando em um índice de importância. E considerando a relevância do escoamento superficial no fluxo hídrico das bacias hidrográficas, também será aplicado um modelo para estimar o rendimento hídrico em diferentes escalas, como sub-bacias, município e sistemas ambientais.

Para isso, a metodologia consiste nas seguintes etapas: (1) revisão bibliográfica e elaboração do referencial teórico; (2) prospecção e criação de um banco de dados geoespaciais, incluindo: uso e cobertura da terra (LULC), características do solo, relevo, variáveis climatológicas, limites políticos e físicos, parâmetros biofísicos, entre outros; (3) construção da base ecossistêmica para delimitação e caracterização dos sistemas ambientais, serviços ecossistêmicos e beneficiários no contexto da bacia; (4) processamento de dados em SIG para padronização de parâmetros espaciais; (5) modelagem de serviços ecossistêmicos para a valoração dos sistemas ambientais conforme o potencial de provisão dos SEH e a estimativa do rendimento hídrico em diferentes escalas (6) discussão dos resultados e conclusões (Figura 4).

Figura 4- Etapas do processo metodológico geral da pesquisa.



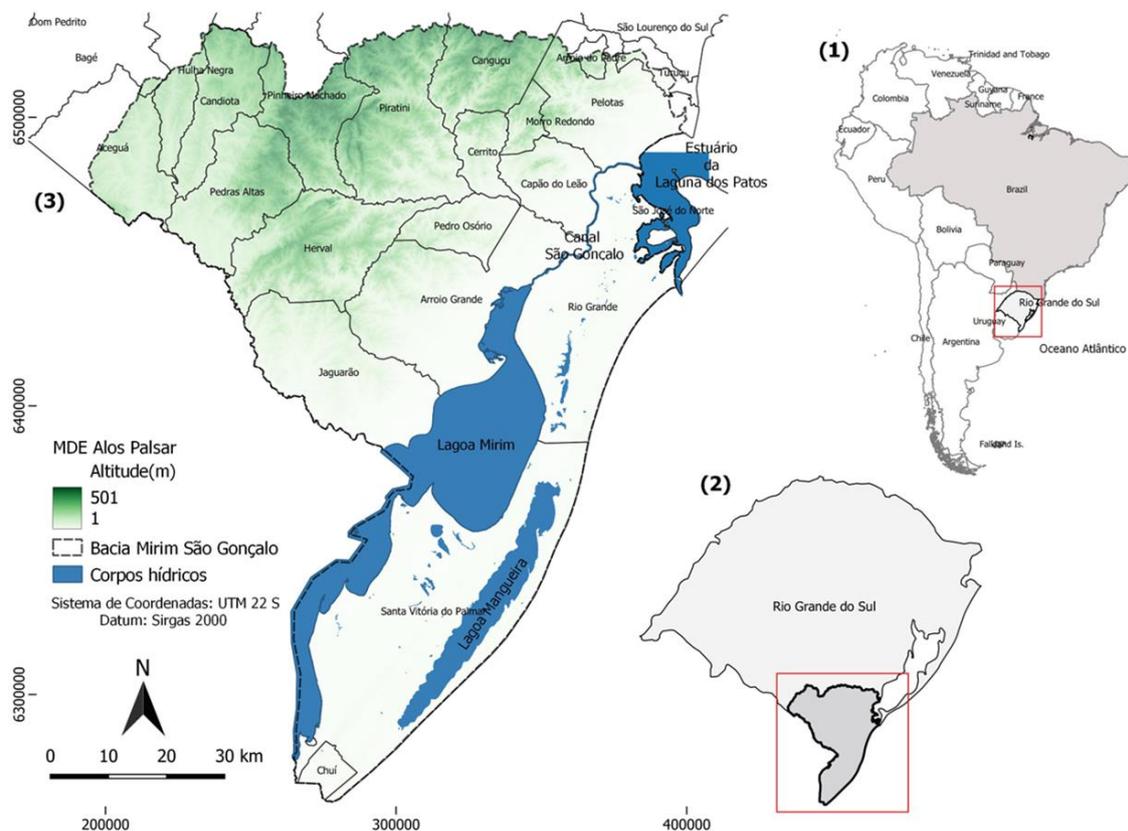
Fonte: Elaborado pelo autor.

2.2.1 Caracterização da área de estudo

A Bacia Hidrográfica da Lagoa Mirim está localizada no sudeste do Rio Grande do Sul, na Região Hidrográfica do Atlântico Sul, entre as coordenadas geográficas 31°30' e 34°35'S de Latitude Sul e 52°32' e 55°15' Longitude Oeste. Ocupa uma área total de aproximadamente 62.250 km², dos quais 29.250 km² (47%) estão em território brasileiro e 33.000 km² (53%) em território uruguaio (GOUVÊA; ZARNOT; ALBA, 2010). No território brasileiro abrange total ou parcialmente 21 municípios, que são: de Aceguá, Arroio do Padre, Arroio Grande, Bagé, Candiota, Canguçu, Capão do Leão, Cerrito, Chuí, Herval, Hulha Negra, Jaguarão, Morro Redondo, Pedras Altas, Pedro Osório, Pelotas, Pinheiro Machado, Piratini, Rio Grande, Santa Vitória do Palmar e Turuçu (Figura 5). E tem uma população estimada em 770.308 habitantes (IBGE, 2020).

O clima na região é classificado como Mesotérmico Úmido e subtropical (cfe. classificação de Köppen), apresenta precipitação média anual entre 1300 mm e 1500 mm e temperatura média anual de 16°C a 20°C (KÖPPEN & GEIGER, 1928). O regime de chuvas é bem distribuído ao longo do ano, apesar de apresentar baixos índices de umidade do solo em períodos mais secos durante a primavera e verão; e alagamentos nas planícies lagunares nos meses chuvosos (VIEIRA; RANGEL, 1988; SIMON; SILVA, 2015).

Figura 5- Mapa de localização da área de estudo. (1) Estado do Rio Grande do Sul, Brasil e América do Sul; (2) Área da BHMS no Estado do Rio Grande do Sul; (3) Área da Bacia e altimetria.



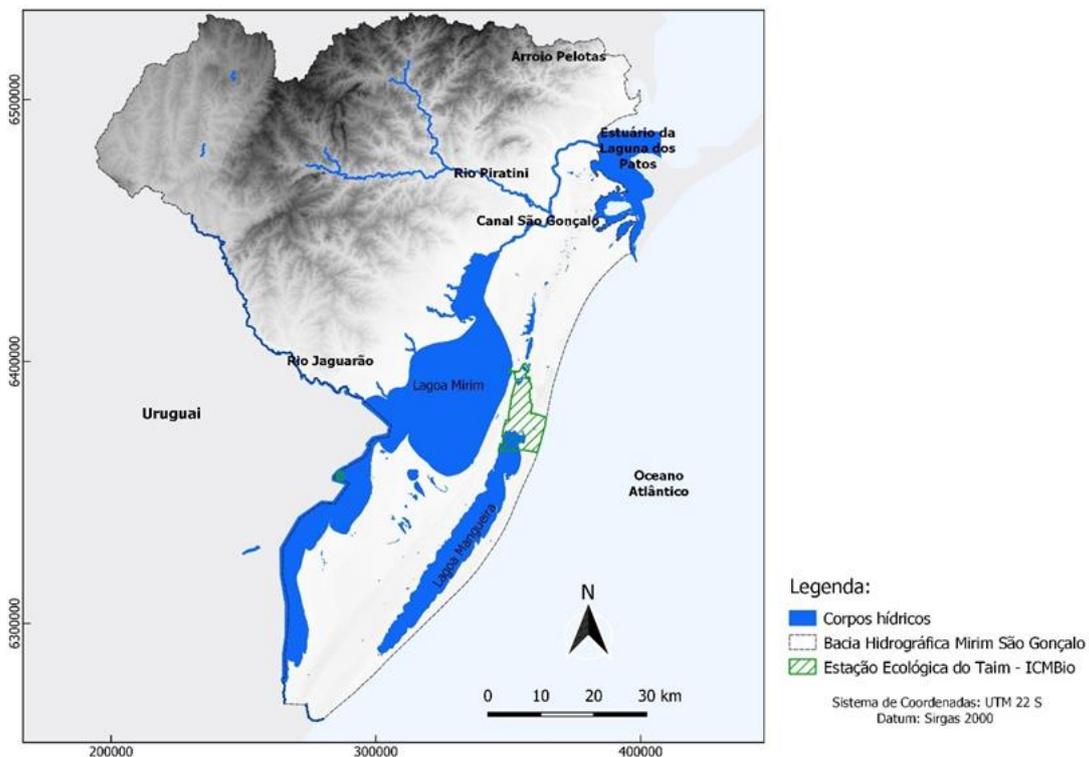
Fonte: Elaborado pelo autor.

A Bacia da Lagoa Mirim abrange três Unidades Geomorfológicas. A Depressão Central formada por rochas sedimentares com relevo caracterizados por coxilhas suaves e planícies fluviais, morros e terras altas. O Escudo Sul Rio-Grandense, caracterizado pelo relevo mais acentuado e um mosaico de campos naturais, matas paludosas, que se alternam na paisagem com a pecuária, lavouras de milho, soja e a silvicultura. E a Planície Costeira, constituída por uma ampla área sedimentar de formação recente e onde está localizado o sistema lagunar (SOSINSKI, 2009).

Maior parte da Bacia está localizada sobre a Planície Costeira. Essa unidade é caracterizada por uma extensa planície lagunar que se formou durante o final do Terciário e o Quaternário, como resultado de ciclos de transgressão e regressão do nível do mar, formando um sistema de leques aluviais e sistemas deposicionais do tipo laguna-barreira. Essa região é formada por restingas, lagoas, depósitos arenosos com cordões de dunas e grandes extensões campos litorâneos, banhados e áreas úmidas (TOMAZELLI; VILLWOCK, 2005).

A Lagoa Mirim que dá nome a Bacia é o maior corpo hídrico com 3.749 km², que conectada à Lagoa dos Patos pelo Canal São Gonçalo, formam o mais extenso complexo lagunar da América do Sul (TOMAZELLI; VILLWOCK, 1991). A vazão do Canal São Gonçalo é controlada por uma barragem-eclusa construída para controlar o nível d'água e evitar a intrusão salina em parte do canal e na Lagoa Mirim. (HARTMANN et al., 1986; VIEIRA; RANGEL, 1988) (Figura 6).

Figura 6- Mapa dos principais corpos hídricos na Bacia Hidrográfica da Lagoa Mirim.



Fonte: Elaborado pelo autor.

A Lagoa Mangueira tem uma área superficial de 820 km² e por não possuir tributários superficiais, seu regime hidrológico é controlado pelo aporte de água pela precipitação e fluxos subterrâneos; e perdas por evaporação, fluxos subsuperficiais para o oceano e Lagoa Mirim; e por retirada de água para a irrigação (TEJADAS et al., 2016). Destacam-se ainda, os rios Jaguarão e Piratini e o arroio Pelotas.

No entorno das lagoas Mirim e Mangueira, ocorrem extensas áreas de banhados, ecossistemas frágeis de grande importância ecológica e hidrológica, principalmente devido ao armazenamento de água, biodiversidade e produção primária. As maiores áreas de banhado são observadas no entorno do Canal São Gonçalo e ao norte da Lagoa Mangueira, estando vinculada a Reserva Biológica Estadual do Banhado do Maçarico e a Estação Ecológica do Taim³ (BURGER; RAMOS, 2007; RIBEIRO, 2018).

Sob o ponto de vista socioeconômico a BHLM apresenta disparidades significativas. A população concentra-se especialmente em centros urbanos, com menos de 15% da população residindo nas áreas rurais. O Produto Interno Bruto (PIB) gerado pelas atividades desenvolvidas na Bacia corresponde a 6,6% do total do Estado. O Valor Adicionado Bruto (VAB) no setor primário tem um peso de 8,5%, o setor industrial participa com 5,1% e os serviços somam 6,8% dos valores estaduais (FEE, 2020).

Os principais centros urbanos são os municípios de Pelotas, com uma população de 343.132 habitantes e Rio Grande com 211.965 habitantes. Rio Grande detém o maior PIB da região, com destaque para o seu distrito industrial e a atividade portuária (SEMA, 2021; SOSINSKI, 2009).

A principal atividade econômica é a agropecuária, com destaque em área plantada para o cultivo de arroz irrigado, principalmente no entorno das lagoas e a pecuária extensiva nos campos. Outras culturas desenvolvidas na região são o feijão, milho e a soja. Estudos tem demonstrado uma notável expansão das atividades agrícolas, principalmente com relação a soja e a silvicultura (DE SOUZA et al., 2014).

3 Unidade de Conservação de proteção integral que abriga áreas reconhecidas pela Convenção RAMSAR como uma das mais importantes zonas úmidas do mundo para a conservação das aves aquáticas (RAMSAR, 2006).

A pesca artesanal ocorre nas Lagoas Mirim e Mangueira. Basaglia (2009, apud Ribeiro, 2018, p.99) identificou, junto aos pecadores de comunidades pesqueiras dos municípios de Jaguarão, Santa Vitória do Palmar e Arroio Grande, 35 locais preferenciais de pesca na Lagoa Mirim e Canal São Gonçalo.

Devido ao caráter transfronteiriço da Bacia Hidrográfica, as águas da Lagoa Mirim são compartilhadas entre o Brasil e o Uruguai, conforme o Tratado de Cooperação para o Aproveitamento dos Recursos Naturais e o Desenvolvimento da Bacia da Lagoa Mirim instituído pelo Decreto nº 81.351 de 1978 (BRASIL, 1978).

Destaca-se ainda o papel estratégico extremamente relevante da Lagoa Mirim, principalmente com relação ao potencial hidroviário, que atualmente é pouco explorado. A implementação da Hidrovia Uruguai-Brasil, depende do transporte de cargas pela Lagoa Mirim, permitindo o escoamento de cargas do nordeste uruguaio pelo Porto do Rio Grande e conectando este porto aos de Estrela, Cachoeira do Sul, Porto Alegre, Pelotas, Jaguarão e Santa Vitória do Palmar pela Lagoa dos Patos (RIBEIRO, 2018).

2.2.2 Revisão Bibliográfica

A revisão bibliográfica é essencial no método científico, pois forma as bases para uma pesquisa, sintetizando o conhecimento prévio e fornecendo uma visão abrangente sobre o tema em questão. A revisão de estudos pretéritos é essencial para garantir a qualidade da pesquisa científica. E assim, contribuir para a elaboração de um referencial teórico que auxilie na identificação do objeto de estudo, escolha da metodologia e discussão dos resultados (ZEKKOUB, 2023).

Para o desenvolvimento desta pesquisa foi necessária uma extensa revisão de artigos científicos, publicações de órgãos governamentais, Leis e Decretos. Possibilitando a construção do Referencial Teórico e a compreensão de conceitos e temas que orientaram as etapas do processo metodológico.

A Revisão Bibliográfica permeou todas as etapas da pesquisa e possibilitou o embasamento teórico necessário para: definição do problema; a compreensão dos aspectos físicos e políticos das bacias hidrográficas; a caracterização da área de

estudo; a elaboração da base ecossistêmica; a definição dos processos de modelagem e a discussão dos resultados. O Quadro 3 apresenta as principais referências para cada etapa da pesquisa.

Quadro 3- Etapas da Pesquisa e principais referências.

Etapas	Referências
Referencial teórico	SILVA et al. (2006); BOTELHO e SILVA (2004); BARROSO et al. (2012); FISCHER (2019); MEA (2003), DE GROOT et al. (2002); TEEB (2010); CBD (2000); LONG et al. (2015); SILVA; TAGLIANI (2010); ASMUS et al. (2018); MEA (2005); DE GROOT et al. (2017); DE GROOT et al. (2002); COSTANZA et al. (1997); BRAUMAN et al. (2007); BRAUMAN (2015); SHARP et al. (2015); RIBEIRO (2018); LI et al. (2021); KIM e JUNG (2020); e as Leis nº 6.938/1981, nº 9.433/1997, nº 12.651/2012 e o Decreto Federal 4.297/2002.
Caracterização da Área de Estudo	GOUVÊA et al. (2010); IBGE (2020); SOSINSKI (2009); KÖPPEN e GEIGER (1928); VIEIRA e RANGEL (1988); SIMON e SILVA (2015); RIBEIRO (2018); TOMAZELLI e VILLWOCK (2005); HARTMANN et al. (1986).
Metodologia	RIBEIRO (2018); EASTMAN (2020); ASMUS et al. (2021); SHARP et al. (2015); KIM e JUNG (2020); DANESHI et al. (2021); LI et al. (2021); TERRADO et al. (2016); DECSI et al. (2020); CARVALHO et al. (2014), SAAD (2015), FAN et al. (2016); SCHMALZ et al. (2016), PETTINOTTI et al. (2018), BAI et al. (2019), MAIA et al. (2020).
Resultados e discussões	BRAUMAN et al. (2007); TAMBOSI et al. (2015); TONIOLO (2013); SANTOS e LOLLO (2016); BOZELLI et al. (2018); MAPBIOMAS (2022); BOLDRINI et al. (2009); RIBEIRO et al. (2020); SOSINSKI (2009); YANG et al. (2020); NIGRUM al. (2022); ZHANG et al. (2001); AGUS & VAN NOORDWIJK, (2004); JUNZHI et al. (2012); REDHEAD et al. (2016); HIJMANS et al. (2005); BOURGOUIN (2022); GAO et al. (2020); HU et al. (2020); KARIM et al. (2012).

Fonte: Elaborado pelo Autor.

2.2.3 Estrutura e fonte de dados

Como o objetivo deste estudo é propor uma estrutura de análise que possa ser aplicada com a utilização de dados acessíveis, os dados utilizados foram obtidos de agências governamentais e banco de dados de livre acesso de instituições públicas, disponíveis para download na web. O conjunto é composto por dados geoespaciais nos formatos vetorial (.shp), raster (.rar) e tabelas (.csv) referentes a parâmetros biofísicos. No Quadro 4, são apresentados os dados e as fontes onde estão disponíveis.

Quadro 4- Caracterização do Banco de Dados.

	Dado	Resolução espacial	Formato	Aplicação	Fonte	Referência
Espacial	Bacias e sub-bacias	250 m	shapefile	InVEST overlapping use	https://dadosabertos.ana.gov.br/	ANA, 2017
	Municípios	250 m	shapefile	InVEST water yield	https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html	IBGE, 2023
	Uso e cobertura vegetal do Estado do RS	30 m	shapefile	Base ecossistêmica InVEST overlapping use InVEST water yield	https://www.ufrgs.br/labgeo/index.php/downloads/dados-geoespaciais/uso-e-cobertura-vegetal-do-rio-grande-do-sul-situacao-em-2015/	HOFMANN et al. 2018
	Poligonais de processos minerários	500 m	shapefile	Base ecossistêmica	https://geo.anm.gov.br/portal/apps/webappviewer/index.html?id=6a8f5ccc4b6a4c2bba79759aa952d908	SIGMINE – ANM
	WorldClim BIO Variables V1 – bio12	927 m	raster	InVEST water yield; Runoff	https://www.worldclim.com/version2	FICK & HIJMANS, 2017
	MOD16A2.061: Terra Net Evapotranspiration – ET	500 m	raster	InVEST water yield	https://developers.google.com/earthengine/datasets/catalog/MODIS_061_MOD16A2	RUNNING et al., 2021
	Profundidade do solo – Mapa de Solos do Brasil – Embrapa.	90 m	raster	InVEST water yield	https://www.dpi.inpe.br/Ambdata/mapa_solos.php	COSTA et al. (2022), SANTOS et al. (2011)
	Conteúdo de água disponível	90 m	raster	InVEST water yield	http://geoinfo.cnps.embrapa.br/docs/3614	ARAÚJO FILHO et al. (2020)

	no solo para planta (PAWC)					
	Modelo Digital de Elevação (MDE) - ALOS-PALSAR	12.5 m	raster	Runoff	https://search.asf.alaska.edu/#/	JAXA (2017)
	Estimativa do rendimento hídrico	100 m	raster	Extração de estatísticas	Resultado do InVEST water yield	-
	Escoamento superficial	100 m	raster	Índice integrado de importância	Resultado do RUNOFF	GIANUCA et al. (2024)
Biofísico	Código do uso e ocupação (lulcode)	-	csv	InVEST water yield	-	-
	Classes de uso e ocupação do solo (lulc_desc)	-	csv	InVEST water yield	Ecosystem-based Spatial Modeling: Assessing the Supply of Hydrological Services in a Watershed in Southern Brazil.	GIANUCA et al. (2024)
	Profundidade e da raiz (root_depth)	-	csv	InVEST water yield	Rooting depths, lateral root spreads and below-ground/above-ground allometries of plants in water-limited ecosystems	SCHENK & JACKSON (2002)
	Coefficiente de Evapotranspiração (etk)	-	csv	InVEST water yield	http://www.fao.org/docrep/X0490E/X0490E00.htm	ALLEN et al. (1998)
	Presença de Vegetação (lulc_veg)	-	csv	InVEST water yield	-	-

Fonte: Elaborado pelo Autor.

2.2.4 *Elaboração da Base Ecosistêmica*

A elaboração de uma base ecossistêmica consiste na obtenção dos dados ou informações relacionadas às características ambientais dos ecossistemas, necessárias para identificar, mapear ou modelar os serviços ecossistêmicos. Este processo permite a identificação de conflitos de uso, perda de serviços ecossistêmicos e a valoração dos serviços com base na percepção de seus usuários (ASMUS et al., 2018).

Para isso, foram seguidos os seguintes passos, conforme a metodologia proposta por Gianuca et al., (2024a):

(i) Caracterização e espacialização dos sistemas ambientais com base no Uso e cobertura vegetal do Estado do Rio Grande do Sul (HOFFMANN, 2018).

(ii) Revisão de literatura: em artigos publicados em periódicos indexados sobre os seguintes tópicos: serviços ecossistêmicos, serviços hidrológicos, modelos espaciais, escoamento superficial, rendimento hídrico, entre outros. De forma a estabelecer os conceitos adotados neste estudo, incluindo a definição dos sistemas ambientais, funções eco-hidrológicas e serviços hidrológicos.

(iii) Dinâmica de “opinião especialista” para a ponderação de pesos de importância para os sistemas ambientais com base na provisão de SEH.

Esse procedimento parte de uma análise que utiliza o conhecimento de especialistas em um determinado campo para sistematizar as informações em um banco de dados. Foi realizado um workshop junto ao grupo de pesquisa Gestão Marinha e Costeira de Base Ecosistêmica (GMC-Eco), composto por Doutores e alunos de pós-graduação, com formação em geografia, biologia, oceanografia, geoprocessamento e gestão ambiental.

Como resultado, foi elaborada uma matriz para a caracterização dos SEH, as funções eco-hidrológicas e os benefícios resultantes. E os sistemas ambientais foram avaliados utilizando o método hipotético-dedutivo (Asmus et al., 2021) e

definidos por consenso valores em uma escala de 5 níveis de importância (1- “muito baixo”; 2- “baixo”; 3- “médio”; 4- “alto” e 5- “muito alto”).

Não existe uma metodologia orientada para a ponderação de pesos de importância, portanto, a definição de critérios de avaliação fica sujeita ao objeto de estudo e aos objetivos definidos pelo usuário. O critério de avaliação utilizado foi a importância de cada sistema ambiental com base nas funções eco-hidrológicas relacionadas a cada SEH analisado.

Por exemplo, para o armazenamento de água, o menor valor foi atribuído ao sistema de praia e duna costeira, e o maior as lagoas costeiras. Todos os outros sistemas apresentam valores intermediários entre esses dois. Essa classificação relativa não requer modelagem quantitativa sobre armazenamento de água, tornando esse método amplamente aplicável, uma vez que o objetivo é estabelecer uma comparação relativa, e não uma medida física do desempenho do ecossistema (GIANUCA et al., 2024).

2.2.5 Processamento de dados em SIG

O processamento dos dados foi realizado com a utilização de ferramentas dos softwares QGIS® e TerrSet®. O primeiro é um Sistema de Informação Geográfica (SIG) de código aberto e gratuito, que permite visualizar, editar, analisar e interpretar dados geoespaciais.

O TerrSet® é um sistema integrado que além das funcionalidades de um SIG, apresenta um conjunto de ferramentas projetadas para o monitoramento e modelagem de mudanças no meio ambiente, como alterações no uso e cobertura do solo, na biodiversidade, no clima e nos serviços ecossistêmicos.

A ferramenta PROJECT foi utilizada na padronização do banco de dados, todos arquivos foram reprojados para o sistema de referência SIRGAS 2000 (Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas), coordenadas UTM (Universal Transversa de Mercator), Zona 22 Sul; e reamostrados para a resolução espacial 100 m. O PROJECT realiza transformações de projeção e alterações de datum usando fórmulas elipsoidais. Também possibilita alterar a resolução de uma

imagem por um múltiplo não inteiro e fornecendo o número desejado de linhas e colunas para a imagem resultante.

O QGIS® foi utilizado na edição, conversão de formatos (vetor para raster), correção de geometrias, cálculo de áreas e elaboração dos mapas temáticos.

2.2.6 Modelagem de Serviços Ecossistêmicos

O *Ecosystem Services Modeler* (ESM), integrado ao TerrSet® é uma ferramenta de suporte à decisão para avaliar o valor do capital natural para o desenvolvimento sustentável. O ESM oferece 15 modelos de serviços ecossistêmicos baseados no InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs), desenvolvido pelo Natural Capital Project – uma parceria entre o Wood’s Institute for the Environment da Universidade de Stanford, a The Nature Conservancy, o World Wildlife Fund e o Institute on the Environment da Universidade de Minnesota (EASTMAN, 2020).

Foram utilizados os modelos *Overlapping Use*, que foi adaptado e integrado a dados de escoamento para a avaliação da importância dos sistemas ambientais na provisão de serviços hidrológicos; e o modelo *Water Yield* aplicado para estimar o rendimento hídrico nas escalas do pixel, bacia hidrográfica e sub-bacias, e álgebra de mapas para a estimativa com base pixel para os sistemas ambientais e municípios.

As adaptações nos modelos e a formulação das operações para a álgebra de mapas foram apresentadas em Gianuca et al. (2024a).

2.2.6.1 InVEST overlapping use

O modelo ecossistêmico *overlapping use* calcula a frequência e a importância das atividades humanas em uma zona de gestão pré-definida, permitindo a identificação de áreas com intensidade ou sobreposição de usos (RIBEIRO, 2018). Como dados de entrada são necessárias camadas *raster* da área de estudo ou zona de gestão e referentes aos usos, e uma tabela que apresenta pesos de importância referentes a cada uso/atividades. Como resultados são calculados a Frequência de

Ocorrência (FO) e o Índice de Importância (II) em cada pixel ou para uma zona de gestão estabelecida previamente (EASTMAN, 2020).

O modelo apresenta duas formas de análise, uma mais simples (inter-atividade), onde cada atividade humana recebe um peso igual e a importância é calculada como a frequência das atividades que ocorrem em cada pixel ou em uma área de gestão. E uma análise mais complexa (intra-atividade), onde são incluídos pesos de importância para cada atividade e o índice de importância é calculado para cada pixel ou zona de gestão, como a soma do produto dos pesos dividido pelo número total de atividade/ usos (NATURAL CAPITAL PROJECT, 2023).

Modelos espacialmente explícitos permitem testar variáveis distintas, desde que tenham o mesmo formato de dados. Porém, a lógica matemática do modelo deve estar de acordo com o objeto de análise.

Com o objetivo de calcular um índice de importância considerando os serviços hidrológicos, adaptamos as entradas do modelo, utilizando os sistemas ambientais e pesos de importância definidos na base ecossistêmica para a provisão dos serviços de: armazenamento, purificação da água, regulação do escoamento e controle de erosão. Assim, o modelo calcula a soma dos pesos de importância dividida pelos sistemas ambientais (GIANUCA et al., 2024a). Os dados de entrada e as adaptações no Modelo são apresentados abaixo no Quadro 5 e Figura 7.

Quadro 5. Dados de entrada e adaptações do modelo InVEST overlapping use.

Padrão	Adaptação	Tipo de arquivo
Zonas de manejo	Sistemas ambientais	Raster inteiro
Tabela Overlapping use	Pesos de importância (Tabela x)	.csv
Camadas de atividades/usos	Camadas sistemas ambientais	Raster booleano

Fonte: Adaptado de Gianuca et al. (2024).

Como resultado são geradas duas imagens, uma que representa a Frequência de Ocorrência (FO), e outra o Índice de Importância (II) relativa aos pesos de importância, que chamamos de Importância Relativa (IR). A IR foi calculada para cada SEH resultando em quatro imagens. A Frequência de Ocorrência não foi utilizada.

2.2.6.2 InVEST water yield

O modelo *Water Yield (WY)* mede o rendimento hídrico anual médio em milímetros (mm) com base em médias de precipitação e evapotranspiração, e características do solo e da vegetação. O rendimento hídrico é calculado em três diferentes escalas da seguinte forma: no nível do pixel, o valor de cada pixel é dividido pela área do pixel para se obter unidade padrão em mm/m²; e na escala da sub-bacia ou bacia hidrográfica, o valor dos pixels é dividido pela área de cada bacia ou sub-bacia (EASTMAN, 2020).

Como camadas geoespaciais, o modelo utiliza arquivos *raster* referentes a delimitação da bacia e sub-bacias, precipitação, evapotranspiração, profundidade do solo, conteúdo de água disponível para as plantas (PAWC) e uso e cobertura do solo (LULC) e parâmetros biofísicos.

As médias anuais de precipitação e evapotranspiração foram calculadas de dados WorldClim (1970-2000) e MODIS (2000-2024), respectivamente (GIANUCA et al., 2024b). Os dados de profundidade do solo foram obtidos das estimativas propostas por Costa et al. (2022) e associadas ao Novo Mapa de Solos do Brasil elaborado pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) (Santos et al., 2011). O conteúdo de água disponível para a planta (Plant Available Water Content – PAWC) considera 50% da capacidade de retenção de água no solo e foi obtido da estimativa de água disponível dos solos do Brasil também elaborado pela Embrapa (ARAÚJO FILHO et al., 2020).

O modelo também requer uma tabela valores de referência para os seguintes parâmetros biofísicos: classes de uso e cobertura do solo (GIANUCA et al. 2024b), a profundidade média das raízes (SCHENK & JACKSON, 2002), o coeficiente de evapotranspiração Kc da FAO (Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura), que integra características de diferentes coberturas do solo à evapotranspiração de referência (ALLEN et al. 1998); e a indicação da presença (valor 1) ou ausência (valor 0) de vegetação. Os parâmetros biofísicos foram definidos com conforme Aquino et al. (2023) e serão apresentados nos resultados.

O modelo ainda integra um fator climático sazonal (Parâmetro Z) que considera padrões locais de precipitação e características hidrogeológicas. É representado em uma escala de 1 a 10, onde 1 representa chuvas sazonais, 4 indica um clima tropical e 9, clima temperado (KIM; JUNG, 2020).

O modelo InVEST water yield calcula o rendimento hídrico anual (Y_x) para cada pixel em uma classe de cobertura e uso do solo (j), onde AET_{xj} é a evapotranspiração real anual no pixel x , dentro do tipo de cobertura de solo j ; e P_x é a precipitação média anual no pixel x (Equação 1).

(Eq.1)

$$Y_{xj} = \left(1 - \frac{AET_{xj}}{P_x}\right) x P_x$$

A fração AET_{xj}/P_x é uma aproximação da curva de Budyko e representa a partição de evapotranspiração do balanço hídrico (EASTMAN, 2020). Como resultados são gerados três rasters (.tif) que apresentam a média de rendimento hídrico anual nas escalas do pixel, sub-bacias e bacia hidrográfica. A Figura 7, apresenta a estrutura do modelo, os dados de entrada e as imagens de saída.

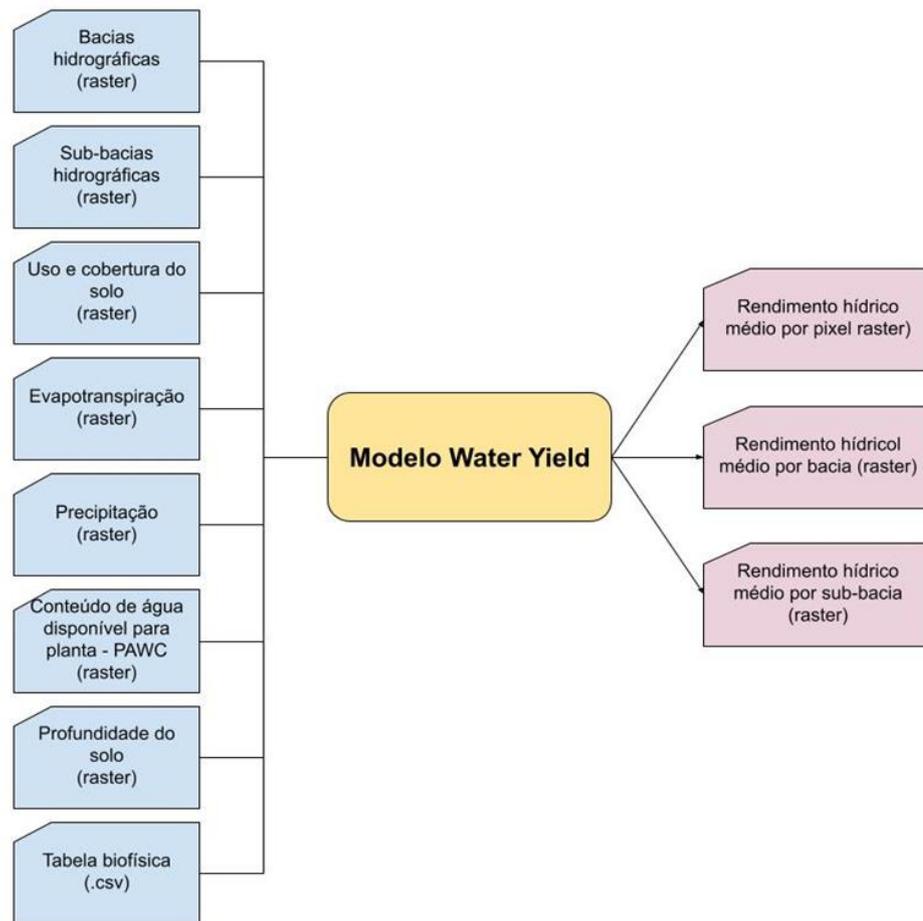


Figura 7- Estrutura e parâmetros do modelo InVEST Water Yield.

Fonte: Gianuca et al. (2024b).

2.2.6.3 TerrSet® Runoff

A ferramenta Runoff é baseada em uma adaptação do algoritmo desenvolvido por Jenson e Domingue⁴ (1988), que calcula o acúmulo de unidades de precipitação por pixel com base em uma imagem de elevação. Em uma análise simples modelo simula a acumulação da precipitação por pixel, que irá fluir para um pixel inferior até atingir o limite do conjunto de dados. Também há opções para inserir imagens para alterar a taxa de precipitação, a taxa de infiltração, a duração da precipitação e as

⁴ JENSON, S. AND DOMINGUE, J. (1988) Extracting Topographic Structure from Digital Elevation Data for Geographic Information System Analysis. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 54, 1593-1600.

quantidades iniciais de absorção. Valores padrão são assumidos quando imagens opcionais não são fornecidas. Os valores padrão são 1 para a taxa de precipitação, 0 para a taxa de infiltração, 1 para a duração e 0 para a absorção inicial.

Foi utilizado um modelo de elevação digital (MDE) com base em dados ALOS PALSAR com 12,5 metros de resolução espacial e gerada uma imagem que representa a acumulação de precipitação por pixels de acordo com a elevação (GIANUCA et al., 2024a).

Os valores mínimos e máximos do Runoff foram calculados utilizando a ferramenta EXTRACT, aplicada para extrair estatísticas resumidas (valores mínimos, máximo, total, médio, moda, amplitude ou desvio padrão) para uma imagem, tabela ou arquivo de valores de atributo (EASTMAN, 2020). Esses valores (min – max) serão utilizados na álgebra de mapas para a padronização dos valores do Runoff e integração com a Importância Relativa (RI).

