



Universidade Federal do Rio Grande
— Instituto de Oceanografia —
Programa de Pós Graduação em Oceanologia

Suscetibilidade e vulnerabilidade ambiental a
vazamentos de óleo em áreas ambientalmente
sensíveis

Tese de:
Caroline Monteiro

Orientador:
Wiliam Correa Marques

Maio de 2020

Suscetibilidade e vulnerabilidade ambiental a vazamentos de óleo em áreas ambientalmente sensíveis

Caroline Barbosa Monteiro

Doutoranda em Oceanografia Física, Química e Geológica

.....
Prof. Dr. Wiliam Correa Marques Orientador

Tese submetida ao Programa de Pós Graduação em Oceanologia (PPGO) do Instituto de Oceanografia da Universidade Federal do Rio Grande (FURG), como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Doutora em Oceanografia Física, Química e Geológica.

Banca examinadora:

.....
Prof. Dr. Wiliam Correa Marques
PPGO/FURG

.....
Prof. Dr.^a Maria Isabel Corrêa da Silva Machado
PPGO/FURG

.....
Prof. Dr. Osmar Olinto Möller Junior
PPGO/FURG

.....
Prof. Dr. Fernán Enrique Vergara Figueroa
UFT

.....
Prof. Dr.^a Grasielle Soares Cavallini UFT

Prof. Dr. Rodrigo Kerr Duarte Pereira
Coordenador do Programa de Pós Graduação em Oceanologia

Rio Grande, 4 de Maio de 2020

Monteiro, Caroline Barbosa

Suscetibilidade e vulnerabilidade ambiental a vazamentos de óleo em áreas ambientalmente sensíveis / Caroline Barbosa Monteiro – Rio Grande: FURG / IO, 2020.

XVII, 125 p.

Orientador: Wiliam Correa Marques

Tese (doutorado) / FURG / IO / Programa de Pós Graduação em Oceanologia, 2020.

Referências: p. 100 – 125.

1. Vazamentos de Óleo. 2. Sensibilidade. 3. Suscetibilidade. 4. Vulnerabilidade.

I. Monteiro, Caroline Barbosa. II. Universidade Federal do Rio Grande, FURG, Programa de Pós Graduação em Oceanologia. III. Suscetibilidade e vulnerabilidade ambiental a vazamentos de óleo em áreas ambientalmente sensíveis.

Aos meus pais, Paulo e Rosemary Monteiro, pelo amor irrestrito.

Agradecimentos

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), por apoiar este trabalho (Código de Financiamento 001). À Universidade Federal do Rio Grande (FURG) pela logística, disponibilizando computadores, acesso à internet, bibliotecas e infraestrutura predial.

Ao professor orientador Wiliam Marques por submeter os projetos para a utilização do *cluster* do Centro Nacional de Supercomputação (CESUP) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) e do Supercomputador Santos Dumont do Laboratório Nacional de Computação Científica (LNCC). Aos Professores João Nicolodi e Maria Isabel Machado que integraram a banca de acompanhamento desta pesquisa, pelas leituras, avaliações, críticas e demais contribuições, desde a apresentação do projeto até a defesa final da tese. À Professora Eunice da Costa Machado, sempre solícita e gentil, pela ajuda na fase de qualificação, tirando dúvidas sobre muitos assuntos do exame. Ao Professor Osmar Möller, pela supervisão nos estágios e por ser uma referência de ensino, sempre comprometido com o trabalho e com brilho nos olhos por lecionar.

Aos Professores Fernán Enrique Vergara Figueroa; Grasielle Soares Cavallini; Maria Isabel Corrêa da Silva Machado e Osmar Olinto Möller Junior. Muito obrigada por participarem da banca de defesa da tese, por não medirem esforços em ajudar, por toda a atenção e pelas considerações prestadas.

Ao Engenheiro Phelype Oleinik, mestrando do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Oceânica, pelas inúmeras horas dedicadas ao ensino das ferramentas utilizadas, pelas leituras críticas e sugestões ao conteúdo científico gerado, pela ajuda na resolução de problemas variados, dos erros de MATLAB aos *bugs* mais complexos do Fortran, TELEMAC-3D, LaTeX e das simulações de óleo. Sua competência, prontidão em contribuir e entusiasmo com as mensagens de erro nunca serão esquecidos.

A Jesus Cristo, pela vida e pela oportunidade de realizar este sonho de estudar no Instituto de Oceanografia da FURG.

Ao meus pais e irmãs, Paulo e Rosemary, Paula e Renata, por serem sempre presentes, apesar da distância física, torcendo e contribuindo para que este dia chegasse. Vocês são os meus primeiros exemplos de amor, carinho, persistência, trabalho, dedicação e esforço.

Ao meu namorado Phelype, por tornar as rotinas mais leves e engraçadas, por ter me apoiado e suportado de perto, e por tantos momentos especiais divididos nos últimos quatro anos. Aos amigos Thalita Leal, Carolina Soares e Gabriel Tavares, pelas horas de descontração, experiências compartilhadas, pelas preciosas partidas de *Magic* e RPGs. Muito obrigada por abrirem suas casas e emprestarem suas famílias.

Aos familiares e aos amigos de longa data. A Maria Willyane Xavier da Silva, Sylvia Brant, Bruna Lopes, Larissa Cintra, Helena Beatriz Barbosa Parente, Solange Santos e Jonatas Fagundes, pelas conversas, experiências divididas, orações e sábios conselhos.

Aos companheiros do convívio na FURG, que adicionaram leveza e crescimento: Maria Helena Beula, Amanda Armudi, Douglas Silva, Bruno Lopes e Fernanda Mota.

Ele fez tudo apropriado ao seu tempo. Também colocou no coração do homem o desejo profundo pela eternidade; contudo, o ser humano não consegue perceber completamente o que Deus realizou.

Resumo

Caroline Barbosa Monteiro

SUSCETIBILIDADE E VULNERABILIDADE AMBIENTAL A VAZAMENTOS DE ÓLEO EM ÁREAS AMBIENTALMENTE SENSÍVEIS

Modelos numéricos têm sido utilizados na simulação do comportamento e do transporte de vazamentos de óleo em ambientes marinhos. Considerando que as cargas poluidoras destes acidentes geralmente concentram-se em áreas urbanizadas e economicamente ativas, é provável que algumas das regiões com alta sensibilidade ambiental não apresentem necessariamente as maiores vulnerabilidades por não serem as mais propensas ao contato com o óleo. Esta suposição foi testada partindo das estimativas das probabilidades de revestimento por óleo obtidas de simulações de vazamentos hipotéticos. Assim, para avaliar a hipótese em estudo, uma região foi definida nos limites da Plataforma Continental do Sul do Brasil, inserida na Bacia Sedimentar de Pelotas. Esta região possui um conjunto diverso de elementos ambientais com diferentes níveis de sensibilidade ao óleo, além de também ser marcada por conflitos decorrentes dos usos e interesses múltiplos dos recursos naturais. Na área também ocorrem vazamentos de óleo esporádicos e de pequenas proporções, provocados por falhas técnicas e erros humanos em unidades operacionais do sistema petrolífero e hidroviário local. A estimativa da vulnerabilidade ambiental deu-se com a integração de fatores diversos como os níveis de sensibilidade ao óleo, variável estática e que traduz as características do meio frente às ameaças geradas pelos vazamentos. Também foram integradas informações de natureza dinâmica como o tempo de chegada na costa, concentrações de óleo em superfície e taxas de evaporação. Logo, esta a quantificação da vulnerabilidade ambiental mostrou-se consistente com os pressupostos da vulnerabilidade física, obtida do produto entre a suscetibilidade e a intensidade destes acidentes, além dos níveis de sensibilidade ao óleo correspondentes aos diferentes compartimentos ambientais. Os resultados das simulações numéricas do comportamento, do transporte e destino de 17.382 vazamentos de óleo hipotéticos mostraram-se importantes no delineamento das poligonais de suscetibilidades, e posteriormente nas estimativas das probabilidades ao revestimento por óleo. Por fim, a estimativa da vulnerabilidade pautada na integração de informações dinâmicas e estáticas permitiu o cômputo de áreas críticas. Em vista disso, os resultados podem colaborar com o monitoramento das áreas prioritárias às ações de remediação e contenção da carga poluidora dos vazamentos marinhos de óleo.

Palavras-chave: Vazamentos de Óleo. Sensibilidade. Suscetibilidade. Vulnerabilidade.

Abstract

Caroline Barbosa Monteiro

SUSCEPTIBILITY AND ENVIRONMENTAL VULNERABILITY TO OIL SPILLS IN ENVIRONMENTALLY SENSITIVE AREAS

Numerical models have been used in the simulation of the behaviour and transport of oil spills in marine environments. Considering that the polluting shipments of these accidents usually focus around urban and economically active areas, it is likely that some regions with high environmental sensibility do not necessarily present the highest vulnerabilities for not being the regions with more likely to have contact with oil. This hypothesis was tested based on the probability estimates of oil covering obtained from the simulation of hypothetical spills. Thus, to test the hypothesis at hand, a region was defined in the limits of the Southern Brazilian Shelf, in the Sedimentary Basin of Pelotas. This region has a diverse set of environmental elements with different levels of sensitivity to oil, besides being marked by conflicts arising from the usage and multiple interests in the natural resources. In this area there are also eventual small-scale oil spills, caused by technical failures and human error in the operational units of the local waterway and oil system. Therefore, the environmental vulnerability estimate was performed by the integration of several factors, such as the oil sensitivity levels, a static variable which translates the environmental characteristics when faced with threats from oil spills. Dynamic data were also integrated, such as the oil arrival time at the coast line, oil concentration on the sea surface, and evaporation rates. This quantification of the environmental vulnerability proved itself consistent with the physical vulnerability assumptions, obtained from the susceptibility and the intensity of these accidents, besides the oil sensibility levels which characterise different environmental sectors. The results of the numerical simulations of the transport and destination of the 17.382 hypothetical oil spills showed themselves important when outlining the susceptibility polygons, and then in the estimate of the oil covering probabilities. Finally, the vulnerability estimate based on the integration of dynamical and static information allowed the computation of critical areas. In view of this, the results can collaborate with the monitoring of priority areas for the remediation actions and oil spill pollution restraint.

Keywords: Oil Spills. Environmental Sensibility. Susceptibility. Vulnerability.

Lista de Símbolos

Símbolos Romanos

- $[R]_0^1$ Número aleatório normalmente distribuído no intervalo $[0,1]$ [-].
- ∇^2 Operador Laplaciano [-].
- ν Coeficiente cinemático de viscosidade [m^2/s].
- \vec{U}_s Vetor velocidade de espalhamento das partículas na direção x do sistema cartesiano [m/s].
- \vec{V}_s Vetor velocidade de espalhamento das partículas na direção y do sistema cartesiano [m/s].
- \vec{V} Vetor velocidade [m/s].
- A, B Coeficientes empíricos de Lehr *et al.* (2002) [-].
- C_3 Constante de emulsificação máxima esperada para um determinado tipo de óleo [-].
- d_i Diâmetro médio da gota de óleo [mm].
- F Termo fonte das equações (5.2) e (5.3) [m/s^2].
- F_e Parcela de óleo evaporada [%].
- F_{wv} Fração de água em óleo [%].
- g Aceleração da gravidade [m/s^2].
- i índice para representação das partículas de óleo [-].
- k_2 Coeficiente empírico de Mores *et al.* (1970) [-].
- K_e Coeficiente de influência do vento [-].
- k_w Coeficiente de transporte pelo vento [-].
- K_{fw} Constante empírica [-].
- p Termo referente a contribuição da pressão [Pa].
- R_s Raio do espalhamento [m].
- t Termo referente ao tempo [s].
- T_0 Temperatura inicial [$^{\circ}\text{C}$].
- T_g Temperatura no passo de tempo t [$^{\circ}\text{C}$].
- T_r Temperatura de referência usada para calcular a massa específica do óleo [$^{\circ}\text{C}$].
- u Componente zonal do vetor velocidade [m/s].
- U_c Componente zonal de transporte pelas correntes [m/s].
- U_i Componente zonal da velocidade das partículas [m/s].
- U_v Componente zonal de transporte pelo vento [m/s].

v	Componente meridional do vetor velocidade [m/s].
V_0	Volume do vazamento [m ³].
V_c	Componente meridional de transporte pelas correntes [m/s].
V_i	Componente meridional da velocidade das partículas [m/s].
V_v	Componente meridional de transporte pelo vento [m/s].
W	Intensidade do vento [m/s].
w	Componente vertical do vetor velocidade [m/s].
W_c	Componente vertical de transporte pelas correntes [m/s].
W_i	Componente vertical da velocidade das partículas [m/s].

Símbolos Gregos

$2D_s$	Diâmetro da mancha de óleo [m].
Δt	Passo de tempo [s].
ν_w	Viscosidade dinâmica da água salgada [m/s ²].
ω	Frequência média das ondas [Hz].
ρ_o	Massa específica do óleo [kg/m ³].
ρ_w	Massa específica da água [kg/m ³].
σ	Tensão superficial na interface água-óleo [kg/s ²].
D_h	Coefficiente empírico de Al-Rabeh, Cekirge, e Gunay (1989) [-].
D_s	Coefficiente de espalhamento [-].

Índices Subscritos

x	Componente do vetor na direção x do sistema cartesiano [-].
y	Componente do vetor na direção y do sistema cartesiano [-].
z	Componente do vetor na direção z do sistema cartesiano [-].