2.2.6.4 TerrSet® Image Calculator

O Image Calculator é uma ferramenta de processamento de imagens e álgebra de mapas que permite a criação de novas imagens com base em expressões matemáticas e lógicas. Funciona de forma semelhante a uma calculadora, mas aplicada ao processamento de imagens. Essa interface integra a funcionalidade de vários módulos, como OVERLAY, SCALAR, TRANSFORM e parte do RECLASS de forma mais simplificada e direta. Facilitando a manipulação e análise de imagens por meio de operações matemáticas, como somar, subtrair ou multiplicar imagens, aplicar transformações geométricas, ou realizar reclassificações de valores de pixel (EASTMAN, 2020).

A IR retrata a oferta relativa de serviços hidrológicos por sistema ambiental. Porém, para incorporar a influência que um sistema tem sobre outro com base na direção do fluxo de água, o escoamento foi combinado com a Importância Relativa (IR) com a aplicação de uma equação matemática (Equação 2) que resulta no Índice de Importância (II) (GIANUCA et al., 2024a).

(Eq.2)

$$\left\{ \frac{[(IR_T * RUNOFF_{MAX} - RUNOFF_{MIN})]}{(RUNOFF - RUNOFF_{MIN})} \right\} = \text{INDICE DE IMPORTÂNCIA(II)}$$

A lógica para a elaboração desta equação, é que o II é mais alto, quando o IR também é alto e o acúmulo de água é baixo. Em outras palavras, os sistemas a montante influenciam os sistemas a jusante através do fluxo de água. No entanto, dividir o RI pelo escoamento não colocaria os valores numa escala relativa. Para padronizar a escala, o valor máximo de escoamento de cada pixel (RUNOFFmax) foi subtraído pelo valor mínimo (RUNOFFmin) e dividido pelo escoamento real (RUNOFF), e então dividido pelo valor mínimo (RUNOFFmin). O II fornece uma medida padronizada que pode ser usada para analisar a importância de diferentes sistemas ambientais para a provisão serviços ecossistêmicos em determinadas condições de relevo (GIANUCA et al. op cit.).

2.3 Resultados e discussões

2.3.1. Mapeamento e caracterização dos Sistemas Ambientais

Os sistemas ambientais representam a organização espacial resultante da interação dos componentes bióticos, abióticos, energéticos e humanos na natureza. São definidos como unidades espaciais básicas que refletem homogeneidade em termos de estrutura e funcionamento, capazes de fornecer serviços ambientais, necessários para a geração de benefícios econômicos e sociais (MEA, 2003; CHRISTOFOLETTI,1999).

Os ecossistemas e os sistemas ambientais podem ser classificados de maneira similar, já que sob o ponto de vista sistêmico, ambos resultam das trocas de energia e matéria entre seus componentes e não se diferem com relação à estrutura e funcionamento (ROOS, 2000; TOMASONI, 2004).

Os sistemas ambientais foram delimitados com base no Mapeamento do uso e cobertura vegetal do Estado do Rio Grande do Sul (HOFFMANN, 2018) e no Zoneamento Ecológico-Econômico – ZEE-RS (SEMA, 2019). Algumas classes de uso e cobertura do solo deram origem direta a sistemas ambientais, como as classes de silvicultura e áreas úmidas. Áreas de solo exposto nesta região correspondem às praias e dunas lagunares e costeiras. As matas de restinga foram atribuídas aos sistemas florestais. Com relação às áreas de campo e de agricultura e pecuária, pela dificuldade de serem atribuídas a um sistema ambiental de atividade exclusiva,

e pela variação temporal muitas vezes existente em termos de cobertura e uso, optou-se por adotar as classes com a seguinte notação: sistemas de campos associados à pecuária e sistemas agrícolas. As áreas urbanas foram acrescidas às malhas viárias terrestres (rodoviária e ferroviária) e aos polos industriais e portuários, resultando no sistema urbano e de infraestrutura.

O mapeamento dos sistemas ambientais e o cálculo de áreas foram realizados no SIG QGIS®.

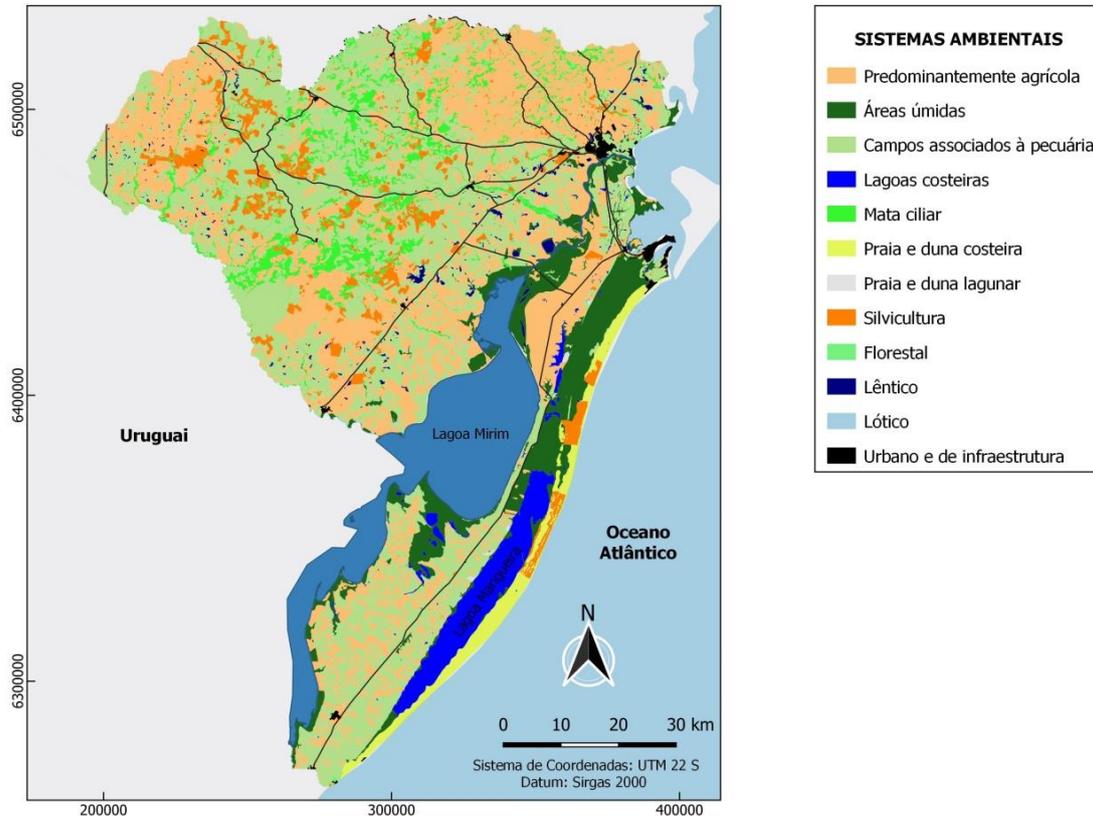
Foram identificados e delimitados 12 sistemas ambientais na área de estudo, incluindo sistemas naturais (ex. áreas úmidas e mata ciliar) e antrópicos (ex. agrícola, urbano e infraestrutura). As áreas ocupadas por cada sistema ambiental e a distribuição espacial são apresentadas no Quadro x e Figura 8, respectivamente.

Tabela 1- Sistemas Ambientais e área ocupada.

Sistemas Ambientais	Área (km²)	Área (%)
Campos associados à pecuária	9.545	33.5
Predominantemente agrícola	8.338	29.3
Áreas úmidas	2.222	10.7
Mata ciliar	1.544	7.8
Silvicultura	1.368	5.4
Lagoas costeiras	964	4.8
Praia e duna costeira	617	3.3
Florestal	260	2.1
Urbano e de infraestrutura	210	0.9
Lêntico	185	0.7
Praia e duna lagunar	78	0.6
Lótico	40	0.2

Fonte: adaptado de GIANUCA et al. (2024a).

Figura 8 - Mapa dos Sistemas ambientais.



Fonte: adaptado de GIANUCA et al. (2024a).

A caracterização e contextualização Legal foi elaborada com base na revisão bibliográfica, com destaque para os trabalhos de Junk (2014), Calliari et al. (2005), Ribeiro et al. (2020), Overbeck et al. (2015), Sosinski (2009), Tomazelli e Villwock (1991), Ministério do Meio Ambiente (2000), e o novo Código Florestal, Lei nº 12.651 de 2012 (BRASIL, 2012). Os sistemas ambientais são descritos a seguir.

Campos associados à pecuária

Os campos são a vegetação mais característica do Bioma Pampa, do qual representam aproximadamente 70% da cobertura original. O Pampa, ou Campos Sulinos, é um bioma predominante no estado do Rio Grande do Sul e se estende ainda pela Argentina e Uruguai.

O sistema de campos associados à pecuária ocupa 33.5% da área da BHLM, representado predominantemente por formações campestres com diversas composições herbáceas e arbustivas com fisionomia determinada pelo grau de

cobertura e altura do estrato vegetal e pela presença ou ausência de árvores. (KUNDE et al., 2020; OVERBECK et al., 2015).

Ocorrem na área de estudo as tipologias campo arbustivo, campo misto do cristalino oriental, e principalmente, os campos litorâneos, situados na planície costeira, onde o solo é arenoso e pouco saturado, dominado por gramíneas de estrutura menor e porte baixo. Os campos apresentam pastagens nativas que historicamente estão associadas à atividade pecuária e pela dificuldade em diferenciar os campos com e sem a pecuária associada esse uso foi considerado na sua denominação. (RIBEIRO et al., 2020).

Este sistema é caracterizado por apresentar eventuais distúrbios causados pelo fogo e pastejo que são essenciais para a renovação do solo e para diversidade de fauna. A atividade pecuarista sobre os campos é considerada sustentável por não necessitar de processos que degradam o ambiente em suas instalações (MMA, 2009). Entretanto, devido à intensa pressão das atividades agropecuárias e de outros usos da terra, uma parte significativa dos campos nativos foi transformada em áreas destinadas à agricultura e silvicultura, resultando na fragmentação e degradação desses ecossistemas.

O Bioma Pampa foi oficialmente incluído entre os biomas legalmente protegidos no Brasil pela Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006, também conhecida como a "Lei da Mata Atlântica". Embora o foco principal dessa lei seja a proteção do Bioma Mata Atlântica, ela também reconhece a importância de outros biomas brasileiros, incluindo o Pampa. A inclusão do Pampa como um bioma protegido assegura a aplicação de políticas de conservação específicas, reconhecendo suas características únicas e a necessidade de preservar sua biodiversidade (BRASIL, 2006).

Predominantemente agrícola

A atividade agrícola é caracterizada pelo cultivo do solo para a produção de alimentos, sementes, fibras e outros produtos. Compreendem geralmente cultivos temporários (sazonais) e permanentes. Pode ser praticada de forma convencional, utilizando insumos químicos e mecanização; orgânica, que evita químicos sintéticos; ou de precisão, que emprega tecnologias avançadas para otimizar recursos.

O sistema agrícola ocupa aproximadamente 29% da área de estudo e caracteriza-se pelo cultivo de arroz, soja, milho, fumo, frutas, hortaliças. Diferencia-se do sistema de campos associados à pecuária pela intensidade de uso do solo, detectado por uma geometria típica sob a ótica geoespacial, porém eventualmente pode ocorrer a produção pecuária neste sistema. Este sistema tem maior área ocupada nos municípios no entorno da Lagoa Mirim, representado principalmente por lavouras de arroz irrigado que utilizam as lagoas e banhados como fonte de água para a irrigação. (RIBEIRO et al., 2020; SOSINSKI, 2009).

A produção de arroz tem destaque na região e de acordo o levantamento da Produção Agrícola Municipal realizado pelo IBGE, em 2022 o município de Santa Vitória do Palmar foi o segundo maior produtor do Estado, com uma produção de 589.203 t e 68.116 hectares plantados (IBGE, 2022).

Áreas úmidas

São ecossistemas na interface entre ambientes terrestres e aquáticos, continentais ou costeiros, naturais ou artificiais, permanente ou periodicamente inundados ou com solo encharcado. As águas podem ser doces, salobras ou salgadas, com comunidades de plantas e animais adaptados à sua dinâmica hídrica (JUNK et al., 2014). Essas áreas geralmente estão localizadas junto a corpos hídricos em regiões de relevo plano em que a velocidade de escoamento da água é muito baixa. A grande biodiversidade existente nesse sistema ocorre devido à oscilação na quantidade de água existente no solo ao longo do ano, tornando possível a adaptação de diversas espécies de animais e plantas (CARVALHO & OZORIO, 2007).

As áreas úmidas ocupam cerca de 10% da área de estudo, representadas principalmente por extensas áreas de banhados no entorno do Canal São Gonçalo e ao norte da Lagoa Mangueira, estando vinculadas a Reserva Biológica Estadual do Banhado do Maçarico e a Estação Ecológica do Taim. De acordo com Bencke et al. (2006), os banhado do Maçarico, os cordões litorâneos e o banhado do Taim estão entre as áreas mais importantes para conservação das aves no Rio Grande do Sul.

As áreas úmidas podem ser classificadas em três níveis: por sistemas, podendo ser costeira, interior ou artificial; por subsistemas definidos por parâmetros

hidrológicos relacionados à variação do nível de água, previsibilidade, frequência e amplitude; e por unidades definidas pela estrutura e ocorrência de plantas superiores, divididos em classes, subclasses, e macro habitats (JUNK et al., 2014).

Desempenham um papel crucial na conservação da biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos, atuando como zonas de transição entre ambientes terrestres e aquáticos (SONG et al., 2024). Eles fornecem habitats para uma biota aquática diversificada, apoiam a ciclagem de nutrientes, purificação da água, sequestro de carbono e regulação de inundações, entre outras funções essenciais (RAMACHANDRA et al., 2024). A conservação e restauração de áreas úmidas são vitais para manter a biodiversidade, pois sustentam uma grande variedade de espécies vegetais e microbianas que contribuem para a estabilidade das funções do habitat. Além disso, as áreas úmidas aumentam a biodiversidade criando habitats para vários organismos, incluindo pássaros, anfíbios e répteis, que colonizam esses ecossistemas quando restaurados ou criados (HERNÁNDEZ-CRESPO et al., 2024).

Dentre os tipos de áreas úmidas, os banhados são ambientes temporariamente ou permanentemente alagados, cuja água pode ser oriunda de lagoas, rios e lagunas adjacentes, através da ligação com esses corpos hídricos, mas também pode ser proveniente do afloramento do lençol freático e da precipitação (BURGER & RAMOS, 2000). O solo é saturado e rico em matéria orgânica vegetal, dando suporte a uma diversidade fauna e flora com morfologia e fisiologia adaptadas aos períodos de alagamento que são controlados pelo balanço hidrológico, pela topografia e pelas condições do solo.

Além da grande importância em razão da diversidade de flora e fauna, as áreas úmidas atuam como reguladores naturais do escoamento de rios, amortecendo inundações, promovendo recargas de aquíferos, contribuindo para a melhoria da qualidade da água e tendo valor sociocultural, destacando-se pelas belezas cênicas e paisagísticas (MMA, 2000).

Mata ciliar

Caracterizada por vegetação densa que margeia os cursos d'água, ou que contorna os lagos, nascentes, açudes, situando-se em solos úmidos ou até mesmo encharcados e sujeitos a inundações periódicas. Apresentam uma diversidade de

composição florística que ocupa áreas dinâmicas da paisagem, interagindo com sistemas hidrológicos, ecológicos e geomorfológicos (IBGE, 2021).

Essas áreas são protegidas pelo novo Código Florestal, Lei nº 12.651 de 2012, Art. 3, II, que define a Área de Preservação Permanente (APP) como "área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas". O sistema de Mata ciliar foi identificado principalmente nas margens dos principais rio e arroios que desaguam na Lagoa Mirim, no Canal São Gonçalo e na Lagoa dos Patos.

Silvicultura

Silvicultura é a ciência e a prática do cultivo, manejo e regeneração de florestas, visando à produção sustentável de madeira, outros produtos florestais e serviços ambientais. A silvicultura envolve a aplicação de técnicas para o crescimento, manutenção e exploração de árvores e ecossistemas florestais, levando em consideração aspectos ecológicos, econômicos e sociais (PEREIRA; SEDIYAMA, 2006).

O cultivo de árvores de rápido crescimento com espécies exóticas, como eucalipto, pinos e acácia-negra, é uma atividade econômica que visa a obtenção de matéria-prima. Essa prática é comum tanto entre pequenos agricultores, frequentemente em sistemas agroflorestais, quanto na indústria. Além disso, a silvicultura é empregada no reflorestamento de áreas degradadas para atender a necessidades ecológicas e ambientais específicas (RIBEIRO et al., 2020).

A silvicultura segue diretrizes legais estabelecidas pelo Zoneamento Ambiental da Silvicultura no RS, aprovado pela Resolução CONSEMA nº 187 de 2008 (RIO GRANDE DO SUL, 2008), e pelo novo Código Florestal, Art. 72, que determina que a atividade de silvicultura, quando realizada em área apta ao uso alternativo do solo, é equiparada à atividade agrícola (BRASIL, 2012).

Na região, predominam espécies de rápido crescimento, como do gênero *Eucalyptus* e do gênero *Pinus*. E na área de estudo esta atividade é caracterizada

por plantios em larga escala localizados principalmente na zona costeira dos municípios de Rio Grande e Santa Vitória do Palmar; e nos municípios da porção noroeste da bacia. No Rio Grande do Sul a silvicultura apresentou um crescimento de 16,3 % na área plantada entre 2017 e 2019 (FEIX; LEUSIN JUNIOR, 2019).

Lagoas costeiras

Neste sistema são consideradas a Lagoa Mangueira e outras menores localizadas principalmente na região do Taim. O termo "lagoa" refere, a "corpos d'água litorâneos, independentemente de suas dimensões ou de seu grau de afastamento ou ligação com o mar" (TOMAZELLI; VILLWOCK, 1991). Embora a Lagoa Mirim seja o maior corpo hídrico na Bacia que leva o seu nome, ela não foi considerada no sistema de lagoas costeiras pois acarretaria erros no processo de modelagem.

As margens de lagoas são áreas protegidas, conforme estabelecido pelo Código Florestal (Lei nº 12.651/2012). Essas áreas são consideradas como Áreas de Preservação Permanente (APPs), e uma faixa de vegetação natural deve ser mantida ao longo das margens para prevenir a erosão, conservar a qualidade da água e preservar a biodiversidade. A largura dessa faixa de proteção varia de acordo com o tamanho da lagoa e outros fatores ambientais (BRASIL, 2012).

Praia e dunas costeiras

As dunas costeiras são formações geomorfológicas que ocorrem ao longo de áreas litorâneas, formadas pela ação do vento sobre os sedimentos, principalmente areia. Elas são resultantes do acúmulo das partículas de areia depositadas em barreiras formadas pela vegetação pioneira, gramíneas e plantas rasteiras, adaptadas a variação de salinidade, altas temperaturas e baixo teor de umidade. Essas formações desempenham um papel crucial na proteção das áreas costeiras contra a erosão e podem servir como habitat para diversas espécies de plantas e animais (CALLIARI et al., 2005).

As dunas formam-se em cordões paralelos à linha de costa, que ocorrem, principalmente, em praias dissipativas, as quais são mais expostas e suscetíveis à deposição de sedimentos pela ação das ondas e marés., as dunas são classificadas

em: dunas incipientes ou embrionárias e dunas frontais, as quais apresentam diferenças de acordo com a morfologia e a situação ecológica (HESP, 2002).

O sistema de praias e dunas costeiras ocorre na costa oceânica dos municípios de Rio Grande, Santa Vitória do Palmar e Chuí. São observadas características diferentes entre os municípios devido a variações na morfologia do sistema praias, que ocorrem devido a mudanças relativas de orientação da linha de costa, interação dos ventos predominantes, ondas, marés, correntes e da morfodinâmica das praias (CALLIARI; KLEIN, 1993).

Em Rio Grande, a praia é caracterizada como dissipativa, com dunas bem desenvolvidas e areia sendo transportada em direção à costa de forma mais efetiva pelo vento nordeste. Entre o Farol do Sarita, em Rio Grande, e ao sul do Farol do Albardão, em Santa Vitória do Palmar, encontram-se praias intermediárias com dunas menos desenvolvidas (CALLIARI et al., 2006).

Praia e dunas lagunares

As dunas lagunares são formações de areia que se desenvolvem ao redor de lagoas e lagunas em ambientes costeiros ou interiores. São formadas de forma similar as dunas costeiras, por sedimentos transportados pelo vento que sofrem ação de ondas de pequena escala geradas nos corpos hídricos, geralmente em regiões onde a vegetação é escassa. São influenciadas pela orientação da linha de costa, pela intensidade do vento e pelas propriedades morfológicas e sedimentares dos ambientes adjacentes (NORDSTROM, 1992). Este sistema ocorre principalmente junto as margens das Lagoas Mirim e Mangueira.

Florestal

As florestas são definidas como uma formação vegetal em que a cobertura do solo é predominantemente composta por árvores. São caracterizadas por uma estrutura vertical que pode incluir um dossel denso, sub-bosque e camada herbácea. Essas áreas são vitais para a conservação da biodiversidade e para o equilíbrio ambiental. São consideradas florestas, áreas com mais de 0,5 hectare, com altura das árvores maior que 5 m e copa superior a 10% (FAO, 2016).

São conceituadas cientificamente como “um conjunto de sinúcias dominado por fanerófitos de alto porte, com quatro estratos bem definidos, herbáceo, arbustivo, arbóreo baixo e arbóreo e classificadas pelo Sistema Fitoecológico de Classificação da Vegetação Brasileira do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2012). E conforme esta classificação as tipologias que ocorrem na área de estudo são a Floresta Estacional Decidual e a Floresta Estacional Semidecidual.

As florestas nativas são protegidas pelo novo Código Florestal, Lei nº 12.651 de 2012; que, indica como Área de Preservação Permanente (APP) “as áreas cobertas com florestas ou outras formas de vegetação destinadas a uma ou mais das finalidades, entre as quais, conter a erosão do solo, mitigar riscos de enchentes e deslizamentos; proteger restingas, veredas ou várzeas; abrigar fauna ou flora ameaçados de extinção; proteger sítios; formar faixas de proteção ao longo de rodovias e ferrovias; assegurar o bem-estar social; auxiliar a defesa do território nacional; e proteger áreas úmidas” (BRASIL, 2012).

Urbano e de infraestrutura

Este sistema é composto pelas áreas urbanas dos municípios, malha viária, polos industriais e complexos portuários. As áreas urbanas são regiões desenvolvidas, caracterizadas por uma alta densidade populacional e significativa infraestrutura construída. Elas incluem cidades, vilas e subúrbios e são diferenciadas das áreas rurais, que são predominantemente dedicadas à agricultura e têm uma densidade populacional menor (IBGE, 2016).

Dos 21 municípios na área da bacia, Pelotas e Rio Grande apresentam os principais centros urbanos, com 79,39 km² e 64,78 km², respectivamente. Também apresentam as maiores populações, Pelotas com 325.685 e Rio Grande 191.900 habitantes; seguidos por Santa Vitória do Palmar (30.983), Jaguarão (26.603), Capão do Leão (26.487), São José do Norte (25.443) (IBGE, 2022).

A malha viária é um conjunto de vias formado por rodovias, estradas, ferrovias. Na área de estudo foram consideradas as rodovias federais e estaduais, sendo as federais BR -116, principal rodovia brasileira que liga o nordeste do país até o Chuí; BR - 392, a qual tem início em Rio Grande no Superporto e atravessa o centro do estado até a Argentina; BR – 293, que interliga Pelotas até o oeste do estado; BR –

473, ligando Rio Grande ao noroeste do estado; e BR - 101 rodovia que liga o Brasil do norte a São José do Norte.

Os polos industriais consistem em centros de atividades econômicas com ampla infraestrutura, geralmente localizados próximos às grandes metrópoles, devido à proximidade com a mão de obra e os mercados consumidores. Essas áreas têm como objetivo manipular e explorar matérias-primas e fontes de energia, além de fabricar e transformar produtos em bens de produção ou consumo. No entanto, esse sistema frequentemente gera poluentes que comprometem a qualidade do ar e da água, liberando resíduos que podem se tornar tóxicos e levar à perda direta de biodiversidade. (RIBEIRO et al., 2020).

Os principais polos são o Distrito Industrial de Rio Grande (DIRG) que apresenta uma área total de aproximadamente 4.509 ha que concentra indústrias do setor de metalurgia, fertilizantes, química e petroquímica, produção de cavacos de madeira, fabricação de concreto, terminal de contêineres, terminais graneleiros e outros. O Distrito Industrial de Pelotas é subdividido em Zona Industrial 1 (ZI1) e Zona Industrial 2 (ZI2) que operam com indústrias de alimentos, vestuário, serviços, produção de polímeros. No Município de Candiota concentram-se indústrias de mineração de carvão e termelétricas (RIBEIRO et al., op cit).

A atividade portuária é formada por portos públicos e complexos portuários, tanto marítimos quanto fluviais, que operam sob concessão à iniciativa privada e possuem autorização para operação por administrações estaduais e municipais. Esses portos são destinados à atracação ou fundeio de embarcações para carga e descarga, armazenamento temporário de cargas e instalações para movimentação de pessoas e mercadorias, incluindo a possibilidade de terminais de uso privativo.

Na área de estudo, destacam-se o Porto Organizado de Rio Grande, considerado o 4º maior porto do Brasil, dividido em quatro zonas portuárias, concentrando terminais graneleiros, de contêineres, automotivo, fertilizantes e reparo naval. O Porto de Pelotas tem uma área de aproximadamente 750 mil m² e opera em oito áreas, com movimentação e armazenagem de granéis, carvão e cargas em geral. O Porto de Santa Vitória do Palmar é pouco utilizado e pertence a

prefeitura municipal; é composto por um armazém de 500 m² de área coberta e um trapiche de atracação.

Lêntico

A Resolução CONAMA nº 357 de 2005 em seu Art. 5 define os sistemas lênticos como ambientes aquáticos de água parada, com movimento lento ou estagnado. Esse sistema é caracterizado por águas estacionárias, que podem desaparecer ou reaparecer devido a variações sazonais, como períodos secos e chuvosos. Apresentam baixo teor de sais dissolvidos, bem como alta densidade e viscosidade (BRASIL, 2005). Este sistema é caracterizado por lagos, poças, pântanos e reservatórios, não incluindo as lagoas e lagoas.

Os lagos são definidos como corpos d'água interiores que não têm comunicação direta com o mar e apresentam baixo teor de íons dissolvidos. Eles podem ser formados de maneira natural ou artificial, resultantes do represamento ou acúmulo de água em depressões topográficas. Esse processo pode ocorrer devido à descontinuidade de um rio, onde meandros são isolados naturalmente, ou através da construção de barragens e escavação de terrenos, criando assim reservatórios, represas ou açudes (ESTEVES, 1988). Na área de estudo, o sistema lêntico é representado principalmente por lagos e reservatórios que são mais predominantes a oeste da Lagoa Mirim e do Canal São Gonçalo.

De acordo com o novo Código Florestal, Lei nº 12.651 de 2012, Art. 4º, as Áreas de Preservação Permanente (APPs) incluem as faixas ao redor de lagos e lagoas naturais, com largura de 100 metros em zonas rurais e 30 metros em zonas urbanas; as áreas ao redor das nascentes, com uma faixa de 50 metros; e as margens dos reservatórios artificiais formados por barramento ou represamento de cursos d'água naturais, com a faixa definida pela licença ambiental do empreendimento (BRASIL, 2012).

Lótico

O Sistema Lótico é definido como um ambiente relativo a águas continentais moventes, caracterizado principalmente pelo fluxo hídrico e pela correnteza. Esse sistema tem origem na nascente e percorre diversos ambientes, variando em

declividade, sedimento e cobertura vegetal, até atingir a desembocadura, com um aumento gradual de tamanho da cabeceira à foz. O Sistema Lótico promove uma significativa troca entre os ambientes terrestre e aquático, incluindo exemplos como rios, nascentes, ribeiras, riachos e arroios (BRASIL, 2005; TALAMONI e RUIZ, 1995).

O novo Código Florestal Lei nº 12.651 de 2012, em seu Art. 4º define como Áreas de Preservação Permanente (APPs) as faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene e intermitente, excluindo os efêmeros. As faixas de APP devem ser estabelecidas a partir da borda da calha do leito regular e têm a largura variada conforme o tamanho do curso d'água: 30 metros para cursos d'água com menos de 10 metros de largura, 50 metros para aqueles com 10 a 50 metros, 100 metros para cursos d'água de 50 a 200 metros, 200 metros para aqueles de 200 a 600 metros e 500 metros para cursos d'água com largura superior a 600 metros. As áreas ao redor das nascentes também são consideradas APPs, devendo respeitar um raio mínimo de 50 metros (BRASIL, 2012).

Além da característica de ter água corrente com movimento horizontal e unidirecional, o Sistema Lótico apresenta uma intensa interação com a bacia hidrográfica a que pertence. Na BHLM, os rios mais significativos são o Piratini que desaguam no Canal São Gonçalo, o Jaguarão, o Cebollati e o Taquari, que desaguam na Lagoa Mirim, sendo os dois últimos localizados no Uruguai.

2.3.2 Caracterização dos Serviços Ecossistêmicos Hidrológicos (SEH)

Serviços ecossistêmicos hidrológicos (SEH) referem-se aos benefícios que os seres humanos obtêm dos processos e funções naturais dos ecossistemas relacionados à água. Os SEH são gerados principalmente pelos ecossistemas terrestres e resultam das interações entre o clima, o relevo e a cobertura do solo.

Ha et al. (2023) elaborou uma estrutura de 17 serviços ecossistêmicos hidrológicos (HESS17) como suporte ao planejamento de bacias hidrográficas e monitoramento ambiental. Com foco na forma como os ecossistemas afetam atributos hidrológicos (quantidade, qualidade e disponibilidade de água), Brauman et al. (2007) apresenta uma estrutura para definir e avaliar os atributos dos SEH que

traduzem os processos eco-hidrológicos no contexto dos serviços ecossistêmicos, de maneira que possa auxiliar na gestão. Em termos de quantificação de SEH e análises de *trade-offs*, Gao et al. (2020) analisaram como as mudanças no uso do solo afetam SEH como rendimento hídrico, proteção do solo e purificação da água na Bacia do Rio Guishui, China. Bangash et al. (2013) avaliou os impactos das mudanças climáticas nos SEH de abastecimento de água e controle de erosão na Bacia Hidrográfica Mediterrânea de Llobregat (Espanha).

Esses estudos enfatizam a importância dos SEH, e destacam benefícios como o abastecimento de água, regulação do ciclo hidrológico, manutenção da qualidade da água, regulação climática, proteção do solo contra a erosão e o suporte à diversidade biológica em ambientes aquáticos e terrestres. Além disso, os SEH são essenciais para várias atividades econômicas, incluindo agricultura, pesca, turismo e produção de energia.

A degradação ambiental e as mudanças climáticas ameaçam esses serviços, e conforme a Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MEA), a purificação da água, a regulação do escoamento e o controle da erosão, estão entre os SE que vêm apresentando declínio de sua oferta, principalmente em decorrência de mudanças nos padrões de ocupação e uso do solo (MEA, 2005).

Considerando o exposto, e principalmente, a relevância no contexto da bacia hidrográfica e a relação com benefícios fundamentais para o bem-estar humano e resiliência dos ecossistemas, foram definidos para este estudo, cinco SEH:

Armazenamento

O armazenamento é um serviço de provisão e refere-se à capacidade de determinados corpos hídricos (lagos, lagoas e áreas úmidas) em armazenar água. O armazenamento de água nesses ambientes gera benefícios como a retenção de água durante enchentes e atenuação do escoamento superficial; fornecimento de água durante secas prolongadas; água para a agricultura e pecuária; habitats para peixes, aves migratórias e alguns mamíferos; regulação climática; e oportunidades de lazer (HA et al., 2023).

A quantidade de água que é armazenada nos corpos hídricos é influenciada por uma combinação de fatores climáticos, geológicos, biológicos e antrópicos. As mudanças climáticas podem comprometer o armazenamento devido ao aumento da evaporação como resultado da elevação das temperaturas e a intrusão salina em aquíferos costeiros pela elevação do nível do mar (RASMUSSEN et al., 2013).

Com relação às atividades humanas, a expansão e intensificação da produção agrícola em terras irrigadas vêm resultando em um aumento significativo da demanda global de água, enquanto localmente, a agrossilvicultura, pecuária e a aquicultura podem impactar o armazenamento nas bacias hidrográficas (UNESCO, 2020).

O crescimento urbano frequentemente resulta na ocupação desordenada de áreas de inaptas legal e ambientalmente, como áreas úmidas e planícies aluviais. Resultando na degradação desses sistemas naturais e impactando a qualidade da água pela poluição gerada devido a gestão inadequada de resíduos e efluentes domésticos (UNESCO op cit.).

Nesse contexto, as políticas públicas, como a outorga de uso da água e programas de conservação ambiental, são essenciais para equilibrar o uso dos recursos hídricos e garantir sua sustentabilidade a longo prazo.

Regulação do Escoamento

A regulação do escoamento é resultado da capacidade de interceptação da água pela cobertura do solo, controlando a velocidade e o tempo de escoamento na superfície. Refere-se ao papel que os ecossistemas desempenham no controle e moderação do movimento da água através da paisagem (ONAINDIA et al., 2013).

A cobertura vegetal é bastante eficiente em regular o escoamento, as florestas, por exemplo, atuam desde o dossel até as raízes interceptando a água da chuva e diminuindo a velocidade do escoamento. Além disso, reduzem o risco de erosão e permitem que a água infiltre no solo, contribuindo para a umidade do solo e a recarga de aquíferos (GUO et al., 2000).

Esquivel et al. (2020), ressalta que quanto maior a diversidade funcional das florestas, maiores também são as taxas de regulação do escoamento. E que bacias

hidrográficas com grandes variações na regulação do escoamento são dominadas por ecossistemas com menor diversidade, como florestas plantadas com espécies exóticas.

Além disso, a regulação do escoamento contribui para a manutenção da qualidade da água, pois ajuda a filtrar sedimentos e poluentes antes que eles cheguem aos corpos hídricos. Também atua na diminuição do fluxo dos rios em períodos de precipitação intensa, contribuindo na mitigação de inundações, erosão das margens e assoreamento (LU et al., 2015).

As atividades antrópicas, como a agricultura intensiva e a urbanização, têm um impacto significativo na regulação do escoamento. A impermeabilização do solo em áreas urbanas e o uso inadequado da terra para agricultura aumentam o escoamento superficial, reduzindo a infiltração de água e alterando o fluxo natural dos corpos hídricos. Além disso, a construção de infraestruturas como barragens e canais pode modificar drasticamente o fluxo da água, prejudicando a capacidade dos ecossistemas de regular o escoamento de forma natural.

Práticas de conservação, como o reflorestamento e a construção de terraços em áreas agrícolas, ajudam a melhorar a infiltração de água e a reduzir o escoamento superficial. Além disso, políticas públicas de manejo do uso do solo e da água, incluindo a outorga de uso da água, são essenciais para garantir que o escoamento seja regulado de maneira sustentável, preservando os ecossistemas e minimizando riscos de inundações e erosão.

Purificação da Água

Os ecossistemas naturais desempenham um papel fundamental na purificação da água, um serviço ecossistêmico de regulação essencial para a manutenção da qualidade da água disponível para consumo humano e para a saúde dos ecossistemas aquáticos. A purificação natural da água é um processo que envolve diversos componentes do ecossistema, como a vegetação, o solo, a fauna e os microrganismos que através de processos biológicos, químicos e físicos melhoram a qualidade da água antes que chega aos rios, lagos, aquíferos e outros corpos hídricos (GRÊT-REGAMEY et al., 2011).

A vegetação, particularmente as florestas e zonas úmidas, desempenham um papel fundamental no processo de purificação da água. As raízes das plantas ajudam a filtrar sedimentos e nutrientes excessivos, como nitrogênio e fósforo, resultantes de atividades agrícolas e urbanas. As zonas úmidas, em particular, funcionam como sistemas naturais de tratamento, onde a vegetação aquática e os solos saturados promovem a remoção de contaminantes por processos como a sedimentação, adsorção e transformação biogeoquímica (MITSCH; GOSELINK, 2015).

Os solos, especialmente aqueles ricos em matéria orgânica, também são importantes na purificação da água. A infiltração de água no solo permite que partículas sólidas sejam removidas, enquanto a atividade microbiana transforma compostos químicos potencialmente prejudiciais em formas menos tóxicas. O solo age como um filtro natural, onde processos como a sorção e a decomposição desempenham papéis fundamentais na remoção de poluentes (WANG et al., 2018).

Nos ecossistemas aquáticos, incluindo rios, lagos e zonas úmidas, os microrganismos, como bactérias e fungos, são responsáveis pela decomposição de matéria orgânica e pela transformação de nutrientes, desempenhando um papel essencial na ciclagem de nutrientes e na remoção de poluentes (REID et al., 2019).

A purificação da água é vital para garantir a disponibilidade para a irrigação agrícola e usos industriais; e a qualidade para o consumo humano. Em um contexto de crescente pressão sobre os recursos hídricos devido ao aumento populacional, à urbanização e às mudanças climáticas, este serviço torna-se ainda mais importante. A degradação dos ecossistemas que fornecem este serviço como florestas e áreas úmidas, pode levar a um aumento nos custos de tratamento de água e à diminuição da disponibilidade de água potável (COSTANZA et al., 1997).

Além disso, a purificação natural da água contribui para a resiliência dos ecossistemas aquáticos, ajudando a manter a biodiversidade e a funcionalidade dos habitats. A perda desse serviço ecossistêmico pode resultar em uma série de impactos negativos, incluindo o aumento da eutrofização dos corpos hídricos, a proliferação de espécies invasoras e a diminuição da qualidade da água (TEAL et al., 2019).

Controle de erosão

O controle de erosão é um serviço ecossistêmico oferecido, particularmente pelas florestas, campos, zonas úmidas e outros tipos de ambientes naturais com cobertura vegetal que promovem a proteção das camadas superficiais do solo. A erosão é resultado da desagregação e do transporte de sedimentos pelo vento ou pela água, resultando na degradação do solo, perda de nutrientes, sedimentação de corpos hídricos e comprometimento da qualidade da água.

A vegetação é o principal fator no controle da erosão. As raízes fixam o solo, aumentando sua coesão e resistência a desagregação e ao transporte. As copas das árvores e outras coberturas vegetais reduzem o impacto direto da chuva no solo, diminuindo o escoamento superficial e a erosão hídrica (MONTGOMERY, 2007).

As áreas úmidas e a mata ciliar atuam como zonas de amortecimento, absorvendo o excesso de água e energia das correntes fluviais, o que ajuda a prevenir a erosão das margens dos rios. Além disso, a vegetação aquática e ciliar retem sedimentos e nutrientes, reduzindo a sedimentação nos corpos hídricos e contribuindo para a qualidade da água (DOSSKEY et al., 2010).

Os sistemas agrícolas e de manejo sustentável do solo, que incorporam práticas como o plantio direto, terraceamento e o cultivo de culturas de cobertura, também são fundamentais para o controle da erosão. Essas práticas agrícolas imitam os mecanismos naturais que causam a erosão, ajudando a preservar a estrutura do solo, aumentar a infiltração de água e minimizar o escoamento superficial (LAL, 2015).

O serviço de controle de erosão é essencial não apenas para a manutenção da saúde do solo, mas também para a preservação de ecossistemas aquáticos e terrestres. A erosão excessiva pode levar à perda de solos férteis, comprometendo a produtividade agrícola e aumentando a necessidade de insumos como fertilizantes, que podem, por sua vez, poluir os corpos hídricos. Além disso, a sedimentação resultante da erosão afeta negativamente os habitats aquáticos, causando o assoreamento e a poluição de rios e lagos, e impactando a biodiversidade (PIMENTEL et al., 1995).

A conservação e o manejo adequado dos ecossistemas naturais são, portanto, fundamentais para mitigar os impactos da erosão. A proteção das florestas, zonas úmidas e áreas ripárias, juntamente com práticas agrícolas sustentáveis, contribuem significativamente para a manutenção da integridade do solo e da qualidade da água (MASTRORILLI et al., 2018). O controle de erosão, além de ser fundamental para a sustentabilidade ambiental, também tem implicações econômicas e sociais importantes, pois pode reduzir os custos associados à recuperação de terras degradadas e à gestão de recursos hídricos.

Rendimento hídrico

O rendimento hídrico representa a quantidade de água da precipitação ou do derretimento de gelo, que escoam na superfície da terra, salvo dos efeitos da evapotranspiração e da infiltração de água no solo. A distribuição do rendimento hídrico é essencial para o equilíbrio hidrológico, e suas variações, quando extremas, podem resultar em escassez de água ou em inundações (YANG et al., 2020).

A evapotranspiração, o escoamento superficial e a infiltração de água no solo são regulados pelos tipos de uso e cobertura do solo. Áreas com vegetação atuam intensamente na evapotranspiração e as diferentes coberturas do solo interferem na velocidade de escoamento e na capacidade de infiltração de água no solo (LI et al., 2018).

A saúde dos solos também é determinante para o rendimento hídrico. Solos ricos em matéria orgânica e com boa estrutura física possuem alta capacidade de retenção de água e permitem maior infiltração. Isso contribui para a recarga dos aquíferos e a manutenção do fluxo base dos rios, essencial durante períodos de estiagem. A compactação do solo, por outro lado, reduz a infiltração e aumenta o escoamento superficial, que pode resultar em menor rendimento hídrico e maior risco de inundações (BRUINSMA, 2003).

O rendimento hídrico representa o volume de água que abastece os corpos hídricos através do escoamento superficial, fator essencial para a sustentabilidade dos recursos hídricos, especialmente em regiões onde a disponibilidade de água é limitada ou está sob pressão devido à expansão urbana, industrial e agrícola. As mudanças climáticas, a degradação dos ecossistemas e o crescimento da demanda

por água, podem impactar o rendimento hídrico em bacias hidrográficas, principalmente em regiões que já sofrem com a escassez desse recurso (CALDER, 2005).

Além da caracterização dos SEH, foi elaborada de uma matriz relacional para a análise das funções eco-hidrológicas e benefícios resultantes de cada SEH (Quadro 6). Essa estrutura foi utilizada como base na ponderação de pesos de importância definidos em dinâmicas de opinião especialista, que posteriormente foram utilizados na aplicação do modelo InVEST overlapping use para o cálculo do índice de Importância Relativa (IR).

Quadro 6- Matriz relacional SEH x Funções Eco-hidrológicas x Benefícios.

SEH	Função eco-hidrológica	Benefícios	Referências
Armazenamento	Capacidade de armazenamento em corpos hídricos em geral, como rios, lagos e aquíferos.	Abastecimento (urbano, rural e industrial), regulação climática, pesca e produção extrativista, lazer.	(BRAUMAN et al., 2007; BRAUMAN, 2015; HA et al., 2023)
Regulação do escoamento	Interceptação da água da chuva pela vegetação e solo, reduzindo a velocidade do escoamento.	Controle de enchentes; mitigação do assoreamento de corpos d'água, controle da intrusão salina nas águas subterrâneas.	(TAMBOSI et al., 2015 HA et al., 2023)
Purificação da água	A capacidade dos ecossistemas de remover poluentes por meio de processos químicos, físicos, microbiológicos e mecânicos.	Potabilidade, balneabilidade, diluição, manutenção da biodiversidade.	(GRÊT-REGAMEY et al., 2011; HA et al., 2023)
Controle de erosão	Proteção das camadas superficiais do solo proporcionada pela presença de vegetação.	Mitigação da erosão, equilíbrio sedimentar, fixação de nutrientes no solo, interceptação de chuvas e infiltração no solo.	(MASTRORILLI et al., 2018; HA et al., 2023)

Rendimento hídrico	Controla a quantidade de água da precipitação que escoar na superfície do solo.	Recarga de corpos hídricos, infiltração de água no solo.	(YANG et al., 2020)
--------------------	---	--	---------------------

Fonte: Adaptado de GIANUCA et al. (2024a).

A interdependência e a conexão entre tais serviços ficam evidentes na relação intrínseca entre os processos eco-hidrológicos e os benefícios gerados. Por exemplo, o serviço de proteção solo, prestado pelas áreas com cobertura vegetal, além de evitar a erosão, também está relacionado com a diminuição da velocidade de escoamento, contribuindo para a infiltração de água no solo, e permitindo que ocorram processos biogeoquímicos que resultam na purificação da água.

Os SEH também estão relacionados a outros serviços ecossistêmicos, como a regulação climática, a produção de alimentos e a provisão de habitats. Por exemplo, a vegetação que regula o ciclo da água também captura carbono, contribuindo para a mitigação das mudanças climáticas.

2.3.3 Avaliação da oferta de Serviços Ecossistêmicos Hidrológicos (SEH)

A avaliação da oferta SEH resultou em um artigo científico publicado no periódico *Ecological Modelling* (Ed. 492) em abril de 2024, sob o título *Ecosystem-based spatial modeling: Assessing the supply of hydrological services in a watershed in Southern Brazil* (GIANUCA et al., 2024), apresentado na íntegra no **Apêndice B**.

Os serviços ecossistêmicos hidrológicos (SEH) são essenciais para a manutenção dos recursos hídricos e para a estabilidade ecológica de grande parte dos ecossistemas. Alguns desses serviços como a purificação da água, a regulação do escoamento e o controle da erosão, possuem especial importância para as bacias hidrográficas e atualmente apresentam declínio na sua oferta (POSTEL; THOMPSON, 2005; MEA, 2005).

Assim, avaliar os serviços ecossistêmicos é fundamental para compreender seus valores econômicos, ecológicos e culturais, particularmente em áreas

ecologicamente importantes, e especialmente, frente aos impactos do uso e ocupação do solo e das mudanças climáticas.

Nesse estudo propomos um método de avaliação de SE que combina dados espaciais quantitativos e a percepção de aspectos qualitativos definidos por opinião de especialistas. Os dados gerados foram aplicados ao modelo InVEST overlapping use para a avaliação da importância relativa (IR) dos sistemas ambientais para a provisão SEHs de armazenamento, purificação da água, regulação de escoamento e controle de erosão. Em seguida, aplicando álgebra de mapas, a Importância Relativa (IR) foi integrada aos valores padronizados de escoamento, resultando em um índice de Importância (II) (GIANUCA et al., 2024a).

2.3.3.1 Importância Relativa (IR)

A elaboração de uma base ecossistêmica possibilitou caracterizar e relacionar os Sistemas Ambientais e os principais SEH, analisando suas relações, funções eco-hidrológicas e os benefícios resultantes para o ser humano. Essas informações possibilitaram a ponderação de pesos de importância para cada sistema ambiental em relação a provisão dos SEH. Esses pesos foram definidos por consenso entre especialistas, resultando em pesos de importâncias em uma escala de cinco níveis (1- “muito baixa”; 2- “baixo”; 3- “médio”; 4- “alto” e 5- “muito alto”) (Tabela 2).

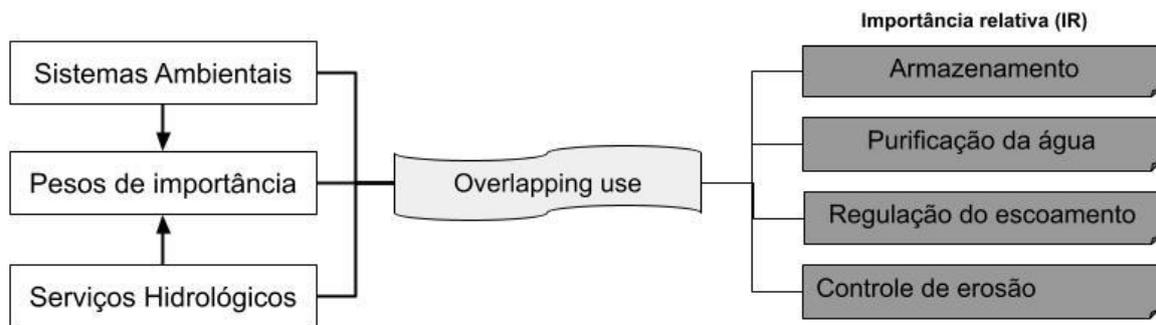
Tabela 2. Pesos de importância dos sistemas ambientais para a oferta dos SEH.

SISTEMAS AMBIENTAIS	SERVIÇOS HIDROLÓGICOS			
	Armazenamento	Regulação do escoamento	Purificação da água	Controle de erosão
Praia e dunas costeiras	1	2	3	3
Praia e dunas lagunares	1	2	3	2
Lagoas costeiras	5	1	2	1
Campos associados à pecuária	2	4	3	4
Silvicultura	1	4	2	3
Florestas	2	5	3	4
Lêntico	4	1	3	1
Lótico	4	1	4	1
Predominantemente agrícola	1	2	1	3
Mata ciliar	2	4	3	5
Urbano e infraestrutura	1	1	1	1

Áreas úmidas	4	3	4	2
--------------	---	---	---	---

Fonte: Adaptado de GIANUCA et al. (2024a).

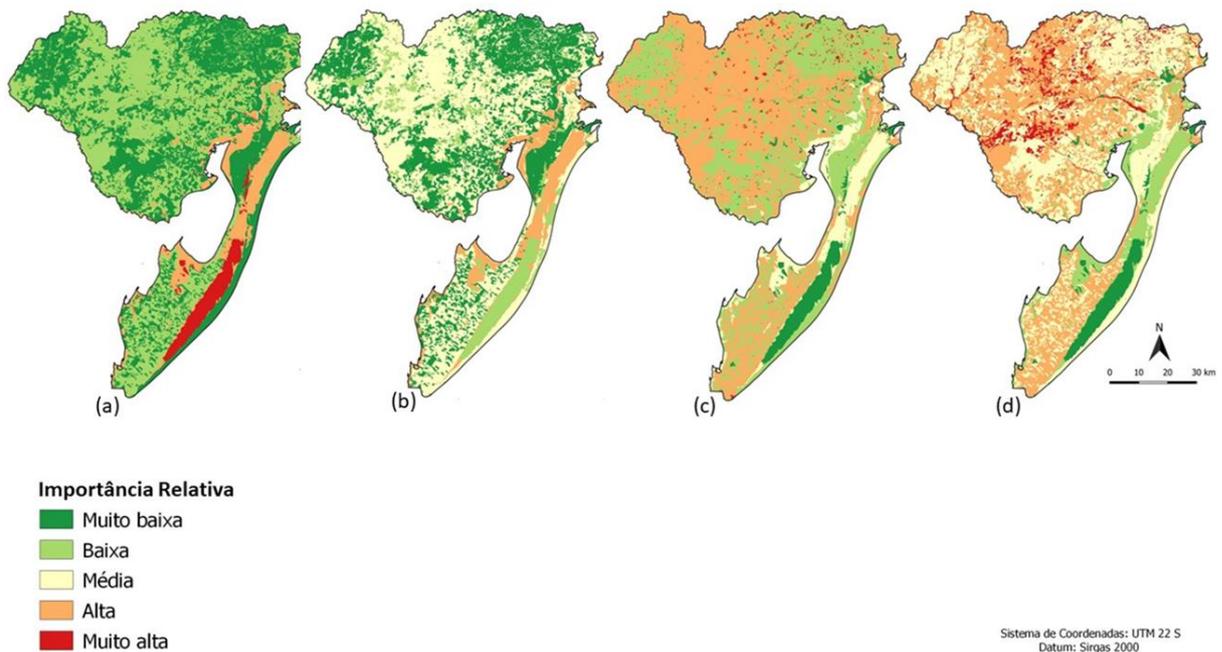
Figura 9- Aplicação do modelo InVEST *Overlapping use*.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os pesos de importância foram utilizados na aplicação do modelo InVEST overlapping (Figura 9) que calcula a soma desses pesos dividida pelos sistemas ambientais resultando na Importância Relativa (IR) (Figura 10).

Figura 10- Importância Relativa (IR) dos Sistemas Ambientais para oferta de Serviços Ecosistêmicos Hidrológicos (SEH): (a) Armazenamento de água; (b) Purificação de água; (c) Regulação do escoamento e (d) Controle de erosão.



Fonte: Adaptado de GIANUCA et al. (2024a).

Entre os sistemas destacam-se com relação ao Armazenamento (Figura 10- a), as Lagoas Costeiras e os sistemas Lóticos com importância relativa “muito alta” e as Áreas Úmidas com “alta”. Os demais sistemas apresentaram importância relativa “baixa” ou “muito baixa”, nenhum sistema apresentou importância “média”.

Para a Purificação da Água (Figura 10- b) o Sistema Áreas Úmidas apresentou IR “alta”, principalmente pelos banhados localizados no entorno das lagoas e planície lagunar, devido ao potencial de remoção de poluentes por processos químicos e microbiológicos. Os Campos associados à pecuária, Mata Ciliar, Florestal e Praias e dunas (costeiras e lagunares) apresentam IR “média”. Nenhum sistema foi classificado com IR “muito alta”.

A Regulação do escoamento (Figura 10- c) teve IR “muito alta” para o Sistema Florestal. Os sistemas de Mata Ciliar, Campos Associados à Pecuária e Silvicultura apresentaram “importância alta”. A Mata Ciliar e a Silvicultura da mesma forma que o sistema Florestal, atenuam a intensidade da chuva no dossel, enquanto os Campos Associados à Pecuária, cobertos por gramíneas e vegetação arbustiva também contribuem de forma relevante para a regulação do escoamento superficial.

Para o Controle de erosão (Figura 10- d) apenas a Mata Ciliar apresentou IR “muito alta” devido ao seu papel fundamental na proteção do solo, fixando as margens dos corpos hídricos. Os sistemas Florestal e de Campos Associados à Pecuária apresentaram IR “alta”. Os sistemas Predominantemente Agrícola, Silvicultura e Praias e Dunas Costeiras foram classificados como de IR “média”.

O sistema Urbano e de Infraestrutura apresentou IR “muito baixa” para os quatro SEH, principalmente com relação a impermeabilização do solo e ausência de cobertura vegetal.

Florestas, Matas Ciliares, Campos e Áreas Úmidas apresentaram as maiores IR para o maior número de serviços. As áreas predominantemente agrícolas e urbanas/infraestrutura (áreas urbanas, portos, indústria e estradas) apresentaram a IR mais baixa. Alguns sistemas apresentaram importância alta ou muito alta para serviços específicos. Por exemplo, Lagoas Costeiras e Lótico para o Armazenamento e Florestas e Matas Ciliares para Regulação do Escoamento e Controle de Erosão, respectivamente.

A IR pode ser utilizada na elaboração de zoneamentos específicos, por exemplo: no Canal São Gonçalo é captada a água que abastece o município de Rio Grande, e a várzea desse canal é intensamente utilizada para plantio de arroz. Com base na IR seria possível identificar áreas importantes para a purificação da água próximas ao ponto captação, e então avaliar o impacto causado pelas atividades desenvolvidas no entorno, contribuindo para o ordenamento do uso do solo nessas áreas.

Os valores do IR são diretamente proporcionais aos pesos de importância, que podem variar de acordo com os atores envolvidos na dinâmica de opinião especialista para a ponderação consensual dos pesos. Por exemplo, os valores de importância atribuídos aos ambientes aquáticos, considerando o armazenamento (provisão) e a purificação da água (regulação), poderão ser superiores quando avaliados pelos pescadores. Isto porque a pesca depende diretamente destes serviços (GIANUCA et al., 2024a).

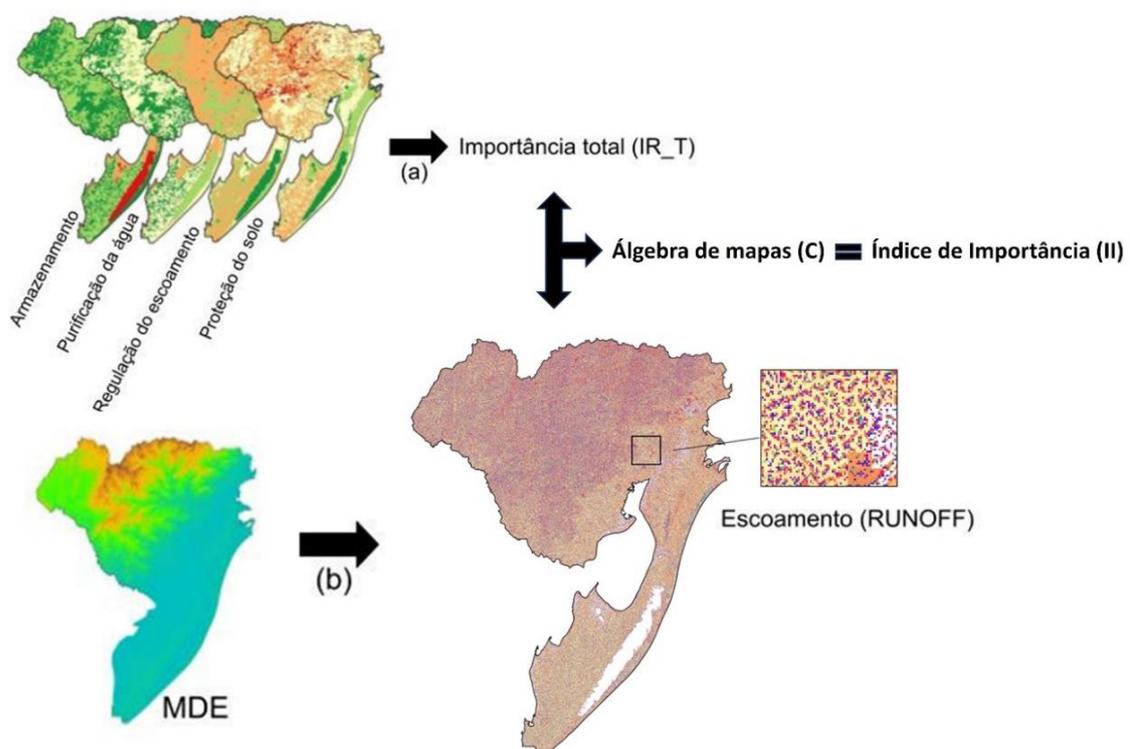
2.3.3.2 Índice de Importância (II)

Qualquer ecossistema afeta os atributos da água que passa por ele. Assim, todos os ecossistemas fornecem serviços hidrológicos (BRAUMAN et al., 2007). A cobertura vegetal e o relevo atuam diretamente no fluxo de água na superfície terrestre. Os ecossistemas nas áreas a montante desempenham um papel crítico, influenciando a quantidade, qualidade e disponibilidade da água para os utilizadores a jusante (TAMBOSI et al., 2015).

O escoamento é uma das partes mais importantes do ciclo hidrológico e tem sido utilizado como indicador da adequação da gestão de uma bacia hidrográfica (TONIOLO, 2013). Quando a intensidade da precipitação se torna maior que a capacidade de retenção de água pela superfície terrestre, ocorre um aumento na taxa de escoamento superficial, que pode resultar em erosão, transporte e deposição de sedimentos em corpos hídricos (SANTOS; LOLLO, 2016).

Mesmo que a BHLM não apresente um relevo acentuado, com altitudes de até 30 metros na Planície Costeira e de até 480 metros sobre o Planalto Sul Rio-Grandense ao norte, o escoamento é uma variável importante e que foi considerada e integrada na análise. As medidas de escoamento foram calculadas em SIG (TerrSet® Runoff), com base em um modelo digital de elevação (MDE-ALOS PALSAR) (Figura 11 - b).

Figura 11- Elaboração do Índice de Importância (II). (a) Soma das imagens de IR; (b) Cálculo do escoamento – RUNOFF; (c) Álgebra de mapas para a padronização e integração de dados.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Foi utilizada álgebra de mapas (figura 11-c) e a aplicação de uma equação matemática para a padronização do escoamento (RUNOFF) e integração com a IR resultando em um Índice de Importância (II) com valores variando de 0,06 a 0,25 (Figura 12 e Tabela 3). O II combina informações sobre a importância ecológica dos sistemas para a provisão dos SEH, com o escoamento superficial, possibilitando classificar os sistemas ambientais de acordo com as variáveis consideradas para a definição da importância. A Figura 12 apresenta os Sistemas Ambientais e o índice de Importância (II).

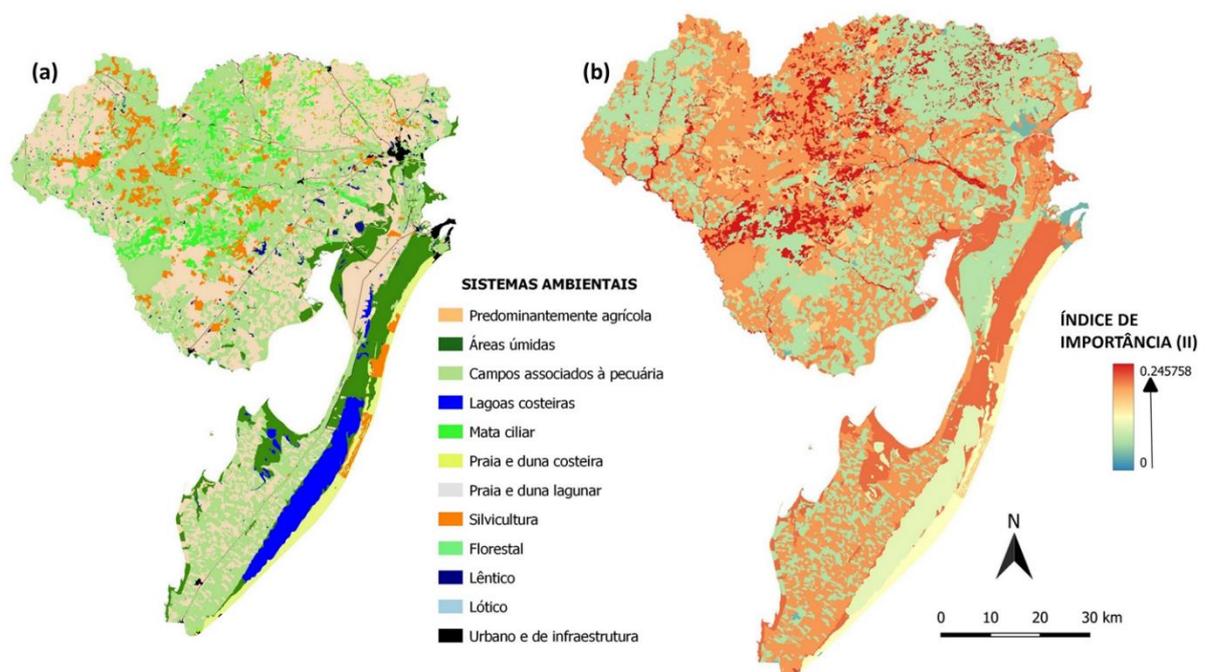


Figura 12- Mapas dos Sistemas Ambientais (a) e Índice de Importância (II) (b).

Fonte: Adaptado de GIANUCA et al. (2024a).

Tabela 3- Sistemas ambientais, área ocupada e Índice de Importância (II).

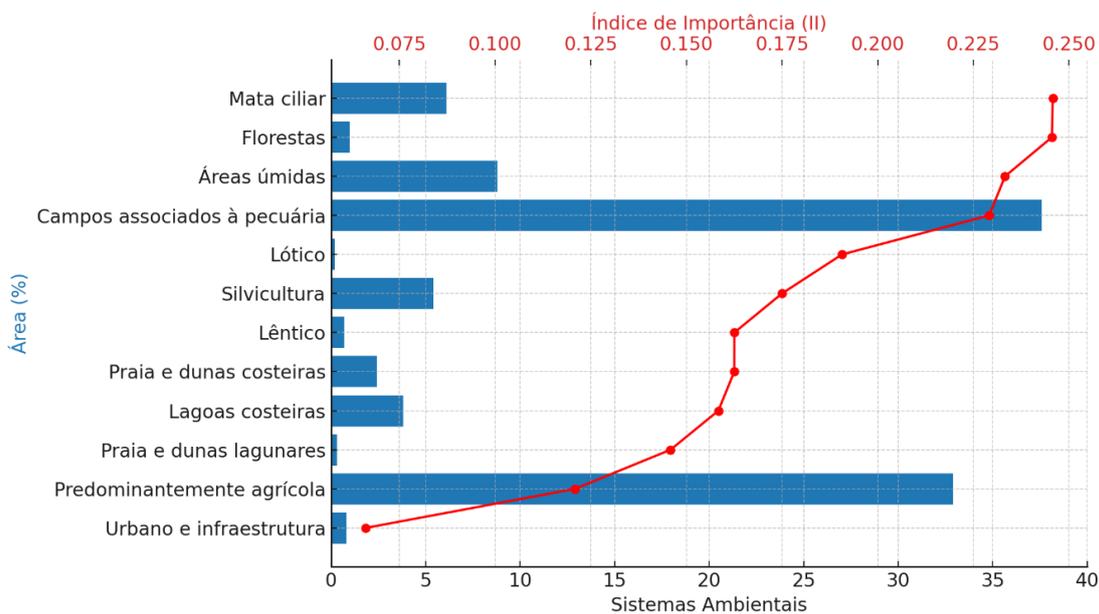
SISTEMAS AMBIENTAIS	Área %	Índice de Importância (II)
Mata ciliar	6,10%	0,245758
Florestas	1,00%	0,245539
Áreas úmidas	8,80%	0,233283

Campos associados à pecuária	37,60%	0,229154
Lótico	0,20%	0,190667
Silvicultura	5,40%	0,174966
Lêntico	0,70%	0,162519
Praia e dunas costeiras	2,40%	0,162502
Lagoas costeiras	3,80%	0,158337
Praia e dunas lagunares	0,30%	0,145828
Predominantemente agrícola	32,90%	0,120848
Urbano e infraestrutura	0,80%	0,066119

Fonte: Adaptado de GIANUCA et al. (2024a).

As Matas Ciliares (0,2457), Florestas (0,2455), áreas úmidas (0,2332) e Campos Associados à Pecuária (0,2291) apresentaram os maiores valores. O Sistema Urbano e Infraestrutura apresentou o valor mais baixo (0,0661), seguido de Predominantemente Agrícola (0,1208). Os demais sistemas apresentaram variação mínima ($\leq 0,044$). Porém, para uma análise efetiva do II é necessário relacionar a área ocupada pelos sistemas (Figura 13), para compreender a dimensão e distribuição da importância com relação à Bacia hidrográfica.

Figura 13- Índice de Importância (II) e área ocupada pelos Sistemas Ambientais.



Fonte: Elaborado pelo Autor.

As Matas Ciliares e Florestas embora ocupem pequenas áreas (6,1% e 1% respectivamente), apresentaram os maiores valores do II. A importância desses sistemas já destacada na IR, fica ainda mais evidente quando associada ao

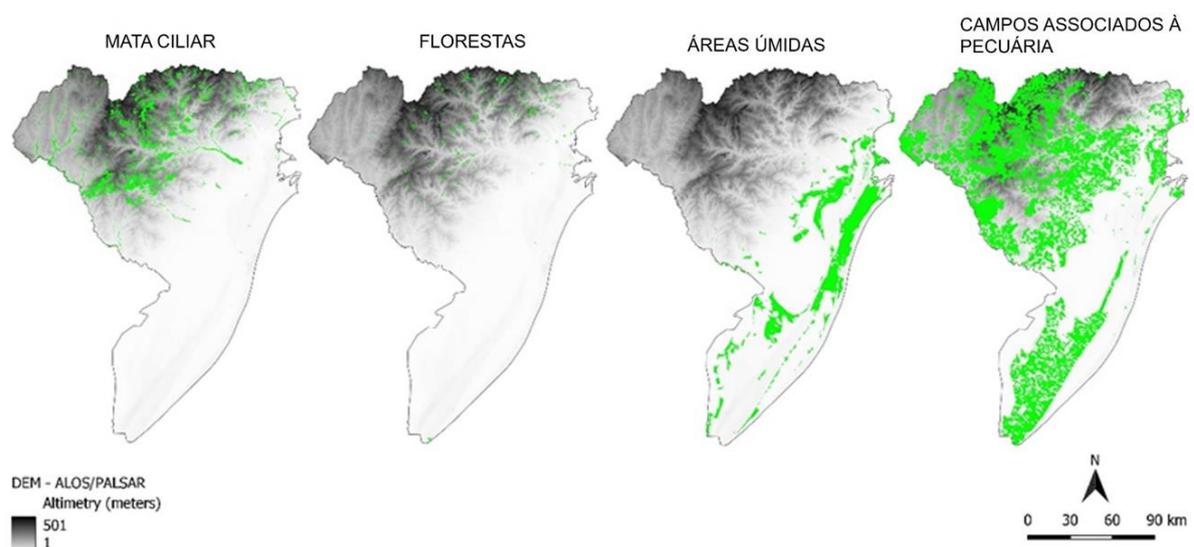
escoamento, principalmente devido a sua localização no relevo e por sua funcionalidade com relação aos SEH. A Figura 14 destaca a altimetria e a distribuição espacial dos quatro Sistemas Ambientais com os maiores Índices de Importância (II).

As Matas Ciliares estão localizadas principalmente na parte norte da BHLM e ao longo dos principais rios e nas margens das lagoas. E desempenham um conjunto de funções eco-hidrológicas importantes proporcionadas principalmente, pela densidade e estrutura da vegetação. Essas funções estão diretamente relacionadas à qualidade da água (processos físico-químicos e barreira para nutrientes e contaminantes), regulação de vazões (atenuação de chuvas e infiltração de água no solo) e controle de erosão (proteção do solo e redução do assoreamento de corpos hídricos) (TAMBOSI et al., 2015).

As Florestas também estão localizadas, em grande parte, ao norte em terras de relevo mais elevado. Atuam de forma semelhante a Mata Ciliar em relação à funcionalidade e na oferta dos SH. Porém, sua distribuição é fragmentada, e muitas vezes impactada pela expansão da agricultura.

As Áreas Úmidas desempenham um papel fundamental no equilíbrio hidrológico devido ao seu potencial de armazenamento de água durante os períodos de seca. E a presença de solo hidromórfico e vegetação aquática ou palustre, contribui para a purificação da água (BOZELLI et al., 2018).

Figura 14- Altimetria e distribuição espacial dos sistemas ambientais com maior Índice de Importância (II).



Fonte: Adaptado de GIANUCA et al. (2024a).

Os campos associados à pecuária estão bem distribuídos em toda a área da bacia e destacam-se pela biodiversidade, principalmente relacionada à vegetação, com a presença de cerca de 2.200 espécies de gramíneas (BOLDRINI et al., 2009). A vegetação dos campos contribui principalmente para a atenuação do escoamento superficial e na proteção do solo.

O sistema predominantemente agrícola, com o segundo menor valor do II (0,1208), ocupa a segunda maior área (32,9%), concentrando o uso intensivo solo para a produção agrícola baseada na monocultura, principalmente, de arroz irrigado e soja (RIBEIRO et al., 2020; SOSINSKI, 2009).

Estudos revelaram a notável expansão das atividades agrícolas, principalmente o cultivo da soja e a silvicultura, sobre os campos nativos (MENGUE et al., 2020). Gianuca e Tagliani (2012), destacam que a silvicultura, em especial as plantações de Pinus, afetam a conectividade entre os sistemas ambientais, principalmente em relação ao fluxo hídrico e sedimentar, causando o represamento de lagoas, alterações no transporte eólico e no escoamento dos banhados, homogeneização da paisagem, fragmentação de habitat e perda de biodiversidade.

O sistema Urbano e Infraestrutura obteve o menor valor do II (0,0661) devido ao baixo potencial no desempenho de funções eco-hidrológicas, já demonstrado pela Importância Relativa (IR), para qual o sistema obteve importância “muito baixa” para os quatro SEH analisados. Isso demonstra a necessidade de planejamento e qualificação ambiental dos centros urbanos com a criação e manutenção de áreas verdes, renaturalização das drenagens pluviais, instalação de telhados verdes e pavimentos permeáveis. Medidas que tendem a beneficiar a provisão de SEH, principalmente com relação à regulação do escoamento.