Lista de Siglas

ADCP	<i>Acoustic Doppler Current Profiler.</i>
ANA	Agência Nacional de Águas.
API	<i>American Petroleum Institute.</i>
ASA	<i>Applied Science Associates.</i>
AWAC	<i>Acoustic Wave and Current Profiler.</i>
BMPEL	Bacia Sedimentar de Pelotas.
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente.
COVs	Compostos Orgânicos Voláteis.
COZOIL	<i>The Coastal Zone Oil Spill.</i>
CTD	<i>Conductivity, Temperature and Depth.</i>
DHN	Diretoria de Hidrografia e Navegação.
ECMWF	<i>European Centre for Medium-Range Weather Forecasts.</i>
ENOS	El Niño Oscilação Sul.
ESI	<i>Environmental Sensitivity Index.</i>
FURG	Universidade Federal do Rio Grande.
GEBCO	<i>General Bathymetric Chart of the Oceans.</i>
GNOME	<i>General NOAA Operational Modeling Environment.</i>
GSHHG	<i>A Global Self-consistent, Hierarchical, High-resolution Geography Database.</i>
HAPs	Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos.
HI	<i>University of Hawai’I.</i>
HTPs	Hidrocarbonetos Totais do Petróleo.
HYCOM	<i>HYbrid Coordinate Ocean Model.</i>
IB	Índice Biológico de Sensibilidade.
ISL	Índice de Sensibilidade do Litoral.
ITOPF	<i>International Tanker Owners Pollution Federation Limited.</i>
LEPLAC	Levantamento da Plataforma Continental Brasileira.
LSA	<i>Laboratory for Satellite Altimetry.</i>
MET Norway	<i>Norwegian Meteorological Institute Oil Spill Focast System.</i>
MMA	Ministério do Meio Ambiente.
MOHID	<i>MOHID Water Modelling System.</i>

MOS	<i>Marine Oil Snow.</i>
NOAA	<i>National Oceanic and Atmospheric Administration.</i>
NOPP	<i>National Ocean Partnership Program.</i>
OD3D	<i>Oil Drift 3-Dimensional numerical model system.</i>
OILMAP	<i>Oil Spill Model and Response System.</i>
OSCAR	<i>Oil Spill Contingency and Response Model.</i>
OWM	<i>Oil Weathering Model.</i>
PCSB	Plataforma Continental do Sul do Brasil.
PEI	Plano de Emergência Individual.
POM	<i>Princeton Ocean Model.</i>
POP	Poluentes Orgânicos Persistentes.
PPTM	<i>Poseidon Pollutants Transport Model.</i>
RMSE	<i>Root Mean Square Error.</i>
RS	Rio Grande do Sul.
SAO	Cartas de Sensibilidade Ambiental a Derramamentos de Óleo.
SAR	<i>Synthetic Aperture Radar.</i>
SC	Santa Catarina.
SIG	Sistema de Informação Geográfica.
SINTEF	<i>Applied Research, Technology and Innovation.</i>
SPM	<i>Single Point Mooring.</i>
SUPRG	Superintendência do Porto de Rio Grande.
TEDUT	Terminal Marítimo Almirante Soares Dutra.
TOG	Teor de Óleos e Graxas.
Transpetro	Petrobras Transporte S.A.
VOILS	<i>Vela-Oil-Selfe.</i>

Abreviações

FEPAM	Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luís Roessler.
MN-602	Monoboia de TEDUT/Transpetro.
TERIG	Terminal Aquaviário da Transpetro.
ZP-19	Zona de Praticagem do Porto de Rio Grande.

Lista de Figuras

	Página
2 • Estado da arte	
2.1 • Conexão entre os principais conceitos utilizados na integração de diferentes informações para estimar a vulnerabilidade.	23
5 • Materiais e métodos	
5.1 • Vista geral da região de estudo na Plataforma Continental Sul do Brasil.	31
5.2 • PCSB e setores estudados na região sul e região norte.	32
5.3 • Região do litoral sul com indicação dos pontos de inicialização dos vazamentos no estuário e na zona de manobras próxima ao canal de acesso da Lagoa dos Patos.	34
5.4 • Região do litoral norte com indicação dos pontos de inicialização dos vazamentos próximos à zona costeira de Tramandaí.	34
5.5 • Esquema das etapas metodológicas do trabalho.	39
5.6 • Ilustração do fluxo de informações entre os modelos hidrodinâmico e de óleo utilizados de forma acoplada.	47
5.7 • Ilustração da malha de elementos finitos e tipos de condição de contorno.	50
5.8 • Ilustração da estratégia utilizada para a integração das informações de vulnerabilidade.	54
6 • Calibrações e validações	
6.1 • Diagrama de Taylor dos testes de independência de malhas.	56
6.2 • Séries temporais dos dados observados <i>vs.</i> resultados modelados dos testes de calibração.	56
6.3 • Séries temporais dos dados observados <i>vs.</i> dados modelados do teste de validação.	59
6.4 • Séries temporais resultantes dos testes de validação.	60
6.5 • Desvio padrão, RMSE e coeficiente de correlação de Pearson para os testes de validação.	60
7 • Resultados	
7.1 • SBS outlined in red (a) and bathymetry by the colour bars. Red box (b) defining the specific area, while the pink “+” symbol points out the MN-602 and the AWAC equipment near Tramandaí coastal zone (yellow triangle) on Google Earth [®] image.	66
7.2 • The point from the time series in pink “+” symbol (a), time series of the intensity of the wind and zonal component of currents (b), global wavelet power spectra (c), and the local cross-wavelet spectra (d).	68

- 7.3 • Two-dimensional local wavelet power spectrum (a) for average signals of 8 days of wind velocity (m/s) in points located in the 30 m isobar; (b) Mean-variance for the analysed period whose values below purple dotted line indicated those with statistical confidence (95 %); (c) Time series with the mean-variance for each point considered, and (d) Cross-section in the red line representing the analysed points of the numerical domain. 69
- 7.4 • Snapshots of the susceptibility polygons (in brown) for the event of 12 PM on 26th January 2012. Bathymetry indicated by a colour gradient on top of Google Earth®image, and LSI from Nicolodi (2016). Number of hours after oil spill event for each panel: (a) 4 h; (b) 5 h; (c) 5 h:30 min and (d) 7 h. 71
- 7.5 • Snapshots of the susceptibility polygons (in brown) for the event of 12,30 AM on 4th July 2014. Bathymetry indicated by a colour gradient on top of Google Earth®image, and LSI from Nicolodi (2016). Number of hours after oil spill event for each panel: (a) 13 h; (b) 25 h; (c) 31 h and (d) 48 h. 72
- 7.6 • Snapshots of the susceptibility polygons (in brown) for the event of 10,30 PM on 6th April 2016. Bathymetry indicated by a colour gradient on top of Google Earth®image, and LSI from Nicolodi (2016). Number of hours after oil spill event for each panel: (a) 3 h; (b) 22 h and (c) 48 h. 73
- 7.7 • Oil slick areas *versus* evaporation rates (a), and emulsion mass *versus* evaporations and emulsification rates (b) for the events of: 26th January 2012; 4th July 2014 and 6th April 2016. 74
- 7.8 • Oil covering hazard for the oil collector buoy (MN-602). 75
- 7.9 • Illustration of the finite element mesh and the different data types applied to generate the initial and boundary conditions of the numeric domain of the study over Google Earth®image. Oceanographic data (magenta line), weather data (orange arrows) and bathymetry represented by colour bar. 77
- 7.10 • Time series data used for the validation tests: meridional currents velocities for the three simulations (a: July 2014, b: March 2015 and c: April 2016) 79
- 7.11 • The standard deviation and Pearson's correlation coefficient for the validation tests: meridional currents velocities for the three simulations (a: July 2014, b: March 2015 and c: April 2016) 79
- 7.12 • SBS and details of the southern and northern regions of the study area. 83
- 7.13 • Oil covering hazard for in estuarine area: under flood and ebb flows. 87
- 7.14 • Oil covering hazard for: the manoeuvring zone near the lagoon access channel and the oil collector buoy. 89
- 7.15 • Vulnerability of oil spills started on the estuarine area under flood flow conditions. 91
- 7.16 • Vulnerability of oil spills started on the estuarine area under ebb flow conditions. 91
- 7.17 • Vulnerability of oil spills started on the manoeuvring zone near the lagoon access channel. 92
- 7.18 • Vulnerability of oil spills started on the buoy point near Tramandaí coastal zone. 93

Lista de Tabelas

	Página
5 • Materiais e métodos	
5.1 • Configuração dos testes de acurácia.	48
6 • Calibrações e validações	
6.1 • Configuração e custos computacionais dos testes de independência de malhas.	57
6.2 • Medidas estatísticas dos dois melhores testes de calibração.	58
6.3 • Medidas estatísticas dos testes de validação.	59
7 • Resultados	
7.1 • Factors and pairwise comparisons used to calculate Analytical Hierarchy Process (AHP).	86

Sumário

	Página
• Lista de Símbolos	IX
• Lista de Siglas	XI
• Lista de Figuras	XIII
• Lista de Tabelas	XV
1 • Introdução	1
2 • Estado da arte	6
2.1 • Implicações dos vazamentos de óleo em ambientes marinhos sensíveis . . .	6
2.2 • Sensibilidade ao óleo	11
2.3 • Suscetibilidade e ameaça	14
2.4 • Intensidade de danos e consequências ambientais	17
2.5 • Vulnerabilidade	18
2.6 • Modelagem de vazamento marinhos de óleo	23
3 • Hipótese	28
4 • Objetivos	29
4.1 • Objetivo Geral	29
4.2 • Objetivos específicos	29
4.3 • Composição da Tese	29
5 • Materiais e métodos	30
5.1 • Área de estudo	30
5.1.1 • Litoral Sul	33
5.1.2 • Litoral Norte	36
5.2 • Modelos utilizados	37
5.2.1 • Modelo hidrodinâmico — TELEMAC-3D	38
5.2.2 • Modelo ECOS	41
5.2.3 • Acoplamento entre TELEMAC-3D e ECOS	46
5.3 • Geração de malhas	46
5.3.1 • Testes de independência de malhas	48
5.4 • Condições de contorno	49
5.5 • Métodos de análise	50
5.5.1 • Calibração e validação do modelo hidrodinâmico	50
5.5.2 • Análise de variabilidade hidrodinâmica	51
5.5.3 • Suscetibilidade e ameaça ao toque do óleo	52
5.5.4 • Sensibilidade ao óleo	52

5.5.5	• Intensidade da contaminação	52
5.5.6	• Vulnerabilidade	53
6	• Calibrações e validações	55
6.1	• Teste de independência de malhas e calibração	55
6.1.1	• Validação – Litoral Sul	58
6.1.2	• Validação – Litoral Norte	58
6.1.3	• Testes de reprodutibilidade – ECOS	61
7	• Resultados	62
	• Susceptibility to oil spill using case studies and simulated scenarios	63
7.1	• Introduction	63
7.2	• Dataset and methods	65
7.2.1	• Study area	65
7.2.2	• Coupling between ECOS and TELEMAC-3D	66
7.2.3	• Hydrodynamic variability analyses	67
7.2.4	• Oil spill cases	67
7.3	• Results and discussions	68
7.3.1	• Background hydrodynamic for oil modelling	68
7.3.2	• Susceptibility	70
7.4	• Conclusions	75
7.5	• Supplementary material	76
7.5.1	• Boundary and initial conditions	76
7.5.2	• Hydrodynamic calibration and validation	77
	• Integrated vulnerability to oil spills in sensitive areas	80
7.6	• Introduction	80
7.7	• Materials and Methods	81
7.7.1	• Study area	82
7.7.2	• Coupling between ECOS and TELEMAC-3D	84
7.7.3	• Oil spill cases	84
7.7.4	• Oil hazard	84
7.7.5	• Littoral Sensitivity Index Information	85
7.7.6	• Vulnerability classification	86
7.8	• Results and Discussions	86
7.9	• Conclusions	94
8	• Considerações finais	95
8.1	• Potencialidades para estudos futuros	97
8.1.1	• Calibração e Validação	97
8.1.2	• Processos de Intemperismo	97
8.1.3	• Advecção das Partículas de Óleo	98
8.1.4	• Interação com as Ondas	99
8.1.5	• Outros Processos	99
	• Referências	100

I | Introdução

Vazamentos marinhos de óleo geram impactos e passivos ambientais negativos aos ecossistemas oceânicos e às comunidades costeiras (Beyer *et al.*, 2016 e Cormier e Magnan, 1997), ameaçando a segurança ambiental (Azevedo *et al.*, 2017 e Lee e Jung, 2015), a saúde humana (Gohlke *et al.*, 2011 e Osofsky, Osofsky, e Hansel, 2011) e atividades socioeconômicas (Sumaila *et al.*, 2012).

Estes acidentes envolvem a liberação de petróleo, sendo muitos deles tanto combustíveis persistentes e pesados quanto os combustíveis mais leves, e portanto menos persistentes, apesar de serem geralmente mais tóxicos (Zhang *et al.*, 2019).

Estes acidentes podem desencadear processos como bioacumulação e biomagnificação em organismos; aumentar a toxicidade aquática e de sedimentos (Akinola, Olawusi-Peters, e Akpambang, 2019; Struch *et al.*, 2019; Xia *et al.*, 2019 e Yoon *et al.*, 2019); além de exporem os seres humanos a níveis de toxicidade graves e crônicos (Wells, Höfer, e Nauke, 1999). A exposição geralmente ocorre por ingestão, absorção pela pele e inalação.

Algumas pesquisas também verificaram uma associação negativa entre o contato com o óleo e problemas à saúde humana. A maioria foi realizada com base em estudos prévios que documentaram os impactos adversos do derramamento de óleo *Deepwater Horizon* e outros acidentes graves com impactos socioeconômicos e à saúde mental (Afenyo, Khan, e Ng, 2020; Buttke *et al.*, 2012; Fan *et al.*, 2014; Gould *et al.*, 2014; Kaufman *et al.*, 2019 e Pena *et al.*, 2020).

O petróleo bruto é uma mistura complexa de uma variedade de toxinas conhecidas, incluindo compostos orgânicos voláteis (COV), hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAH), sulfeto de hidrogênio e metais pesados. Os riscos toxicológicos são severos, agudos e crônicos, com atenção especial às frações tóxicas do petróleo que podem levar à morte por envenenamento, especialmente associada a compostos aromáticos (Rosa, 2006; Speight, 2006 e Thomas *et al.*, 2004).

Os hidrocarbonetos totais de petróleo (TPHs) são contaminantes globalmente estudados por serem altamente tóxicos, mutagênicos e cancerígenos, e que se originam dos destilados de petróleo bruto na forma de diesel, gasolina, óleo lubrificante entre outros (Camilli *et al.*, 2010; Kuppusamy *et al.*, 2019 e Stewart *et al.*, 2017).

A toxicidade do óleo para espécies aquáticas depende dos níveis de exposição aos componentes tóxicos do óleo. Em geral, os óleos leves são ricos em compostos de baixo peso molecular, como benzeno, tolueno, etilbenzeno e xileno, sendo portanto mais letais que os óleos médios e pesados (Afenyo, Veitch, e Khan, 2016 e Lee *et al.*, 2015).

Segundo Fingas (2019), além das ligações entre carbonos e hidrogênios, os hidrocarbonetos também são constituídos por cadeias menores, mais leves e quimicamente menos complexos (API, 1999), e que são mais voláteis que os óleos formados por estruturas maiores, os quais geralmente são menos voláteis, ou até mesmo não voláteis, além de apresentarem maiores densidade e viscosidade.

Vazamentos de óleos pesados podem gerar maiores impactos ao meio marinho em

comparação aos derrames de óleos mais leves. Isto deve-se ao fato de que quanto mais pesado for o óleo, maior tende a ser a sua persistência no ambiente (Afeyo, Jiang, e Ng, *in press* e Afeyo, Khan, e Ng, 2020). Em vazamentos de óleos mais leves, grande parte da carga liberada na água evapora, além de ser retirada do ambiente em um menor intervalo de tempo (Fingas, 2011b). Somado a isto, os óleos mais leves são mais facilmente dispersados (Afeyo, Jiang, e Ng, *in press*).

Conforme Readman *et al.* (2002) a distribuição de hidrocarbonetos no ambiente pode variar amplamente de uma área para outra, e alterações em sua composição podem ocorrer devido aos processos de dissolução, evaporação, dispersão, sedimentação, oxidação química, foto-oxidação e biodegradação. Estes processos ocorrem em maior velocidade na coluna d'água que nos sedimentos, onde podem permanecer por anos, pois os substratos atuam como reservatórios de hidrocarbonetos (Medeiros *et al.*, 2005).