Sob o ponto de vista jurídico, os campos representam os ambientes mais vulneráveis para a expansão destas atividades, pois carecem de mecanismos legais que garantam a sua proteção efetiva. Já as Florestas nativas, matas ciliares, áreas úmidas e margens de corpos d'água são consideradas Áreas de Preservação Permanente de acordo com o Novo Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012). No entanto, modificações nesta Lei levaram a uma redução da vegetação protegida,

que contribuiu potencialmente para o notável aumento de 20% no desmatamento em todo o Brasil entre 2020 e 2021 (TAMBOSI et al., 2015; MAPBIOMAS, 2022).

De maneira geral, a principal contribuição deste índice é a sua possibilidade de adaptação e fácil aplicação para a avaliação de serviços ecossistêmicos, resultando em métricas geoespaciais e mapas dinâmicos. Sob o ponto de vista prático, este tipo de informação seria bastante útil no planejamento do uso e ocupação do solo, principalmente no contexto das bacias hidrográficas. Pois permite identificar quais ecossistemas são mais importantes para a provisão de determinados serviços, e assim analisar a relação com os usos e atividades socioeconômicas (GIANUCA et al., 2024a).

Vamos utilizar como exemplo a mineração. Devido ao seu alto impacto ambiental e social, a atividade mineradora é regulamentada por uma vasta legislação, sendo o principal documento legal o Decreto-Lei nº 227 de 1967, conhecido como Código de Mineração. A Agência Nacional de Mineração (ANM) é o órgão do governo brasileiro responsável por regular, fiscalizar e supervisionar as atividades de mineração no país. A ANM estabelece normas e regulamentos, fiscaliza a execução das atividades de mineração para garantir o cumprimento das leis ambientais e de segurança, e gerência os direitos de exploração mineral, emitindo autorizações e licenças. O Sistema de Informações Geográficas da Mineração (SIGMINE) disponibiliza informações sobre os processos minerários vigentes no país, inclusive a localização das poligonais que podem ser baixadas em formato shapefile ou kml no sítio da ANM⁵:

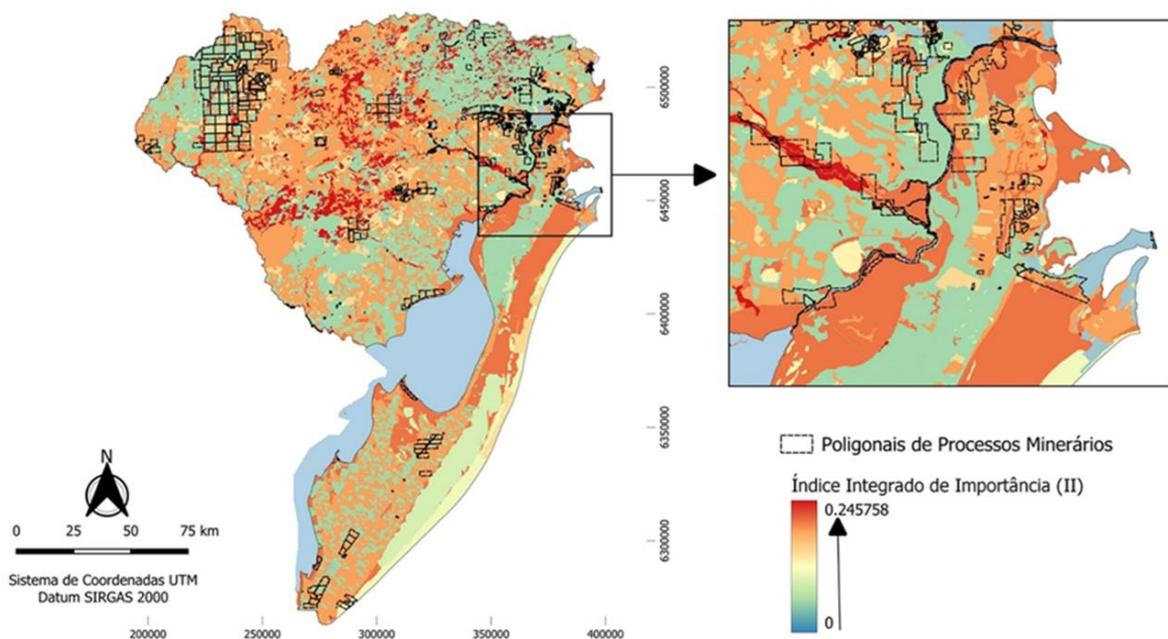
Agora, vamos analisar a distribuição das poligonais de processos minerários protocolados na Agência Nacional de Mineração (ANM) em sobreposição ao II (Figura 15). Assim, poderíamos avaliar alguns aspectos, como: qual seria o impacto da atividade sobre os sistemas que apresentaram maior II? Ou ainda, como os SEH seriam afetados?

São 735 processos ativos na área da BHLM e quase a metade desses requerimentos, 348 para ser mais exato, são para extração de areia e concentram-se principalmente ao longo do Canal São Gonçalo e Rio Piratini e em áreas

⁵ <https://geo.anm.gov.br/portal/apps/webappviewer/index.html?id=6a8f5ccc4b6a4c2bba79759aa952d908>

adjacentes nos municípios de Arroio Grande, Capão do Leão, Pelotas e Rio Grande. No Noroeste concentram-se requerimentos de extração de carvão nos municípios de Candiota, Hulha Negra e Pedras Altas. Os títulos ou requerimentos minerários vigentes estão em diferentes fases de outorga, dos quais 261 em fase Licenciamento e 37 em concessão de lavra, em ambas as situações já está autorizada a extração.

Figura 15- Sobreposição das poligonais de processos minerários ativos e o Índice de



Importância (II).

Fonte: Elaborado pelo autor.

O Canal São Gonçalo tem 76 km de extensão, largura variável entre 200 e 300 metros e profundidade média de 6 metros. Conecta a Lagoa Mirim com o Estuário da Lagoa dos Patos e tem como principal afluente o Rio Piratini. Desde a década de 70 é utilizado para a captação de água e abastecimento do município de Rio Grande. Assim como para a irrigação, principalmente nos cultivos de arroz. (RIBEIRO, 2018).

Toda a extensão do Canal São Gonçalo e boa parte do Rio Piratini, apresentam poligonais de processos minerários principalmente para a extração de areia para a

construção civil, tanto no leito dos corpos hídricos, quanto em áreas adjacentes de matas ciliares, campos e áreas úmidas, como destacado na Figura 15.

Estudos comprovam que os efeitos em longo prazo da extração de areia nos recursos hídricos e ecossistemas adjacentes podem afetar significativamente os sistemas hidrológicos e a biodiversidade. A atividade pode levar à redução dos lençóis freáticos, à degradação da qualidade da água e à interrupção das interações entre as águas superficiais e subterrâneas, impactando os ecossistemas, a disponibilidade de água, as economias locais e a saúde pública (MAYANK et al., 2024).

Além disso, a extração de areia altera o fluxo de sedimentos, podendo causar erosão e o assoreamento de corpos hídricos, o que prejudica os habitats aquáticos e a morfologia dos rios. Com consequências socioeconômicas negativas como o comprometimento da navegação, prejuízos para a pesca artesanal e perda da qualidade da água para abastecimento e irrigação.

Analisando a sobreposição da mineração sobre os sistemas que tiveram os maiores valores do II é possível observar uma grande pressão sobre as matas ciliares e áreas úmidas. Áreas extremamente importantes para a provisão dos SEH analisados e consideradas Áreas de Preservação Permanente (APP) pelo Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012). Porém, a Resolução CONAMA nº 369 de 2006 permite a mineração em APPs, autorizando a intervenção ou supressão de vegetação quando a atividade for considerada excepcional, de utilidade pública, interesse social ou de baixo impacto ambiental.

Portanto, o II pode ser adotado como um indicador de importância ecossistêmica relacionada a SE específicos, possibilitando análises direcionadas a determinados sistemas ambientais ou usos do solo. Essa facilidade de adaptação e aplicação é o que torna uma ferramenta potencialmente útil para o planejamento, podendo auxiliar na elaboração de zoneamentos, licenciamentos, planos diretores, e principalmente nos Planos de Gerenciamento de Bacias Hidrográficas.

2.4.4 Estimativa do Rendimento Hídrico

A Estimativa do Rendimento Hídrico resultou em um artigo científico submetido para publicação no periódico *Environmental Modelling and Software*, em agosto de 2024, sob o título *Hydrological Ecosystem Services (SEH) Modeling for estimating Water Yield in Watersheds*. (GIANUCA et al., 2024b), apresentado na íntegra no **Apêndice C**.

O rendimento hídrico é uma boa representação do escoamento superficial. A água que não infiltra no solo durante eventos de precipitação contribui para o fluxo superficial que alimenta os corpos hídricos e está diretamente relacionado à disponibilidade de água em uma bacia hidrográfica.

O modelo InVEST water yield é utilizado para estimar o rendimento hídrico em diferentes escalas. Quando estimado para uma bacia hidrográfica ou sub-bacia, essa medida representa a média anual de água proveniente da precipitação que não foi absorvida pela vegetação (evapotranspiração) ou infiltrada no solo. Ou seja, ele mede o escoamento em (mm) em uma unidade espacial por um determinado período.

O modelo calcula para cada pixel, a média da precipitação anual (Figura 16-a), menos a média da evapotranspiração anual (Figura 13-b), considerando as características do solo e da vegetação, a saber: profundidade do solo (Figura 16-c), água disponível no solo para a vegetação (PAWC) (Figura 16-d), uso e cobertura do solo (LULC) (Figura 16-e).

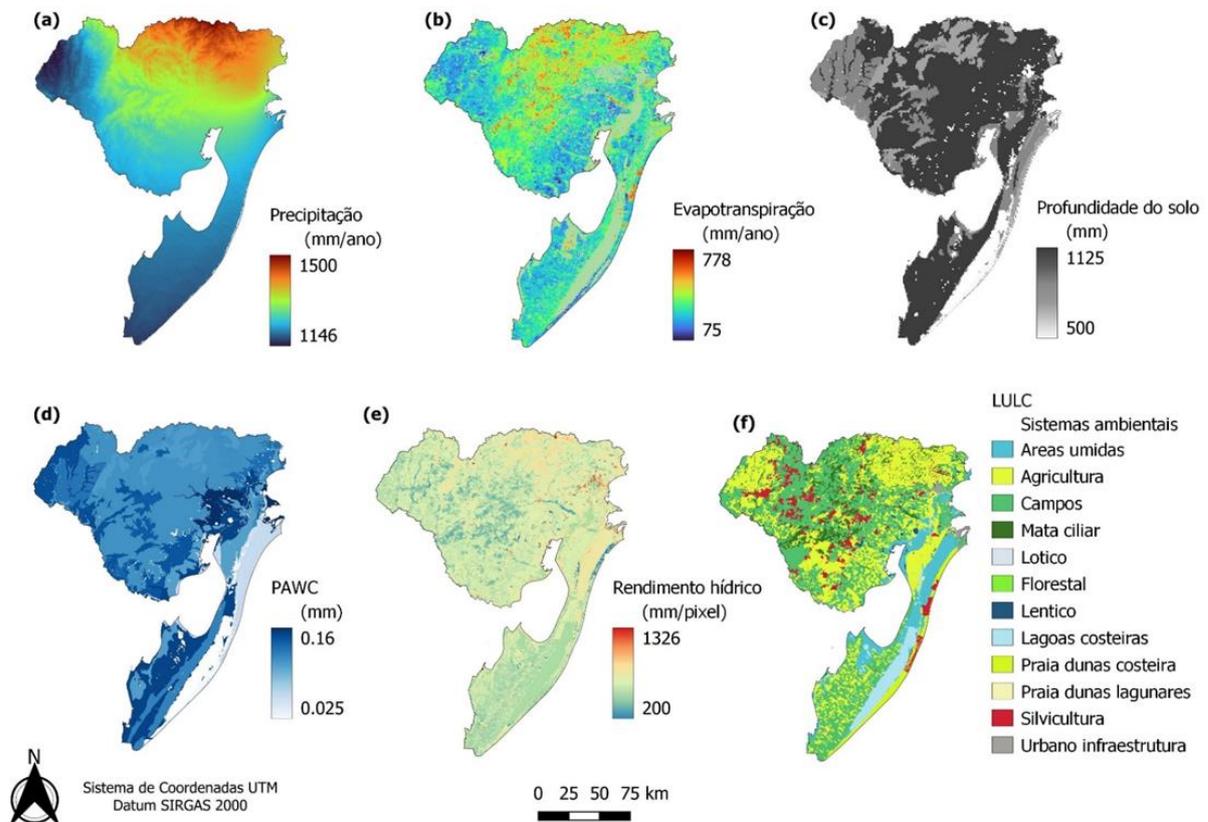


Figura 16- Dados espaciais aplicados no modelo InVEST water yield.

Fonte: Adaptado de GIANUCA et al. (2024b – no prelo).

Além de parâmetros biofísicos, referentes a profundidade das raízes (root_depth), o coeficiente de evapotranspiração da vegetação (etk), a presença ou ausência de vegetação (LULC_veg) e um fator de sazonalidade (Tabela 4).

Tabela 4- Parâmetros biofísicos.

CODE	LULC_desc	root_depth	etk	LULC_veg
1	Áreas úmidas	203	1200	1
2	Agricultura	2100	650	1
3	Campos/pecuária	2100	650	1
4	Mata ciliar	3700	1000	1
5	Lótico	0	1200	0
6	Florestal	3700	1000	1
7	Lântico	0	1200	0
8	Lagoas	0	1200	0
9	Praia e dunas costeiras	5	550	0
10	Praia e dunas lagunares	5	550	0
11	Silvicultura	3500	1000	1

12	Urbano/infraestrutura	0	150	0
----	-----------------------	---	-----	---

Fonte: Adaptado de GIANUCA et al. (2024b – no prelo).

O modelo InVEST water yield não diferencia fluxo superficial, subsuperficial e fluxo de base, mas assume que todo o rendimento hídrico de um pixel chega ao ponto em questão através de um desses caminhos (YANG et al., 2020). Ele também não possibilita descrever variações sazonais, já que os parâmetros são acumulados anualmente (NIGRUM et al., 2022).

A qualidade dos resultados é fortemente influenciada pela precipitação. REDHEAD et al. (2016), realizou uma validação empírica do modelo e destaca que, um aumento de 10% na precipitação, resulta em um aumento de 11% - 27% no rendimento hídrico. Enquanto na evapotranspiração, um aumento de 10% resulta na diminuição de 14% no rendimento hídrico.

Os dados de precipitação WorldClim, utilizados neste estudo, tendem a erros maiores em regiões com alta precipitação (HIJMANS et al., 2005). Como a região onde está localizada a BHLM apresenta uma distribuição da pluviosidade relativamente equilibrada ao longo do ano, a utilização de dados globais se mostrou adequada às escalas analisadas e aos objetivos propostos.

2.3.4.1 Rendimento hídrico por bacia, pixel e sub-bacias

A região da BHLM apresenta um padrão pluviométrico equilibrado e o rendimento hídrico total para a área da Bacia foi de 24.8 bilhões de mm/ano. Para a validação desse resultado, foi realizada uma comparação com os valores obtidos por Aquino et al. (2023), que utilizou o mesmo modelo e dados de entrada similares, para estimar o rendimento hídrico na região do Estuário da Lagoa dos Patos-RS. Concluindo que na área dos municípios de Rio Grande e Pelotas que equivale a 14% da BHLM, o rendimento hídrico anual foi de 2.1 bilhões de mm/ano, valor coerente se comparado com o obtido neste estudo para toda a bacia hidrográfica (GIANUCA et al., 2024b – no prelo).

O rendimento hídrico por pixel (WY-Pixel) apresentou o valor máximo de 1.326 mm/ano e o mínimo de 163 mm/ano (Figura 17-a). Os valores mais altos estão

distribuídos principalmente ao norte e nordeste da bacia, coincidindo com áreas de maiores taxas de precipitação. No restante da bacia, valores elevados estão associados às áreas antropizadas, como os centros urbanos e cultivos agrícolas. Os valores mais baixos são observados a oeste, em áreas florestadas e na faixa de praia na costa Atlântica (GIANUCA et al. op cit.)

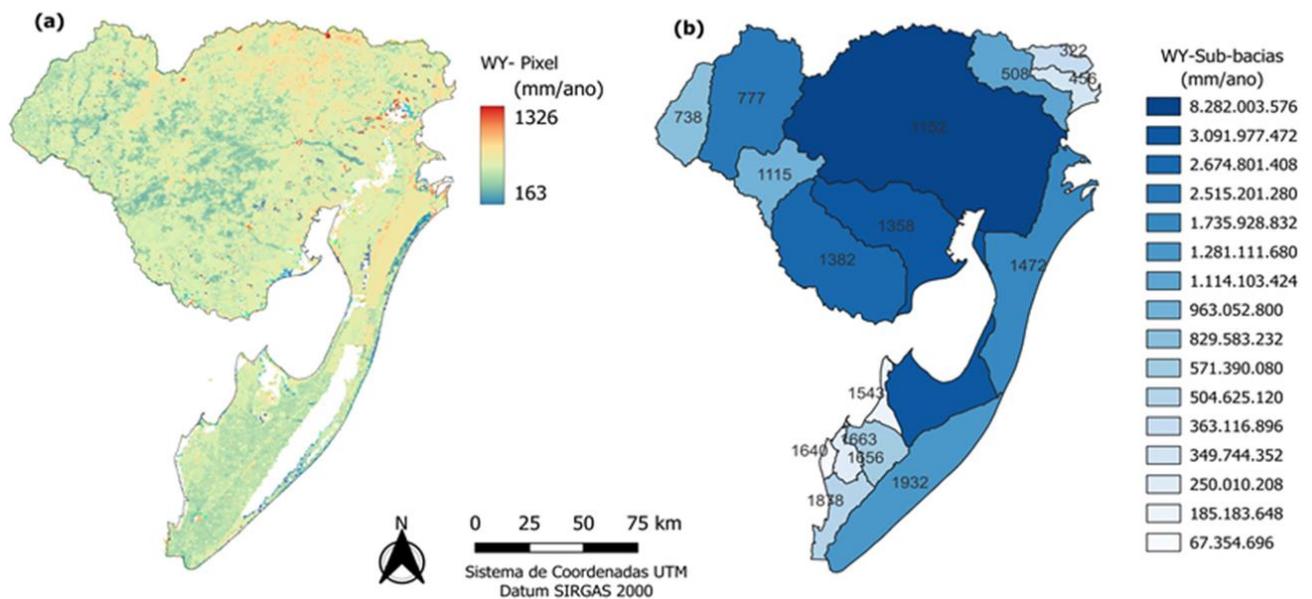


Figura 17- Rendimento Hídrico em mm/ano por pixel (a) e por sub-bacias (b).

Fonte: Adaptado de GIANUCA et al. (2024b – no prelo).

Entre as sub-bacias (Figura 17-b), o maior valor de cerca de 8 bilhões de mm/ano foi observado na sub-bacia cod. 1152, localizada ao norte. Cabe ressaltar que 74.4% dessa área são cobertas por campos e agricultura. Os menores valores, na ordem de 300 a 70 milhões de mm/ano são observados em pequenas sub-bacias (cods. 322 456) localizadas a nordeste, que deságuam na Lagoa dos Patos; e a sudoeste (cods. 1543, 1656, 1640) desaguando na Lagoa Mirim.

2.3.4.2 Rendimento Hídrico por Municípios e LULC

Para esta análise foi utilizado o rendimento hídrico por pixel (WY_Pixel) e calculada a média para os Municípios e classes de LULC. Possibilitando identificar o

o rendimento hídrico para cada unidade espacial, sem considerar a área ocupada (GIANUCA et al., 2024b – no prelo).

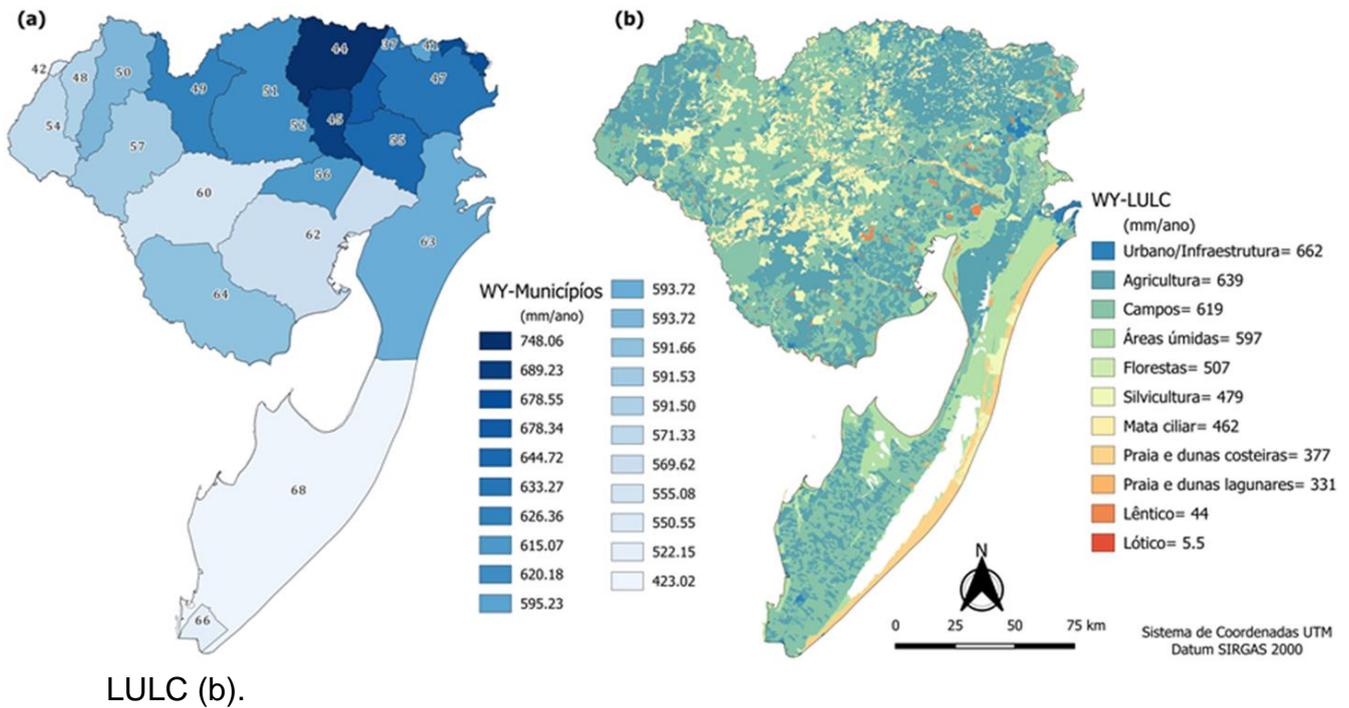
Com relação aos Municípios, os resultados apresentaram um padrão similar com as sub-bacias, concentrando os maiores valores ao norte, com destaque para Canguçu (cod. 44), Cerrito (cod. 52), Morro Redondo (cod. 45) e Turuçu (cod. 41). Os valores mais baixos são observados nos municípios de Santa Vitória do Palmar (cod. 68), Chuí (cod. 66), Bagé (cod. 42) e Herval (cod. 60). Os municípios, a área ocupada e o rendimento hídrico, são apresentados na Tabela 5. A Figura 18 apresenta o Mapa do Rendimento Hídrico para os município e classes de LULC.

Tabela 5- Municípios, área ocupada (km²) e Water Yield (mm/ano).

Código	Município	Área (km ²)	WY médio (mm/ano)
44	Canguçu	949	748
52	Cerrito	452	689
45	Morro Redondo	246	678
41	Turuçu	92	678
55	Capão do Leão	783	645
47	Pelotas	1.369	633
49	Pinheiro Machado	964	626
51	Piratini	1.963	620
56	Pedro Osório	608	615
37	Arroio do Padre	69	595
63	Rio Grande	2.652	594
50	Candiota	935	594
64	Jaguarão	2.053	592
57	Pedras Altas	1.376	591
48	Hulha Negra	405	591
54	Aceguá	841	572
62	Arroio Grande	2.510	570
60	Herval	1.758	555
42	Bagé	30	550
66	Chuí	202	522
68	Santa Vitória do Palmar	5.218	423

Fonte: Adaptado de GIANUCA et al. (2024b – no prelo).

Figura 18- Rendimento Hídrico médio em mm/ano por município (a) e classes de



Fonte: Adaptado de GIANUCA et al. (2024b – no prelo).

Cabe ressaltar, que o rendimento hídrico é proporcional ao escoamento superficial. Valores elevados pressupõem um escoamento alto, geralmente associado a coberturas do solo com pouca capacidade de retenção e infiltração de água. E valores baixos estão relacionados a coberturas do solo mais eficientes no controle do escoamento, principalmente pelo efeito da vegetação.

Analisando a média do rendimento hídrico para as classes de LULC, foram observados os maiores valores nas classes urbano/Infraestrutura e predominantemente agrícola, seguidas por campos associados à pecuária, áreas úmidas, florestas e matas ciliares. As classes com vegetação esparsa ou onde o solo é mais impermeabilizado (p.e. áreas urbanas), a infiltração e a evapotranspiração são baixas e conseqüentemente, o rendimento hídrico é alto (ZHANG et al., 2001). Enquanto em áreas com vegetação densa, como as florestas, o dossel das árvores aumenta evapotranspiração e as raízes contribuem para a retenção da umidade e infiltração de água no solo, resultando na diminuição do escoamento superficial e menores taxas de rendimento hídrico (AGUS; VAN NOORDWIJK, 2004) (Figura 15 e Tabela 6).

Tabela 6- Classes de LULC, área ocupada (km²) e Water Yield (mm/ano).

Classes LULC	Área (km ²)	WY médio (mm/ano)
Urbano/Infraestrutura	211	662
Agricultura	8.340	639
Campos	9.548	619
Áreas úmidas	2.222	597
Floresta	260	507
Silvicultura	1.368	479
Mata ciliar	1.544	462
Praia dunas costeiras	617	377
Praia dunas lagunares	78	331
Lêntico	185	44
Lótico	40	5.5
Lagoas	964	1.4

Fonte: Adaptado de GIANUCA et al. (2024b – no prelo).

Os ambientes aquáticos representados pelas classes lagoas, lótico e lêntico, apresentaram valores mínimos e podem ser considerados “outliers”, devido à ausência de vegetação e ao carácter dos corpos hídricos de receptores do escoamento terrestre.

O modelo InVEST water yield foi inicialmente projetado para avaliar a disponibilidade de água para a produção de energia hidrelétrica. Porém, seus resultados podem ter diversas aplicações, como a análise de outros SE diretamente relacionados ao rendimento hídrico, como o controle de erosão e a mitigação de inundações (EASTMAN, 2020; CEH, 2008).

As mudanças climáticas têm elevado a frequência e a gravidade de eventos extremos ao redor do mundo. Na última década, a região sul do Brasil tem enfrentado uma série de eventos climáticos extremos, como secas extremas durante o verão, e severas chuvas e inundações causadas por ciclones extratropicais durante o inverno. As inundações geram grandes prejuízos em áreas vulneráveis, como regiões residenciais, terras agrícolas, vales fluviais e zonas costeiras, afetando drasticamente as vidas humanas, a economia e o meio ambiente (BURN & WHITFIELD 2023; GÜL; KAYAALP, 2024).

Com relação as bacias hidrográficas, maiores taxas de rendimento hídrico pressupõem áreas suscetíveis erosão e a inundações mais frequentes. Simulações utilizando projeções de parâmetros climáticos e de uso e ocupação do solo, podem ajudar a estimar o volume de água que escoará em uma determinada bacia ou sub-bacia, e identificar quais quais apresentam maiores riscos para inundações, secas ou erosão (KARIM et al, 2012; BOUGHTON,1999).

O aumento do rendimento hídrico também está relacionado a erosão do solo induzida pela água, potencializada por fatores como o tipo de solo, declividade e usos e cobertura da terra (ISSAKA; ASHRAF, 2017). Além de causar o assoreamento dos corpos hídricos, a erosão acelera o empobrecimento do solo e afeta diretamente a produtividade de determinadas culturas agrícolas. Segundo CARR et al. (2021) a erosão hídrica reduziu a produção mundial de milho e trigo em uma média de 3% ao ano em três décadas (1980-2010), resultando em perdas econômicas substanciais e no aumento do preço dos alimentos.

Portanto, o rendimento hídrico é um indicador importante para a gestão de bacias hidrográficas, podendo auxiliar em avaliações e simulações diversas. E na geração de mapas e dados estatísticos, extremamente íteis para o ordenamento territorial e a gestão do solo e da água. No contexto da área de estudo, a BHLM, essas informações podem contribuir para o processo de elaboração do Plano de Recursos Hídricos, principalmente para espacialização da disponibilidade hídrica e o para o planejamento de usos e atividades socioeconômicas em nível regional.

3. CONCLUSÕES

Os serviços ecossistêmicos (SE) são essenciais para o equilíbrio ambiental e para o bem-estar humano. As alterações nos padrões de uso do solo, o crescimento populacional, a demanda por recursos e os efeitos das mudanças climáticas, vem

impactando os ecossistemas e afetando a provisão de serviços importantes, principalmente aqueles relacionados a água reconhecidos como serviços ecossistêmicos hidrológicos (SEH).

Alguns destes serviços são fundamentais para estabilidade ecológica nas bacias hidrográficas e impactam diretamente a disponibilidade e a qualidade da água. Segundo a Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MEA), a purificação da água, a regulação do escoamento e o controle da erosão, estão entre os 15 serviços que atualmente apresentam declínio na sua oferta.

Considerando que, mais da metade das bacias hidrográficas do mundo apresentarão diminuição de vazão em níveis críticos até 2050, a gestão e planejamento dos usos do solo e da água nas bacias hidrográficas, representa um desafio que aumenta na medida em que a pressão sob os ecossistemas cresce, impulsionada pelas mudanças climáticas e as alterações na paisagem causadas pelos processos socioeconômicos. Assim, emerge a necessidade de adequação de políticas e instrumentos de gestão para direcionar a socioeconomia a um caminho sustentável e de resiliência. Para isso, são necessárias metodologias integradas e adaptativas, com foco nos ecossistemas e na capacidade em prover os serviços ecossistêmicos.

Esse estudo apresenta a aplicação de modelos ecossistêmicos e ferramentas de SIG para avaliar serviços ecossistêmicos hidrológicos de uma maneira simples e utilizando dados acessíveis. Resultando em dois produtos, a avaliação da importância (Índice de Importância - II) dos sistemas ambientais para a provisão de serviços hidrológicos chave; e a estimativa do rendimento hídrico (Water Yield) em diferentes escalas.

Os resultados do Índice de Importância (II), indicaram que os sistemas florestais apresentaram os maiores valores de importância ($> 0,24$), principalmente devido à sua elevada capacidade de regular o escoamento superficial, atenuando a precipitação na copa das árvores e protegendo o solo contra a erosão. As áreas úmidas e os campos associado à pecuária também apresentaram valores elevados para II (0,233 e 0,229 respectivamente), principalmente pela importância para a purificação e controle da erosão.

A utilização de um índice relativamente simples baseado na importância relativa definida pela opinião de especialistas, pode resultar em certo grau de subjetividade. Porém, a possibilidade de adaptação e validação da metodologia, permite análises direcionadas para criar mapas mentais de acordo com a percepção de determinados grupos de atores em relação a um ecossistema ou serviço específico (p.e. gestores públicos, comunidades tradicionais, setores econômicos).

Esse método de avaliação pode ser especialmente útil para processos participativos na elaboração e avaliação de políticas públicas e instrumentos de gestão. Além, possibilitar a elaboração de zoneamentos específicos, que podem ser utilizados para a resolução de questões relacionadas ao ordenamento territorial, principalmente nos Planos de Gerenciamento de Bacias Hidrográficas.

O rendimento hídrico é uma medida importante e reflete o escoamento superficial da água da chuva que não foi absorvida na evapotranspiração nem percolada no solo. As variações nas taxas de rendimento hídrico podem ser relacionadas a secas, inundações e a erosão hídrica. Assim, a sua análise é fundamental para se compreender a maneira que as diferentes coberturas do solo afetam o fluxo hídrico em uma bacia hidrográfica.

A Bacia Hidrográfica da Lagoa Mirim apresentou um rendimento hídrico anual de 24.8 bilhões de mm/ano. Na escala do pixel as taxas de rendimento hídrico variaram de 163 mm/ano a 1.326 mm/ano. Entre as sub-bacias, o maior valor foi cerca de 8 bilhões de mm/ano na sub-bacia 1152, localizada ao norte da área de estudo e ocupando a maior área dentre as sub-bacias.

Com base no rendimento hídrico por pixel foi calculada a média para os municípios e classes de LULC. Para os municípios o maior valor foi observado no município de Canguçu (748 mm/ano) e o menor em Santa Vitória do Palmar (423 mm/ano). Para o LULC, foi possível identificar o papel da vegetação na distribuição do rendimento hídrico. Em classes com vegetação densa, como as florestas, o rendimento hídrico foi menor, resultado de uma maior evapotranspiração, menor escoamento e maior capacidade de retenção de água no solo. Por outro lado, em áreas onde o solo é impermeabilizado, como em zonas urbanas ou em áreas de

cultivos agrícolas, a infiltração e a evapotranspiração são significativamente menores, resultando em um rendimento hídrico mais alto.

Os resultados obtidos apresentam a resposta das unidades espaciais com base nos dados utilizados na modelagem e, portanto, refletem o rendimento hídrico resultante da precipitação e evapotranspiração medidas, o uso e cobertura do solo real e parâmetros biofísicos conhecidos. O modelo InVEST water yield pode ser aplicado utilizando simulações do aumento ou diminuição nas médias de precipitação, ou cenários de alterações no uso do solo. Gerando prognósticos de como os ambientes podem responder a eventos extremos, principalmente com relação a inundações ou secas.

O rendimento hídrico está relacionado a outros SEH como, a purificação da água, o controle de erosão e a mitigação de inundações. Bacias hidrográficas com maior rendimento hídrico tendem a enfrentar inundações mais severas. Simulações podem prever o volume de escoamento e ajudar na avaliação de riscos e na mitigação de impactos. Também pode ser útil para identificar quais sub-bacias são mais propensas a processos erosivos causados pela água ou quais usos do solo seriam mais impactados no âmbito dos municípios.

De maneira geral, os resultados obtidos foram satisfatórios, considerando que foram utilizados dados disponíveis e parâmetros conhecidos. A análise em diferentes escalas e a utilização de dados espaciais mais acurados, principalmente referentes a precipitação, evapotranspiração e uso e cobertura do solo, podem auxiliar, por exemplo, na atualização da Política Nacional dos Recursos Hídricos (PNRH), que já tem quase três décadas e estritamente com foco na água.

Atualmente, os desafios na gestão da água estão atrelados a gestão ambiental e ao planejamento das atividades humanas, necessitando de abordagens integradas baseadas na relação entre o clima e os ecossistemas, já que o fluxo de água na superfície do Planeta é resultado dessa interação. Assim, a análise de serviços ecossistêmicos hidrológicos, pode ser a chave para a integração do ordenamento territorial e da gestão sustentável dos recursos hídricos.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. MARCO LEGAL, Lei das Águas. Módulo 3: Instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos. Capacitação para Gestão das águas. Sd. Repositório ANA. Disponível em: <http://dspace.agencia.gov.br:8080/conhecerhana/3198>. Acesso em: 13 de ago 2022.

_____. Base Hidrográfica Ottocodificada Multiescalas 2017 50k (BHO 201750k). 2017.

AGUS, F., VAN NOORDWIJK, M. Hydrological impacts of forests, agroforestry, and dryland agriculture as a basis for providing compensation to environmental service providers in Indonesia. Proceedings of the Workshop in Padang/Singkarak, West Sumatra. Indonesia, 25-28 Pebruari 2004: ICRAF- SEA, Bogor, Indonesia. 2004.

ALLAN J. D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v.35:257–84, 2004.

ALLEN, R. G. ET AL. Crop evapotranspiration – Guidelines for computing crop water requirements – FAO Irrigation and drainage Papers 56. Rome - Italy: [s.n.]. (2023). Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/X0490E/X0490E00.htm>. Acesso em: 24 mar 2023.

ARAÚJO FILHO, J. C. 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: 23 dez. 2023.

ARPIN, I.; COSSON, A. What the ecosystem approach does to conservation practices. *Biological Conservation*, v. 219 153–160 Contents. 2018.

ASMUS, M.; COSTA, J.; PRESTES, L.; SARDINHA, G.; CUNHA, J.; RIBEIRO, J.; PEREIRA, P.; BUBOLZ, R.; GIANUCA, K.; ABRAHÃO, G.; ROVEDDER, J.; MARQUES, V. Systems Approach: A Shortcut to the Ocean We Want. *Ocean and Coastal Research*. Res. 69 (suppl 1) <https://doi.org/10.1590/2675-2824069.21023mla>. 2021.

ASMUS, M. L. et al. Simple to be useful: Ecosystem base for coastal management. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, v. 44, p. 4–19, 2018.

ASMUS, M. L.; NICOLODI, J.; ANELLO, L. S.; GIANUCA, K. The risk to lose ecosystem services due to climate change: A South American case. *Ecological Engineering*, Volume 130, Pages 233-241, ISSN 0925-8574, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.12.030>. 2019.

BAI, Y.; OCHUODHO, T. O.; YANG, J. Impact of land use and climate change on water-related ecosystem services in Kentucky, USA. *Ecological Indicators*, v. 102, p. 51–64, 1 jul. 2019.

BANGASH, R. F, ET AL. Ecosystem services in Mediterranean river basin: Climate change impact on water provisioning and erosion control. *Science of Total Environment*. 458: 246–255. 2013.

BARROSO, G. F.; MARTINS, F. C. O.; LÉLLIS, F. S.; SANTANA, S. E. Integrated River Basin Management: incorporating coastal zone issues. In: BILIBIO, C.; HENSEL, O.; SELBACH, J. F (org.). *Sustainable Water Management in the tropics and subtropics – and case studies in Brazil*. Jaguarão: Fundação Universidade Federal do Pampa, UNIKASSEL, PG-CULT – UFMA, v. 3, p. 831-872, 2012.

BASAGLIA, T.P. Lagoa Mirim: Caracterização da Pesca Artesanal e Composição da Captura. 2009. 80 f. Dissertação (Mestrado em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais) –Pós-Graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, RS, 2009.

BENCKE, G.A.; MAURÍCIO, G.N.; DEVELEY, P.F.; GOERCK, J.M. Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil. Parte I - Estados do Domínio da Mata Atlântica. São Paulo: SAVE Brasil, 494. p. 2006.

BOLDRINI, ILSI et al. A flora dos campos do Rio Grande do Sul. In *Campos sulinos: Conservação e uso sustentável da biodiversidade* (pp. 63–77). Brasília: MMA, ISBN 978-85-7738-117-3. (2009).

BOTELHO, R. G. M.; SILVA, A. S. da. Bacia Hidrográfica e Qualidade Ambiental. In: VITTE, Antônio C.; GUERRA, Antônio J. T. (orgs). *Reflexões sobre a Geografia Física no Brasil*. 2 ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. 2004.

BOUGHTON, W.C. A daily rainfall generating model for water yield and flood studies. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology. ISBN 1 876006 49 8. 1999.

BOZELLI, R. L.; FARIAS. D. F.; LIMA, S. K. F.; LIRA, R. T. S.; NOVA, C. C.; SETUBAL, R. B.; SODRÉ, E. O. Pequenas Áreas Úmidas: Importância Para Conservação e Gestão da Biodiversidade Brasileira. Volume Especial: Conservação in situ e ex situ da Biodiversidade Brasileira. e-ISSN: 2527-0044/122. *Diversidade e Gestão* 2(2): 122-138. 2018.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Disponível em:<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm>. Acesso: 18 de fev. de 2019.

_____. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2 set. 1981. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm. Acesso em: 06 set. 2023.

_____. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 28 maio 2012. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acesso em: 24 out. 2022.

_____. Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 26 dez. 2006. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/l11428.htm. Acesso em: 24 setdez. 2022.

_____. Decreto nº 81.351, de 17 de janeiro de 1978. Promulga o Tratado de Cooperação para o Aproveitamento dos Recursos Naturais e o Desenvolvimento da Bacia da Lagoa Mirim e o Protocolo para o Aproveitamento dos Recursos Hídricos do Trecho Limítrofe do Rio Jaguarão, anexo a esse Tratado. Disponível em: <http://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1970-1979/decreto-81351-17-fevereiro-1978-430368-publicacaooriginal-1-pe.html>, Acesso em: 07 de mar. 2017. Brasília, 1978.

_____. Decreto nº 4.297, de 10 de julho de 2002. Regulamenta o art. 9o, inciso II, da Lei no 6.938, de 31 de agosto de 1981, estabelecendo critérios para o Zoneamento Ecológico-Econômico do Brasil - ZEE, e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4297.htm, Brasília, 2002. Acesso em: 13 de mar. 2019.

_____. 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. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>, Acesso em: 18 jun. 2021. Brasília, 2005.

_____. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 397, de 3 de abril de 2008. Altera o inciso II do § 4º e a Tabela X do § 5o, ambos do art. 34 da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>, Acesso em: 18 jun. 2020. Brasília, 2008.

BRAUMAN, K. A. Hydrologic ecosystem services: linking ecohydrologic processes to human well-being in water research and watershed management. Wiley Interdisciplinary Reviews: Water, v. 2, n. 4, p. 345–358, 2015.

BRAUMAN, K. A., DAILY, G. C., DUARTE, T. K., MOONEY, H. A. The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. Annal Reviews on Environment Resources, v. 32, 67–98. 2007.

BRUINSMA, J. (ed.). World agriculture: towards 2015/2030. An FAO perspective. London: Earthscan, 2003.

BURGER, M. I.; RAMOS, R. A. Áreas importantes para a conservação na planície costeira do Rio Grande do Sul. Biodiversidade do Rio Grande do Sul: regiões da lagoa do Casamento e dos Butiazais de Tapes, planície costeira do Rio Grande do Sul (FG Becker, RA Ramos, LA Moura, eds.). Brasília, p. 46-58, 2007.

BURITI, C.O.; BARBOSA, E. M. B. Políticas Públicas De Recursos Hídricos No Brasil: Olhares Sob Uma Perspectiva Jurídica E Histórico-Ambiental. Veredas do Direito, v. 11, n. 22, p. 225–254, 2014.

BURN, D H., WHITFIELD, P. H. Climate related changes to flood regimes show an increasing rainfall influence. Journal of hydrology, doi: 10.1016/j.jhydrol.2023.129075. 2023.

CALDER, I. R. Blue revolution: integrated land and water resource management. London: Earthscan, 2005.

CALLIARI, L. R; PEREIRA, P. S; DE OLIVEIRA, A. O.; FIGUEIREDO, S. A. Variabilidade das Dunas Frontais no Litoral Norte e Médio do Rio Grande do Sul, Brasil. Gravel, Porto Alegre, n 3, p. 15-30, nov. 2005.

CALLIARI, L.J; KLEIN, A.H.O. Características morfodinâmicas e sedimentológicas das praias oceânicas entre Rio Grande e Chuí, RS. Revista Pesquisas em Geociências, Porto Alegre, v. 20, n. 1, p. 48-56, 1993.

CALLIARI, L.; TOLDO JR., E.E.; NICOLODI, J.L. Classificação Geomorfológica. In: CALLIARI, L.; TOLDO JR., E.E.; NICOLODI, J.L.; SPERANSKI, N.; ALMEIDA, L.E.S.B.; LIMA, S.F.; ESTEVES, L.S.; MARTINS, L.R. (Orgs.). Erosão e Progradação do Litoral Brasileiro – Rio Grande do Sul. Brasília: MMA. p. 438-445. 2006.

CARR, T. W., BALKOVIC, J., DODDS, P. E., FOLBERTH, C., SKALSKÝ, R. The impact of water erosion on global maize and wheat productivity. Agriculture, Ecosystems & Environment, doi: 10.1016/J.AGEE.2021.107655. 2021.

CARVALHO, R. As Bacias Hidrográficas Enquanto Unidades de Planejamento e Zoneamento Ambiental No Brasil. Caderno Prudentino de Geografia, v. 0, n. 36, p. 26–43, 2014.

CARVALHO, A.B.P.; OZORIO, C.P. Avaliação sobre os banhados do Rio Grande do Sul, Brasil. Revista de Ciências Ambientais, Canoas, v. 1, n.2, p. 83 a 95, 2007.

CARVALHO-SANTOS, C.; PRADINHO, J.; HEIN, L. Hydrological services and the role of forests: Conceptualization and indicator-based analysis with an illustration at a regional scale. Ecological Complexity, v. 20, p. 69–80, 2014.

CENTRE FOR ECOLOGY AND HYDROLOGY – CEH. Flood Estimation Handbook., Wallingford. 2008.

CHAPRA, S. C. Surface water-quality. Modeling. McGraw-Hill Publisher, New York, NY, USA. 1997.

CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY - CBD -. COP 5 decision V/6. In: Decision Adopted by the Conference of Parties to the Convention on Biological Diversity at its 5th Meeting: Decision/6 Ecosystem Approach. CBD, Nairobi, Kenya. 2000.

COLLINS A, OHANDJA D-G, HOARE D, VOULVOULIS N. Implementing the Water Framework Directive: a transition from established monitoring networks in England and Wales. *Environmental Scientific Policy*; v.17: p.49–61. 2012.

CONSELHO PERMANENTE DE AGROMETEOROLOGIA APLICADA DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL-COPAAERGS. Boletim Extraordinário nº69. Catástrofe climática no Rio Grande do Sul (PDF). Secretaria de Estado da Agricultura, Pecuária, Produção Sustentável e Irrigação. –. 23 de maio de 2024. Consultado em 25 de agosto de 2024.

COSTA, A. M. 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.

COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R. V., PARUELO, J., RASKIN, R. G., SUTTON, P., & VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253-260. 1997.

COSTANZA R., DE GROOT, R., SUTTON, P., VAN DER PLOEG, S., ANDERSON, S.J., KUBISZEWSKI, I., FARBER, S., TURNER, R.K. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, v. 26: 152-158. 2014.

COUCEIRO, S. R. M.; HAMADA, N. Os instrumentos da política nacional de recursos hídricos na região norte do Brasil. *Oecologia Australis*, v. 15, n. 4, p. 762–774, 2011.

COUSIÑO, A., PENHA-LOPES, G. Ecosystem Based Adaptation: Concept and Terminology in Strategic Adaptation Planning (Municipal and Inter-Municipal) in Portugal. *Sustainability*, doi: 10.3390/SU13116145. 2021.

CHRISTOFOLETTI, A. Modelagem de sistemas ambientais. São Paulo: Editora Edgar Blüncher, 256 p. 1999.

DAILY, G. C. (Ed.). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington, DC: Island Press. 1997.

DANESHI, A. et al. Modelling the impacts of climate and land use change on water security in a semi-arid forested watershed using InVEST. *Journal of Hydrology*, v. 593, n. June 2020, p. 125621, 2021.

DE GROOT, R.; WILSON M.A.; BOUMANS, M.R. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, v.41:393–408. 2002.

DE GROOT, R; BRAAT, L; CONSTANZA, R. A short history of the ecosystem services concept. In: Burkhard B, Maes J (Eds.) *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publishers, Sofia, v. 374 p. 2017.

DE SOUZA, M. et al. Governança de recursos comuns: Bacias hidrográficas transfronteiriças. *Revista Brasileira de Política Internacional*, v. 57, n. 2, p. 152–175, 2014.

DECSI, B.; VÁRI, Á.; KOZMA, Z. The effect of future land use changes on hydrologic ecosystem services: a case study from the Zala catchment, Hungary. *Biologia Futura*, v. 71, n. 4, p. 405–418, 1 dez. 2020.

DOSSKEY, M. G. et al. The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. *Journal of the American Water Resources Association*, v. 46, n. 2, p. 261-277, 2010.

EASTMAN, R. J. *TerrSet 2020 Geospatial Monitoring and Modeling System. Manual*. Clark Labs, p. 391. 2020.

ESQUIVEL, J., ECHEVERRÍA, C., SALDAÑA, A., FUENTES, R. High functional diversity of forest ecosystems is linked to high provision of water flow regulation ecosystem service. *Ecological Indicators*, 115:106433-. doi: 10.1016/J.ECOLIND.2020.106433. 2020.

ESTEVEZ, F.A. *A Gênese dos Ecossistemas Lacustres*. In: (Org.). *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência, 2 ed., p. 1998.

FEIX, R. D.; LEUSIN JÚNIOR, S. *Painel do agronegócio no Rio Grande do Sul*. 2019. Porto Alegre: SEPLAG, DEPARTAMENTO DE ECONOMIA E ESTATÍSTICA, 2019.

FAN, M.; SHIBATA, H.; WANG, Q. Optimal conservation planning of multiple hydrological ecosystem services under land use and climate changes in Teshio river watershed, northernmost of Japan. *Ecological Indicators*, v. 62, n. 59, p. 1–13, 2016.

FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. *Global Forest Resources Assessment 2015: How are the world's forests changing?* Roma: 2ª ed., 2016, 54 p.

FEE - FUNDAÇÃO DE ECONOMIA E ESTATÍSTICA. Compilação de dados da Bacia Hidrográfica Mirim-São Gonçalo: Relatório para ALM. Porto Alegre, 2020.

FICK, S.E. AND HIJMANS, R.J. Worldclim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*. 2017. Disponível em: <https://www.worldclim.org>. Acesso em: 22 jun 2022.

FIORINI, A. C. O., ANGELKORTE, G. B., BAKMAN, T., BAPTISTA, L. B., CRUZ, T., DIJANA, F. A., MORAIS, T. N., RATHMANN, R., SILVA, F., TAGOMORI, I. S., ZANON-ZOTIN, M., LUCENA, A. F. P., SZKLO, A., SCHAEFFER, R., PORTUGAL-PEREIRA, J. How climate change is impacting the Brazilian agricultural sector: Evidence from a systematic literature review. *Environmental Research Letters*, doi: 10.1088/1748-9326/ad5f42. 2024.

FISCHER, L. O. Gestão com Base Ecológica como Abordagem para o Gerenciamento Integrado de Bacias Hidrográficas e Zonas Costeiras: Estudo de Caso na Bacia do Rio Piraquê-Açu, Aracruz/Es. 2019, 124 f. Dissertação (Mestrado em Gerenciamento Costeiro) – Instituto de Oceanografia, Curso do Pós-Graduação em Gerenciamento Costeiro, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2019.

GAO, MIN., XIAO, YAN., HU, YUNFENG. Evaluation of Water Yield and Soil Erosion in the Three-River-Source Region under Different Land-Climate Scenarios. *Journal of resources and ecology*, 11(1):13-26. doi: 10.5814/J.ISSN.1674-764X.2020.01.002. 2020.

GIANUCA, K. S.; TAGLIANI, C. R. A. GIS analysis of landscape changes in environments adjacent to pinus forests in District of Estreito, São José do Norte, Brazil. *Journal of Integrated Coastal Zone Management* 12(1):43-55. 2012.

GIANUCA, K. S.; SILVA T. S.; ASMUS, M. L. Ecosystem-based spatial modeling: Assessing the supply of hydrological services in a watershed in Southern Brazil, *Ecological Modelling*, Volume 492, 110723, ISSN 0304-3800, <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2024.110723>. 2024a.

GIANUCA, K. S.; SILVA T. S.; ASMUS, M. L.; AQUINO, J. N. Hydrological Ecosystem Services (SEH) Modeling for estimating Water Yield in Watersheds. *Environmental Modelling and Software*. No prelo. 2024b.

GOUVÊA, T.; ZARNOT, D. H.; ALBA, J. M. F. Caracterização geoambiental e histórico do processo de desenvolvimento da bacia da Lagoa Mirim. Cap. 1 In: *Sustentabilidade socioambiental da bacia da Lagoa Mirim* / ed. José Maria Filippini Alba. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 292 p. 2010.

GRÊT-REGAMEY, A.; BUGMANN, H.; BURLANDO, P.; CELIO, E.; DE BUREN, G.; KOELLNER, T.; KNOEPFEL, P.; PAPPAS, C.; RYFFEL, A. Securing hydrological ecosystem services through catchment-wide land-use management. In: *Managing Alpine Future II: Inspire and Drive Sustainable Mountain Regions: Proceedings of the*

Innsbruck Conference, November 21–23, 2011; Borsdorf, A., Stötter, J., Veulliet, E., Eds.; Austrian Academy of Sciences Press: Vienna, Austria, pp. 124–133. 2011.

GÜL, B., KAYAALP, N. Investigation of the flood event under global climate change with different analysis methods for both historical and future periods. *Journal of Water and Climate Change*. doi: 10.2166/wcc.2024.196. 2024.

GUO, Z.; XIAO, X.; LI, D. An assessment of ecosystem services: Water flow regulation and hydroelectric power production. *Ecological Applications*, v. 10, n. 3, p. 925–936, 2000.

HA, L.T.; BASTIAANSSEN, W.G.M.; SIMONS, G.W.H.; POORTINGA, A. A New Framework of 17 Hydrological Ecosystem Services (HESS17) for Supporting River Basin Planning and Environmental Monitoring. *Sustainability*, 15, 6182. <https://doi.org/10.3390/su15076182>. 2023.

HARTMANN, C.; LAMPARELLI, R. A. C.; ROSA, R.; SANO, E. E. Avaliação da área e inundação do canal de São Gonçalo, através de imagens TM-Landsat 5. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 4. (SBSR)., 1986, Gramado. Anais... São José dos Campos: INPE, v. 2, p. 654-659. 1986.

HERNÁNDEZ-CRESPO, CARMEN; OLIVER, NÚRIA; GIL-MARTÍNEZ; ENRIC; AÑÓ, MIGUEL; FERNÁNDEZ-ALBA, SONIA; BENEDITO, VANDERLEI. A; MONTOYA, TATIANA; MARTÍN, MIGUEL. Integrating circular economy and biodiversity in upgrading full-scale constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 204:107263-107263. doi: 10.1016/j.ecoleng.2024.107263. 2024.

HESP, P.A. Foredunes and Blowouts: initiation, geomorphology and dynamics. *Geomorphology*. v. 48, n. 1, p. 245-268, nov. 2002.

HIJMANS, R. J., CAMERON, S. E., PARRA, J. L., JONES, P. G., JARVIS, A. Very high-resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol*. 25, 1965–1978. 2005.

HOFMANN, G.S.; WEBER, E.J.; HASENACK, H. (Org.). *Uso e cobertura vegetal do Estado do Rio Grande do Sul – situação em 2015*. Porto Alegre: UFRGS IB Centro de Ecologia, 1a ed. ISBN 978-85-63843-22-7. Disponível em: <http://www.ufrgs.br/labgeo>. 2018.

HU, Y. et al. Evaluations of water yield and soil erosion in the Shaanxi-Gansu Loess Plateau under different land use and climate change scenarios. *Environmental development*, 34:100488-. doi: 10.1016/J.ENVDEV.2019.100488. 2020.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Portal Cidades@. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rs/rio-grande/panorama>>. Acesso em: 13 de maio de 2021. 2020.

_____. Malhas territoriais. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/downloads-geociencias.html>>. Acesso em: 12 jan 2023.

_____. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. 2012. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/recursosnaturais/vegetacao/manual_vegetacao.shtm>, Acesso em: 18 de fev. 2021.

_____. Produção Agrícola Municipal: culturas temporárias e permanentes 2022. Rio de Janeiro: IBGE, 2023. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam/tabelas>. Acesso em: 15 ago. 2024.

IPCC, Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, pp. 35-115, doi: 10.59327/IPCC/AR6-9789291691647. 2023.

ISSAKA, S., & ASHRAF, M. A. Impact of soil erosion and degradation on water quality: a review. *Geology, Ecology, and Landscapes*, 1(1), 1–11. <https://doi.org/10.1080/24749508.2017.1301053>. 2017.

JAXA - JAPAN AEROSPACE EXPLORATION AGENCY. ALOS Global Digital Surface Model 12.5m. 2017.

JENSON, S. AND DOMINGUE, J. (1988) Extracting Topographic Structure from Digital Elevation Data for Geographic Information System Analysis. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 54, 1593-1600.

JUNK, W.J.; PIEDADE, M.T.F.; LOURIVAL, R.; WITTMANN, F.; KANDUS, P.; LACERDA, L.D.; BOZELLI, R.L.; ESTEVES, F.A.; CUNHA, C.N.; MALTCHIK, L.; SCHONGART, J.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; AGOSTINHO, A.A. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification, for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. *Aquatic Conservation*, v.24, p. 5-22, fev. 2014.

KARIM, F., WILKINSON, S., DOUGALL, C. An evaluation of hydrological models for predicting mean-annual runoff and flood quantiles for water quality modelling. 20th International Congress on Modelling and Simulation, Adelaide, Australia, 1–6 December 2013. www.mssanz.org.au/modsim20132012.

KELEŞ, SEDAT. An assessment of hydrological functions of forest ecosystems to support sustainable forest management. *Journal of Sustainable Forestry* (Taylor & Francis) -Vol. 38, Iss: 4, pp 305-326. 2019.

KIM S-W, JUNG Y-Y. Application of the InVEST Model to Quantify the Water Yield of North Korean Forests. *Forests*, v.11 (8): 804. 2020.

KÖPPEN, W. & GEIGER, R. Klimakarte der Erde nach der Classification von W. Köppen & R. Geiger. Petermanns Geographische Mitteilungen, 74(11), 193-203. 1928.

KUNDE, R. J., LIMA, A. C. R., SILVA, J. L. S., VALGAS, R. A., KOHLER, T. W., PILLON C. N. (2020). Qualidade física, química e biológica de um Neossolo Litólico sob integração lavoura-pecuária no Bioma Pampa. *Research, Society and Development*, doi: 10.33448/RSD-V9I10.9015.

LAL, R. Soil Management: Experimental Basis for Sustainability and Environmental Quality. In: *Advances in Soil Science: Soil Erosion and Carbon Dynamics*. Ed. ROOSE, E. J. et al. Boca Raton: CRC Press, 2015.

LI, R.; ZHENG, HUA; LV, SUNYUN; LIAO, WENTING; LU, FEI. Development and evaluation of a new index to assess hydrologic regulating service at sub-watershed scale. *Ecological Indicators (Elsevier)*-Vol. 86, pp 9-17. 2018.

LI, M. et al. Evaluation of water conservation function of Danjiang River Basin in Qinling Mountains, China based on InVEST model. *Journal of Environmental Management*. v. 286, 112212. ISSN 0301-4797, 2021.

LONG, R.D.; CHARLES, A.; STEPHENSON, R.L. Key principles of marine ecosystem-based management. *Marine Policy*, v. 57, p. 53-60, jul. 2015.

LU, Y., SONG, S., WANG, R., LIU, Z., MENG, J., SWEETMAN, A.J., JENKINS, A., FERRIER, R.C., LI, H., LUO, W., WANG, T. Impacts of soil and water pollution on food safety and health risks in China. *Environ. Int.* 77, 5–15. <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2014.12.010>. 2015.

MAGALHÃES, A. P. J. Indicadores Ambientais e Recursos Hídricos: realidade e perspectivas para o Brasil a partir da experiência francesa. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2007.

MAIA, E. et al. Regional Studies Ecohydrology in a Brazilian tropical dry forest: thinned vegetation impact on hydrological functions and ecosystem services. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, v. 27, n. November 2019, p. 100649, 2020.

MALTBY, E. Ecosystem approach: From principle to practice. *Ecosystem Service and Sustainable Watershed Management in North China*. International Conference, Beijing, P.R. China, August 23 - 25, 2000.

MAPBIOMAS. Monitor do fogo – Dados do MapBiomas mostram que área atingida pelo fogo foi 119% maior do que o mesmo período de 2023: MapBiomas. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/2024/07/12/brasil-teve-448-milhoes-de-hectares-queimados-entre-janeiro-e-junho-deste-ano/>. Acesso em: 06 abr. 2024.

_____. Relatório Anual de Desmatamento no Brasil 2021 (RAD). São Paulo, Brasil. 126 páginas. Disponível em: <http://alerta.mapbiomas.org>. 2022.

MARTIN-ORTEGA, J.; FERRIER R.C.; GORDON I.J.; KHAN, S. Water ecosystem services. Cambridge University Press, Cambridge, 2015.

MASTRORILLI, M. et al. Economic evaluation of hydrological ecosystem services in Mediterranean river basins applied to a case study in southern Italy. *Water (Switzerland)*, v. 10, n. 3, 2018.

MAYANK, SONI., PRAKHAR, SHRIMALI., PARBAT, KUMAR., YASHPAL, SINGH, RAJPUROHIT., PREM, CHOUDHARY. Mitigating the Groundwater Impacts of Sand Mining: Strategies for Sustainable Extraction and Site Rehabilitation. *International advanced research journal in science, engineering and technology*, doi: 10.17148/iarjset.2024.11542. 2024.

MEA - Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystem and Human Well-Being: a framework for assessment. Washington: Island Press. Cap. 2, Ecosystems and their Services; p. 49-62. 2003.

MEA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. Ecosystems and human well-being: synthesis. Washington: Island Press, 2005.

MENGUE, V. P. et al. Land-use and land-cover change processes in Pampa biome and relation with environmental and socioeconomic data. *Applied Geography*, v. 125, n. September, 2020.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. Avaliação e Ações Prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. Instituto Estadual de Florestas - MG. Brasília: Ministério do Meio Ambiente/SBF, 2000. 40p. 2000.

MITSCH, W. J.; GOSELINK, J. G. Wetlands. 5th ed. New York: John Wiley & Sons, 2015.

MONTGOMERY, D. R. Soil erosion and agricultural sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 104, n. 33, p. 13268-13272, 2007.

NATURAL CAPITAL PROJECT - NATCAP. InVEST 3.14.0. Stanford University, University of Minnesota, Chinese Academy of Sciences, The Nature Conservancy, World Wildlife Fund, Stockholm Resilience Centre and the Royal Swedish Academy of Sciences. 2023.

NEVES, S. M. A. SI; PIERANGELI, M. A. P; CASTRILLON, S. K. I; KREITLOW, J. P. (2022). (10) Change in the protection regime of Permanent Preservation Areas in the 2012 Forest Code. *Ambiente & Sociedade*, doi: 10.1590/1809-4422asoc20190211r2vu2023l1oa.

NINGRUM, A; SETIAWAN, YUDI, TARIGAN, SHERLY. Annual Water Yield Analysis with InVEST Model in Tesso Nilo National Park, Riau Province. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. 950. 012098. 10.1088/1755-1315/950/1/012098. 2022.

NORDSTROM, K. F. Estuarine beaches: An introduction to the physical and human factors affecting use and management of beaches in estuaries, lagoons, bays, and fjords. Springer Science+Business Media B.V. 1992.

ONAINDIA, M.; DE MANUEL, B.F.; MADARIAGA, I.; RODRÍGUEZ-LOINAZ, G. Co-benefits and trade-offs between biodiversity, carbon storage and water flow regulation. *Forest Ecology and Management*, v. 289, 1–9. 2013.

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

PERT, P. et al. A catchment-based approach to mapping hydrological ecosystem services using riparian habitat: A case study from the Wet Tropics, Australia. *Ecological Complexity* (Elsevier)-Vol. 7, Iss: 3, pp 378-388. 2010.

PEREIRA, J. C. D., & SEDIYAMA, C. S. (2006). *Silvicultura: fundamentos e aplicações*. Viçosa, MG: Editora UFV.

PETTINOTTI, L.; DE AYALA, A.; OJEA, E. Benefits from Water Related Ecosystem Services in Africa and Climate Change. *Ecological Economics*, v. 149, n. August 2017, p. 294–305, 2018.

PPAFSTETTER, O. *Classificação de Bacias Hidrográficas – Metodologia de Codificação*. Rio de Janeiro, RJ: Departamento Nacional de Obras de Saneamento (DNOS), p. 19. 1989.

PIMENTEL, D. et al. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science*, v. 267, n. 5201, p. 1117-1123, 1995.

POSTEL, S.L, THOMPSON JR., B.H. Watershed protection: capturing the benefits of nature's water supply services. *Natural Resources Forum*, v. 29, p. 98-108, 2005.

RAMACHANDRA, T.V; ASULABHA, K. S; JAISHANKER, R. Editorial Wetlands for human well-being. *Journal of Environmental Biology*, doi: 10.22438/jeb/45/2/editorial. 2024.

RASMUSSEN, P., SONNENBORG, T. O., GONCEAR, G., HINSBY, K. 2013. Assessing impacts of climate change, sea level rise, and drainage canals on saltwater intrusion to coastal aquifer. *Hydrology and Earth System Science*, Vol. 17, pp. 421–443. doi.org/10.5194/hess-17-421-2013.

REDHEAD, J.W., STRATFORD, C., SHARPS, K., JONES, L., ZIV, G., CLARKE, D., OLIVER, T.H.; BULLOCK, J.M. Empirical validation of the InVEST water yield ecosystem service model at a national scale, *Science of The Total Environment*, Volumes 569–570, Pages 1418-1426, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.227>. 2016.

REID, A. J. et al. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, v. 94, n. 3, p. 849-873, 2019.

RIBEIRO, J.N.A.; SILVA, T.S.; ASMUS, M.L. Modelo Ecosistêmico InVEST como subsídio à compatibilização de usos em ambientes aquáticos costeiros. In: OLIVEIRA, A. C. (ed). *Gerenciamento Costeiro e Gestão Portuária*, cap, 6 p. 67–80, Atena Editora, Ponta Grossa, PR, 2018.

RIBEIRO, J.N.A.; SILVA, T.S.; ASMUS, M.L.; OLIVEIRA, M.A.; YAMAZAKI, P.H.; SILVEIRA, V.M.M. Ecosystem-based Metrics for the Characterization and Management of Coastal Lagoons. *Revista Costas*, v.2(1): 105-144. doi: 10.26359/costas.0602, 2020.

RIO GRANDE DO SUL. Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA). Resolução nº 187, de 24 de março de 2008. Aprova o Zoneamento Ambiental para a Atividade de Silvicultura no Estado do Rio Grande do Sul. 2008. Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/resolucoes>. Acesso em: 25 mar 2023.

ROSS, J. L. S. Geomorfologia aplicada aos EIAs-RIMAs. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. *Geomorfologia e meio ambiente*. 3. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, p. 291-336. 2000.

RUNNING, S., Q. MU, M. ZHAO. MODIS/Terra Net Evapotranspiration 8 Day L4 Global 500m SIN Grid V061, distributed by NASA EOSDIS Land Processes Distributed Active Archive Center. <https://doi.org/10.5067/MODIS/MOD16A2.061>. Acesso em 2024-01-30. 2021.

SAAD, S. I. Modelagem e valoração dos serviços ambientais hidrológicos na recuperação da vegetação no Ribeirão das Posses, Extrema, MG. Tese (Doutorado) Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental. Instituto de Energia e Ambiente – Universidade de São Paulo. São Paulo, SP, p. 169. 2015.

SALIM, F. P. C.; ROQUES, T. V. P.; SOUZA, W. G. D. Definição de Critérios Técnicos de Análise de Outorga para a Diluição de Efluentes em Cursos de Água: O caso do Estado do Espírito Santo. XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. São Paulo: [s.n.]. 2007.

SANTOS, H. G. O novo mapa de solos do Brasil: legenda atualizada. Embrapa Solos. 67 p. Rio de Janeiro. ISSN 1517-2627; 130. Disponível em: <http://www.cnps.embrapa.br/solosbr/publicacao.html>. 2011. (acesso em 20 jan. 2023).

SANTOS, R. F. Planejamento ambiental: teoria e prática. São Paulo: Oficina de Textos, 184 p. 2004.

SANTOS, F.M. & LOLLO J.A. Cartografia digital para estimativa de escoamento superficial visando ao planejamento urbano. Eng Sanit Ambient | v.21 n.4 | out/dez. 663-675. 2016.

SCHMALZ, B. et al. Water-related ecosystem services in Western Siberian lowland basins — Analysing and mapping spatial and seasonal effects on regulating services based on ecohydrological modelling results. Ecological Indicators, v. 71, p. 55–65, 2016.

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.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E INFRAESTRUTURA DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL - SEMA. Recursos Hídricos e Saneamento Básico. LO40 – Bacia Hidrográfica da Lagoa Mirim e do Canal São Gonçalo. 2021. Disponível em: <<https://sema.rs.gov.br/l040-bh-mirim>>. Acesso em: 22 jun. de 2021.

_____. Zoneamento Ecológico-Econômico do Rio Grande do Sul (ZEE-RS). Porto Alegre: Governo do Estado do Rio Grande do Sul. 679p. 2019.

SHARP, R. et al. InVEST 3.2.0 User's Guide. 2015.

SILVA, B. A. W.; AZEVEDO, M. M.; MATOS, J. S. Gestão Ambiental de Bacias Hidrográficas Urbanas. Revista Vera Cidade. Ano 3. Nº 5. 2006.

SILVA, T.; TAGLIANI, P. Mudanças na Cobertura e Uso do Solo nos Entornos da Lagoa dos Patos: Além da Dimensão Física. Revista de Ciências Ambientais, v. 4, n. 1, p. 5-18, 2010.

SILVEIRA, A.J.M. Ciclo Hidrológico e Bacia Hidrográfica. IN: C.E.M. (org.) Tucci. Hidrologia, Ciência e Aplicação. 4ª Edição. Porto Alegre: Editora da UFRGS, pp. 35-51. 2004.

SIMON, A. L. H.; SILVA, P. F. Análise geomorfológica da Planície Lagunar sob influência do canal São Gonçalo – Rio Grande do Sul – Brasil. Geociências, São Paulo, UNESP, v. 34, n. 4, p. 749-767, 2015.

SONG, AIWEN; LIANG, SHENGXU; LI; HUAI; YAN, BAIXING. Effects of biodiversity on functional stability of freshwater wetlands: a systematic review. Frontiers in Microbiology, doi: 10.3389/fmicb.2024.1397683. 2024.

SOSINSKI, L.T.W. Caracterização da Bacia Hidrográfica Mirim - São Gonçalo e o uso dos recursos naturais. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 35 p. 2009.

SU, C. et al. Ecosystem management based on ecosystem services and human activities: A case study in the Yanhe watershed. *Sustainability Science*, v. 7, n. 1, p. 17–32, 2012.

TAGLIANI, C. R. Zoneamento Ecológico-Econômico da zona sul do Estado do Rio Grande do Sul. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, v. 38, p. 303–324, 2016.

TAGLIANI, P. R. A. Ecosystem base for land-use planning in the Coastal Plain of Rio Grande do sul. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, v. 44, p. 36–50, 2018.

TALAMONI, J.L.B; RUIZ, S.S. Ecosistemas aquáticos: contaminação, recuperação e preservação. Um tópico ligado à educação ambiental. *Ciência & Educação*, v. 2, n. 1, 49-53, 1995.

TALLIS, H., et al. InVEST 2.4.4 User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford. 2011.

TAMBOSI, L.R., VIDAL, M.M., FERRAZ, S.F.B., METZGER, J.P. Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. *Estudos Avancados*, v. 29, 84:151–162. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142015000200010>. 2015.

TONIOLO, G. R., LACRUZ, P. M. S., SAUSEN, T. M. Runoff Analysis on the Vacacaí-Vacacaí Mirim River Basin. *Revista Brasileira de Cartografia*. N. 65/3: 605-615. Sociedade Brasileira de Cartografia, Geodésia, Fotogrametria e Sensoriamento Remoto. ISSN: 1808-0936. 2013.

TEAL, J. M.; WEIS, J. S.; WEIS, P. *The Ecology of Wetlands and Associated Systems*. New York: CRC Press, 2019.

THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY – TEEB. *Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB*, p. 106, 2010.

TEJADAS, B.E.; BRAVO, J.M.; SANAGIOTTO, D.G; TASSI, R.; MARQUES, D.M.L.M. Projeções de Vazão Afluente à Lagoa Mangueira com Base em Cenários de Mudanças Climáticas. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 31, n. 3, 262-272, 2016.