As circunstâncias de um derramamento, como seu ponto de liberação, causas, o tipo de óleo, as quantidades e duração de derramamento, e a estação do ano em que ocorre são exemplos de fatores que condicionam a magnitude dos seus impactos (Etkin *et al.*, 2017).

Grandes vazamentos de óleo podem gerar impactos diversos, como os bloqueios nas trocas gasosas entre a camada atmosférica e a superfície da água (Andersson *et al.*, 2016), quedas nas taxas de oxigênio, bloqueios da transferência da luz solar para a água e hipotermia das aves marinhas (Troisi, Barton, e Bexton, 2016).

Mesmo nos casos dos acidentes em áreas afastadas da costa, a carga poluidora pode ser conduzida por correntes e ventos até as zonas costeiras, prejudicando o equilíbrio ambiental das zonas mais rasas e, muitas vezes próximas às regiões mais sensíveis aos efeitos do óleo, como as praias, os estuários e as lagoas costeiras (Tansel, 2014 e Tansel e Lee, 2019).

Até mesmo os vazamentos de menores dimensões são preocupantes, pois ocasionam efeitos crônicos e de longo prazo (Frometa *et al.*, 2017; Klotz, Schloss, e Dumont, 2018; Lindgren, Hassellöv, e Dahllöf, 2012 e Yang *et al.*, 2018), podendo prejudicar os ecossistemas marinhos de diferentes formas.

Analisando diferentes custos e outros prejuízos gerados por vazamentos de óleo, Afeyo, Jiang, e Ng (*in press*) fornecem uma avaliação dos possíveis impactos destes eventos. Os principais exemplos são: as perturbações em indústrias locais (*e.g.*, de pesca e turismo); mudanças econômicas e de fontes de empregos; custos sociais (*e.g.*, despesas de saúde física e mental, custos de remuneração do governo), além de custos legais, como as despesas devidas a violação das leis marítimas locais, federais e internacionais.

Lindgren, Hassellöv, e Dahllöf (2012) estudaram os efeitos ecológicos de baixas concentrações de HAPs em ecossistemas bentônicos e concluíram que mesmo as baixas concentrações podem ocasionar efeitos pronunciados em comunidades bacterianas e meiofaunais expostas a óleo diesel.

Incardona *et al.* (2014), Incardona *et al.* (2015), e Incardona, Collier, e Scholz (2010) constataram consequências dos efeitos tóxicos do óleo dissolvidos em frações traço para alguns embriões e larvas de peixes na área de influência do vazamento do *Exxon Valdez*, ocorrido em 24 de março de 1989 na costa do Alasca. Os autores demonstraram o potencial poluidor do óleo, ainda que em baixas concentrações, e mesmo após décadas do vazamento.

Este conhecimento é importante porque o comportamento do óleo no mar é governado por diferentes processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem de forma interco-

nectada. Assim, o potencial poluidor destes acidentes pode ser influenciado, por exemplo, pelas composições e propriedades do óleo, por condições hidrodinâmicas e atmosféricas, pela localização e duração do vazamento entre outros fatores (API, 1999; Fingas, 2011a e Fingas, 2019). Conforme apresentado, o óleo afeta seriamente a fauna marinha, prejudicando os habitats, as atividades e as condições dos seus fatores sociais e econômicos.

Estes efeitos têm motivado soluções ao redor do mundo. Um exemplo é a constituição de instrumentos de planejamento como os Planos de Área e os Planos de Emergências Individuais, que estabelecem diretrizes de medidas de avaliação a serem empregadas no caso de derramamentos em terminais, portos, cidades, estados ou até países, dependendo da escala de eventos (Wieczorek, Dias-Brito, e Milanelli, 2007).

Na maior parte dos modelos de vazamentos de óleo, após iniciada a simulação de um acidente, o óleo permanece sobre a superfície do mar, sendo principalmente orientado por campos de correntes, ventos e ondas (Cekirge *et al.*, 1995 e Restrepo, Ramírez, e Venkataramani, 2015). A incorporação do óleo à coluna d'água e aos componentes dos compartimentos ambientais ocorre a medida que uma mancha de óleo é submetida aos processos de intemperismo, como o espalhamento, a evaporação, a dispersão natural e a emulsificação (Fingas e Hollebone, 2003 e Lindo-Atichati *et al.*, 2014).

Apesar de utilizarem diferentes técnicas de computação numérica, a maior parte dos modelos de óleo utiliza um modelo de dispersão de poluentes forçado pelo vento fornecido por um modelo atmosférico ou por dados de correntes, tanto observadas *in situ* ou obtidas de um modelo de circulação desconectado (Janeiro *et al.*, 2008).

Os modelos de óleo são ferramentas de baixo custo operacional que permitem análises e previsões de acidentes ambientais e dos processos desencadeados por um vazamento e que podem gerar diferentes tipos de impactos ambientais (Aluko e Odularu, 2019; Mishra e Kumar, 2015 e Xu *et al.*, 2019). Adicionalmente, também permitem representar os processos oceanográficos e atmosféricos particularmente atrelados à dinâmica do óleo no mar (Ha, 2018 e Thibodeaux *et al.*, 2011).

Logo após um vazamento, o óleo se concentra na superfície do mar, facilitando a evaporação dos compostos mais voláteis (Carroll *et al.*, 2018). Na sequência, as manchas de óleo ele normalmente se espalham e se movimentam dentro e sobre as superfícies dos locais atingidos, enquanto sofrem várias alterações físico-químicas (Fingas, 2019). Esses processos são coletivamente denominados processos de intemperismo.

A evaporação é um dos processos mais importantes para a remoção natural de óleo vazado na superfície do mar, e age ainda entre as primeiras 24 e 48 h após um vazamento de óleo no mar (API, 1999). A remoção das frações mais voláteis geralmente acontece em poucas horas, sendo influenciada principalmente pela velocidade do vento, pela localização e pelo tamanho do mancha de óleo (Fingas, 1999 e Fingas, 1995).

Óleos gerados pela mistura de compostos mais leves tendem às maiores perdas de massa por evaporação e menores tempos de persistência no meio. Já os óleos mais pesados são mais afetados pela emulsificação, que promove o aumento de massa específica até que atinja os valores semelhantes aos da água (API, 1999 e French-McCay, 2009).

Vazamentos de óleos pesados, como os combustíveis do tipo *bunker*, representam os piores cenários em termos de degradação (Alves *et al.*, 2016a). Estes óleos são dificilmente assimilados por processos naturais, e em alguns casos favorecerem a formação de *tarballs*,

termo traduzido do inglês (*tar* de alcatrão) para referir-se as gotas de petróleo de que desprendem das manchas de óleo submetidas aos processos de intemperismo marinho, sendo capazes de persistirem no ambiente por longos períodos (Golik, 1982; Mendelssohn *et al.*, 2012 e Zakaria, Okuda, e Takada, 2001).

Enquanto a evaporação reduz a massa de óleo à deriva, o processo de emulsificação aumenta o tamanho das manchas, e também a densidade e a viscosidade das emulsões, além de atenuarem as taxas de evaporação (Fingas, 1997, 2019 e Mishra e Kumar, 2015).

A emulsificação ocorre principalmente em óleos crus ou produtos refinados pesados após alguns dias, ou até mesmo horas, em função do nível energético do meio (Spaulding, 2017). A energia de mistura necessária para formar emulsões é fornecida no oceano por turbulência induzida pelo vento ou por ondas (Reed *et al.*, 1999 e Spaulding, 1988).

Além de aumentar a persistência do óleo no mar, a emulsificação também aumenta o volume aparente destes poluentes, uma vez que atenua a ação do espalhamento, formando manchas mais espessas (Bobra, 1991 e Bobra, Fingas, e Tennyson, 1992). Tais condições podem elevar a massa específica das emulsões até que se equiparem ou ultrapassem os valores de massa específica da água do mar (Bobra, 1991 e Al-Rabeh, Cekirge, e Gunay, 1989). Portanto, as manchas de óleo emulsificadas são mais preocupantes, uma vez que o óleo sob a forma emulsificada apresenta grande dificuldade de remoção (da Motta *et al.*, 2013).

Os primeiros estudos de modelagem de derramamentos de óleo se basearam em formulações simples dos principais processos de intemperismo, e a posterior calibração dos resultados por meio de estudos experimentais (Elliott, Hurford, e Penn, 1986 e Spaulding, 1988). Ao longo das décadas, estes estudos tornaram-se mais eficazes, tanto para a reconstrução espaço-temporal de acidentes, quanto para a previsão do comportamento das manchas em ambientes reais (Berenshtein *et al.*, 2019 e Stringari, 2014).

Em vista do exposto, a presente pesquisa foi pautada na modelagem de um conjunto numeroso de simulações de vazamentos marinhos de óleo, buscando retratar a suscetibilidade e vulnerabilidade de uma dada região, pela simulação diária de vazamentos de óleo hipotéticos durante cerca de uma década.

Simulações de longa duração são importantes para um melhor entendimento da variabilidade espaço-temporal da hidrodinâmica (Reguero, Losada, e Méndez, 2015), que controla as suscetibilidades e vulnerabilidades associadas aos vazamentos de óleo.

Este estudo das áreas suscetíveis e vulneráveis aos vazamentos buscou contribuir com melhores práticas de contenção da poluição e com a seleção de técnicas de limpeza (Allen e Walsh, 2008 e Berry, Dabrowski, e Lyons, 2012). Tal conhecimento pode ser um aliado das dispendiosas, porém necessárias, técnicas de vigilância aérea, auxiliando na avaliação do movimento e comportamento do óleo (Øksenvåg, Fossen, e Farooq, 2019).

Portanto, após a delimitação das áreas suscetíveis, das probabilidades e intensidades dos revestimentos por óleo, entre outras informações, a vulnerabilidade pode ser estimada, orientando assim a instalação das atividades de exploração, como aquicultura ou atividades recreativas, ou mesmo para excluindo a implementação de atividades e demais usos dos recursos em áreas afetadas (Azevedo *et al.*, 2017).

Desta forma, os usos socioeconômicos dos recursos marinhos devem ser preferencialmente alocados em áreas em que os índices de vulnerabilidade aos vazamentos de óleo sejam mais baixos. Por outro lado, se a probabilidade de ocorrência de óleo e a

vulnerabilidade forem altas para uma mesma localidade, essas áreas deverão ser excluídas como opções futuras à instalação de ativos importantes (Etkin *et al.*, 2017).

A modelagem dos vazamentos de óleo (Alves *et al.*, 2016a) também pode fornecer os dados necessários para rastrear e prever o movimento futuro do óleo derramado de maneira oportuna e confiável, auxiliando nas atividades de contingência, incluindo a implantação de embarcações de bombeamento e barreiras de proteção (Ha, 2018 e Thibodeaux *et al.*, 2011).

Tais estudos também podem colaborar cientificamente com o gerenciamento de vazamentos de óleo, setor ainda marcado por fragilidades. Uma fonte destas fragilidades deve-se ao fato dos responsáveis pelos acidentes serem também os encarregados dos comunicados oficiais dos vazamentos às autoridades competentes.

Um exemplo tétrico destas fragilidades é o caso do vazamento de petróleo que atingiu diversos setores da costa brasileira recentemente. Manchas de óleo foram identificadas pela primeira vez na costa brasileira em 30 de agosto de 2019, atingindo cerca de 4334 km de costa em 11 estados do Nordeste e Sudeste, com 120 municípios e 724 locais, segundo informações de 22 de novembro de 2019. O desastre é considerado o pior vazamento marinho de óleo da história do Brasil e um dos maiores já registrados no mundo (de Araújo, Ramalho, e de Melo, 2020 e Pena *et al.*, 2020).

Diante dos tópicos expostos, o presente trabalho apresenta um novo modelo de análise de derramamento de óleo que combina as probabilidades de cobertura de óleo e quantificações das consequências em termos de sensibilidade ambiental, intensidade dos acidentes e vulnerabilidade integrada. Também considerou a variabilidade das condições oceanográficas e meteorológicas que orientam a movimentação e o comportamento das manchas de óleo na água.

Importante ressaltar que as consequências e vulnerabilidades de potenciais vazamentos de óleo para diferentes espécies marinhas e o ecossistema são incertas, dificultando análises pormenorizadas que não sejam amparadas por pesquisas específicas por elemento ambiental vulnerável.

2 | Estado da arte

Nas seguintes seções foram compiladas as principais contribuições acadêmicas do estado da arte do presente estudo. Elas apresentam os pontos mais relevantes à fundamentação da hipótese que norteou o trabalho.

Os tópicos foram abordados de forma gradativa, partindo dos assuntos básicos e gerais até tratar dos termos pertinentes aos objetivos da tese.

Esta seção auxiliou na contextualização acadêmica do assunto, na discussão dos resultados e também na exposição dos principais entendimentos e contribuições do estudo.

2.1 Implicações dos vazamentos de óleo em ambientes marinhos sensíveis

A industrialização e urbanização de áreas costeiras e estuarinas sempre tiveram importância em termos de degradação ambiental (Barbosa *et al.*, 2016). Os ecossistemas costeiros são extensivamente sujeitos aos danos do aporte de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAP) (Sun *et al.*, 2018; Xiang *et al.*, 2018 e Zhang *et al.*, 2016).

Os variados usos e atividades desenvolvidas em águas costeiras e estuarinas geram pressões antrópicas, e conseqüentemente uma série de conflitos entre os que fazem o uso dos recursos e os interesses voltados à manutenção das funções do ambiente natural (Sánchez, 2013). Estas regiões são altamente vulneráveis ao óleo, devido a sua rica biodiversidade e ecossistemas frágeis, sendo correntemente reconhecidas como uma área de proteção especial (Azevedo *et al.*, 2017).

Assim, os vazamentos de óleo em ambientes marinhos frequentemente ocorrem em estruturas costeiras como as portuárias, refinarias e unidades de armazenamento de petróleo, cais, além de situações de acidentes como colisões e encalhamentos de navios, rupturas de oleodutos, de incidentes em poços e plataformas de petróleo, ou até mesmo durante conflitos armados (ITOPF, 2018 e Wieczorek, Dias-Brito, e Milanelli, 2007).

Por causa destas fontes variadas de vazamentos, alguns autores mencionam a necessidade de maior rigor no monitoramento dos possíveis impactos desencadeados por estes eventos. Isto deve-se tanto à logística de funcionamento do sistema de controle dos vazamentos, uma vez que os responsáveis pelos acidentes são os mesmos encarregados em reportar os casos, quanto ao potencial poluidor e aos impactos negativos esperados.

A literatura destaca que os verdadeiros riscos e impactos do vazamento de petróleo no mar são difíceis de serem mensuradas com precisão, e que as análises de risco subestimam os problemas que podem se estender por décadas (Fernández-Macho, 2016).