TERRADO, M. et al. Model development for the assessment of terrestrial and aquatic habitat quality in conservation planning. *Science of the Total Environment*, v. 540, p. 63–70, 2016.

TOMASONI, M. A. Considerações sobre a abordagem da natureza na geografia. In: SANTOS, J. M.; FARIAS, M. *Reflexões e construções geográficas contemporâneas*. Salvador: Grasb, p. 11-34. 2004.

TOMAZELLI, L.J.; VILLWOCK, J.A. Mapeamento Geológico de Planícies Costeiras: o Exemplo da Costa do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Gravel, v. 3, p. 109-115, nov. 2005.

TOMAZELLI, L. J.; VILLWOCK, J. A. Geologia do Sistema Lagunar Holocênico do Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil. Pesquisas em Geociências, 18(1): 13-24. 1991.

TRINDADE, L. D. L.; SCHEIBE, L. F. A gestão dos recursos hídricos a partir de uma análise das políticas públicas. Revista Brasileira de Políticas Públicas, v. 4, n. 2, 2015.

TUCCI, C. E. M. Modelos Hidrológicos. 2. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 678 p. 2005.

UNESCO. The United Nations World Water Development Report 2018: Nature based Solutions. WWAP (United Nations World Water Assessment Programme), Paris. 2018.

_____. UN-Water: United Nations World Water Development Report 2020: Water and Climate Change, Paris. 2020.

VAN SOESBERGEN, A.; MULLIGAN, M. Uncertainty in data for hydrological ecosystem services modelling: Potential implications for estimating services and beneficiaries for the CAZ Madagascar. Ecosystem Services, v. 33, n. August, p. 175–186, 2018.

VIEIRA, E. F.; RANGEL, S. R. S. Planície Costeira do Rio Grande do Sul: geografia física, vegetação e dinâmica sociodemográfica. Porto Alegre: Sagra, 1988.

VIERROS, M. The Ecosystem Approach of the Convention on Biological Diversity. In: BIANCHI, G.; SKJOLDAL, R. (Ed.). THE ECOSYSTEM APPROACH TO FISHERIES. Food and Agriculture Organization of United Nations, v. 6(11), 379 p. 2008.

VLACHOPOULOU, M. et al. The potential of using the Ecosystem Approach in the implementation of the EU Water Framework Directive. Science of the Total Environment, v. 470–471, n. 2014, p. 684–694, 2014.

XIA, L.; ZHANG, P. Progress in Ecosystem Services Research. International journal of social sciences and public administration, 3(3):294-297. doi: 10.62051/ijsspa.v3n3.36. 2024.

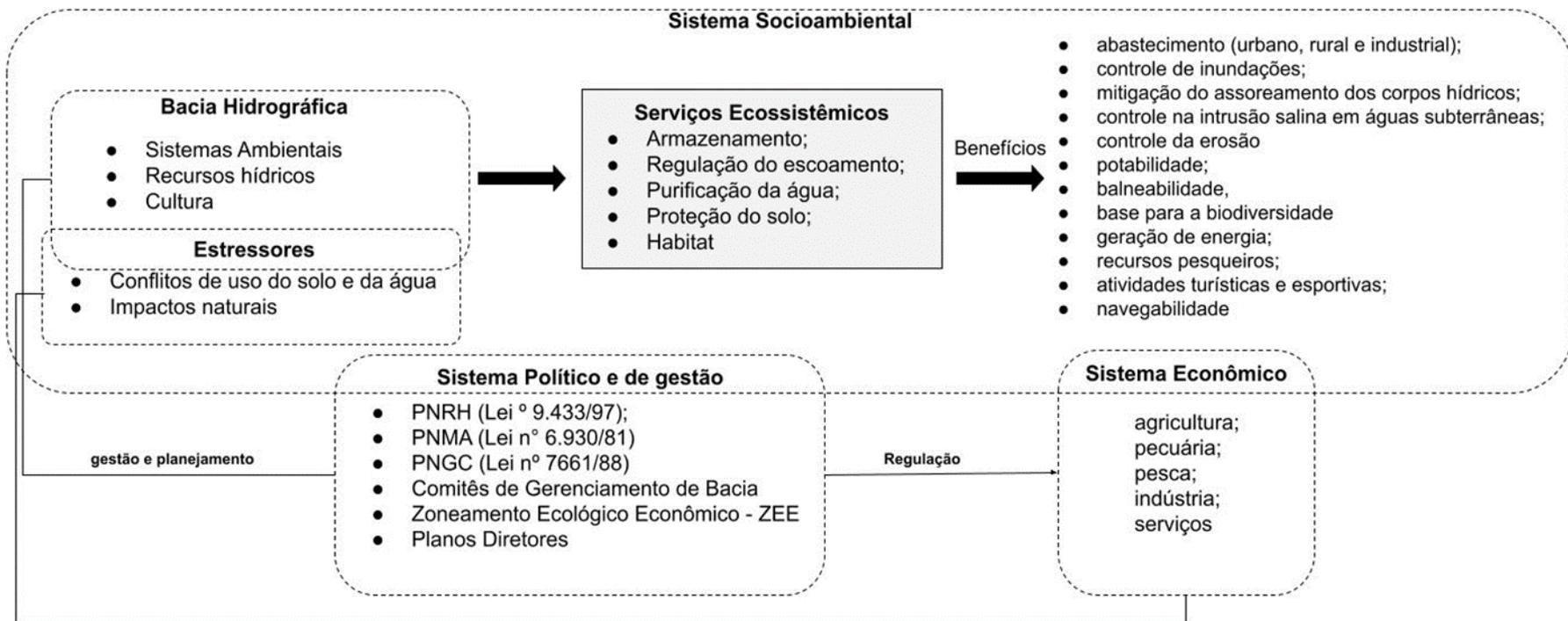
ZEKKOUB, ABDELALI. Methodology of Writing the Literature Review In The Scientific Research And The Researchers' Mistakes: A Samples From Qur'ānic Studies. Journal of quran sunnah education and special needs, 7(1), 79-98. doi: 10.33102/jqss.vol7no1.177. 2023.

ZHANG, L.; DAWES, W.; WALKER, G. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resour. Res.* 37, 701–708. 2001.

YANG, X.; CHEN, R.; MEADOWS, M.; JI, GUANGXING XU, J. Modelling water yield with the InVEST model in a data scarce region of northwest China. *Water Supply*. 20. 10.2166/ws.2020.026. 2020.

WANG, J. et al. Urban soil carbon stocks and soil-atmosphere carbon dioxide exchange: A case study in Beijing, China. *Science of The Total Environment*, v. 643, p. 439-448, 2018.

APÊNDICE A – Fluxograma sistêmico dos fluxos no âmbito da bacia hidrográfica.



Fonte: Elaborado pelo autor.

APÊNDICE B – Ecosystem-based spatial modeling: Assessing the supply of hydrological services in a watershed in Southern Brazil

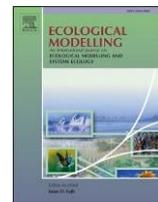


Contents lists available

ScienceDirect

Ecological Modelling

www.elsevier.com/locate/ecolmo



Ecological Modelling 492 (2024) 110723

Ecosystem-based spatial modeling: Assessing the supply of hydrological services in a watershed in Southern Brazil

Kahuam Gianuca ^{a,*}, Tatiana Silva ^b, Milton Asmus ^c

^a *Postgraduate Program in Remote Sensing, Federal University of Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves, 9500, Pr'edio 44202, Setor 5, Campus Vale, Porto Alegre, RS CEP 91501970, Brazil*

^b *Institute of Geosciences, Federal University of Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves, 9500, Campus Vale, Porto Alegre, RS CEP 91501970, Brazil* ^c *Federal University of Rio Grande, Av. Italia, s/n - km 8' - Campus Carreiros, Rio Grande, RS CEP 96203-900, Brazil*

ARTICLE INFO

Keywords:

Ecosystem services
Hydrological services
Watershed
Environmental systems
Spatial modeling

ABSTRACT

Hydrologic services describe the way terrestrial ecosystems affect freshwater resources. This study employed an ecosystem-based approach and spatial models to assess the significance of ecosystems in providing hydrological services in a Watershed in southern Brazil. The environmental systems and hydrological services were characterized and evaluated for the significance weights assignment by expert opinion dynamics. Spatial and tabular data generated were applied in an ecosystem services model (InVEST-Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs) for a relative importance analysis. Map algebra was performed to integrate relative importance with runoff values, resulting in an importance index (II), which enabled the identification of the most important ecosystems for the hydrological services provision. Among the environmental systems, riparian forests (0.2457), forests (0.2455), wetlands (0.2332), and fields with livestock (0.2291) demonstrated the highest II values. Ranking environmental systems and their vegetation cover based on their performance in terms of eco- hydrological functions and hydrological services has the potential to support management actions on land use in the pursue of sustainability regarding water resources use.

Received 12 December 2023; Received in revised form 4 April 2024; Accepted 13 April 2024

Available online 26 April 2024

0304-3800/©

2024

Elsevier

B.V.

All

rights

reserved.

HIGHLIGHTS

- Terrestrial ecosystems perform functions directly related to the availability and quality of water resources that results in a set of hydrological services.
- This study presents a simple way to carry out watershed ecosystems assessments, integrating available spatial data, expert opinion and ecosystems services modeling.
- We apply an overlapping use model of InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs) and map algebra to create a comprehensive importance index.
- The environmental systems were ranked based on their performance in terms of eco-hydrological functions and hydrological services.

ABSTRACT

Hydrologic services describe the way terrestrial ecosystems affect freshwater resources. This study employed an ecosystem-based approach and spatial models to assess the significance of ecosystems in providing hydrological services in a Watershed in southern Brazil. The environmental systems and hydrological services were characterized and evaluated for the significance weights assignment by expert opinion dynamics. Spatial and tabular data generated were applied in an ecosystem services model (InVEST-Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs) for a relative importance analysis. Map algebra was performed to integrate relative importance with runoff values, resulting in an importance index (II), which enabled the identification of the most important ecosystems for the hydrological services provision. Among the environmental systems, riparian forests (0.2457), forests (0.2455), wetlands (0.2332), and fields with livestock (0.2291) demonstrated the highest II values. Ranking environmental systems and their vegetation cover based on their performance in terms of eco-hydrological functions and hydrological services has the potential to support management actions on land use in the pursue of sustainability regarding water resources use.

Key words: ecosystem services; hydrological services; watershed; environmental systems; spatial modeling.

1. Introduction

Humanity heavily relies on ecosystems and their functions to provide numerous goods and benefits, which are referred to as ecosystem services (ES) (De Groot et al., 2002; TEEB, 2010). When ES are specifically linked to eco-hydrological functions and affect freshwater resources, they are categorized as hydrological services (HS) (Brauman, 2015; Tambosi et al., 2015).

Unlike the aquatic services, which describe benefits generated by aquatic ecosystems, HS are generated mainly by terrestrial ecosystems. They result from interactions between climate, relief and land cover and provide benefits such as water quality and availability for agriculture and human consumption, inland fisheries, soil protection, flood control, among others (Brauman, op cit.).

Hydrological services are associated with availability, quantity and quality of water. For example, the flow stream regime is necessary to support fish, birds and perennial corridors that provide food and goods for people. On the other hand, these water regimes directly depend on the conditions of adjacent environments, responsible for controlling erosion, runoff and water purification (Ha et al., 2023). All ecosystems can offer hydrological services, but to different degrees and water availability and the hydrological dynamics vary strongly across landscapes and ecosystems (Mastrorilli et al., 2018; Brauman et al., 2007). For example, forest systems play a crucial role in soil protection by mitigating rainfall impact through the tree canopy, thereby reducing runoff. Wetlands can retain excess water during periods of heavy rainfall, preventing flooding.

According to the latest report from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), impacts caused by inadequate land use, in addition to long-term climate trends and the intensification of extreme events in global scale, has pushed certain

ecosystems beyond their natural capacity for regeneration, often leading to a decline/loss of ES. (IPCC, 2022; De Groot et al., 2010). In this context, understanding how human activities alter ecosystems and how this affects the provision of hydrological services is crucial for establishing sustainable management with a focus on water resources.

Several studies focusing on the analysis of hydrological services have been conducted in watersheds around the world. Li et al. (2018) evaluated the hydrological regulation service at the sub-watershed scale in the Yangtze River basin in China, resulting in an index based on the coefficients of variation of precipitation and runoff. Keles (2019) assessed the hydrological functions of forest ecosystems and their importance for sustainable forest management through the review of relevant literature, highlighting the importance of forests in water regulation, flood mitigation and drought resilience. Pert et al. (2010) presents an approach to mapping riparian habitat and hydrological services in the Tully-Murray watershed in Australia, emphasizing the need to retain and rehabilitate riparian areas due to their impact on water quality and aquatic ecosystem health.

However, the assessment of hydrological services is generally associated with Land Use and Land Cover (LULC) and climate data, such as precipitation and evapotranspiration, but they lack a relative comparison among ecosystems in a given landscape. Furthermore, the adoption of watersheds as spatial units for planning and management also has its obstacles, mainly in relation to multiple dimensions and spatial characteristics (Carvalho, 2014).

Thus, proper indicators, criteria and suitable tools are crucial to generate practical results, and spatial modeling emerges as a powerful tool to the assessment and quantification of ES, mapping potential supply areas and users (Lüke & Hack, 2018).

This study case is located in a watershed in the southeast region of Rio Grande do Sul state characterized by the expansion of soybean cultivation mainly over field areas, where 1.58 million hectares were converted to soybeans between the years 2001 and 2021. Regarding water supply, this region presents the greatest risks associated with climate and productivity (Torres et al., 2023; Gonçalves & Sibaldelli, 2018; Monteiro et al., 2020). Additionally, up to today, the watershed management plan, the main instrument for water resources planning, was not yet finished, and one of the main factors delaying this process is participatory construction, involving diverse actors with different perceptions and needs.

The watershed management plans are documents that establish guidelines and strategies for the sustainable management of water resources in a specific watershed, typically developed with the participation of various stakeholders, including local governments, environmental agencies, local communities, the private sector, and non-governmental organizations.

The objective of this study is to present a simple way to carry out watershed ecosystems assessments, integrating available spatial data, expert opinion, spatial modeling (InVEST- Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs) and map algebra, to calculate an importance index of environmental systems for provision of four hydrological services: water storage, runoff regulation, water purification, and erosion control.

The possibility of applying expert opinion dynamics to different groups of stakeholders allows the inclusion of diverse perceptions in the analysis, contributing to the participatory process and facilitate the social agreement in the development of watershed management plans. This index can also be used to prioritize ecosystems or sub-watersheds based on their importance in providing specific ecosystem

services.

2. Data and methods

2.1. Regional overview

The Mirim São Gonçalo Watershed is in the southern region of the State of Rio Grande do Sul, covering an area of 29,250 km² within Brazilian territory. It spans across 21 municipalities, as shown in Fig.1, and has an estimated population of 928,766 inhabitants (IBGE, 2020). The watershed geographical composition consists of a vast coastal plain formed by recent geological processes, mainly constituted by coastal lagoons, wetlands, grasslands, agricultural areas and forestry (Sosinski, 2009).

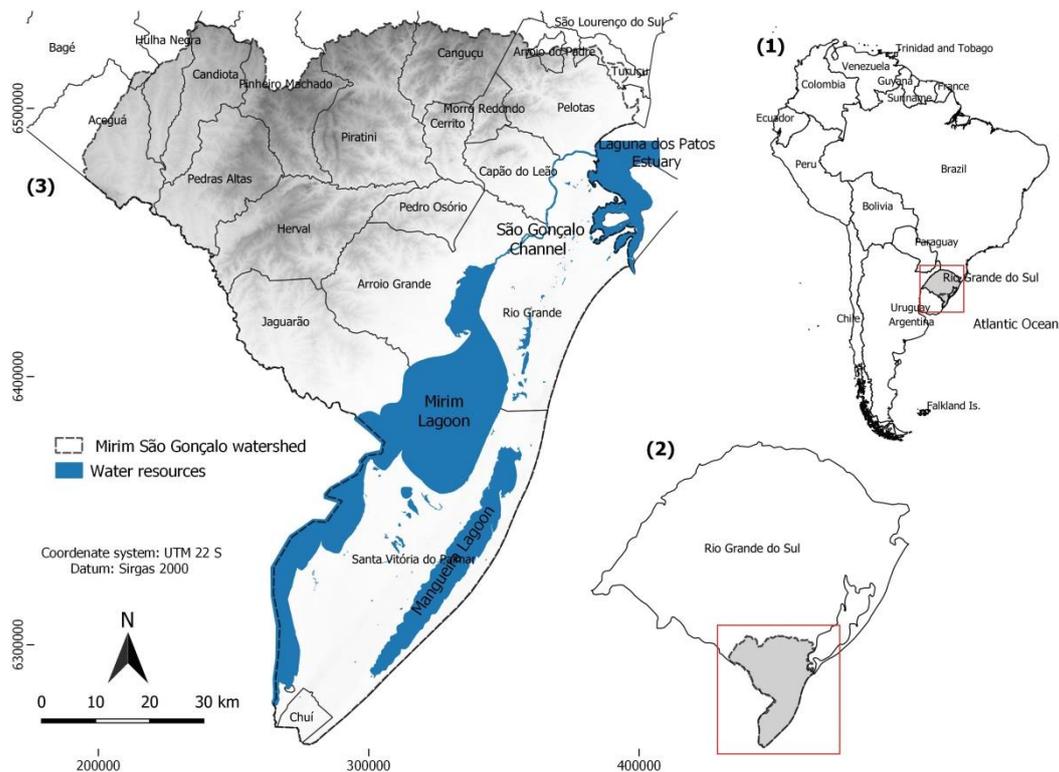


Figure 4. Map of the study area. (1) Rio Grande do Sul State, Brazil, and South America; (2) Mirim São Gonçalo Watershed; (3) Watershed area, relief, municipalities and water resources.

The Mirim Lagoon takes the central stage as the primary water body. It covers an area of 3,749 km² and is interconnected to the Patos Lagoon, creating the most extensive lagoon complex in South America (Tomazelli & Villwock, 1991). The climate is temperate subtropical, classified as humid mesothermal (Köppen & Geiger, 1928) and it is influenced by its proximity to the Atlantic Ocean. This region has a well-distributed annual rainfall pattern with average precipitation varying from 1,200 to 1,800 millimeters.

2.2. Methodological procedures

The methodology comprises three steps: (1) the development of a geospatial database; (2) a systemic analysis of environmental systems and HS based on ecosystem approach and (3) spatial modeling and map algebra to create an importance index, as shown in Fig. 2, and explained in more detail in the following sections.

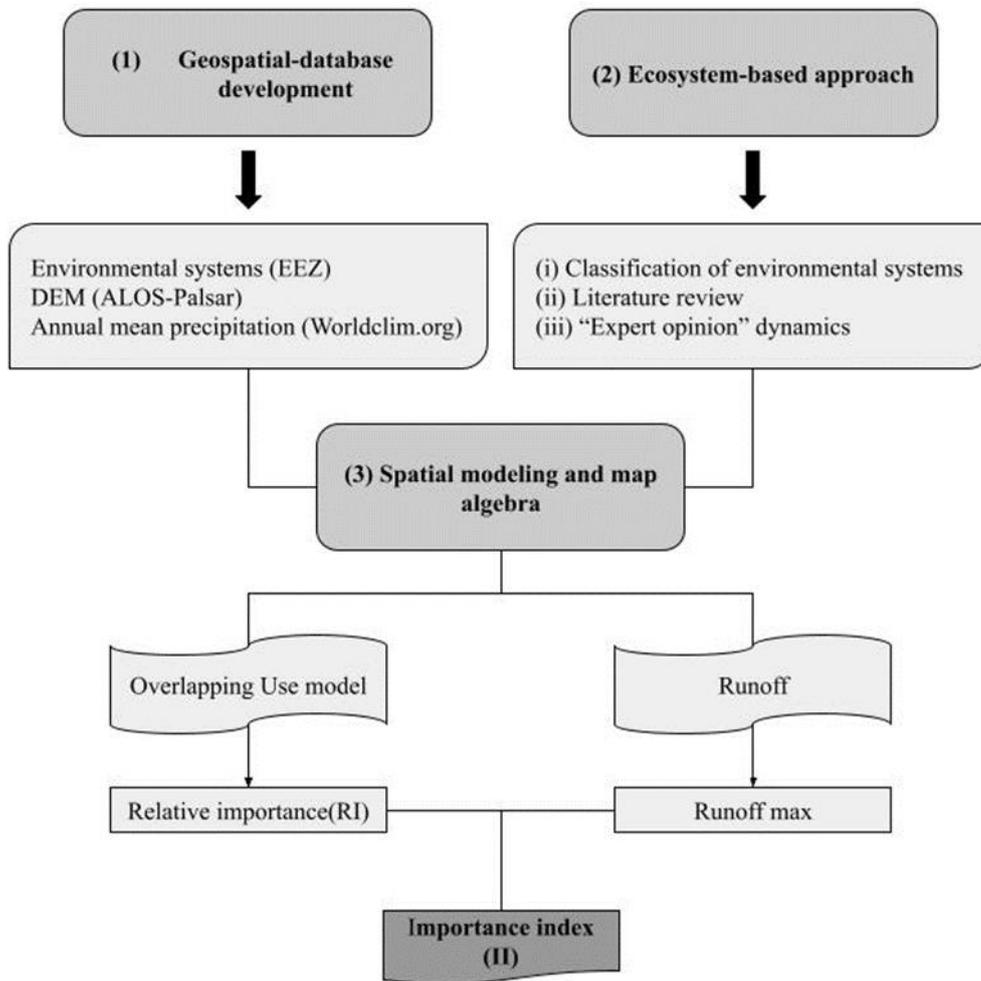


Figure 5. Methodological flowchart.

2.3. Geospatial-database development

Environmental systems were defined based on Ecological-Economic Zoning of Rio Grande do Sul Estate (EEZ) (SEMA, 2019), provided by the Ricardo Ayup-Zouain Watershed Modeling Laboratory - Federal University of Rio Grande do Sul (LabModel/UFRGS), with 30 m of spatial resolution. However, any LULC image can be used in the modeling process. Figure 3 shows the twelve environmental systems, including natural (p.e., wetlands, riparian forest) and anthropized (p.e. predominantly agricultural, forestry).

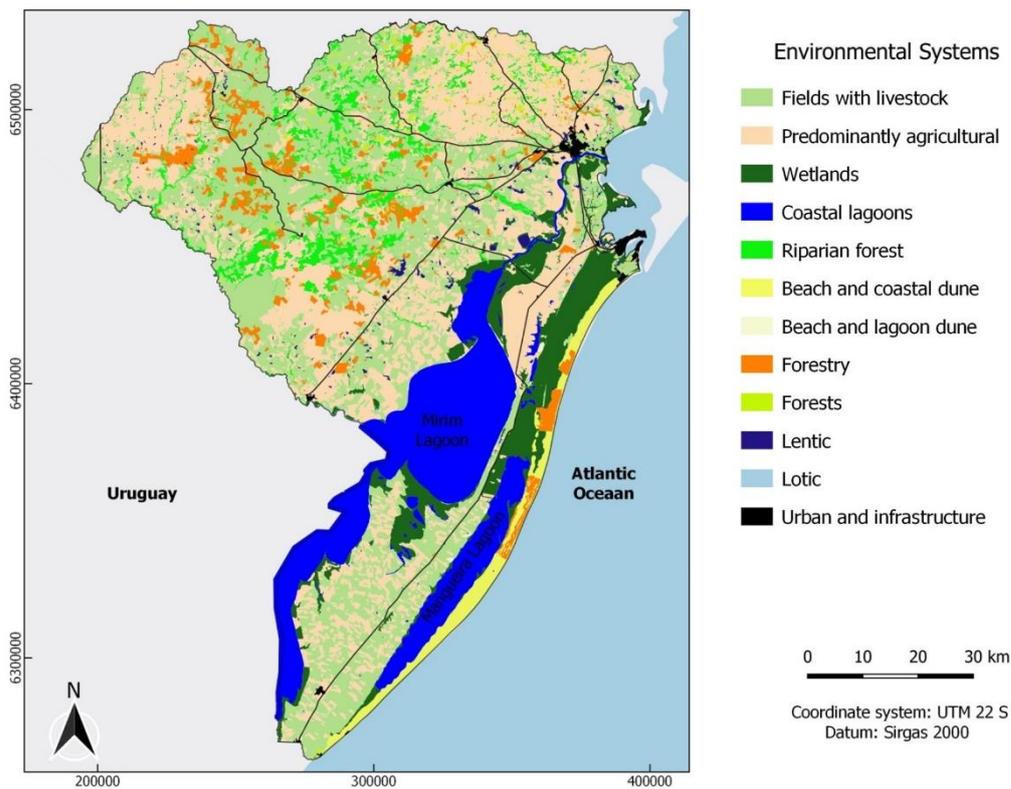


Figure 3. Map of the Mirim São Gonçalo watershed showing the environmental systems spatial distribution.

A Digital Elevation Model (MDE) based on ALOS-PALSAR (Advanced Land Observing Satellite - Phased Array type L-band Synthetic Aperture Radar) data, with a spatial resolution of 12.5 m, available at <https://search.asf.alaska.edu/#/> and an Average annual rainfall image with a spatial resolution of 1000 m, available at <https://www.worldclim.org/>, were used to calculate the surface runoff values. To standardize the input data, all rasters were resample to a pixel size of 100 x 100 m spatial resolution, and projected to the Geocentric Reference System for the Americas - SIRGAS 2000, Universal coordinate system Transverse Mercator (UTM), Zone 22 South. These procedures were performed using PROJECT tool of the TerrSet® software, that undertakes projection transformations using ellipsoidal formulas and datum transformations, and can also be used to change the resolution of an image by a non-integer multiple, indicating the same output reference system

as the current reference system, then give the desired number of rows and columns for the resulting image (NatCap, 2023).

2.4. Ecosystem-based approach

The development of an ecosystem baseline consists in obtaining the necessary data or information related to ecosystems environmental characteristics, including procedures to identify, map and model ecosystem services. This process allows the identification of land use conflicts, loss of services and valuation, based on perception of its users (Asmus et al., 2018).

For this study, the ecosystem-based analysis involved three main aspects:

(i) Classification of environmental systems: based on Ecological-Economic Zoning of Rio Grande do Sul Estate (EEZ) (SEMA, 2019).

(ii) Literature review: in articles published in indexed journals on the following topics: ecosystem services (De Groot et al., 2002; TEEB, 2012), hydrological services (see Table 1), spatial models (Ribeiro et al., 2020), and runoff (Santos & Lollo, 2016; Toniolo et al., 2013). These references are the basis in establishing the concepts adopted in this work, including the definition of environmental systems, eco-hydrological functions, HS and generated benefits, resulting in a systemic matrix as shown in Table 1.

Table 1. Systemic matrix of services, eco-hydrological functions and benefits.

ECOSYSTEM SERVICES	ECO-HYDROLOGICAL FUNCTION	BENEFITS	REFERENCES
Water storage	Storage capacity in water bodies in general, such as rivers, lakes, and aquifers.	Supply (urban, rural, and industrial), power generation, transportation, fishing and extractive production, leisure.	(Brauman et al., 2007; Brauman, 2015)
Flow regulation	Interception of rainwater by vegetation and soil, reducing the speed of runoff.	Flood control; mitigation of siltation of water bodies, control of saline intrusion in groundwater.	(Tambosi et al., 2015)

Water purification	The ability of ecosystems to remove pollutants through chemical, physical, microbiological, and mechanical processes.	Potability, bathing, dilution, maintenance of biodiversity.	(Grêt-regamey et al., 2011)
Erosion control	Protection of topsoil layers provided by the presence of vegetation.	Erosion mitigation, sediment balance, nutrient fixation in soil, rainfall interception and infiltration in soil.	(Mastorilli et al., 2018)

(iii) Expert opinion dynamics: procedures capable of capturing the knowledge of experts in a given field and representing in a database. A workshop was held by the research group Ecosystem-based Marine and Coastal Management (Eco-MCM), composed of 5 Ph.D. and 7 postgraduate students, with backgrounds in geography, biology, oceanography, geoprocessing, and environmental management.

The environmental systems were evaluated based on hypothetical-deductive method (Asmus et al., 2021), considering the eco-hydrological functions related to each HS and resulting in a definition of importance weights at 5-level scale (1-“very low”; 2-“low”; 3- “medium”; 4- “high” and 5-“very high”) with the values defined by consensus among the specialists and arranged in a systemic matrix. For example, in terms of water storage, the lowest value was assigned to beach and coast dune, and the highest to the coastal lagoon. All the other systems present intermediate values between those two. This relative ranking does not require quantitative modeling regarding water storage, making this method widely applicable, once the goal is to establish a relative comparison, and not a physical measure of the ecosystem’s performance. These values were saved as a .csv file for model application. The environmental systems and corresponding importance weights are presented in the results (Table 3).

2.5. Spatial modeling and map algebra

We applied the Overlapping Use model of Ecosystem Service Modeler (ESM) within the GIS TerrSet®, licensed to the Federal University of Rio Grande do Sul (UFRGS). Based on InVEST (Integrated Assessment of Ecosystem Services and Trade-offs), the ESM models enable the mapping, quantification, and valuation of ecosystem services.

The Overlapping Use model calculates the frequency and importance of human activity within a management zone. Inputs include the study region, layers for different land management activities and their importance (.csv file). The model is able to estimate overlapping use potential from a raster landscape image representing management areas. In the simplest model, each human activity is given an equal weight and the importance is calculated as the frequency of activities occurring in each pixel or within management areas. A more complex model includes weights of importance for each activity and the importance is calculated for each pixel or management zone as the sum of the product of the weights divided by the total number of uses (NatCap, 2023). In this case, the sum of the HS importance weights divided by the ecosystems.

Spatially explicit models allow distinct spatial variables to be tested, as long as they have the same data format. However, the mathematical logic of the model must be in accordance with the object of analysis. As the object of this analysis is to calculate an importance index considering HS specifically, we adapted the model inputs by changing the human activities by environmental systems and importance weights based on provision of HS, as shown in Table 2.

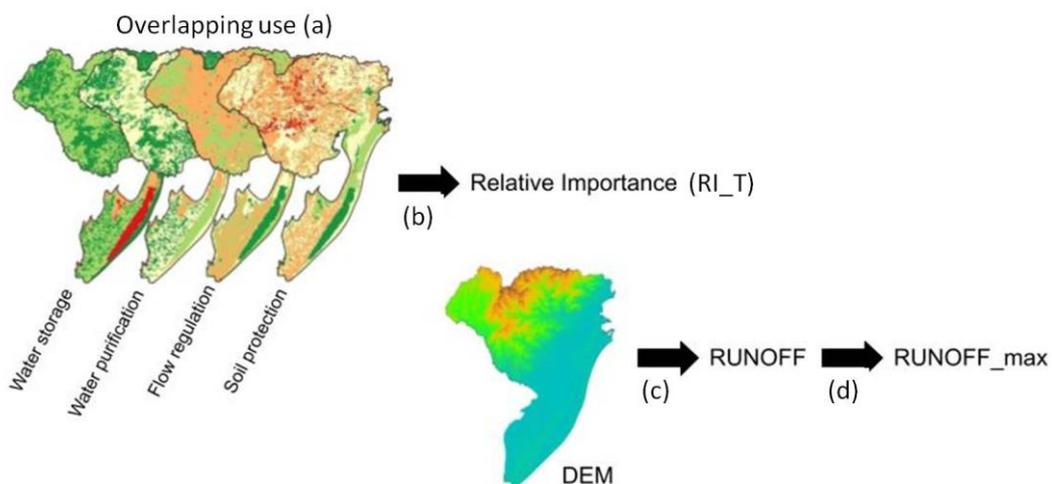
Table 2. Overlapping use model input data.

Input data		
Default	Adapted	File type
Management zones	Environmental systems	Raster integer
Overlapping use table	Importance weights table (see Table 2)	.csv

Human activities layers	Environmental systems layers	Raster boolean
Important human use areas	Not used (optional)	Raster boolean

The model was applied for each HS for assessment of environmental systems importance based on their provision potential. The result was a relative importance index image for each HS which added together (sum) resulted in the total relative importance as shown Fig. 4(b).

RUNOFF (TerrSet®) calculates the accumulation of rainfall units (mm) per pixel based on an elevation image. A simple RUNOFF analysis accumulates rainfall on a per pixel basis as if one unit of rainfall was dropped on every location. There are also options to input images to alter the precipitation rate, the infiltration rate, the duration for precipitation and infiltration, and the initial absorption amounts.



Figure

4. Map algebra. (a) Overlapping use (InVEST®). (b) IMAGE CALCULATOR (TerrSet®) for Total Relative Importance (RI_t) image. (c) RUNOFF (TerrSet®) for surface runoff image. (d) EXTRACT (TerrSet®) for maximum values of runoff.

Therefore, we use map algebra (IMAGE CALCULATOR- TerrSet®) to process an equation that standardize runoff values and integrate to relative importance (RI_t) resulting in a final Importance Index (II) as shown in Equation 1.

Equation 1.

$$\left\{ \frac{[(RI_T * RUNOFF_{MAX} - RUNOFF_{MIN})]}{(RUNOFF - RUNOFF_{MIN})} \right\} = IMPORTANCE\ INDEX(II)$$

The Relative Importance depicts the relative offer of hydrological services per environmental system. However, to incorporate the influence that a system has on the other based on the water flow direction, the runoff was combined with the Relative Importance index. The rationale behind it is that the II is the highest when the RI is the highest and the water accumulation is the lowest. In other words, upper systems influence lower systems through water flow. Dividing RI by runoff would not put the values in a relative scale though. To standardize the scale, the maximum and minimum values of runoff were extracted using the EXTRACT module in TerrSet®, and then the runoff maximum value of each pixel (*RUNOFF_{max}*) was subtracted by the runoff minimum value of the whole image (*RUNOFF_{min}*) and divided by the runoff minus the minimum runoff values.

3. Results

Ecosystem-based approaches were fundamental to consensually conceive relationship schemes between environmental systems (ES), eco-hydrological functions, and benefits, allowing the identification of trade-offs and importance weighting. By expert opinion dynamics the ES, eco-hydrological functions, and benefits were evaluated considering its ability to provide the hydrological services and resulting in a systemic matrix of environmental systems weights of importance as shown in Table 3.

Table 3. Importance weights of environmental systems for model application.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS	HYDROLOGICAL SERVICES			
	Water storage	Flow regulation	Water purification	Erosion control
Beach and coastal dune	1	2	3	3
Beach and lagoon dune	1	2	3	2
Coastal lagoon	5	1	2	1

Fields with livestock	2	4	3	4
Forestry	1	4	2	3
Forests	2	5	3	4
Lentic	4	1	3	1
Lotic	4	1	4	1
Predominantly agricultural	1	2	1	3
Riparian forest	2	4	3	5
Urban and infrastructure	1	1	1	1
Wetlands	4	3	4	2

1-“very low importance”; 2- “low”; 3- “medium”; 4- “high” and 5-“very high”.

3.1. Relative Importance (RI)

Forests, riparian forests, fields with livestock and wetlands had the highest RI for the greatest number of services. The predominantly agricultural and urban/infrastructure (urban areas, ports, industry, and roads) had the lowest RI. Some systems presented high or very high importance for specific services. For instance, coastal lagoons, lotic and lentic for water storage and forests and riparian forests to flow regulation and erosion control, respectively as shown in Fig. 5.

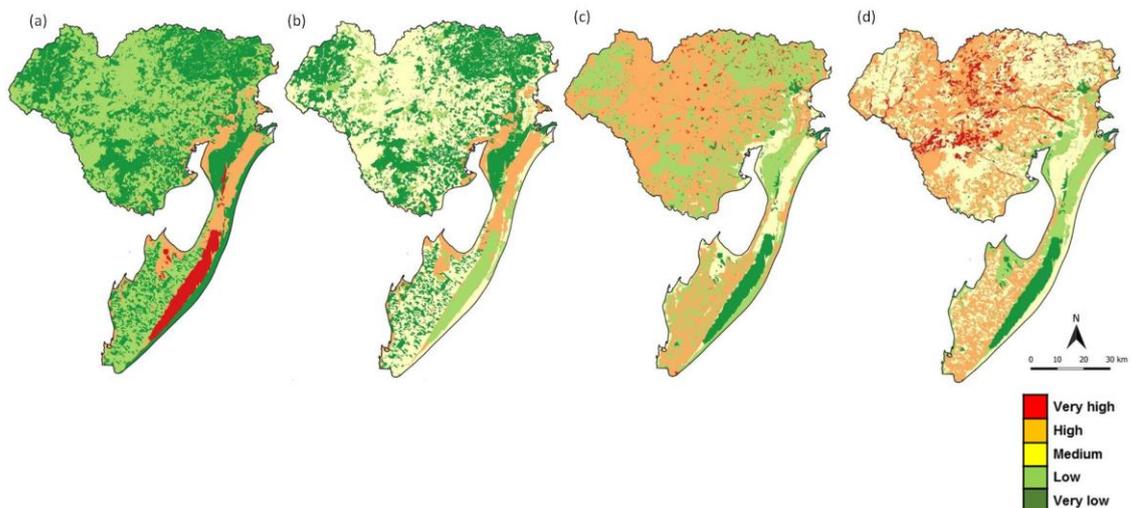


Figure 5. RI of Environmental Systems for the provision of hydrological services: (a) Water storage; (b) Water purification; (c) Flow regulation and (d) Erosion control.

The values of the RI are directly proportional to the weights of importance; hence, these values may vary according to the actors involved in expert opinion dynamics. For instance, the importance values assigned to aquatic environments, considering

water storage (provisioning) and purification (regulation), might be higher when evaluated by fishermen. This is because fishing is directly dependent on these services.

3.2. Integrated Importance Index (II)

Hydrological services depend directly on the watersheds' climate and geomorphologic characteristics. Upstream areas are important for the water supply throughout the watershed, and the effects are widespread over the landscape reaching downstream users (Brauman et al., 2007).

The soil ability to retain water decreases as runoff values increase. The integration of runoff with RI allowed adding a qualitative variable to the physical characteristics of the relief, resulting in a final index (II) with values ranging from 0.01 - 0.25 as shown in Fig. 6 and Table 4.

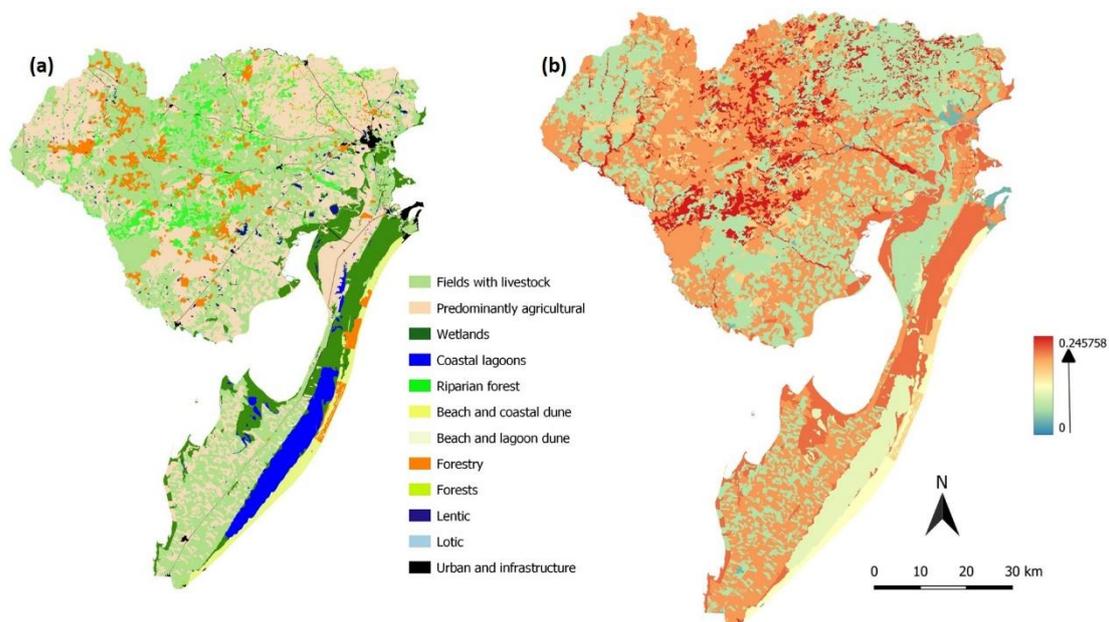


Figure 6. Environmental systems (a) and Importance Index (b) maps.

Table 4. Environmental systems, Importance Index and occupied area.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS	Importance Index (II)	Area %
Riparian forest	0.245758	6.10%

Forests	0.245539	1.00%
Wetlands	0.233283	8.80%
Fields with livestock	0.229154	37.60%
Lotic	0.190667	0.20%
Forestry	0.174966	5.40%
Lentic	0.162519	0.70%
Beach and coastal dune	0.162502	2.40%
Coastal lagoons	0.158337	3.80%
Beach and lagoon dune	0.145828	0.30%
Predominantly agricultural	0.120848	32.90%
Urban and infrastructure	0.066119	0.80%

The riparian forests (0.2457), forests (0.2455), wetlands (0.2332), and fields with livestock (0.2291) exhibited the highest values. Urban/infrastructure areas had the lowest value (0.0661). The other systems displayed minimal variation (≤ 0.044) (Table 4).

Subsequently, we will discuss the results, focusing on the systems that presented the highest values for II, relating to the eco-hydrological functions performed, land use patterns and environmental protection law.

4. Discussion

Any ecosystem affects the attributes of the water that passes through it. Thus, all ecosystems provide hydrologic services (Brauman et al., 2007). Vegetation cover and relief act directly on the flow of precipitation to the land surface. The ecosystems in upstream areas play a critical role, influencing the quantity, quality and availability of the water for downstream users (Tambosi et al., 2015).

Runoff is one of the most important parts of the hydrological cycle and has been used as an indicator of the suitability of watersheds management (Toniolo, 2013). When the intensity of precipitation becomes greater than the capacity of water retention by the land surface, there is an increase in the runoff rate, which can result

in erosion, transportation, and deposition of sediments in water bodies (Santos & Lollo, 2016).

The integration of RI and runoff resulted in a spatially explicit index (II), allowing the identification of the most important systems, considering that the higher the II and the larger the area, greater the contribution to the provision of hydrological services. Riparian forests and forests occupy a small area in the watershed (6.1% and 1% respectively), although, they presented the highest II values, mainly due to their topographic features and the functions they perform that support the ES. Fig. 7 shows the altimetry and spatial distributions of environmental systems with highest II values.

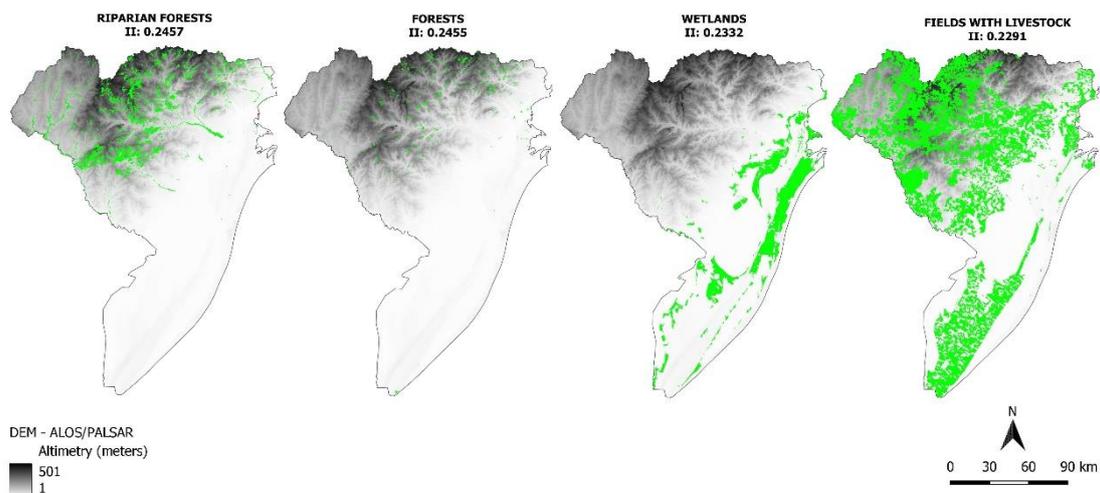


Figure 7. Altimetry and spatial distribution of environmental systems with the highest importance index (II).

Riparian forests are located mainly in the northern part of the watershed along the main rivers that reach the coastal plain and flow into Patos and Mirim Lagoons. They provide a set of important eco-hydrological functions, mainly related to their vegetation cover. These functions are directly related to water quality (physical-chemical processes and barrier for nutrients and contaminants), flow regulation (rainfall attenuation and infiltration of water into the soil), and erosion control (soil

protection and reduction of water bodies siltation) (Tambosi et al., 2015). Native forests act in a similar way in relation to HS functionality and provision; however, it has a sparser spatial distribution across the landscape.

Wetlands are ecosystems at the interface between terrestrial and aquatic environments, permanently or periodically flooded, or with waterlogged soil (Junk et al. 2014). The wetlands play a key role in the hydrological balance due to their potential for water storage during dry periods and the presence of hydromorphic soil and aquatic or palustrine vegetation, which contributes to water purification (Bozelli et al. 2018).

Forests (both native and riparian), wetlands, and the shores of water bodies are considering conservation areas according to Brazilian Forest Code (Brasil, 2012). Nevertheless, modifications to this law have led to a reduction of safeguarded vegetation, potentially contributing to the notable 20% increase in deforestation throughout Brazil between 2020 and 2021 (Tambosi et al. 2015; Mapbiomas 2022).

The natural fields, characteristic of the Pampas biome, stand out for their high biodiversity, mainly related to vegetation, with presence of around 2200 grass species (Boldrini et al., 2009). Its vegetation contributes to the attenuation of surface runoff, also acting to purify water and protect the soil.

In the state of Rio Grande do Sul, livestock farming, particularly the extensive cattle breeding, relies heavily on native grasslands. The rotational use of these areas facilitates pasture regeneration, contributing to a low-impact activity that fosters sustainability. In terms of analysis, detecting changes through remote sensing is challenging, and the data used does not allow for distinguishing when the fields are being used or not for livestock farming.

Studies have revealed the notable expansion of agricultural activities, mainly soybean cultivation and forestry, over native fields (Mengue et al., 2020). Legally speaking, fields represent the most vulnerable environments for the expansion of these activities, as they lack legal mechanisms that ensure their protection.

The prevailing land use at the watershed demonstrates a noteworthy connection to socioeconomic and historical factors, with fields with livestock and agriculture occupying a substantial 70% of the study area and concentrating intensive use for agricultural production based on monoculture (irrigated rice and soybeans), family farming, cattle grazing and dairy (Ribeiro et al. 2020; Sosinski, 2009).

The innovation of this article is to present a method that combines open access quantitative spatial data, and the perception of qualitative aspects defined by expert opinion dynamics in a simplified way. The use of a relatively simple index based on weights assigned through expert opinion can result in a certain degree of subjectivity. The qualitative information collected may introduce a level of inherent variability and individual perspectives of certain actors, which may not capture the full complexity of the system being evaluated. On the other hand, the possibility of adaptation and validation in this methodology allows targeted analyzes to create mental maps according to the perception of certain groups of actors in relation to specific ecosystem or service.

The main contribution of this index is the development of importance maps and statistical data that take into account qualitative aspects, such as the perception of specific stakeholders regarding services or specific environments, along with geospatial data. This type of information would be highly useful for the watershed planning process and potentially assisting in the diagnostic and forecasting phases. As it allows the identification of areas or ecosystems more critical for the provision of

certain services and, therefore, more fragile and prioritized for research and management.

5. Conclusions

The model and the adaptations in terms of spatial analysis bring a new way of assessing the ecosystems importance for the provision of hydrological services. The ecosystem-based approach and its results might support the decision-making process once of the assessment of the relative importance helps to identify priority areas for management. Furthermore, the integration of ecosystem-based approaches and spatial models can help to identify the functional signatures of watersheds according to the perception of its users, thereby enabling the assessment of vulnerabilities and opportunities for effective management actions.

The results indicate that forests systems presented the highest importance values (> 0.24), mainly due to its high capacity to regulate runoff by attenuating precipitation in the tree canopy and protect the soil against erosion process. Wetlands and fields with livestock also presented high values for II (0.233 and 0.229 respectively) and stood out occupying approximately 70% of the watershed area.

Research on ecosystem services provision remains a need for future studies that comprehensively analyze the impacts resulting from changes in land use, encompassing factors such as socioeconomic processes, climate change, and vulnerability. The intrinsic link between humanity and ecosystems requires the development of innovative assessment structures seeking to achieve a balance between the benefits provided by ecosystems and their ability to do it in a sustainable way.

Credit authorship contribution statement

Gianuca, K.: Conceptualization, Methodology, Formal analysis, Software and Writing - Review & Editing. **Silva, T.:** Conceptualization, Methodology, Supervision and Writing - Review & Editing. **Asmus, M.:** Conceptualization, Methodology, Supervision and Writing - Review & Editing.

Declaration of Competing 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.

Data availability

The datasets used during the current study can all be obtained from publicly accessible archives and any land cover image can be used in overlapping use model.

References

Asmus, Milton et al. 2021. Systems Approach: A Shortcut to the Ocean We Want. *Ocean and Coastal Research*. 69 (Suppl. 1).

Asmus, Milton et al. 2018. Simples para ser útil: Base Ecológica para a Gestão Costeira. *Desenvolvimento e Meio Ambiente* 44: 4-19.

Brasil. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Estabelece o novo Código Florestal Brasileiro. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 25 mai. 2012. Disponível em: [www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm]. Acesso em: [ago 23, 2022].

Boldrini, Ilsi et al (2009). A flora dos campos do Rio Grande do Sul. In *Campos sulinos: Conservação e uso sustentável da biodiversidade* (pp. 63–77). Brasília: MMA, ISBN 978-85-7738-117-3.

Bozelli, Reinaldo et al. 2018. Pequenas Áreas Úmidas: Importância para Conservação e Gestão da Biodiversidade Brasileira. Volume Especial: Conservação in situ e ex situ da Biodiversidade Brasileira. e-ISSN: 2527-0044122. *Diversidade e Gestão* 2: 122-138.

Brauman, Kate. 2015. Hydrologic ecosystem services: Linking ecohydrologic processes to human well-being in water research and watershed management. *WIREs Water* 2015. doi: 10.1002/wat2.1081.

Brauman, Kate et al. 2007. The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 32: 67–98.

Carvalho, Rodrigo. 2014. As Bacias Hidrográficas Enquanto Unidades de Planejamento e Zoneamento Ambiental No Brasil. *Caderno Prudentino de Geografia*, 36: 26–43.

De Groot, Rudolf, Wilson, M.A., Boumans, M.R. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41: 393–408.

De Groot, Rudolf et al. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision-making. *Ecol Complex.* 7: 260–272.

Gonçalves, S. L.; Sibaldelli, R. N. R. 2018. Riscos climáticos e viabilidade econômica da produção de soja no sul do Rio Grande do Sul. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1094511/riscos-climaticos-e-viabilidade-economica-da-producao-de-soja-no-sul-do-rio-grande-do-sul>. Acesso em: 20 dez. 2023.

Grêt-Regamey, Adrienne et al. 2011. Securing hydrological ecosystem services through catchment-wide land-use management. In: *Managing Alpine Future In: Inspire and Drive Sustainable Mountain Regions: Proceedings of the Innsbruck Conference*. Austrian Academy of Sciences Press: Vienna, Austria. 124–133.

Eastman, J. R. 2020. *TerrSet: Geospatial Monitoring and Modeling System*. Worcester, MA, USA. Clark Labs.

Ha, L.T.; Bastiaanssen, W.G.M.; Simons, G.W.H.; Poortinga, A. 2023. A New Framework of 17 Hydrological Ecosystem Services (HESS17) for Supporting River Basin Planning and Environmental Monitoring. *Sustainability*, 15, 6182. <https://doi.org/10.3390/su15076182>.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. 2020. Portal Cidades@. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rs/rio-grande/panorama>>. Accessed in: may 13th 2021.

Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC. 2022: Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, 3056 pp., doi: 10.1017/9781009325844.

Junk, Wolfgang et al. 2014. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification, for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. *Aquatic Conservation* 24: 5-22.

Keleş, Sedat. 2019. An assessment of hydrological functions of forest ecosystems to support sustainable forest management. *Journal of Sustainable Forestry (Taylor & Francis)*-Vol. 38, Iss: 4, pp 305-326.

Köppen, W. & Geiger, R. 1928. Klimakarte der Erde nach der Classification von W. Köppen & R. Geiger. *Petermanns Geographische Mitteilungen*, 1928, 74(11), 193-203.

Li, Ruonan; Zheng, Hua; Lv, Sunyun; Liao, Wenting; Lu, Fei. 2018. Development and evaluation of a new index to assess hydrologic regulating service at sub-watershed scale. *Ecological Indicators (Elsevier)*-Vol. 86, pp 9-17.

Lüke, Anna & Hack, Jochen. 2018. Comparing the applicability of commonly used hydrological ecosystem services models for integrated decision-support. *Sustainability*, 10, 346; doi: 10.3390/su10020346.

Mapbiomas. 2022. Relatório Anual de Desmatamento no Brasil 2021 (RAD). São Paulo, Brasil. 126 páginas. Disponível em: <http://alerta.mapbiomas.org>.

Mastrorilli, Marcello et al. 2018. Economic evaluation of hydrological ecosystem services in Mediterranean river basins applied to a case study in southern Italy. *Water (Switzerland)*, v. 10, n. 3.

Mengue, Vagner et al. 2020. Land-use and land-cover change processes in Pampa biome and relation with environmental and socioeconomic data. *Applied Geography*, v. 125, n. September.

Monteiro, J.; Cuadra, S.; Barioni, L.; Nakai, A.; Maciel, R.; Victoria, A. Estudo de caso de um zoneamento agrícola de risco da produtividade climática (ZARCPro). *Revista da Sociedade Brasileira de Agrometeorologia, Passo Fundo*, v. 27, n. 1, 2020.

Natural Capital Project - NATCAP. 2023. InVEST 3.14.0. Stanford University, University of Minnesota, Chinese Academy of Sciences, The Nature Conservancy, World Wildlife Fund, Stockholm Resilience Centre and the Royal Swedish Academy of Sciences.

Pert, P. et al. 2010. A catchment-based approach to mapping hydrological ecosystem services using riparian habitat: A case study from the Wet Tropics, Australia. *Ecological Complexity* (Elsevier)-Vol. 7, Iss: 3, pp 378-388.

Ribeiro, Julia et al. 2020. Ecosystem-based Metrics for the Characterization and Management of Coastal Lagoons. *Revista Costas*, 2 (1): 105-144. doi: 10.26359/costas.0602.

Santos, F.M. & Lollo J.A. 2016. Cartografia digital para estimativa de escoamento superficial visando ao planejamento urbano. *Eng Sanit Ambient* | v.21 n.4 | out/dez. 663-675.

Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura do Estado Do Rio Grande Do Sul - SEMA. 2019. Zoneamento Ecológico-Econômico do Rio Grande do Sul (ZEE-RS). Porto Alegre: Governo do Estado do Rio Grande do Sul. 679p.

Sosinski, L.T.W. 2009. Caracterização da Bacia Hidrográfica Mirim - São Gonçalo e o uso dos recursos naturais. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 35 p. Embrapa Clima Temperado. Documentos, 255. ISSN 1516-8840.

Tambosi, L.R., Vidal, M.M., Ferraz, S.F.B., Metzger, J.P. 2015. Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. *Estudos Avancados*, v. 29, 84:151–162. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142015000200010>

The Economics of Ecosystems and Biodiversity - TEEB. 2010. Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB, p. 106.

Tomazelli, L.J., Villwock, J.A. 1991. Geologia do Sistema Lagunar Holocênico do Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisas em Geociências*, 18(1): 13-24.

Toniolo, G. R., Lacruz, P. M. S., Sausen, T. M. 2013. Runoff Analysis on the Vacacaí-Vacacaí Mirim River Basin. *Revista Brasileira de Cartografia*. N. 65/3: 605-615. Sociedade Brasileira de Cartografia, Geodésia, Fotogrametria e Sensoriamento Remoto. ISSN: 1808-0936.

Torres, R.; Luis Zorzi, A.; Augusto Ozaki, V.; Martins, G. 2023. Expansão do cultivo de soja no Rio Grande do Sul: Seu efeito sobre a gestão de riscos e composição agrícola. *Desenvolvimento em Questão*, 21(59), p. e14086. doi: 10.21527/2237-6453.2023.59.14086.

APÊNDICE C – GIANUCA et al. 2024b. Hydrological Ecosystem Services (SEH) Modeling for estimating Water Yield in Watersheds. Environmental Modelling and Software. No prelo.

Hydrological Ecosystem Services (SEH) modeling for estimating Water Yield in watersheds.

Kahuam Gianuca, ^{1*} Tatiana Silva, ² Milton Asmus , ³ Jose Nunes de Aquino ².

¹ Postgraduate Program in Remote Sensing, Federal University of Rio Grande do Sul, Bento Gonçalves Ave., 9500, Building 44202, Sector 5, Vale Campus, Porto Alegre/RS, Zip Code: 91501970; ² Institute of Geosciences, Federal University of Rio Grande do Sul, Bento Gonçalves Ave., 9500, Vale Campus, Porto Alegre/RS, Zip Code: 91501970; ³ Federal University of Rio Grande, Itália Ave., s/n - km 8 – Carreiros Campus, Rio Grande – RS, Zip Code: 96203-900;

* Corresponding author: E-mail: kgianuca@gmail.com (K. Gianuca).

HIGHLIGHTS

- Hydrological ecosystem services (HES) refer to the benefits that ecosystems provide that directly influence the water cycle.
- Some HES are among the 15 types of ecosystem services currently experiencing a decline in their availability.
- Changes in land use, land cover, and climate are leading to a reduction of some HES supply, impacting water supply, food provision, and habitat quality.
- We use an INVEST model to estimate water yield at different scales at the watershed level.
- Estimating water yield rates can provide important information for sustainable soil management and integrated river basin planning.

ABSTRACT

When associated with water flow through ecosystems, ecosystem services are classified as hydrological ecosystem services (HES). Water yield is a hydrological ecosystem service that represents the precipitation water that flows over the land surface in a given period. Precipitation controls the amount of water available, while land cover influences the conversion of this water into water yield. This study used the InVEST water yield model to estimate water yield rates for pixel levels, sub-basins, municipalities, and land use and land cover classes (LULC) in the Mirim Lagoon Watershed (MLW), located in the extreme south of Brazil. The total water

yield was 24.8 billion mm/year. Water yield rates per pixel ranged from 163 mm/year to 1,326 mm/year. For the sub-basins, the highest value was 8 billion mm/year and the lowest 67 million mm/year. Based on the analysis of the average water yield per pixel, the municipality with the highest value was Canguçu (748 mm/year) and the lowest was Santa Vitória do Palmar (423 mm/year). Among the land use and land cover (LULC) classes, the highest yields were Urban/Infrastructure (662 mm) and Agriculture (639 mm), followed by fields, wetlands, forests and riparian forests. The analysis identified that areas with dense vegetation have lower water yield due to greater evapotranspiration and water retention capacity. In contrast, urban areas, where the soil is more impermeable, had higher water yield. The results can improve the assessment of ecosystem services, and simulations of future scenarios, providing important information for sustainable soil management and integrated river basin planning.

Keywords: Hydrological Ecosystem Services, water yield, spatial modeling, land use and land cover, river basins.

1 Introduction

Ecosystems perform functions and provide benefits defined as ecosystem services (ES) (De Groot et al., 2002). When they are associated with water flow through ecosystems, they are classified as hydrological ecosystem services (HES) (Ha et al., 2023). They generate benefits such as water availability and quality, runoff regulation, erosion control, and flood mitigation; as well as a series of cultural, aesthetic and spiritual services (Brauman, 2015).

Among the SEH, water yield represents the amount of water from precipitation or ice melt that flows on the earth's surface, excluding the effects of evapotranspiration and water infiltration into the soil. Water yield is essential for hydrological balance, representing surface runoff and its variations, which, when extreme, can be associated with water scarcity or flooding (Yang et al., 2020).

Hydrological services such as water purification, runoff regulation, and erosion control are of particular importance to river basins and are among the 15 types of ES that currently show a decline in their supply (Postel & Thompson, 2005; MEA, 2005).

Evapotranspiration, surface runoff and water infiltration into the soil are regulated by the types of land use and land cover (LULC), which refers to the classification and description of how certain areas are used and what type of land cover (Mahdi, 2022; Li et al., 2018).

Studies have highlighted changes in land use and coverage, and climate change has been impacting several ecosystems, resulting in a decrease in the supply of certain ES (Pacetti & Caporali, 2023; Wang & Lei, 2023). And directly impacting HES such as: water supply, habitat quality and food provision (De Fries & Eshleman, 2004).

InVEST (Integrated models Valuation of Ecosystem Services and trade-offs) are used to assess dynamic ES patterns in areas with data scarcity. Enabling the analysis of HES such as: water yield, sediment retention, and water purification (Yang et al., 2020).

InVEST water yield model, allows spatially explicit estimation of water yield rates in basins and sub-basins, using spatial and biophysical data. This model has been used for analyses in several river basins around the world.

For example, Hamel et al. (2020) analyzed water yield in basins in Peru and Myanmar, comparing the results with alternative hydrological models; Li et al. (2018) analyzed the impacts of land use and land cover changes on water yield rates between 1990 and 2015 in a basin in China; Kim & Jung (2020) applied the model to quantify water yield in forests in North Korea; and Aquino et al. (2023) used the InVEST models water yield and water purification for the evaluation of the SEH for water purification in the Patos Lagoon Estuary – RS.

Water yield is an important measure as it reflects surface runoff. Its analysis is essential to understand how environmental impacts can affect water flow in river basins.

For example, when a region with high water yield receives an above-average amount of precipitation in a short period, surface runoff will be excessive, which may result in flooding in low-lying areas (Meena, 2023). On the other hand, in regions with low water yield, if precipitation is below average for a prolonged period, it will result in decreased recharge of rivers, lakes, and reservoirs, which may affect agriculture, water supply, and hydropower generation (Shahid & Wang, 2020).

Therefore, understanding variations in water yield, and especially their relationship with types of land cover, can contribute to identifying areas that are more vulnerable to flooding, drought, and erosion.

Our study presents the application of the InVEST water yield model, using publicly accessible spatial data and biophysical parameters to estimate water yield at different scales (pixel, river basin, sub-basins, municipalities, and LULC), adopting as a demonstrative case the Mirim Lagoon watershed (MLW), located in the extreme south of Brazil.

The objectives of this study are: (i) to estimate water yield rates and their spatial distribution using the InVEST water yield model; (ii) to evaluate the model's performance; and (iii) to present possible applications of the results for environmental management.

2 Materials and methods

2.1 Study area

The Mirim Lagoon watershed (MLW) is in the State of Rio Grande do Sul, in the Coastal Basins Hydrographic Region, between the geographic coordinates 31°30' and 34°35' South Latitude and 52°32' and 55°15' West Longitude. It occupies an area of approximately 29,250 km² in Brazilian territory, covering 21 municipalities, and with an estimated population of 928,766 inhabitants (Gianuca et al., 2024) (Fig. 1).

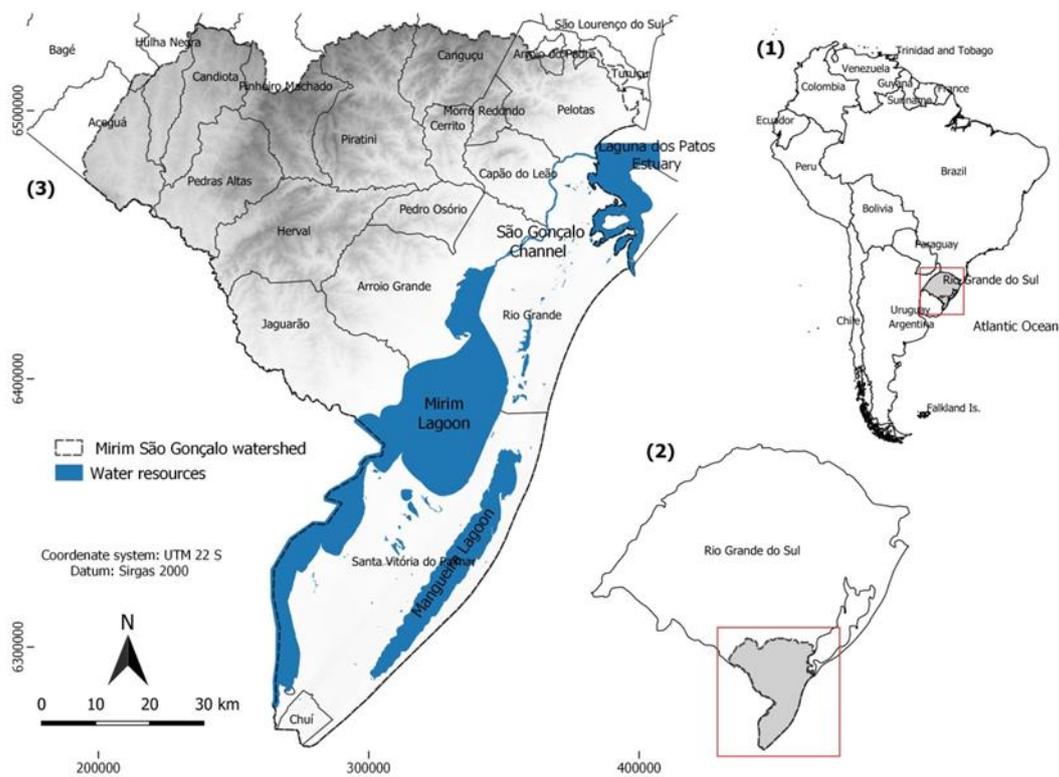


Figure 6. Mirim Lagoon watershed location. Source: Gianuca et al. (2024).

Mirim Lagoon is the largest body of water in the basin, with 3,749 km² and connected by the São Gonçalo Channel to Patos Lagoon, forming the largest lagoon complex in South America (Tomazelli & Villwock, 1991).

Due to the cross-border nature of the Hydrographic Basin, the waters of Mirim Lagoon are shared between Brazil and Uruguay, in accordance with the Cooperation Treaty for the Use of Natural Resources and Development of the Lagoa Mirim Basin, established by Decree No. 81,351 of 1978 (BRASIL, 1978).

According to the delimitation of basins and sub-basins based on the Ottocoding officially used by the National Water Agency (Pfafstetter, 1989; ANA, 2017), the MLW is composed of 16 sub-basins (Fig. 2). The climate is temperate subtropical, classified as humid mesothermal (Köppen & Geiger, 1928) with influence from the Atlantic Ocean and with a well-distributed annual rainfall pattern with annual average between 1,299 mm and 1,500 mm (Rio Grande do Sul, 2021).

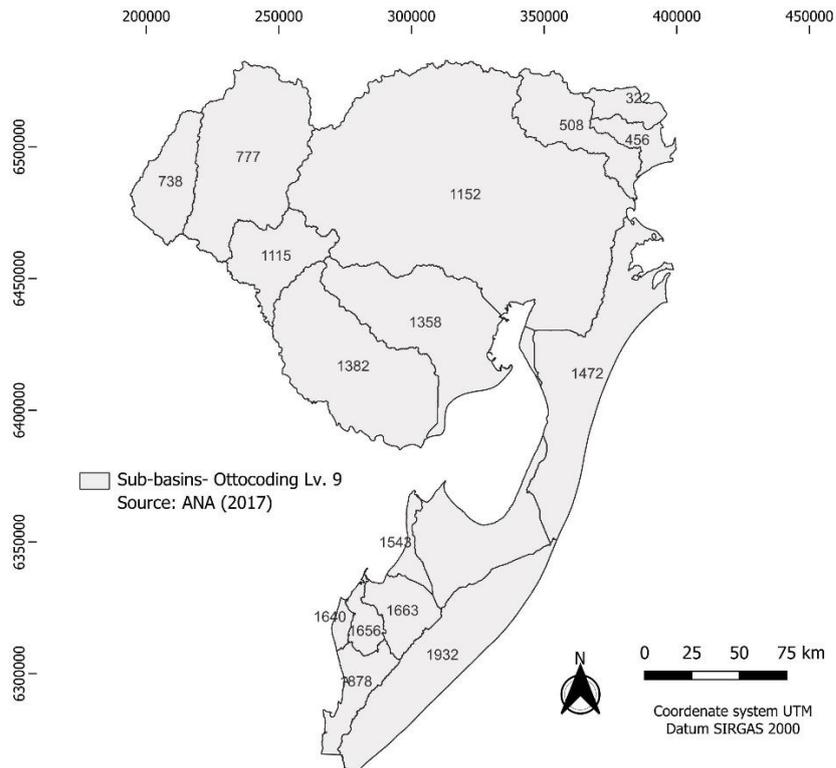


Figure 7 Sub-basins according to Ottocoding level 9. Source: Author.

The main economic activities are agriculture and livestock farming, which together occupy approximately 63% of the area of the river basin, with emphasis on the cultivation of irrigated rice, soybeans and cattle raising for beef and milk production. Soybean cultivation has shown notable expansion, mainly in native fields areas, where 1.58 million hectares were converted to soybeans between 2001 and 2021 (Torres et al., 2023).

Regarding water supply, this region presents the greatest risks associated with climate and productivity, mainly in relation to the high demand for crops around the Mirim and Mangueira lagoons and for the urban supply of the municipalities of Pelotas and Rio Grande (Gonçalves & Sibaldelli, 2018; Monteiro et al., 2020).

Furthermore, the river basin management plan, the main instrument for water resources planning, has not yet been completed, making it difficult to organize activities and mitigate conflicts over the use of water resources.

2.2 The InVEST water yield model

InVEST models were developed by the *Natural Capital Project* (NATCAP, 2023) and designed to help managers assess a range of ES, enabling them to analyze scenarios of land use or climate change. They are models based on simple functions, designed to be processed quickly and using accessible data (Sharp et al., 2015). InVEST models are freely accessible and are available for download at: <https://naturalcapitalproject.stanford.edu/software/invest>.

InVEST model water *yield* (*WY*) measures the average annual water yield in millimeters based on average precipitation, evapotranspiration, and soil and vegetation characteristics. Water yield is calculated at three different scales as follows: at the pixel level, the value of each pixel is divided by the pixel area to obtain standard units in mm/m²; and at the sub-basin or river basin scale, the pixel value is divided by the area of each sub-basin or basin (Eastman, 2020).

As inputs, the model uses raster files (.tif) related to precipitation, evapotranspiration, soil depth, plant available water content (PAWC), and LULC. It also requires a biophysical table (.csv) with reference values and a seasonality factor (Parameter Z). The Z parameter is a seasonal climate factor that consider local precipitation patterns and hydrogeological characteristics. It is represented on a scale of 1 to 10, where 1 represents seasonal rainfall, 4 indicates a tropical climate and 9, a temperate climate (Kim & Jung, 2020).

The model calculates the annual water yield (Y_x) for each pixel in a land cover and land use class (j), where AET_{xj} is the yearly evapotranspiration at pixel x , within land cover type j ; and P_x is the yearly precipitation at pixel x (Eq. 1).

Equation 1

$$Y_{xj} = \left(1 - \frac{AET_{xj}}{P_x}\right) x P_x$$

AET_{xj} / P_x fraction approximates the Budyko curve and represents the evapotranspiration partition of the water balance (Eastman, 2020). As a result, three rasters (.tif) are generated that present the average annual water yield at the pixel, sub-basin, and river basin scales. Figure 3 presents the model structure, input data, and output images.