Os impactos de vazamentos marinhos de óleo perduram por anos, ainda que sob concentrações muito baixas dos poluentes. Esta suposição foi confirmada em estudos de monitoramento dos efeitos do *Exxon Valdez* (Alasca, 1989), em que foram rastreados os impactos negativos em embriões de espécies comerciais de peixes (Incardona *et al.*, 2014; Incardona *et al.*, 2015 e Incardona, Collier, e Scholz, 2010).

Nos ecossistemas costeiros e de água doce, pouco se sabe sobre a toxicidade interativa do petróleo com produtos químicos dos efluentes municipais, industriais e agrícolas. Como consequência, os impactos associados a um derramamento de óleo nessas áreas podem ser maiores do que o esperado (Lee *et al.*, 2015).

Os compartimentos ambientais marinhos bem como de seus organismos vivos apresentam limitada capacidade de suporte de substâncias poluidoras. Desta forma, tanto a saúde, o bem-estar humano e o equilíbrio ecológico podem ser afetados pela deterioração da qualidade das águas. Diante disto, diversos países têm direcionado esforços para regular a emissão de poluentes na água, estabelecendo limites de concentração específicos conforme o potencial poluidor da substância.

A resolução CONAMA nº 393/2007 exemplifica isto no contexto brasileiro, uma vez que dispõe sobre o descarte contínuo de água de processo ou de produção em plataformas marítimas de petróleo e gás natural. Esta resolução também define uma área ecologicamente sensível como uma região das águas marítimas ou interiores instituídas por ato do Poder Público, onde a prevenção, o controle da poluição e a manutenção do equilíbrio ecológico exigem medidas especiais de proteção e precaução.

Ainda relacionadas aos vazamentos de óleo, as áreas ecologicamente sensíveis são definidas pela resolução CONAMA nº 398/2008 como sendo regiões das águas marítimas ou interiores onde a prevenção, o controle da poluição e a manutenção do equilíbrio ecológico exigem medidas especiais à proteção e à preservação do meio ambiente.

Os vazamentos de óleo em ambientes marinhos e estuarinos também ameaçam à vida aquática e a integridade dos compartimentos ambientais. Os efeitos tóxicos do óleo se propagam pelos níveis tróficos, afetando fitoplâncton, zooplâncton, peixe, aves aquáticas, mamíferos e organismos bênticos (Kuppusamy *et al.*, 2019).

Ambientes costeiros estão entre os mais afetados, pois funcionam como viveiro, refúgio e meio para forrageamento de espécies aquáticas residentes e migratórias, incluindo invertebrados bentônicos infantis, caracóis, ostras e outros frutos do mar, camarões, caranguejos e várias espécies de peixes (Beyer *et al.*, 2016).

Os estuários estão entre os mais frágeis, possuindo funções ambientais únicas que os expõe diante da contaminação, além de apresentarem biodiversidade considerável, estando geralmente associados às feições como os mangues, as lagoas costeiras e os banhados (Niu *et al.*, 2018). Logo, são ecossistemas altamente sensíveis aos impactos das mudanças antrópicas e ao desequilíbrio ambiental generalizado (Jones, 2019).

Ainda, no caso dos derrames de óleo em áreas estuarinas, por serem ambientes de transição entre sistemas fluviais, lagunares e marinhos, podem ser prejudicados pelo transporte de óleo e de demais poluentes orgânicos da terra para o mar, bem como pela descarga de poluentes dos rios em direção às águas costeiras (Wang *et al.*, 2015; Yuan *et al.*, 2015 e Zheng *et al.*, 2016).

Áreas úmidas, como os pântanos salinos, os brejos e os lodaçais são sensíveis ao óleo devido à sua complexa e rica diversidade ambiental, além de serem capazes de coletar e filtrar o escoamento de ambientes circundantes (Lee *et al.*, 2015 e Marinho e Nicolodi, 2019).

Vazamentos de óleo no ambiente marinho também prejudicam as funções normais de alimentação, de respiração e movimentação, não apenas da fauna marinha e estuarina, mas também da vida aquática à beira-mar (Barbosa *et al.*, 2016). Alguns vazamentos

também podem contaminar peixes, mariscos e pássaros (Anyanova, 2012).

Em áreas costeiras e estuarinas, também foram comprovados potenciais danos dos vazamentos de óleo relacionados à qualidade dos sedimentos, da água e da qualidade e seguridade dos recursos pesqueiros (Neff, Lee, e DeBlois, 2011).

Além de prejudicarem a fauna, flora e demais elementos dos compartimentos ambientais, os efeitos negativos dos poluentes dos óleos ameaçam a saúde humana, devido ao contato com a pele, por ingestão de alimentos ou água contaminados e por vias respiratórias (Boehm, Murray, e Cook, 2016 e Pena *et al.*, 2020). Estudos anteriores alertam que o óleo pode ser prejudicial ao equilíbrio ambiental, econômico e a saúde humana devido a sua carcinogenicidade, toxicidade e mutagenicidade (Moeckel *et al.*, 2013; Wan *et al.*, 2007 e Yan *et al.*, 2016).

Os TPHs estão associados aos distúrbios como irritação da pele e dos olhos, problemas respiratórios, neurológicos e estresse. Também prejudicam a saúde mental e induzem efeitos físicos e fisiológicos, além de serem potencialmente tóxicos para os sistemas genéticos, imunológicos e endócrinos (Kuppusamy *et al.*, 2019).

Com respeito aos COVs, principalmente o benzeno, têm sido associados a vários tipos de câncer (Savitz e Andrews, 1997), toxicidades hematológicas e imunológicas e disfunção renal, mesmo em níveis de exposição relativamente baixos (Chang *et al.*, 2010), principalmente por conterem metais pesados, como arsênico, cádmio, cromo, manganês, cobre, níquel, vanádio e chumbo.

Hidrocarbonetos aromáticos do tipo HAPs incluem substâncias cancerígenas conhecidas e que podem alterar as funções reprodutivas e imunológicas humanas (Aguilera *et al.*, 2010; Carroll *et al.*, 2018 e Incardona *et al.*, 2014), sendo o grupo de gestantes e crianças os mais sensíveis ao contato com o óleo (Ha *et al.*, 2013).

Também encontrados nos óleos vazados no mar, o sulfeto de hidrogênio pode ter efeitos agudos e crônicos no sistema nervoso central, gerando consequências como dores de cabeça, déficit de atenção, perdas de memória entre outros (Kwok *et al.*, 2019 e Palinkas *et al.*, 1993). Hipóteses científicas sobre outros efeitos também associados à saúde já foram confirmadas, como a ocorrência de alterações hepáticas e hormonais, de irritação respiratória e distúrbios mentais, principalmente depressão (Aguilera *et al.*, 2010; Kaufman *et al.*, 2019 e Palinkas *et al.*, 1993). Impactos negativos de ordem econômica foram correlacionados com casos de depressão e outros transtornos mentais, principalmente para populações com maiores vulnerabilidades socioeconômicas (Galea *et al.*, 2008; Kaufman *et al.*, 2019 e Lange *et al.*, 2010).

Outra consequência dos vazamentos marinhos de óleo é a formação de neve de óleo marítimo (*Marine Oil Snow* - MOS), que exibe o maior impacto na flora marinha, direta ou indiretamente, por ingestão, atividade microbiana, condições sufocantes, subóxicas e anóxicas, transferência pela rede alimentar marinha, imunotoxicidade por brônquias, exposição transdérmica e bioacumulação (Fu *et al.*, 2014 e Kuppusamy *et al.*, 2019).

Importante mencionar que boa parte dos efeitos da poluição por óleo são sinérgicos e os variados poluentes do petróleo podem promover bioacumulações nas cadeias tróficas ao longo dos anos, dificultando uma mensuração mais precisa dos impactos ambientais (Fan *et al.*, 2014 e Veil, 2008).

Além dos danos aos animais, as plantas e aos corais, os vazamentos de óleo em am-

bientes marinhos também afetam a atividade humana em regiões pesqueiras, danificando barcos e equipamentos de pesca, especialmente os de tipo flutuante (Anyanova, 2012).

Assim, a modelagem numérica de vazamentos marinhos de óleo tem buscado descrever as principais forçantes da movimentação e do comportamento do óleo no mar. Muitos destes estudos destinam atenção especial aos vazamentos ocorridos no contexto de áreas sensíveis em diferentes localidades do mundo (Depellegrin e Pereira, 2016).

Conforme Hayworth, Clement, e Valentine (2011), um ponto ainda pouco estudado no campo da movimentação e do comportamento de manchas de óleo em ambientes marinhos é o que trata da modelagem do comportamento do óleo em ecossistemas praias, devido à presença e persistência do óleo remanescente nestas regiões, sobretudo dada a ação de poluentes orgânicos persistentes (POPs) em organismos bentônicos e etc. Em áreas pouco profundas, o óleo intemperizado pode sedimentar e interagir com os diferentes elementos de fundo marinho, gerando danos ainda pouco investigados.

Tempestades, ondas e ventos também podem empurrar o óleo sobre a costa, potencializando a contaminação de áreas críticas, como regiões de praias, de lagunas costeiras e estuários (Tansel e Lee, 2019). Segundo Adler e Inbar (2007), condições atmosféricas extremas são capazes de aumentar o raio de influência da carga poluidora de óleo, elevando também os riscos para áreas altamente vulneráveis.

A toxicidade do óleo para os peixes é tratada com mais detalhes do que para outras espécies aquáticas, fato evidenciado pelo maior número de pesquisas com esta temática. Muitas das interações entre a química do óleo e sua toxicidade para os peixes também podem ser extrapoladas à outras espécies (Lee *et al.*, 2015).

Estudando os impactos de derrames de óleo em zonas pesqueiras do nordeste do Ártico, Carroll *et al.* (2018) simularam vazamentos em áreas de desova de espécies de peixes comerciais, verificando desvios do padrão histórico de recrutamento para a população adulta e concentrações de ovos e larvas devido à exposição aos componentes tóxicos do óleo liberados no mar.

A fauna residente em áreas marinhas sensíveis contaminadas pode ser afetada por diferentes tipos de óleos (Bacon, Gray, e Kitson, 2011), incluindo produtos orgânicos da faixa da gasolina (TPH-GRO), produtos orgânicos da faixa do diesel (TPH-DRO), PAHs e metais vestigiais (Outerbridge *et al.*, 2016).

Espécies de pássaros são outro grupo altamente vulnerável aos efeitos do óleo, porque passam a maior parte do tempo na água (pássaros de mergulho) ou em zonas costeiras (aves pernaltas) (Lee *et al.*, 2015). Aves e animais com peles, como focas, lontras marinhas e leões-marinhos, são imediatamente afetados porque o óleo adere facilmente as suas penas e pelos (Kinas *et al.*, 2005). Entre os répteis, as tartarugas são mais suscetíveis, tanto indivíduos adultos, mediante o contato direto com o corpo e a contaminação de presas, quanto os seus ovos e filhotes, quando o óleo atinge os seus ninhos (Yuan *et al.*, 2015).

Os vazamentos de óleo também podem ocasionar aumentos significativos das concentrações de poluentes advindos do petróleo em gastrópodes e ovos de terracota, que apresentaram maiores concentrações de vestígios de metais e contaminantes orgânicos do que as concentrações medidas em sedimentos bênticos de ambientes lagunares de uma área diretamente afetada por óleo (Outerbridge *et al.*, 2016).

Faixas praias costeiras e os sedimentos de sistemas de água doce próximos às man-

chas de óleo podem ter as suas funções ambientais e potencialidades socioeconômicas comprometidas. Isto porque o óleo pode se acumular em camadas espessas, restando pouco tempo para a reação entre o óleo derramado com os elementos dos compartimentos ambientais (Medeiros *et al.*, 2005).

Os principais avanços na compreensão dos efeitos do óleo vazado no mar seguiram o derramamento de óleo *Exxon Valdez* em 1989, que é o caso de vazamento de grandes proporções em um ecossistema aquático bem conservado mais estudado até hoje (Kwok *et al.*, 2019). O monitoramento intensivo e a pesquisa ambiental posteriores geraram uma nova compreensão dos impactos de curto e longo prazo em organismos, em populações e para comunidades, que ultrapassam os efeitos físicos visíveis de aves cobertas de óleo e lontras marinhas (Peterson, 2003).

Conforme (Lee *et al.*, 2015), são esperadas diferenças nos impactos de derramamentos de óleo para as distintas regiões, especialmente devidas aos variados fatores relacionados com a exposição dos organismos ao petróleo, como algumas condições climáticas e os níveis de sensibilidade ao óleo das regiões afetadas.

Por exemplo, ovos e larvas de peixes também estão entre os organismos mais afetados e sensíveis aos efeitos tóxicos dos vazamentos de óleo no mar, e o impacto sobre os indivíduos depende das condições de exposição ao óleo do ambiente (Carroll *et al.*, 2018). Isto se refere tanto as características estáticas dos ecossistemas quanto às variações ambientais dinâmicas, como as migrações de espécies, movimentação de depósitos sedimentares, dinamismo decorrente da interação entre as condições atmosféricas e oceanográficas.

As estações do ano também afetam o destino de óleo no mar (Afenyo, Veitch, e Khan, 2016). Do ponto de vista dos autores, o óleo se afasta da fonte conforme os ventos e correntes, condicionados tanto por eventos sinóticos quanto por outros fatores dinâmicos que geram variabilidades anuais da movimentação das manchas de óleo.

Estudando o efeito da sazonalidade espalhamento de hidrocarbonetos alifáticos em estuário, Barbosa *et al.* (2016) observaram correlações com as avaliação sazonal das atividades antropogênicas, uma vez que as circulações hidrodinâmica destes ambientes são forçadas por variáveis como descarga fluvial, ventos, correntes e ondas, que, por sua vez são impulsionadas pela mudanças sazonais (Wang *et al.*, 2016 e Zhang *et al.*, 2016).

A concentração dos poluentes do óleo pode variar para os diferentes elementos ambientais, como os sedimentos em suspensão; campos de salinidade, de temperatura; taxas de precipitação, aportes de descarga fluvial e ciclos biológicos (Liu *et al.*, 2017, 2014).

As zonas litorâneas se estendem da marca d'água alta das linhas costeiras às águas relativamente rasas ao longo da costa, incluindo as áreas sob efeito das marés (Goldman *et al.*, 2015). O litoral é bastante sensível ao óleo encalhado porque serve como habitat permanente e sazonal para muitas espécies aquáticas adaptadas exclusivamente à exposição periódica ao ar (por exemplo, durante ciclos de maré), à turbulência e uma ampla faixa de temperaturas (Tansel e Lee, 2019).

Manchas de óleo litorâneas podem abafar espécies sésseis de invertebrados ou plantas que habitam regiões sob a ação dos ventos, marés ou correntes que trazem o petróleo para a terra (Marinho e Nicolodi, 2019). Se a camada de óleo for suficientemente espessa, poderá impedir a entrada da luz solar na coluna d'água, alterando as proporções de oxigênio e os nutrientes vegetais solúveis (por exemplo, N, P). Também impedirá os

movimentos dos organismos para alimentação, reprodução e predação (Ramadass *et al.*, 2017). Tais consequências são mais notáveis em ambientes de baixa energia, onde as camadas de óleo não são removidas pela ação das ondas (Kuppusamy *et al.*, 2019).

O desafio da limpeza costeira é remover o óleo sem matar os organismos afetados pela poluição (Etkin, 2000). Na maioria dos casos isso é impossível, e muitas vezes o melhor que se pode fazer é remover o óleo rápida e completamente para permitir a recolonização da área afetada por organismos saudáveis de habitats adjacentes ainda não poluídos (Lopes, Carvalho Milanelli, e Fernandes Poffo, 2007).

O óleo se acumulará em locais onde os processos de mobilidade, absorção biológica e degradação são lentos, e que os impactos dos derrames podem se propagar por décadas ou mais (Incardona *et al.*, 2014 e Marinho e Nicolodi, 2019). Exemplificando, alguns destes locais mais vulneráveis ao acúmulo de óleo incluem os sedimentos no fundo marinho, as camadas tranquilas de picnoclina, sedimentos estuarinos, solos de áreas úmidas, depósitos de rochas e praias cobertas de areias, entre outras feições (Thibodeaux *et al.*, 2011).

As questões apresentadas ressaltam a importância do conhecimento dos diferentes níveis de sensibilidade ao óleo de áreas sob ameaça de vazamentos. Informações diversas, como as inerentes ao meio, modelagem de vazamentos hipotéticos entre outras relacionadas ao ambiente e às dinâmicas da dispersão do óleo podem contribuir com ações mais efetivas para resguardar as áreas críticas (Castanedo *et al.*, 2009 e Petersen *et al.*, 2002).

Logo, estes entendimentos são necessários para apoiar decisões cientificamente embasadas sobre a prevenção de vazamentos de óleo bem como avaliar seus impactos (Incardona *et al.*, 2014). Para isto, um passo importante é a investigação da sensibilidade ambiental ao óleo de áreas suscetíveis.

2.2 Sensibilidade ao óleo

Ambientes aquáticos em fronteira com zonas úmidas, ecologicamente sensíveis e outras áreas protegidas requerem ações de prevenção e remediação de vazamentos de óleo (Heflin e Wallace, 2017).

Os esforços pioneiros para o desenvolvimento dos índices de sensibilidade ao óleo eram focados na determinação da interação da costa com os processos do óleo, especialmente os que controlam a interface óleo-substrato (Nelson e Grubestic, 2017).

A definição mais utilizada para tratar da sensibilidade ao óleo nas regiões costeiras baseia-se na sistemática do Índice de Sensibilidade Ambiental (*Environmental Sensitivity Index* – ESI) introduzida por Gundlach e Hayes (1978) e complementada por Petersen (1997). Os autores destacam que a sensibilidade de um determinado segmento da costa deve considerar elementos como: (i) o nível de exposição à dinâmica das ondas, às correntes e às marés do alto mar; (ii) a permeabilidade do substrato litológico ao óleo; (iii) a extensão, (iv) o nível e a duração da exposição, e (v) o nível de diversidade e produtividade biológica.

As áreas costeiras envolvidas com atividades portuárias e petrolíferas são regiões sensíveis capazes de serem afetadas por vazamentos acidentais de óleo, uma vez que abrigam algumas zonas vitais à conservação ambiental como os estuários, mangues e marismas (Tansel e Lee, 2019).

Regiões costeiras apresentam dinâmicas físicas e biológicas peculiares, sendo marcadas por processos capazes de elevarem a sua valoração econômica e ambiental. A exemplo destes processos, pode ser mencionada a formação das frentes oceanográficas (Klemas, 2010), capazes de elevarem os potenciais pesqueiros em áreas de encontro entre águas estuarinas e marítimas (Castello, 2010 e Haimovici, 1997). Além dos cardumes de importância comercial que acompanham estas frentes, em mesoescala, também são verificados valores máximos de diversidade e abundância de aves marinhas (Bost *et al.*, 2009).

Vazamentos marinhos de óleo em águas costeiras apresentam como agravante de periculosidade a possibilidade de prejudicarem os processos oceanográficos integrados em zonas de frentes, podendo interferir inclusive em processos biogeoquímicos (Falcieri *et al.*, 2014). Assim, vazamentos de óleo que ocorram nestas regiões de transição podem comprometer a formação de estruturas como as zonas de máximo de turbidez e máximo de clorofila, prejudicando o equilíbrio biogeoquímico em áreas sensíveis como as estuarinas.

Além de sua relevância à dinâmica dos oceanos costeiros, a intrusão das águas de origem continental também contribui com a formação de massas d'água em regiões litorâneas, na forma de estruturas denominadas de plumas, geralmente transportadas em superfície (Narayanan e Garvine, 2002). Estas plumas também mobilizam organismos, sedimentos e compostos químicos entre os ambientes estuarino e costeiro (Pimenta e Kirwan Jr, 2014), de modo que manchas de óleo dispersas nestas regiões poderão gerar perdas ecológicas e econômicas.

Nas frentes oceanográficas próximas às desembocaduras de rios geralmente são verificadas atividades socioeconômica proeminentes (Mestres, Sierra, e Sánchez-Arcilla, 2007). González-Nuevo e Nogueira (2014) ressaltam que vazamentos de óleo em áreas costeiras e sensíveis podem prejudicar a manutenção de altos níveis de biomassa fitoplanctônica, importante ao equilíbrio em nível ecossistêmico. Desequilíbrios no transporte de grandes concentrações de matéria orgânica também podem favorecer a proliferação de algas nocivas, conforme verificado na costa da China (Pu, Shi, e Hu, 2016).

Nansingh e Jurawan (1999) alertam que os vazamentos também podem comprometer usos recreativos e até mesmo avariar os potenciais turísticos em regiões de elevada sensibilidade ao óleo. Os autores ressaltam a importância de investigações dos impactos socioeconômicos em zonas suscetíveis à dispersão de manchas de óleo.

Nos estudos pioneiros, a sensibilidade ambiental também era denominada de vulnerabilidade ambiental. Trabalhos clássicos como os de Gundlach e Hayes (1978) e Michel, Hayes, e Brown (1978), já alertavam para os impactos negativos da persistência do óleo em áreas de maguezais, estimando tempos de residência de cerca de 10 anos para casos de óleos mais densos. Constatações similares foram feitas por Hanna (1995) para o litoral do Mar Vermelho no Egito. Os autores quantificaram uma ampla extensão sob impactos ecológicos provocados por derrames de óleo em ecossistemas sensíveis.

Instituído na década de 70 (Michel, 1998; Michel, Hayes, e Brown, 1978 e Petersen, 1997), o conceito de índice de sensibilidade à contaminação por óleo possibilitou a hierarquização dos ecossistemas marinhos em termos de sensibilidade e futuros mapeamentos costeiros, sobretudo, após a década de 90, em função dos avanços no campo de sensoria-mento remoto orbital, dos sistemas de informações geográficas, entre outros recursos para análises espaciais extensas (Carmona, Gherardi, e Tessler, 2006 e El-Raey *et al.*, 1996).

Mapeamentos da sensibilidade ambiental consideram alguns elementos de importância socioeconômica como reservas naturais, marinhas, áreas destinadas à conservação, áreas de fauna ameaçada e zonas de uso recreativo próximos aos litorais com suscetibilidade ao revestimento por óleo em caso de vazamentos (Depellegrin e Pereira, 2016).

Os mapas de sensibilidade consideram, pelo menos, três principais informações: a escala de classificação variando de 1 a 10 conforme a sensibilidade estática do ambiente; os recursos bióticos locais vulneráveis à exposição ao petróleo e os recursos vulneráveis de subsistência comercial, recreativa e humana (Jensen, Halls, e Michel, 1998).

Adler e Inbar (2007) apresentam uma análise das prioridades de proteção dos vários ecossistemas costeiros para um derramamento de grande porte ocorrido próximo de zonas sensíveis do litoral israelense. Este trabalho apresentou diferentes maneiras pelas quais óleo pode afetar os ecossistemas naturais e os recursos socioeconômicos litorâneos. A metodologia utilizada realizou o mapeamento de sensibilidade consorciado a uma análise da vulnerabilidade ambiental dos recursos costeiros, diagnosticando a capacidade dos diferentes tipos geomórfológicos e de usos da linha de costa do Mediterrâneo de serem afetados por grandes vazamentos marinhos de óleo na região.

Owens e Robilliard (1981) ressaltam a relevância de análises da sensibilidade ao óleo pautadas na classificação da linha costeira, atentando para hierarquizações que considerem a sensibilidade, a persistência natural do óleo além da facilidade de limpeza. Também é fundamental que os organismos e ambientes altamente sensíveis ao óleo sejam incluídos na análise, por exemplo, a vegetação aquática submersa e intermareal, recursos socioeconômicos (DeLaune *et al.*, 2003).

Conforme Nansingh e Jurawan (1999) um mapeamento de sensibilidade deve integrar diferentes informações como os recursos biológicos, a classificação da linha de costa e de uso socioeconômico das áreas. Segundo os autores estas são informações básicas para um embasamento técnico e científico das estratégias de resposta em casos de vazamentos, como a definição de feições prioritárias e métodos de contenção e remediação apropriados às características do meio.

Ainda sobre a indexação da sensibilidade ambiental, alguns estudos alertam para necessidade de inclusão de fatores de natureza biológica, como a vulnerabilidade da biota local, seus locais de nidificação e alimentação, e variações sazonais (Depellegrin e Pereira, 2016 e ManiMurali, Kumar, e Vethamony, 2010).

A classificação da *National Oceanic and Atmospheric Administration* (Petersen, 1997) foi adotada por grande parte dos países do Hemisfério Norte. Apesar da característica estática deste mapeamento, uma vez que variações como mudanças em depósitos sedimentares e efeitos de migração de espécies não são consideradas, a classificação fornece um diagnóstico aceitável para ações de resposta aos possíveis efeitos decorrentes do contato com o óleo em caráter expedito. Esta classificação tem sido utilizada em diversas partes do mundo, pois permite a alocação de recursos visando aumentar a eficiência da força-tarefa em casos de vazamentos marinhos de óleo.

No Brasil, a estimativa do Índice de Sensibilidade do Litoral (ISL) também utilizou a metodologia da NOAA, a qual foi adaptada às condições do litoral brasileiro por Araújo, Silva, e Muehe (2002) e adotada pelo MMA (2007). O ISL é um índice geomorfológico que mede essencialmente a capacidade de limpeza do ambiente em função de variáveis

como o grau de exposição às ondas e marés (hidrodinâmica), a declividade do litoral e tipo de substrato, em uma escala numérica crescente de sensibilidade que varia de 1 a 10, segundo o grau de exposição das áreas costeiras aos impactos do contato com óleo.

Conforme o mapeamento brasileiro da sensibilidade ao óleo da Bacia Sedimentar de Pelotas (BMPEL), a PCSB possui altos valores de ISLs (Nicolodi, 2016). Este índice é importante por ser uma representação do grau de resposta que um determinado ambiente pode apresentar aos impactos de um vazamento de óleo.

O método brasileiro oficial para definir a sensibilidade do óleo é baseado no comportamento e permanência do contaminante no substrato, assumindo valores típicos para a permeabilidade. Os critérios observados consideraram uma parte dos critérios da metodologia clássica de Gundlach e Hayes (1978), em que os valores de ESI refletiram o nível de deposição de óleo, sua persistência meio ambiente e extensão dos danos.

Analisando a metodologia adotada no Brasil (MMA, 2007), tratando especificamente do mapeamento realizado para a Bacia de Pelotas (Nicolodi, 2016) e realizando ensaios laboratoriais e em campo, Oliveira e Nicolodi (2017) levantaram algumas possíveis simplificações que são abstrações da metodologia, apesar de não reduzir a sua credibilidade (Oliveira e Nicolodi, 2016). Entre as mais conhecidas está o fato da metodologia ter sido concebida para um ambiente oceânico com sedimentos de alta maturidade e mobilidade de média a grande, sendo posteriormente aplicada aos ambientes fluviais e lagunares (sedimentos mal classificados, com baixa maturidade e mobilidade).

Ainda sobre metodologias para análise da sensibilidade ambiental, Castanedo *et al.* (2009) e Marinho e Nicolodi (2019) defendem que a consideração de índices de sensibilidade integrados auxiliariam com a proteção de ambientes que abriguem espécies sensíveis, como o caso das espécies endêmicas e ameaçadas de extinção. Além das características físicas e biológicas, aspectos socioeconômicos das regiões afetadas também são importantes na estimativa da sensibilidade ambiental ao óleo no contexto de ações de resposta aos vazamentos (Beneditti, 2015 e Kankara, Arockiaraj, e Prabhu, 2016).

Diante do exposto, a presente pesquisa pautou-se na definição de sensibilidade do mapeamento de referência brasileiro (MMA, 2007 e Nicolodi, 2016). Desta forma, o conceito de sensibilidade ambiental utilizado na tese poderia ser enunciado como sendo o grau de dificuldade que determinada região apresentaria para responder aos efeitos de possíveis alterações advindas de vazamentos de óleo em ambientes marinhos e estuarinos.

2.3 Suscetibilidade e ameaça

As avaliações dos riscos ambientais dos vazamentos de óleo baseiam-se na estimativa da probabilidade de ocorrência destes acidentes, que estão apoiadas no mapeamento da distribuição espaço-temporal das manchas de óleo (Berenshtein *et al.*, 2019).

Na maior parte dos estudos de modelagem dos vazamentos de óleo no mar, a suscetibilidade é o termo menos consolidado, sendo muitas vezes confundida com sensibilidade ao óleo, vulnerabilidade e até mesmo risco ambiental.

No entanto, algumas abordagens defendem que a delimitação das áreas suscetíveis ao óleo possibilita espacializar as regiões passíveis à poluição em zonas de influência

direta e indireta dos vazamentos (Alves, Kokinou, e Zodiatis, 2014; Alves *et al.*, 2016a; Marques *et al.*, 2017 e Monteiro *et al.*, 2017).

A suscetibilidade também pode ser confundida com termos como ameaça, perigo e risco, tanto em abordagens técnicas como em trabalhos científicos (Christensen *et al.*, 2003; Conforti *et al.*, 2014; Garção *et al.*, 2012 e Larson, 2003).

Apesar desta divergência terminológica, os estudos de suscetibilidade têm sido aplicados para situar uma região diante de condições de perigo genérico, em que recursos estratégicos como, por exemplo, a saúde pública, a qualidade ambiental e atividades socioeconômicas sejam ameaçados (Olita *et al.*, 2012, 2019).

Conforme trabalhos prévios (Alves, Kokinou, e Zodiatis, 2014; Alves *et al.*, 2016a; Marques *et al.*, 2017 e Monteiro *et al.*, 2019b), além da delimitação das áreas expostas ao óleo, a estimativa da suscetibilidade também permite estudar o comportamento de variáveis relativas à dispersão do óleo no mar. Parte destes estudos considerou simulações hidrodinâmicas com durações próximas dos 10 anos, de longa duração, que por sua vez tendem a uma representação razoável da variabilidade ambiental (Folley *et al.*, 2012).