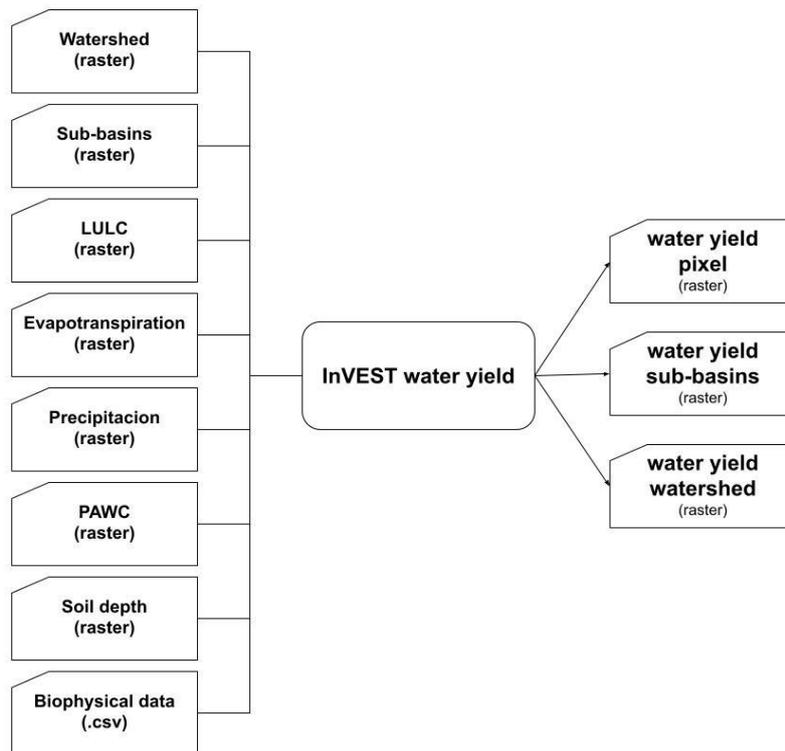


Figure 8 Structure and parameters of the InVEST water yield model. Source: Author.

Additionally, the EXTRACT tool (TerrSet ®) was used for statistical analysis, and calculation of the average water yield per pixel for the spatial cutout of municipalities and LULC classes.

2.3 Input parameters and database

The spatial data used were obtained from government agencies and open-access databases of federal institutions, available for download on the web.

Annual precipitation and evapotranspiration averages were calculated from WorldClim (1970-2000) and MODIS (2000-2024) data, respectively. Soil depth data were obtained from estimates proposed by Costa et al. (2022) and associated with the New Soil Map of Brazil prepared by the Brazilian Agricultural Research Corporation (Embrapa) (Santos et al., 2011).

The water content available to the plant (Plant Available) Water Content – PAWC) considers 50% of the soil water retention capacity and was obtained from the estimate of available water in Brazilian soils also prepared by Embrapa (Araújo Filho et al., 2020).

The land use and land cover classes (LULC) were defined based on the Mapping of Land Use and Vegetation Cover of the State of Rio Grande do Sul carried out by Hofmann et al. (2018) and adapted by Gianuca et al. (2024).

The file referring to the sub-basins was obtained from the platform of the National Water Agency (ANA) and that of the municipalities from the platform of the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE).

Data preprocessing was performed using SIG TerrSet ® to convert vector data into raster format (.tif) using the RASTERVECTOR tool; and resampling to a spatial resolution of 100 m and reprojection to the UTM (Universal Transverse Mercator) coordinate system, time zone 22 South, SIRGAS 2000 Datum, using the PROJECT tool. Data sources and references are presented in Table 1.

Table 1 Data specification and references.

	Given	Resolution	Source	Reference
Spatial	Basins and sub-basins	1:250,000	https://dadosabertos.ana.gov.br/	(ANA, 2017)
	Municipalities	1:250,000	https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html	(IBGE, 2023)
	Use and vegetation cover of the State of Rio Grande do Sul – situation in 2015.	90 m	https://www.ufrgs.br/labgeo/index.php/downloads/dados-geoespaciais/uso-e-cobertura-vegetal-do-rio-grande-do-sul-situacao-em-2015/	(Hofmann et al., 2018)
	WorldClim BIO Variables V1 – bio12	927 m	https://www.worldclim.com/version2	(Fick & Hijmans, 2017)
	MOD16A2.061: Terra Net Evapotranspiration	500 m	https://developers.google.com/earthengine/datasets/catalog/MODIS_06	(Running et al.,

	- ET		1_MOD16A2	2021)
	Soil depth – Soil Map of Brazil – Embrapa.	90 m	https://www.dpi.inpe.br/Ambdata/mapa_solos.php	Costa et al. (2022), Santos et al. (2011)
	Plant available water content in soil (PAWC)	90 m	http://geoinfo.cnps.embrapa.br/documentos/3614	(Araújo Filho et al., 2020)
Biophysicalist	Use and occupation code (lulcode)	-	-	-
	Land use and occupation classes (lulc_desc)	-	Ecosystem-based Spatial Modeling: Assessing the Supply of Hydrological Services in a Watershed in Southern Brazil.	(Gianuca et al., 2024)
	Root depth (root_depth)	-	Rooting depths, lateral root spreads and below ground/above ground allometries of plants in water limited ecosystems	(Schenk & Jackson, 2002)
	Evapotranspiration Coefficient (etk)	-	http://www.fao.org/docrep/X0490E/X0490E00.htm	(Allen et al., 1998)
	Presence of Vegetation (lulc_veg)	-	-	-

The biophysical parameters related to the LULC classes (LULC_desc) used are presented in Table 2. The root_depth field shows the average depth of the roots, etk refers to the evapotranspiration coefficient (Kc) that integrates characteristics of the different soil covers with the reference evapotranspiration and prepared by FAO (Food and Agriculture Organization). Agriculture Organization) (Allen et al., 1998), and LULC_veg the indication of the presence (value 1) or absence (value 0) of vegetation.

Table 2 Biophysical parameters.

CODE	LULC_desc	root_depth	etk	LULC_veg
1	Wetlands	203	1200	1
2	Agriculture	2100	650	1
3	Fields/livestock	2100	650	1
4	riparian forest	3700	1000	1
5	lotic	0	1200	0
6	Forests	3700	1000	1
7	Lentic	0	1200	0
8	Lagoons	0	1200	0
9	Beach and coastal dunes	5	550	0
10	Beach and lagoon dunes	5	550	0
11	Forestry	3500	1000	1

Parameter Z represents the seasonal rainfall pattern according to the climate regime, determined on a scale of 1 to 10. BHML is in a region under the influence of the humid subtropical climate (Cfa) (Köppen-Geiger, 1928), therefore, the value 6 was adopted for this parameter.

3 Results

3.1 Water yield

InVEST water yield model calculates for each pixel the average annual precipitation (Fig. 4-a), minus the average annual evapotranspiration (Fig. 4-b), considering the characteristics of the soil and vegetation (Bangash et al., 2013), namely : soil depth (Fig. 4-c), soil water available for vegetation (PAWC) (Fig. 4-d), land use and land cover (LULC) (Fig. 4-e); and biophysical parameters related to root depth and vegetation evapotranspiration coefficient (etk) (presented in Table 2).

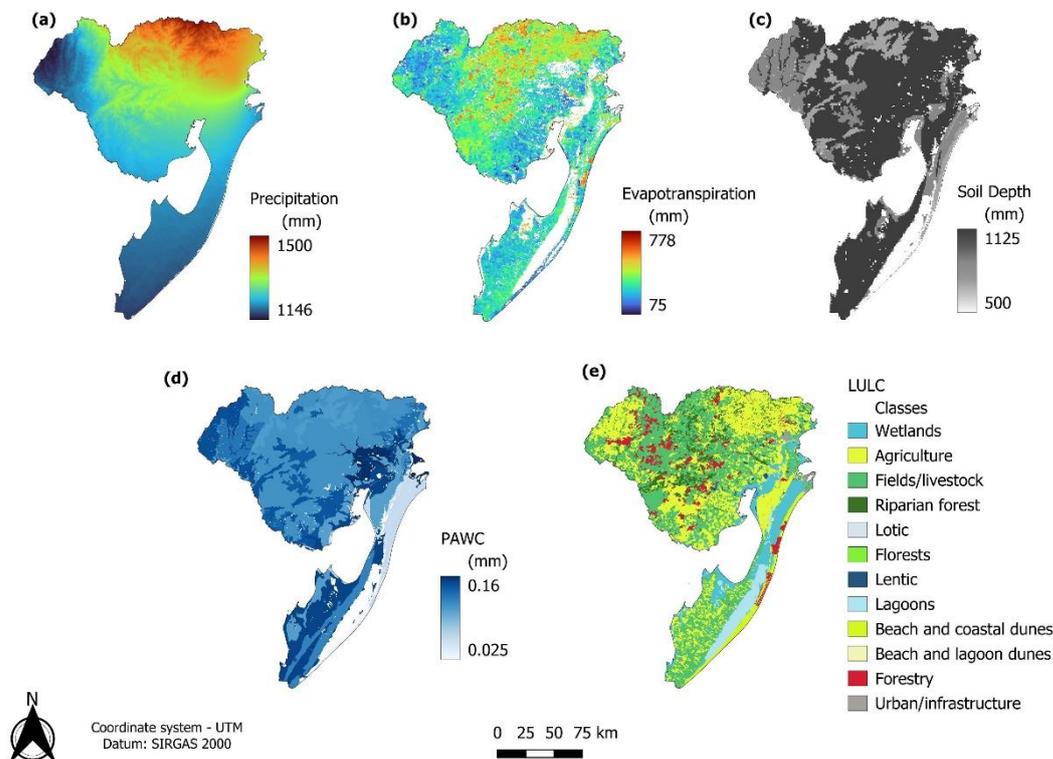


Figure 9 Spatial data applied to the InVEST water yield model. Source: Author.

The model does not differentiate between surface, subsurface, and base flow, but assumes that all water yield from a pixel reaches the point in question through one of these paths (Yang et al., 2020). It also does not allow describing seasonal variations in water yield, since the parameters are accumulated annually (Nigrum et al., 2022).

3.1.1 Water Yield per pixel, basin and sub-basins

Water yield per pixel (WY-Pixel) showed a maximum value of 1,326 mm/year and a minimum of 163 mm/year (Fig. 5-a). The highest values are distributed mainly to the north and northeast of the basin, coinciding with areas of higher precipitation rates. In the rest of the basin, high values are associated with anthropized areas, such as urban centers and agricultural areas. The lowest values are observed to the west, in forested areas, and on the beach strip on the Atlantic coast.

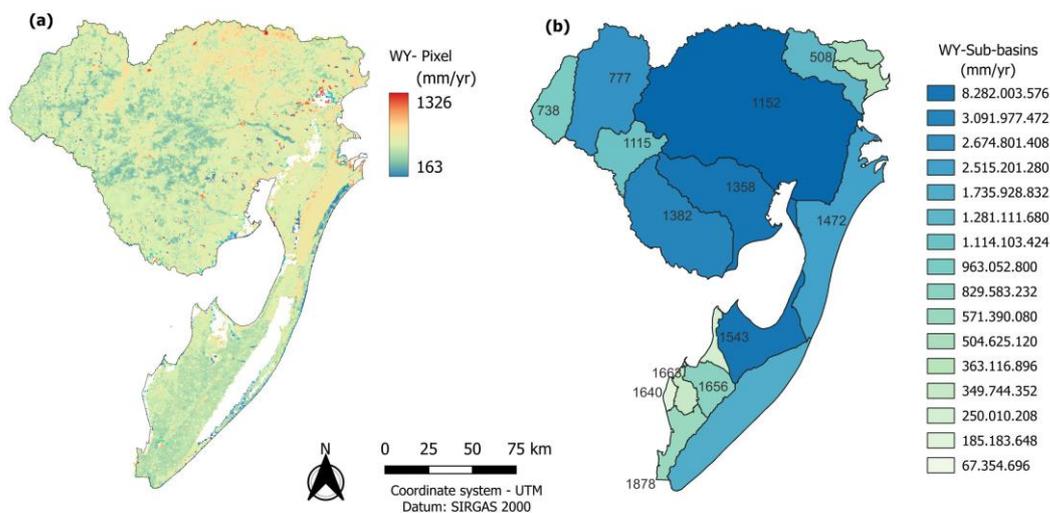


Figure 10. Water Yield (mm/year) at pixel (a) and sub-basins (b). Source: Author.

The total water yield for the MLW was 24.8 billion mm/year. For the 16 sub-basins, the lowest value was 67 million mm/year (cod . 1640) and the highest was approximately 8 billion mm/year (cod . 1152) (Fig. 5-b).

3.1.2 Water Yield by municipalities and LULC

The calculation of the average pixel values for the municipalities and LULC made it possible to identify the variation in water yield values in these spatial units (Fig. 6).

Among the 21 municipalities, the ones with the highest values are Canguçu (cod. 44), Cerrito (cod. 52), Morro Redondo (cod. 45), and Turuçu (cod. 41), located to the northeast of the basin. The lowest values are observed in the municipalities of Santa Vitória do Palmar (cod. 68), Chuí (cod. 66), Bagé (cod. 42), and Herval (cod. 60). The municipalities, the occupied area, and the average water yield are presented in Table 3.

Figure 11. Water Yield (mm/year) for municipalities (a) and LULC classes (b). Source: Author.

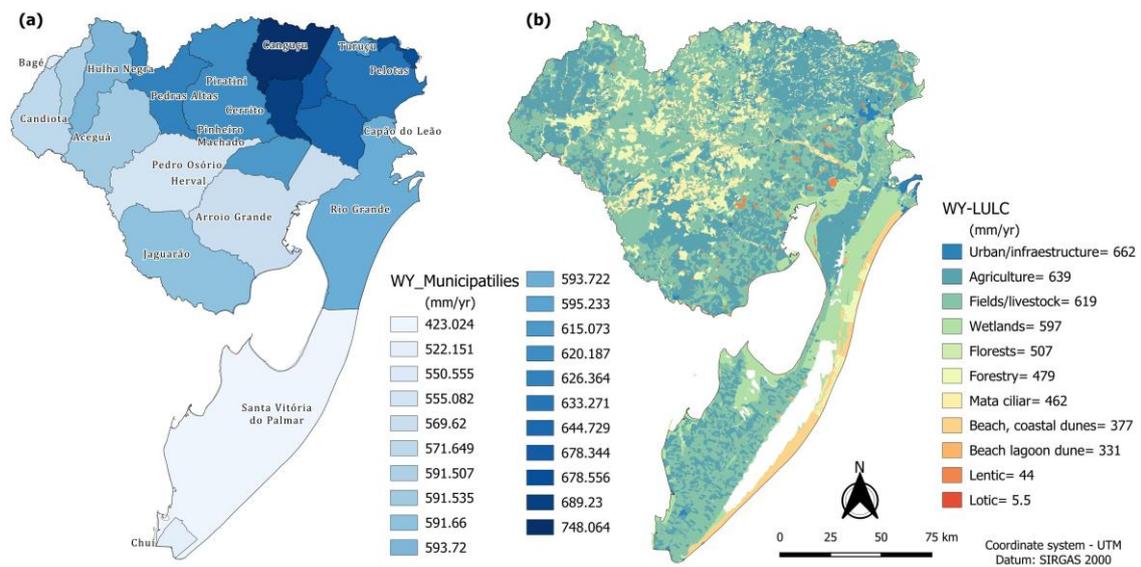


Table 3Municipalities, occupied area (km²) and Water Yield (mm/year).

Code	Municipality	Area (km ²)	Mean WY (mm/year)
44	Canguçu	949	748
52	Cerrito	452	689
45	Round Hill	246	678
41	Turuçu	92	678
55	Lion's Capon	783	645
47	Balls	1,369	633
49	Pine Axe	964	626
51	Piratini	1.963	620
56	Pedro Osorio	608	615
37	Priest Stream	69	595
63	Rio Grande	2,652	594
50	Candiota	935	594
64	Jaguar	2.053	592
57	High Stones	1,376	591

48	Black Coal	405	591
54	Acegua	841	572
62	Big Stream	2,510	570
60	Herval	1,758	555
42	Bage	30	550
66	Chui	202	522
68	Saint Victory of Palmar	5.218	423

When analyzing the water yield of the LULC classes, it is possible to observe that the anthropized areas presented the highest values, such as the Urban/Infrastructure (662 mm/year) and Agriculture (639 mm/year) classes. Among the natural areas, it is possible to observe variations according to the characteristics of the vegetation, with forests (507 mm/year) and riparian forests (462 mm/year) having lower values compared to fields (619 mm/year) and wetlands (597 mm/year) (Fig. 6-b and Tab. 4). The aquatic environments represented by the lagoon, lotic, and lentic classes presented minimum values, and can be considered “outliers”, due to the absence of vegetation and the nature of water bodies receiving terrestrial runoff.

Table 4 LULC classes, occupied area (km²) and, Water Yield (mm/year).

LULC Classes	Area (km ²)	Mean WY (mm/year)
Urban/Infrastructure	211	662
Agriculture	8,340	639
Fields	9,548	619
Wetlands	2.222	597
Forest	260	507
Forestry	1,368	479
riparian forest	1,544	462
Beach coastal dunes	617	377
Beach dunes lagoons	78	331
Lentic	185	44
lotic	40	5.5
Lagoons	964	1.4

3.2 Model Performance

Precipitation is a crucial factor in the hydrological cycle and one of the most difficult variables to measure due to its high spatial and temporal variability. Water-related ES models rely on precipitation data as an essential input (Junzhi et al., 2012).

The quality of the results of the InVEST water yield model is strongly influenced by precipitation. Redhead et al. (2016) carried out an empirical validation of the model and highlighted that a 10% increase in precipitation results in an 11% - 27% increase in water yield. While in evapotranspiration, a 10% increase results in a 14% decrease in water yield.

WorldClim precipitation data used in this study tend to have larger errors in regions with high rainfall (Hijmans et al., 2005). Since the region where MLW is located has a relatively balanced rainfall distribution throughout the year, the use of global data proved to be appropriate for the scales analyzed and the proposed objectives.

In general, the results obtained were satisfactory, since the study was limited to applying the model with available data. Using a higher spatial resolution and more precise data, especially precipitation and evapotranspiration, may result in more accurate results. Precipitation data can be interpolated from rainfall and evapotranspiration stations, calculated based on temperatures recorded by meteorological stations.

3.3 Applications for environmental management

InVEST water yield model was initially designed to assess water availability for hydroelectric power production. However, its results may have other applications, such as analyzing the impact of environmental changes on other ES, such as water quality, erosion control, and flood mitigation (Eastman, 2020; CEH, 2008).

Soil erosion rates are influenced by several factors, such as precipitation, runoff, soil type, slope, land uses and cover (Bourgouin, 2022). Studies demonstrate an exponential relationship between increasing water yield and water-induced soil erosion (Gao et al., 2020; Hu et al. 2020). Water yield can be especially useful to highlight which areas, or land uses, are most susceptible to erosion processes.

Predicting spatial variations in runoff is crucial for assessing flood risk and sediment loads to water bodies. Water yield data can be used in runoff models such as TPM (Transition Probability Matrix) to simulate extreme events and flood estimates (Boughton, 1999).

The modeling of ecosystem services and the results obtained provide a scientific basis for assessments and simulations, which can be used as a subsidy for the

management and planning of river basins, contributing to the development of actions to mitigate environmental risks and promote the sustainable use of natural resources.

4. Discussion

The MLW presented a high water yield for a region with a balanced rainfall pattern. To validate this result, a comparison was made with the results obtained by Aquino et al. (2023), who used the same model and similar input data to estimate the water yield in the region of the Lagoa dos Patos Estuary-RS, included in the MLW. And conclude that in the municipalities of Rio Grande and Pelotas, which is equivalent to 14% of the MLW area, the yearly water yield was 2.1 billion mm/year, a value consistent when compared with that obtained in this study for the entire hydrographic basin, approximately 24.8 billion mm/year.

Among the sub-basins, the highest value of approximately 8 billion mm/year was observed in sub-basin cod . 1152, located to the north of the study area (see fig. 4) and which occupies the largest area among the sub-basins. It is worth noting that 74.4% of this area is covered by fields and agriculture, LULC classes with high water yield values. The lowest values, in the order of 300 to 70 million mm/year, are observed in small sub-basins (cod. 322, 456) located to the northeast and which flow into Lagoa dos Patos; and to the southwest (cod. 1543, 1656, 1640) flowing into Lagoa Mirim; characterized by considerable extensions of wetlands at the interface of the lagoon system.

Regarding the municipalities, although the average pixel values were analyzed, the results showed a similar pattern, concentrating the highest values in the municipalities in the extreme north of the basin, with emphasis on Canguçu (cod. 44) with 748 mm/year and the lowest value in Santa Vitória do Palmar (cod. 68) with 423 mm/year (see Fig. 5 and Tab. 3).

Analyzing the average pixel values for the LULC classes, the highest values were observed in the urban/infrastructure and agriculture classes, followed by fields, wetlands, forests, and riparian forests. Classes with sparse vegetation or where the soil is more impermeable (p.e. urban areas), infiltration and evapotranspiration are low and consequently, water yield is high (Zhang et al., 2001). In areas with dense vegetation, such as forests, the tree canopy increases evapotranspiration and the

roots contribute to moisture retention and water infiltration in the soil, resulting in decreased surface runoff and lower water yield rates (Agus; Van Noordwijk, 2004).

Water yield and surface runoff are directly linked, as water that does not infiltrate the soil during precipitation contributes to the surface flow that feeds water bodies. This process is crucial for water availability in a river basin, but it is also associated with negative impacts such as soil erosion. When runoff is intense, especially in areas with little vegetation cover, sediment transport is intensified, causing erosion and siltation of water bodies, which can lead to degradation of water quality and reduction of river flow (Kurzweil et al., 2021; Zeng et al., 2024).

An exponential cause-and-effect relationship can be observed. During droughts, the soil's water infiltration and storage capacity decreases, reducing water yield, and increasing the vulnerability of the affected regions. On the other hand, sedimentation caused by erosion reduce the riverbeds capacity, increasing the risk of flooding during heavy rains, resulting in significant damage to infrastructure and the safety of populations (Cerbelaud et al., 2022).

To mitigate these effects, land use planning is essential, with the adoption of soil conservation practices that preserve vegetation cover. These measures help to balance water yield and minimize the risks of erosion, droughts, and floods, contributing to the sustainability of water resources and the resilience of river basins in the face of climate change.

5. Conclusions

Water yield represents the amount of water that flows over the surface of an area over a given period. It is the result of the interaction of precipitation with land cover and is subject to variations caused by climatic and socioeconomic factors, particularly about land use patterns.

The Mirim Lagoon Basin has great water potential, mainly due to the Mirim and Mangueira lagoons and extensive wetlands and marshes present in its area. The total estimated water yield for the MLW was 24.8 billion mm/year. At the pixel scale, water yield rates ranged from 163 mm/year to 1,326 mm/year. Among the sub-basins, the highest value was approximately 8 billion mm/year in sub-basin 1152,

located north of the study area and occupying the largest area among the sub-basins.

Based on the water yield per pixel, the average for the municipalities and LULC classes was calculated. For the municipalities, the highest value was observed in Canguçu (748 mm/year) and the lowest in Santa Vitória do Palmar (423 mm/year). For LULC, it was possible to identify the role of vegetation in the distribution of water yield. In classes with dense vegetation, such as forests, water yield was lower, resulting from greater evapotranspiration, lower runoff, and greater water retention capacity in the soil. On the other hand, in areas where the soil is impermeable, such as in urban areas or areas of crops, infiltration and evapotranspiration are significantly lower, resulting in higher water yield.

The results obtained present the response of the spatial units based on the data used in the modeling and, therefore, reflect the water yield resulting from the measured precipitation and evapotranspiration, the real LULC, and known biophysical parameters.

The application of the InVEST water yield model can use simulations of increases/decreases in average precipitation or scenarios of changes in land use, generating forecasts of how environments may respond to extreme events, especially related to floods or droughts.

Estimating water yield can contribute to assessment of other ecosystem services, such as sediment retention and water purification. It can also be applied in hydrological models, especially for the analysis of surface runoff.

Currently, given the intensification of extreme events and pressure on ecosystems, estimating and evaluating ecosystem services is becoming increasingly necessary and provides important information that can contribute to the sustainable management of land use, water resources, and integrated planning of river basins.

Credit authorship contribution statement

Gianuca, K.: Conceptualization, Methodology, Formal analysis, Software and Writing - Review & Editing. **Silva, T.:** Conceptualization, Methodology, Supervision and Writing - Review & Editing. **Asmus, M.:** Conceptualization, Methodology, Supervision and Writing - Review & Editing. **Aquino, J.:** Formal analysis, Conceptualization.

Declaration of Competing 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.

Data availability

The datasets used during the current study can all be obtained from publicly accessible archives and any land cover image can be used in overlapping use model.

6. References

Agus, F., Van Noordwijk, M., 2004. Hydrological impacts of forests, agroforestry and dryland agriculture as a basis for providing compensation to environmental service providers in Indonesia. Proceedings of the Workshop in Padang/Singkarak, West Sumatra. Indonesia, 25-28 Pebruari 2004: ICRAF- SEA, Bogor, Indonesia.

Allen, R. G. et al., 2023. Crop evapotranspiration – Guidelines for computing crop water requirements – FAO Irrigation and drainage Papers 56. Rome - Italy: [s.n.]. <http://www.fao.org/docrep/X0490E/X0490E00.htm/> (Accessed 24 March 2023).

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS., 2017. Base Hidrográfica Ottocodificada Multiescalas, 50k (BHO 201750k). <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/0f57c8a0-6a0f-4283-8ce3-114ba904b9fe/> (accessed 21 April 2023)

Aquino, J. N.; Silva, T. S.; Prestes, L. D., Silva, D. F., 2023. Valuation of water purification ecosystem services: a comparative study between wetlands and others natural and anthropic systems in Southern Brazil. *Geosciences = Geociências*. 42. 221-239. 10.5016/geociencias. v42i2.17786.

Araújo Filho, J. C. et al., 2020. Estimativa de água disponível dos solos do Brasil. Embrapa Solos. Rio de Janeiro. Empresa Brasileira de Agropecuária -Embrapa. <http://geoinfo.cnps.embrapa.br/documents/2930#category-more>. (Acessed 23 December 2023).

Bangash, R. F, et al., 2013. Ecosystem services in Mediterranean river basin: Climate change impact on water provisioning and erosion control. *Science of Total Environment*. 458: 246–255.

BRASIL (1978) Decreto nº 81.351, de 17 de janeiro. Promulga o Tratado de Cooperação para o Aproveitamento dos Recursos Naturais e o Desenvolvimento da Bacia da Lagoa Mirim. Disponível em: <<http://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1970-1979/decreto-81351-17-fevereiro-1978-430368-publicacaooriginal-1-pe.html>> (accessed 07 de March 2021).

Boughton, W.C., 1999. A daily rainfall generating model for water yield and flood studies. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology. ISBN 1 876006 49 8.

Bourgouin, C., 2022. Water Induced Soil Erosion. doi: 10.1016/b978-0-12-822974-3.00231-7.

Brauman, K. A., 2015. Hydrologic ecosystem services: linking ecohydrologic processes to human well-being in water research and watershed management. *Wiley Interdiscip. Rev. Water* 2, 345–358. <https://doi.org/10.1002/wat2.1081>.

CEH - Centre for Ecology and Hydrology, 2008. *Flood Estimation Handbook*, Wallingford.

Cerbelaud, A., Breil, P., Blanchet, G., Roupioz, L., Briottet, X., 2022. Proxy Data of Surface Water Floods in Rural Areas: Application to the Evaluation of the IRIP Intense Runoff Mapping Method Based on Satellite Remote Sensing and Rainfall Radar. *Water*, 14(3):393-393. doi: 10.3390/w14030393.

Costa, A. M. et al., 2022. 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.

De Fries, R.; Eshleman, N.K., 2004. Land-use change and hydrologic processes: A major focus for the future. *Hydrological Process*. 18, 2183–2186.

De Groot, R. S.; Wilson, M. A.; Boumans, R. M., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecol. Econ.* 41, 393–408.

Eastman, J. R., 2020. *TerrSet: Geospatial Monitoring and Modeling System - Manual*. Worcester, MA, USA. Clark Labs.

Fick, S.E. and Hijmans, R.J., 2017. Worldclim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*. <https://www.worldclim.org>. (Accessed 22 June 2022).

Gao, Min., Xiao, Yan., Hu, Yunfeng., 2020. Evaluation of Water Yield and Soil Erosion in the Three-River-Source Region under Different Land-Climate Scenarios. *Journal of resources and ecology*, 11(1):13-26. doi: 10.5814/J.ISSN.1674-764X.2020.01.002.

Gianuca, K. S.; Silva T. S.; Asmus, M. L., 2024. Ecosystem-based spatial modeling: Assessing the supply of hydrological services in a watershed in Southern Brazil, *Ecological Modelling*, Volume 492, 110723, ISSN 0304-3800, <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2024.110723>.

Gonçalves, S. L.; Sibaldelli, R. N. R., 2018. Riscos climáticos e viabilidade econômica da produção de soja no sul do Rio Grande do Sul. <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1094511/riscos-climaticos-e-viabilidade-economica-da-producao-de-soja-no-sul-do-rio-grande-do-sul>. (accessed 20 December 2023).

- Ha, L. T.; Bastiaanssen, W. G. M.; Simons, G.; Poortinga, A., 2023. A New Framework of 17 Hydrological Ecosystem Services (HESS17) for Supporting River Basin Planning and Environmental Monitoring. *Sustainability*, 15(7):6182-6182. doi: 10.3390/su15076182.
- Hamel, P.; Valencia Gómez, J.; Schmitt, R.; Shrestha, M.; Piman, T.; Sharp, R.; Francesconi, W.; Guswa, A., 2020. Modeling seasonal water yield for landscape management: Applications in Peru and Myanmar. *Journal of Environmental Management*. 270. 110792. 10.1016/j.jenvman.2020.110792.
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., Jarvis, A., 2005. Very high-resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 25, 1965–1978.
- Hofmann, G.S.; Weber, E.J.; Hasenack, H. (Org.), 2018. *Uso e cobertura vegetal do Estado do Rio Grande do Sul – situação em 2015*. Porto Alegre: UFRGS IB Centro de Ecologia. 1a ed. ISBN 978-85-63843-22-7. <http://www.ufrgs.br/labgeo>. (accessed 13 July 2022).
- Hu, Y. Et al., 2020. Evaluations of water yield and soil erosion in the Shaanxi-Gansu Loess Plateau under different land use and climate change scenarios. *Environmental development*, 34:100488-. doi: 10.1016/J.ENVDEV.2019.100488.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2023. Malhas territoriais. <https://www.ibge.gov.br/geociencias/downloads-geociencias.html/> (accessed 12 Jan 2023).
- Junzhi, L., A-Xing, Z., Duan, Z., 2012. Evaluation of TRMM3B42 Precipitation product using rain gauge data inMeichuanWaterhshed, Poyang Lake Basin, China. *J. Resour. Ecol.* 3 (4), 359–366.
- Kim S. W, Jung Y. Y., 2020. Application of the InVEST Model to Quantify the Water Yield of North Korean Forests. *Forests*. 1(804): 2-11.
- Köppen, W. & Geiger, R. (1928). Klimakarte der Erde nach der Classification von W. Köppen & R. Geiger. *Petermanns Geographische Mitteilungen*, 74(11), 193-203.
- Kurzweil, J. R., Metlen, K. L., Abdi, Reza., Strahan, R., Hogue, T. S., 2021. Surface water runoff response to forest management: Low-intensity Forest restoration does not increase surface water yields. *Forest Ecology and Management*, 496:119387-. doi: 10.1016/J.FORECO.2021.119387
- Li, S.; Yang, H.; Lacayo, M.; Liu, J.; Lei, G., 2018. Impacts of Land-Use and Land-Cover Changes on Water Yield: A Case Study in Jing-Jin-Ji, China. *Sustainability*. 10, 960; doi:10.3390/su10040960.
- Mahdi, Alaa. S., 2022. The Land Use and Land Cover Classification on the Urban Area. *Iraqi journal of science*, 4609-4619. doi: 10.24996/ijs.2022.63.10.42.
- MEA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005. *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Washington: Island Press.

Meena, H., Manekar, V., Patel, J., 2023. Effect of Land Use Land Cover Changes on Urban Floods. *Advances in Urban Sustainability and Resilience*. Springer. https://doi.org/10.1007/978-981-99-1890-4_19.

Monteiro, J.; Cuadra, S.; Barioni, L.; Nakai, A.; Maciel, R.; Victoria, A., 2020. Estudo de caso de um zoneamento agrícola de risco da produtividade climática (ZARCPPro). *Revista da Sociedade Brasileira de Agrometeorologia, Passo Fundo*, v. 27, n. 1.

NATCAP – Natural Capital Project., 2023. InVEST version 3.14.0. [software] Stanford University, University of Minnesota, Chinese Academy of Sciences, The Nature Conservancy, World Wildlife Fund, Stockholm Resilience Centre and the Royal Swedish Academy of Sciences.

Ningrum, A; Setiawan, Yudi, Tarigan, Sherly., 2022. Annual Water Yield Analysis with InVEST Model in Tesso Nilo National Park, Riau Province. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. 950. 012098. 10.1088/1755-1315/950/1/012098.

Pfafstetter, O., 1989. *Classificação de Bacias Hidrográficas – Metodologia de Codificação*. Rio de Janeiro, RJ: Departamento Nacional de Obras de Saneamento (DNOS), p. 19.

Postel, S.L, Thompson JR., B.H., 2005. Watershed protection: capturing the benefits of nature's water supply services. *Natural Resources Forum*, v. 29, p. 98-108.

Redhead, J.W., Stratford, C., Sharps, K., Jones, L., Ziv, G., Clarke, D., Oliver, T.H.; Bullock, J.M., 2016. Empirical validation of the InVEST water yield ecosystem service model at a national scale. *Science of The Total Environment*, Volumes 569–570, Pages 1418-1426, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.227>.

Running, S., Q. Mu, M. Zhao., 2021. MODIS/Terra Net Evapotranspiration 8 Day L4 Global 500m SIN Grid V061, [dataset] NASA EOSDIS. <https://doi.org/10.5067/MODIS/MOD16A2.061>.

Santos, H. G., 2011. *O Novo Mapa de Solos do Brasil: legenda atualizada*. Embrapa Solos. 67 p. Rio de Janeiro. ISSN 1517-2627; 130. <http://www.cnps.embrapa.br/solosbr/publicacao.html/> (accessed 20 jan 2023).

Schenk, H. J.; Jackson, R. B., 2002. 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.

Sharp, R. et al., 2015. *InVEST 3.2.0 User's Guide*.

Shahid, M. A., & Wang, Y. T., 2020. Land use and climate impacts on hydrological processes: A review of Asian case studies. *Journal of Environmental Management*, 264, 110447. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110447>.

Tomazelli, L. J.; Villwock, J. A., 1991. Geologia do Sistema Lagunar Holocênico do Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisas em Geociências*, 18(1): 13-24.

Torres, R.; Luis Zorzi, A.; Augusto Ozaki, V.; Martins, G., 2023. Expansão do cultivo de soja no Rio Grande do Sul: Seu efeito sobre a gestão de riscos e composição

agrícola. *Desenvolvimento em Questão*, 21(59), p. e14086. doi: 10.21527/2237-6453.2023.59.14086.

Pacetti, T.; Caporali, E., 2023. Evaluating climate change effects on hydrological functionality and water-related ecosystem services. *Ecohydrology*. doi: 10.1002/eco.2557.

Yang, X.; Chen, R.; Meadows, M.; Ji, Guangxing Xu, J., 2020. Modelling water yield with the InVEST model in a data scarce region of northwest China. *Water Supply*. 20. 10.2166/ws.2020.026.

Zeng, X., Peng, X. D, Liu, T., P., Dai, Q., L., Chen, X., 2024. Runoff generation and erosion processes at the rock–soil interface of outcrops with a concave surface in a rocky desertification area. *Catena*, doi: 10.1016/j.catena.2024.107920.

Zhang, L.; Dawes, W.; Walker, G., 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resour. Res.* 37, 701–708.

Wang, M.; Lei, G., 2023. Relative and Cumulative Effects of Climate and Land Use Change on Hydrological Ecosystem Services in Northeast China. *Land*, 12(7):1298-1298. doi: 10.3390/land12071298.