Além de possibilitar o cálculo das áreas das manchas de óleo, as informações de suscetibilidade também são úteis nos mapeamento do perigo devido aos efeitos do contato com o óleo, também denominado de ameaça (Larson, 2003 e Mergili, Schwarz, e Kociu, 2019), fundamentado em cálculos das probabilidades das áreas serem atingidas em eventos de vazamentos de óleo. Assim, conforme Alves, Kokinou, e Zodiatis (2014), quanto maior a propagação do óleo, maior seria o quantitativo das áreas com probabilidades de poluição, tanto no caso das regiões costeiras quanto em mar aberto, ainda que sob menores intensidades por causa do espalhamento da carga poluidora (Goldman *et al.*, 2015).

Estudando a suscetibilidade aos derramamentos de óleo ao sul da PCSB, Leal *et al.* (2019a,b,c), Lopes *et al.* (2019), e Monteiro *et al.* (2019b) identificaram maior abrangência das áreas suscetíveis em zonas costeiras próximas às praias, infraestruturas de apoio portuário, da indústria do petróleo e em zonas de pesca artesanal e lagoas costeiras, com variados níveis de sensibilidade ao óleo. Segundo os autores, atividades como pesca artesanal, turísticas e de uso das funções ambientais de lagoas costeiras e dunas seriam afetadas por vazamentos de óleo nestas regiões.

Ainda estudando suscetibilidade ao norte da PCSB, Marques *et al.* (2017), Monteiro *et al.* (2017), Stringari *et al.* (2012a), e Stringari (2013) verificaram um padrão clássico de circulação hidrodinâmica induzida pelos ventos. Este tipo de circulação está associado à passagem de sistemas frontais com períodos entre 2 e 5 dias, que são portanto as principais condicionantes da suscetibilidade nestas áreas sensíveis.

De acordo com Afenyo, Khan, e Ng (2020) a modelagem de vazamentos de óleo em ambientes marinhos permite a definição de áreas mais propícias ao espalhamento de manchas de óleo. Estas informações são primordiais à elaboração dos planos de contingência (Aamo, Reed, e Lewis, 1997; Leal *et al.*, 2019c; Lopes *et al.*, 2019 e Stringari, 2013).

Um entendimento extraído dos trabalhos de estimativa da suscetibilidade ao revestimento por óleo é que estes acidentes têm sido modelados usando como referência o monitoramento de vazamentos reais, de forma a obter condições norteadoras ao estudo destes acidentes entre outras informações úteis à validação e ao aperfeiçoamento das simulações (Hayworth, Clement, e Valentine, 2011). Algumas destas informações são as característi-

cas das regiões, as coordenadas de pontos de lançamento situadas em áreas mais afetadas, nas quais o manuseio e o transporte de óleo é frequente ou são identificadas fontes de risco de vazamentos, como áreas portuárias e segmentos da indústria do petróleo (Guo, 2017).

A modelagem da suscetibilidade aos derrames acidentais de óleo tem sido realizada tanto por modelos probabilísticos, a maior parte deles apoiados em estatística bayesiana (Barton *et al.*, 2008 e Stelzenmüller *et al.*, 2010), quanto por modelos determinísticos que utilizam um conjunto de simulações de derrames de óleo para estudar a trajetória e o comportamento das manchas, e posteriormente analisar a suscetibilidade ao revestimento de uma área maior (Guo, 2017 e Stelzenmüller *et al.*, 2010).

Algumas informações norteiam os estudos de suscetibilidade, entre elas estão: a delimitação de áreas ecologicamente sensíveis como o caso de manguezais, de bancos de corais, áreas inundáveis, estuários, locais de desova, nidificação, reprodução e alimentação de espécies silvestres (Kankara, Arockiaraj, e Prabhu, 2016 e ManiMurali, Kumar, e Vethamony, 2010). Outros elementos naturais como unidades de conservação, terras indígenas, sítios arqueológicos, áreas tombadas e comunidades tradicionais também são relevantes às caracterizações em termos de riqueza ambiental (Landquist *et al.*, 2016).

Quanto à importância socioeconômica, a descrição de rotas de transporte aquaviário e suas conexões com malhas rodoviárias e ferroviárias, além de áreas residenciais, de recreação e outras concentrações humanas estão entre as informações prioritárias (Castanedo *et al.*, 2009 e Stone *et al.*, 2001). Além disto, os pontos de captação de água entre outros recursos que exigem restrições quanto às condições dos qualidade para o uso humano, como os pescados, também devem ser analisados após um acidente com liberação de óleo na água (Bayha *et al.*, 2017 e Pena *et al.*, 2020).

Além disso, o nível de sensibilidade ambiental das áreas afetadas pelo óleo tem implicações importantes no estudo e na gestão dos riscos dos vazamentos. Estimativas de suscetibilidade também podem ser integradas às de sensibilidade e da vulnerabilidade, a exemplo dos estudos dos riscos em áreas propensas aos vazamentos de óleo (Azevedo *et al.*, 2017).

Assim, as estimativas de suscetibilidade são ferramentas de planejamento importantes aos encarregados do monitoramento e prevenção dos derramamentos de óleo no mar. Desta forma, o cálculo das áreas sujeitas ao revestimento por óleo auxilia em ações de resposta aos possíveis acidentes, considerando inclusive o comportamento das forçantes ambientais ao longo das estações do ano, dos diferentes tipos de óleo, entre outras variáveis (Barbosa *et al.*, 2016; Liu *et al.*, 2017 e Singh *et al.*, 2019).

Diante dos conceitos apresentados, e em vista da ausência de uma terminologia consolidada para análises da suscetibilidade em modelagens de vazamentos de óleo, o termo assumido nesta pesquisa é o que define a suscetibilidade ao óleo com uma estimativa das áreas de distribuição carga poluidora (Alves *et al.*, 2016a; Marques *et al.*, 2017 e Monteiro *et al.*, 2019b). Já a ameaça seria a integração da ocorrência temporal e espacial do conjunto das manchas de óleo simuladas para uma região, sendo estimada em termos de probabilidades das áreas serem atingidas por partículas de óleo. Esta abordagem é importante por permitir retratar a variabilidade espaço-temporal da propagação da poluição.

2.4 Intensidade de danos e consequências ambientais

A capacidade de suporte do meio ambiente é limitada, embora a definição deste limiar ainda seja um desafio (Afenyo, Khan, e Ng, 2020). Para que esta capacidade não seja esgotada, os órgãos ambientais e organismos internacionais têm se mobilizado, estabelecendo regras aos empreendimentos e atividades que produzam ou manipulem substâncias com potencial poluidor, como é o caso dos hidrocarbonetos.

Como exemplo, para a indústria de petróleo, um dos parâmetros observados é o Teor de Óleos e Graxas (TOG), que por sua vez deve ser monitorado diariamente no descarte marinho da água produzida.

A maioria das agências reguladoras ambientais em países com significativa produção *offshore* de petróleo e de gás limita as concentrações de hidrocarbonetos no mar. Frequentemente, esse controle é baseado no conteúdo total de óleo e graxa nas águas marinhas, geralmente associado à descarga de água produzida (Neff, Lee, e DeBlois, 2011).

Ainda que em baixas concentrações, os óleos e graxas apresentam produtos químicos altamente tóxicos para os organismos marinhos (Holdway, 2002). As concentrações dos hidrocarbonetos aromáticos e dos metais pesados, por exemplo, podem ser suficientemente altas para causar bioacumulação e toxicidade (Neff, Maciolek, e Sauer, 1989; Struch *et al.*, 2019 e Yoon *et al.*, 2019).

Ainda, tratando-se de águas mais rasas como as costeiras e estuarinas, alguns metais e hidrocarbonetos aromáticos e saturados de maiores pesos moleculares também podem se acumular em sedimentos próximos aos locais de vazamentos (Rabalais, 2005). Os organismos marinhos circunvizinhos a um ponto de descarga de óleo também podem bioacumular metais, fenóis e outros hidrocarbonetos da água ambiente, extraídos tanto dos alimentos quanto dos sedimentos do fundo (Neff, Lee, e DeBlois, 2011).

Após uma consulta à legislação aplicável à indústria do petróleo, buscando limites referenciais para concentração de óleos e graxas na água do mar, foram levantadas contribuições de alguns marcos regulatórios, apesar de nenhum deles ser específico de estudos de suscetibilidade e vulnerabilidade aos vazamentos de óleo.

Conforme acordado na Convenção de Paris, o limite de TOG livre médio mensal de 40 mg/l foi reduzido para de 30 mg/l nas águas do Ártico e Atlântico. Para o Mar do Norte este limite mantém a média mensal dos 40 mg/l (Oliveira e Oliveira, 2000). Nos Estados Unidos, por exemplo, os limites da média mensal e dos máximos diários são os mesmos estipulados no Brasil (Veil, 2008).

Segundo Resolução CONAMA n° 393/2007 o TOG brasileiro deve ser monitorado diariamente no descarte da água produzida. Esta resolução, exige que o descarte destes efluentes apresente concentração média aritmética simples mensal de óleos e graxas de até 29 mg/l, com valor máximo diário de 42 mg/l.

O anexo I da MARPOL 73/78 apresenta algumas regras e conceitos mundialmente aceitos para tratar da prevenção à poluição por óleo. Esta norma destinou-se a eliminar e até mesmo minimizar a descarga acidental de óleo e outras substâncias transportadas por embarcações, e que são prejudiciais ao meio ambiente.

Algumas leis e resoluções de grupos técnicos especializados têm buscado ressaltar a proteção ambiental diante da exploração da indústria do petróleo. Por exemplo, algumas

leis brasileiras tratam da questão, como a n° 9478/1997 ao ressaltar a proteção ambiental e a lei n° 9966/2000 que estipula a prevenção, o controle e a fiscalização da poluição causada por lançamento de óleo e outras substâncias nocivas ou perigosas em águas sob jurisdição nacional.

Vários países proíbem o despejo de óleo, misturas oleosas e lixo em águas sob suas jurisdições, como é o caso do Brasil. A MARPOL 73/78 estabelece exceções em que tais descartes são permitidos, desde que o navio, a plataforma ou similar não estejam dentro dos limites das áreas ecologicamente sensíveis. Além destas condições, os procedimentos para descarga destes poluentes deverão ser aprovados pelo órgão ambiental competente.

Ainda exemplificando, a resolução n° 357/2005 do CONAMA dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, e também estabelece as condições e os padrões de lançamentos de efluentes. A resolução n° 393/2007 regulamenta o descarte contínuo de água de processo ou de produção em plataformas marítimas de petróleo e gás natural.

Ainda visando a regulação do descarte de efluentes do setor petrolífero, a resolução CONAMA n° 430/2011 dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução CONAMA n° 357/2005. Em seu artigo 4°, a capacidade de suporte do corpo receptor é definida como um valor máximo de determinado poluente que o corpo hídrico pode receber, sem que a qualidade da água e seus usos determinados pela classe de enquadramento sejam comprometidos.

A exemplo dos teores de óleo presentes nos efluentes da indústria petrolífera, tratando-se da água gerada no processo produtivo, a concentração de óleo total nos efluentes pode variar a, desde valores relativamente baixos como de 50 mg/l a 600 mg/l, às concentrações mais elevadas, superiores a 1000 mg/l (Chakrabarty, Ghoshal, e Purkait, 2008).

Na avaliação dinâmica das vulnerabilidades associadas aos vazamentos de óleo, o estudo da variabilidade temporal da exposição e do destino do óleo derramado é importante (Afenyo, Khan, e Ng, 2020).

Entretanto, um conceito de intensidade dos vazamentos de óleo ainda não foi definido na literatura, e até mesmo os marcos regulatórios que tratam das concentrações de óleos e graxas no mar estão associados ao descarte dos efluentes da indústria petrolífera.

Assim, a presente pesquisa assumiu a intensidade dos vazamentos como sendo os diferentes níveis de exposição a um agente danoso, no caso, as concentrações de óleo, semelhantemente ao definido em estudos de vulnerabilidade de outras áreas do conhecimento, como a geotecnia (Uzielli *et al.*, 2008).

Portanto, a intensidade dos vazamentos de óleo é enunciada aqui como sendo as variações das concentrações das manchas de óleo (l/km²) com o espalhamento da carga poluidora no mar.

2.5 Vulnerabilidade

A vulnerabilidade pode ser definida como a propensão de ecossistemas ou grupos sociais às perdas decorrentes de eventos indesejados. Este conceito também retrata uma característica do comportamento do ambiente diante do nível de exposição ao risco, da sua capacidade de suportar e de se recuperar de impactos adversos (Dow, 1999).

O estudo da vulnerabilidade permite aprofundar o entendimento sobre a probabilidade e a gravidade de um vazamento de óleo (Nelson e Grubestic, 2017), e as simulações numéricas destes acidentes ambientais são a principal ferramenta para modelar o estado das áreas atingidas (Amstutz e Samuels, 1984 e Dow, 1999), pois por serem abrangentes, permitem tanto determinar a probabilidade de ocorrência de óleo quanto o grau de exposição ao óleo de uma região (Afeny *et al.*, 2017 e Xu *et al.*, 2019).

As consequências dos derramamentos de óleo marítimo, denominada de vulnerabilidade em trabalhos similares (Azevedo *et al.*, 2017; Nelson *et al.*, 2015 e Nelson e Grubestic, 2017), geralmente são mensuradas e representadas como um conjunto de diferentes tipos de custos e impactos, como os relacionados à limpeza, aos danos ambientais e às cobranças de indenização, de prêmios, de coberturas e garantias de seguradoras e etc.

A vulnerabilidade é uma propriedade intrínseca dos elementos expostos e deriva da suscetibilidade a um evento de consequências negativas (ISO, 2009). Também tem sido definida como o grau esperado de perda de elementos expostos resultante de um evento potencialmente prejudicial (United Nations, 2004). Em essência, este conceito não depende apenas da resistência dos elementos expostos ou do potencial dos danos, mas também da resiliência desses elementos após um acidente (Kleissen *et al.*, 2007 e Salter, 1997).

Os estudos dos riscos dos vazamentos de óleo costumam enunciar a vulnerabilidade como sendo o potencial de perda frente a eventos danosos (Nelson e Grubestic, 2017), considerando suas suscetibilidades. Neste contexto, existem três vertentes de definições mais utilizadas para tratar da vulnerabilidade, que são a física, a social e a espacial.

Enquanto a vulnerabilidade física refere-se a exposição potencial a um evento físico danoso, a vulnerabilidade social investiga como diferentes grupos sociais podem ser afetados quando expostos a um determinado evento danoso. A vulnerabilidade espacial, por outro lado, é um conceito híbrido, pois considera tanto o risco físico quanto os efeitos sociais para uma localidade afetada (Wu, Yarnal, e Fisher, 2002).

Em estudos relacionados com a modelagem computacional de vazamentos de óleo, a vulnerabilidade é definida a partir da suscetibilidade às consequências negativas emanadas destes acidentes (Nelson *et al.*, 2015) entre outras informações, sendo portanto obtida mediante a integração das características do meio às que se referem ao comportamento do óleo no mar. Estudando esta vulnerabilidade, alguns trabalhos também consideraram informações como os tipos de linhas de costa e suas classificações quanto à sensibilidade ambiental, quantificações de extensões das áreas das manchas de óleo, taxas de evaporação entre outras (Alves *et al.*, 2016a; Goldman *et al.*, 2015, 2017; Nelson *et al.*, 2015 e Nelson e Grubestic, 2017). A localização final das parcelas de óleo geralmente é transformada em uma superfície *raster*, em que a localização das partículas é registrada, e pesos são atribuídos aos diferentes fatores considerados. Posteriormente, é procedida a integração e a espacialização dos resultados em ambientes de SIGs para obtenção da vulnerabilidade.

Na modelagem de vazamentos de óleo costuma-se assumir um grande vazamento de óleo como sendo um conjunto de vários vazamentos menores. Isso ocorre porque as propriedades do óleo mudam com o tempo e a distância da fonte e as ferramentas adotadas perto da fonte podem ser ineficazes a 20 km da fonte. Além disso, as ferramentas usadas no primeiro dia podem ser até mesmo ineficientes passados 10 dias, dado o desenvolvimento dos processos de intemperismo e seus efeitos nas propriedades do óleo. Além disto,

as manchas podem ser transportadas para um tipo diferente de ambiente, como por exemplo, de águas em mar aberto para regiões de praias e ou estuários (Lee *et al.*, 2015).

Além de permitirem a estimativa das áreas suscetíveis ao contato como o óleo, os resultados da modelagem de vazamentos também são úteis no cômputo da vulnerabilidade, do risco e dos impactos relacionados com estes acidentes (Nelson e Grubestic, 2017). A estimativa da vulnerabilidade geralmente baseia-se na probabilidade de revestimento por óleo e na abrangência espaço-temporal das manchas de óleo.

Enquanto o risco geralmente é pautado nas probabilidades de ameaça, obtida do mapeamento da distribuição espaço-temporal das manchas de óleo, na sensibilidade ambiental e na intensidade dos eventos (Landquist *et al.*, 2016); algumas avaliações de impactos são baseadas no risco e na vulnerabilidade dos vazamentos.

Nestes estudos, os níveis de afetabilidade do meio devido ao contato com o óleo são avaliados em termos econômicos, ecológicos, culturais, políticos, geográficos, estratégicos e ambientais (Berenshtein *et al.*, 2019).

Entre as regiões críticas em termos de vulnerabilidade, as águas costeiras geralmente possuem dinâmicas físicas e biológicas peculiares, sendo marcadas por processos oceanográficos capazes de elevarem sua valoração ambiental e econômica. Um exemplo é a ocorrência de frentes oceanográficas, que podem aumentar os potenciais pesqueiros de áreas em que águas estuarinas se encontram com águas marítimas (Castello, 2010 e Haimovici, 1997). Assim, vazamentos de óleo nestas áreas podem afetar negativamente tanto peixes demersais de importância comercial que acompanham estas frentes em mesoescala, quanto ao longo de frentes oceanográficas em que são verificados os valores máximos de diversidade e abundância de aves marinhas que podem ser prejudicadas. (Bost *et al.*, 2009).

O transporte de óleo nos estuários envolve assuntos complexos como condições de gradientes verticais de salinidade capazes de forçarem maiores dispersões e dissoluções de poluentes em porções estuarinas mais interiores, e possivelmente mais sensíveis, como banhados, enseadas e pântanos salinos (Lee *et al.*, 2015). Além disto, os grandes estuários podem ser afetados pelos efeitos locais dos ventos incidentes sobre a superfície da água e até mesmo os efeitos remotos dos ventos (Möller Jr. *et al.*, 2001), condicionados pelos ventos que agem na plataforma costeira próxima. Ainda, sob o efeito de ondas e da força de Coriolis, a água estuarina também pode ser empurrada para as encostas (Fischer *et al.*, 1979), conduzindo também as manchas de óleo.

De forma geral, em estudos de modelagem de vazamentos de óleo em que são estimados os riscos ambientais desencadeados, a vulnerabilidade costuma ser acessada pela avaliação de informações diversificadas, baseadas no transporte, na exposição ao óleo assim como nas características inerentes ao meio, com foco em indicadores biológicos, socioeconômicos e físicos (Azevedo *et al.*, 2017).

Tanto a vulnerabilidade econômica quanto a social têm sido pouco estudadas e geralmente são analisadas como subíndices inseridos nas estimativas de vulnerabilidade ambiental aos efeitos dos vazamentos de óleo (Fattal *et al.*, 2010; Kankara, Arockiaraj, e Prabhu, 2016 e Neves *et al.*, 2015) em diferentes localidades suscetíveis.

Beneditti (2015) e Nansingh e Jurawan (1999) também alertam que as áreas de importância socioeconômica (reservas naturais, marinas, áreas de conservação ambiental) que apoiam o uso recreativo de alta intensidade também podem ser consideradas no

mapeamento de vulnerabilidade do litoral aos derramamentos de óleo. Segundo os autores, a integração de múltiplas informações (*e.g.*, recursos biológicos, classificação da linha de costa e uso socioeconômico de habitats) serviria de base às decisões sobre prioridades de proteção e demais estratégias de contingência (Fernández-Macho, 2016).

Em uma conceituação mais ampla, a vulnerabilidade também é definida como o potencial de perda e à suscetibilidade às lesões ou aos danos gerados por eventos indesejados, como os vazamentos de óleo (Kaly *et al.*, 2003 e Nelson e Grubestic, 2017).

Tal abordagem geral é assumida por Azevedo *et al.* (2017), realizando uma avaliação de perigos baseada no transporte e exposição de petróleo e uma estimativa de vulnerabilidade. Além disto, conforme Neves *et al.* (2015), estimativas da vulnerabilidade integrada também possibilitam analisar os impactos ao longo de uma área costeira, semelhantemente ao trabalho de Shami *et al.* (2017).

O conceito de vulnerabilidade ambiental também é discutido nos arcabouços jurídicos ao redor do mundo. O caso brasileiro é um exemplo, considerando os entendimentos da resolução n° 398 de 2008 do CONAMA ao estabelecer as diretrizes para elaboração do Plano de Emergência Individual previsto na Lei n° 9966/2000.

Conforme a mencionada resolução, o estudo da vulnerabilidade é um requisito legal do conteúdo mínimo dos Planos de Emergência Individuais (PEIs) para os incidentes de poluição por óleo em águas sob jurisdição brasileira (Marinho e Nicolodi, 2019).

Na terminologia da resolução n° 398/2008 do CONAMA a vulnerabilidade ambiental é estimada pela integração da sensibilidade do ambiente ao óleo, que é uma variável estática, à de suscetibilidade ao óleo que tem natureza dinâmica, sendo obtida dos resultados de movimentação e intemperismo das manchas de óleo na água.

Assim, a avaliação da vulnerabilidade tem como maior finalidade a definição de áreas a serem priorizadas em casos de eventos indesejados, como o caso dos vazamentos de óleo (Li *et al.*, 2012; ManiMurali, Kumar, e Vethamony, 2010 e Uzielli *et al.*, 2008).

Embora ainda não tenha sido estabelecida uma metodologia oficial para as estimativas da vulnerabilidade aos vazamentos de óleo, muitos países apresentam instruções e orientações de referência (Douglas, 2007 e Li *et al.*, 2014). No Brasil, por exemplo, conforme preconizado pela legislação de referência (Resolução n° 398 de 2008 do CONAMA), a localização das áreas vulneráveis deverá ser identificada em desenhos e mapas, em escala apropriada e com legendas indicativas.

Em diferentes estudos científicos, a análise da vulnerabilidade avalia os efeitos dos incidentes de poluição por óleo sobre a segurança da vida humana e do meio ambiente nas áreas suscetíveis aos vazamentos (de Andrade *et al.*, 2010; Hanna, 1995 e Williams *et al.*, 2008). Tal análise deverá considerar tanto a probabilidade do óleo atingir determinadas zonas quanto a sensibilidade ambiental das regiões, entre outras informações.

Muitas colisões de navios petroleiros, encalhamentos e outros acidentes marítimos associados a tempestades, aumentam o raio de influência da carga de poluição por óleo em áreas vulneráveis (Tansel e Lee, 2019). Por exemplo, durante uma tempestade, ondas e ventos podem empurrar o óleo sobre a costa, contaminando setores críticos.

Deste modo, a análise de vulnerabilidade pode ser baseada nas informações das cartas de sensibilidade ambiental ao óleo (Cartas SAO) da região (Nicolodi, 2016), elaboradas em consonância com as especificações e normas técnicas aplicáveis (MMA, 2007). É

interessante, portanto, que seja estimado tanto o volume de derramamento corresponde à descarga de pior caso ocorrida na região do estudo, quanto para o volume referente aos derrames rotineiros e de pequenas dimensões.

No caso da legislação brasileira, por exemplo, os derrames acidentais de óleo são classificados em descargas pequenas (8 m^3), descargas médias de até (200 m^3) e altas quando superiores este valor (resolução nº 398/2008 do CONAMA).

Diante do apresentado, o conceito de vulnerabilidade adotado na presente pesquisa situa-se entre as definições de probabilidades de ameaça e risco (Castanedo *et al.*, 2009 e Gundlach e Hayes, 1978), e geralmente refere-se a regiões estudadas que podem ser eventualmente afetadas pela ocorrência de eventos indesejáveis. Consequentemente, a vulnerabilidade representa o grau de afetabilidade a um determinado perigo, estando portanto relacionada com a natureza do perigo e com o tipo de risco, como o ambiental, o social, de saúde pública (Olita *et al.*, 2012, 2019).

Logo, a presente pesquisa baseou-se no conceito de Nelson *et al.* (2015) ao definir a vulnerabilidade espacial como uma variável dinâmica que captura a frequência de partículas de óleo, sua distribuição espaço-temporal, suas probabilidades de ocorrência e as informações ambientais. Assim sendo, a frequência dos vazamentos é representada pelo mapeamento da suscetibilidade, que delimita as probabilidades das zonas sujeitas ao contato com as manchas na água, considerando tanto a intensidade do vazamento quanto a quantidade que permanece em superfície, além dos valores de ISL das zonas atingidas pelo óleo.

A abordagem de vulnerabilidade espacial também tem sido utilizada para avaliar cenários diversificados, servindo de apoio às estimativas dos riscos potenciais e melhoraria de tomada de decisão por operadores, encarregados e demais partes interessadas na prevenção de vazamentos (Nelson *et al.*, 2015 e Nelson e Grubestic, 2017).

A presente abordagem apoiou-se em informações que ditam a variabilidade da movimentação e do comportamento do óleo no mar, como os mapeamentos expeditos da sensibilidade ambiental ao óleo (MMA, 2007 e Nicolodi, 2016), que realizaram o diagnóstico de variáveis estáticas relativas ao meio exposto ao óleo, assim como variáveis de natureza dinâmica, ou seja, aquelas que descrevem a movimentação e o comportamento das manchas de óleo no mar (*e.g.*, estimativa da suscetibilidade em termos de área e probabilidades de revestimento por óleo e variações de massa das emulsões).

Ainda, segundo estudos prévios de Azevedo *et al.* (2017), Li *et al.* (2012), Nelson *et al.* (2015), e Uzielli *et al.* (2008), em que as áreas vulneráveis foram calculadas de maneira quantitativa, uma análise integrada e ponderada de informações diversas é útil à compreensão da abrangência e dos efeitos de eventos adversos como os vazamentos de óleo.

Recapitulando, a estruturação do presente capítulo cobriu alguns dos conceitos e contribuições acadêmicas, além de tópicos apropriados à regulação destes acidentes. Tanto o conhecimento das fragilidades ambientais de uma localidade atingida por óleo quanto a delimitação de áreas críticas a serem priorizadas em casos de vazamentos acidentais são importantes nos estudos da suscetibilidade e vulnerabilidade.

É apresentada a seguir (fig. 2.1) uma sintetização dos principais conceitos abordados na tese e suas interrelações para a obtenção dos resultados finalísticos da pesquisa. O entendimento desta terminologia é importante ao caracterizar os eventos de vazamentos de óleo por meio da combinação de dados de diferentes fontes.

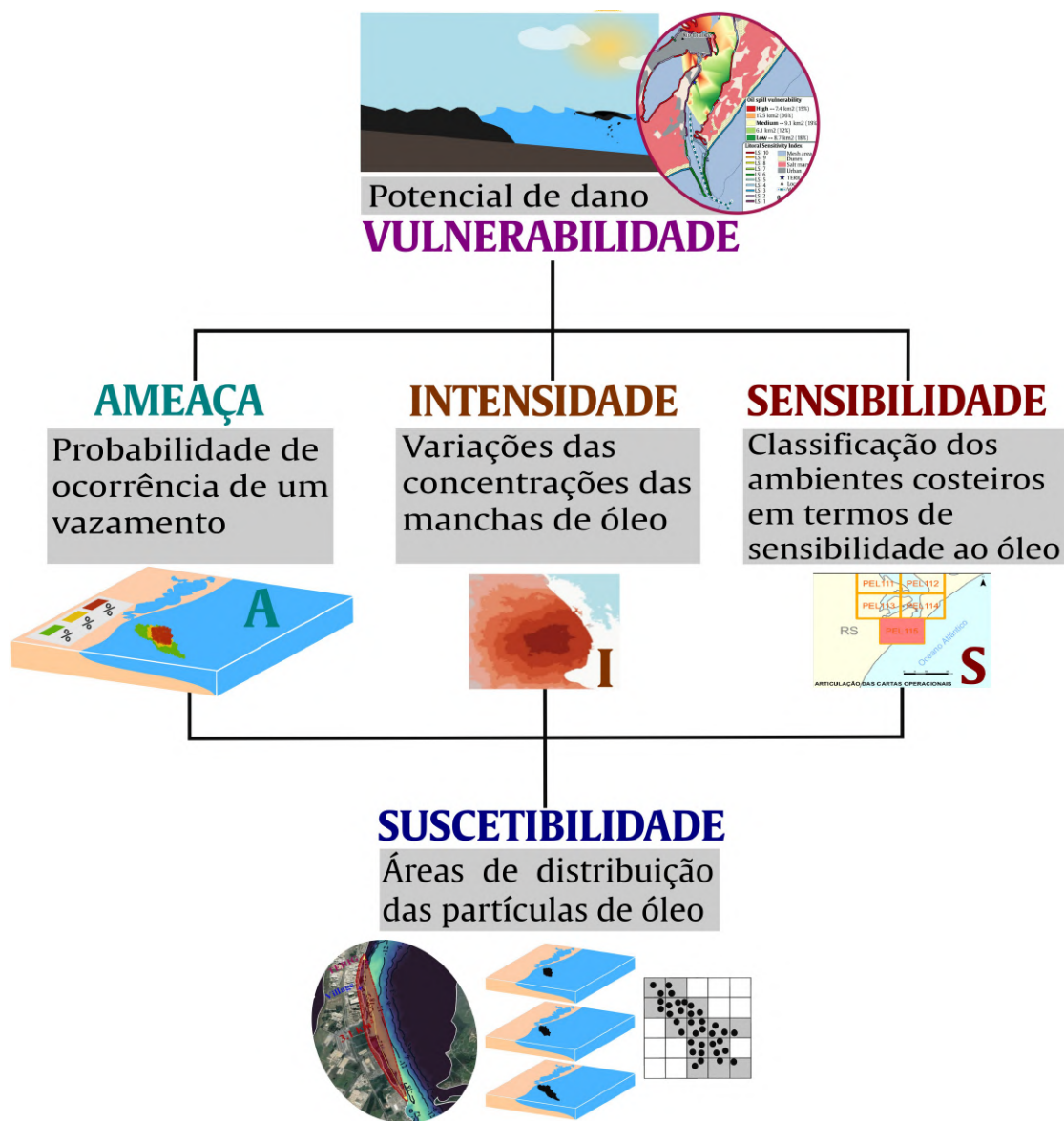


Figura 2.1: Conexão entre os principais conceitos utilizados na integração de diferentes informações para estimar a vulnerabilidade aos vazamentos de óleo.

A seguir (fig. 2.1) é ilustrada a lógica metodológica utilizada para a geração dos resultados da tese, baseada na integração de diferentes fontes de informações úteis à obtenção dos valores finais de suscetibilidade e vulnerabilidade aos vazamentos de óleo para as áreas sensíveis estudadas.

2.6 Modelagem de vazamento marinhos de óleo

Ainda com respeito às análises do comportamento e do transporte do óleo nos ambientes marinhos, modelos de óleo, geralmente utilizados conjuntamente com modelos hidrodinâmicos, auxiliam no estudo das áreas sensíveis e mais propensas aos danos das cargas poluidoras (Aluko e Odularu, 2019 e Xu *et al.*, 2019).

A maior parte destes modelos necessita de condições iniciais e de contorno de alta

resolução, disponibilizadas por modelos globais atmosféricos e oceanográficos, para a prescrição mais apropriada do deslocamento e decaimento das concentrações de óleo na água.

A modelagem numérica destes acidentes também pode ser encarada uma ferramenta de tomada de decisão para diferentes atores, como algumas instituições públicas e privadas, associações e representantes da sociedade civil. Isto deve-se especialmente ao fato de que estes modelos podem promover informações sobre locais a serem priorizados em caso de vazamentos, suas características ambientais e estimativas de tempo de chegada do óleo na costa, entre outras informações associadas à dinâmica destes vazamentos.

Assim, estas ferramentas geram informações úteis às etapas de monitoramento destes acidentes, auxiliando desde a delimitação de áreas de influência das manchas de óleo aos diagnósticos ambientais mais detalhados. Adicionalmente, podem colaborar com estudos de prognósticos ambientais, mapeamentos de suscetibilidade, de vulnerabilidade, de risco, planos de emergência individual entre outras finalidades.

Atualmente existem variados tipos de plataformas de modelagem da dinâmica do óleo no mar, que simulam desde o transporte de partículas aos processos de intemperismo das manchas de óleo.

A seguir, são apresentados alguns dos modelos de óleo mais utilizados, seja no meio acadêmico como aqueles utilizados por empresas durante o monitoramento dos acidentes, conforme observado em estudos de referência (ASCE, 1996; Cekirge *et al.*, 1995; Leifer *et al.*, 2012; Al-Rabeh, Cekirge, e Gunay, 1989; Reed *et al.*, 1999; Spaulding, 1988, 2017).

OILMAP/ASA

O modelo *Oil Spill Model and Response System* (OILMAP) foi criado pela empresa *Applied Science Associates* (ASA) e tem sido amplamente utilizado por companhias petrolíferas e agências governamentais para formulação de planos de risco (Berry, Dabrowski, e Lyons, 2012). Apesar de ser utilizado em uma gama diversificada de vazamentos de óleo, este modelo apresenta maiores funcionalidades à modelagem de vazamentos em grandes profundidades.

OSCAR/SINTEF

O modelo *Oil Spill Contingency and Response Model* (OSCAR) foi desenvolvido pela *Applied Research, Technology and Innovation* (SINTEF) permite avaliar a evolução de óleo na superfície da água, ao longo de faixas costeiras, na coluna d'água e no sedimento. Os principais componentes do sistema OSCAR são um modelo de intemperismo, um modelo de trajetória em três dimensões e um modelo de combate a vazamentos acidentais (Reed, 2001 e Reed *et al.*, 2004). Entre as suas principais aplicações está a criação de planos de contingência, uma vez que este sistema permite a modelagem de um grande número de acidentes utilizando uma abordagem probabilística.

MEDSLIK

Assim como o modelo OSCAR, o MEDSLICK, funciona de forma acomplada ao modelo hidrodinâmico *Princeton Ocean Model* (POM), o qual recebe os resultados de correntes

e de vento e atualiza as condições de movimentação e comportamento do óleo no mar. É um modelo de óleo tridimensional bem estabelecido que prevê o transporte, destino e intemperismo do óleo, e tem sido utilizado por várias agências e instituições de resposta no Mediterrâneo, no Mar Negro e outros locais (Dominicis *et al.*, 2013).

OWM

Também desenvolvido pela SINTEF, o *Oil Weathering Model* (OWM) tem sido amplamente utilizado para planos de contingência mas considera apenas características de envelhecimento e do decaimento do óleo no ambiente, semelhante ao ADIOS desenvolvido pela NOAA (Lehr *et al.*, 2002).

GNOME

Desenvolvido pela NOAA, o modelo *General NOAA Operational Modeling Environment* (GNOME) este modelo vem sendo amplamente usado para definição de diretrizes e segurança marítima no uso de petróleo. É um modelo de amplo acesso e que tem sido aplicado em diferentes áreas ao redor do mundo.

PPTM

O modelo *Poseidon Pollutants Transport Model* (PPTM) consiste em um modelo tridimensional de previsão de poluentes flutuantes, associado a um clima, um modelo hidrodinâmico e de ondas, a fim de rastrear os movimentos e a disseminação dos poluentes e indicar as áreas costeiras que podem ser afetadas. A ferramenta faz parte do sistema *Poseidon*, projetado para fornecer dados e previsões em tempo real das condições ambientais e dinâmicas nos mares gregos (Annika *et al.*, 2001).

COZOIL

O modelo *The Coastal Zone Oil Spill* (COZOIL) tem sido mais utilizado em estudos de caso de vazamentos realísticos e hipotéticos, sobretudo em feições oceanográficas compreendidas entre a plataforma continental e as áreas costeiras mais rasas (Reed, Gundlach, e Kana, 1989).

VOILS

O modelo *Vela-Oil-Selfe* (VOILS) é outro exemplo de sistema de modelagem de vazamentos de óleo em ambiente marinho que é destinado à modelagem destes acidentes em compartimentos ambientais situados entre a plataforma continental e a zona costeira. O modelo apresenta resultados satisfatórios na resolução das interações entre ambientes estuarinos, apresentando resultados flexíveis e consistentes, modelando o comportamento das manchas tanto em superfície quanto na coluna d'água (Azevedo *et al.*, 2014).

VDROP-J

Também utilizado na reprodução de vazamentos marinhos em águas costeiras, o modelo VDROP-J foi criado para modelar plumas de óleo submarinas. Apesar de apresentar simplificações como o fato de que não considera as variações baroclínicas, seus resultados indicam uma resposta satisfatória do comportamento do óleo no mar (Zhao *et al.*, 2014).

OILTOX

É um modelo tridimensional de vazamento marinho de óleo baseado na abordagem lagrangiana, que inclui as diferentes fases do espalhamento e do deslocamento das manchas de óleo, descrevendo os processos mais importantes de transporte e intemperismo (Brovchenko *et al.*, 2002). O modelo é acoplado a um modelo de previsão do tempo, a um modelo de ondas e de circulação hidrodinâmica. Todo o sistema foi adaptado ao Mar Negro e os primeiros resultados dos testes confirmaram seu potencial multiuso.

OD3D

O modelo *Oil Drift 3-Dimensional Numerical Model System* (OD3D) foi desenvolvido pelo *Norwegian Meteorological Institute Oil Spill Forecast System* (MET Norway) em parceria com a empresa SINTEF. Seu funcionamento é baseado no rastreamento de partículas forçadas pelo vento, ondas, correntes oceânicas e estratificação, e o comportamento do óleo na água depende da temperatura da água, da velocidade do vento, da altura significativa das ondas, entre outras variáveis (Broström *et al.*, 2011).

ECOS

Com abrangência mais local, no contexto de estudos prévios desenvolvidos na região selecionada para o presente estudo, também têm sido utilizada uma configuração de modelagem resultante do acoplamento do modelo de óleo ECOS (*Easy Coupling Oil System*) ao modelo hidrodinâmico TELEMAC-3D.

Esta configuração de modelagem numérica foi empregada em estudos prévios na Plataforma Continental Sul do Brasil (PCSB), para simulação numérica de vazamentos marinhos de óleo (Dambros, Marques, e Stringari, 2014; Leal *et al.*, 2019a,b,c; Lopes *et al.*, 2017, 2019; Marques *et al.*, 2017; Mello, 2013; Mello *et al.*, 2011; Monteiro *et al.*, 2017, 2018, 2019a,b; Stringari *et al.*, 2012a; Stringari, 2013, 2014; Stringari *et al.*, 2013, 2014, 2012b).

Apesar da utilização mais regional deste sistema de modelagem, alguns resultados são satisfatórios, e esta configuração de modelagem foi escolhida para o estudo. A seleção deste *setup* de simulações também justificou-se pelo fato de ser uma configuração composta por um programa livre e *open source* (TELEMAC-3D), e um modelo de óleo com licença da FURG (ECOS).

MOHID

Outro modelo utilizado para a simulação de vazamentos de óleo na área de estudo é o MOHID (*MOHID Water Modelling System*), realizado por Janeiro *et al.* (2008) no sistema da Lagoa de Patos usando uma abordagem de modelagem aninhada para reproduzir a hidrodinâmica da laguna e do estuário. O sistema completo de modelagem é composto pelos módulos *MOHID Water* e *MOHID Land*. O primeiro módulo lida com os processos que ocorrem na coluna de água e o segundo com escoamento da bacia e água subterrânea. Os autores utilizaram os recursos de rastreamento de partículas do módulo *MOHID Water* para reproduzir tanto a dinâmica do estuário da Lagoa dos Patos quanto a simulação de vazamentos de óleo hipotéticos. Este modelo também tem sido empregado em simulação de hidrelétricas, dinâmica, dispersão, processos de intemperismo do óleo e ondas propagação (Janeiro *et al.*, 2008).

Como verificado nos estudos utilizando o TELEMAC-3D acoplado ao modelo de óleo ECOS, os resultados de Janeiro *et al.* (2008) mostraram que a hidrodinâmica da região é controlada principalmente pelos efeitos dos vento e da descarga fluvial, que controlam tanto a concentração quanto a espessura do óleo no primeiro dia após um vazamento em superfície. Este trabalho observou que a descarga de água doce é a principal forçante na dispersão do óleo para os casos de vazões superiores a 5000 m³, enquanto o vento assume o controle em condições de descargas inferiores.

A modelagem destes vazamentos também pode ser apoiada em uma concepção *forecast*, de previsão, permitindo o conhecimento antecipado das áreas críticas em termos das suas vulnerabilidades, indicando setores a serem priorizados em caso de acidentes (Stringari, 2014). Assim, os resultados de modelos de previsão da dinâmica do óleo liberado na superfície marinha podem ser utilizados para identificar a suscetibilidade do meio à ocorrência desses desastres ambientais, além de também poderem auxiliar na geração de estratégias ao aprimoramento das ações de contingência e nas avaliações de impacto ambiental e demais estudos para diagnósticos e prognósticos do problema.

3 | Hipótese

A vulnerabilidade aos vazamentos de óleo baseada na suscetibilidade obtida da simulação de variados cenários acidentais pode ser mais favorável à gestão das áreas sensíveis propensas à poluição do que uma estimativa centrada na sensibilidade ambiental.

4 | Objetivos

4.1 Objetivo Geral

Estudar a vulnerabilidade ambiental aos vazamentos de óleo acidentais em ambientes marinhos sensíveis, considerando informações de sensibilidade ambiental ao óleo e diversificados cenários de suscetibilidade.

4.2 Objetivos específicos

- Realizar simulações hidrodinâmicas e de vazamentos marinhos de óleo, investigando os fatores ambientais dominantes na evolução da trajetória e no destino de manchas de óleo;
- Analisar os processos de intemperismo do óleo no mar e a intensidade dos acidentes;
- Estimar a suscetibilidade ao óleo de regiões costeiras e estuarinas utilizando resultados de simulações numéricas sistemáticas de vazamentos de óleo em áreas ambientalmente sensíveis da Plataforma Continental Sul do Brasil (PCSB);
- Elaborar mapas de vulnerabilidade ao óleo baseados na suscetibilidade, na sensibilidade ao óleo das Cartas SAO, entre outras informações.

4.3 Composição da Tese

A tese foi estruturada de forma a apresentar o assunto a ser abordado em um texto introdutório no capítulo 1, e também alguns conceitos e a contextualização científica dos principais tópicos da tese (capítulo 2). Após a apresentação da hipótese e dos objetivos norteadores do trabalho (capítulos 3 e 4), são descritos os materiais e os métodos usados na geração dos resultados (capítulo 5). Os resultados dos testes de independência de malhas, da calibração e da validação das simulações hidrodinâmicas compõe o capítulo 6. No capítulo 7 estão os resultados dos objetivos da pesquisa na forma de dois artigos científicos, e o capítulo 8 expõe as considerações finais e as sugestões aos trabalhos futuros (seção 8.1).

5 | Materiais e métodos

Este capítulo discorre sobre os materiais e métodos usados na elaboração desta tese. Nas seções metodológicas dos resultados, apresentados na forma de artigos, estão as descrições mais gerais dos modelos numéricos utilizados, listagens dos bancos de dados públicos acessados, e demais métodos e materiais empregados. A seção 5.2.1 apresenta informações sobre modelo hidrodinâmico utilizado, na seção 5.2.2 é apresentada uma descrição do modelo de óleo utilizados nas simulações dos vazamentos de óleo no ambiente marinho. A seção 5.3 descreve o procedimento de criação da malha computacional, os critérios para aplicação dos refinamentos e as informações batimétricas utilizadas, e a seção 5.4 apresenta as condições iniciais e de contorno utilizadas para as simulações dos testes de independência de malhas, e das calibração e validação do *setup* hidrodinâmico (seção 5.5.1). A seção 5.5.3 traz considerações metodológicas do processo de mapeamento da probabilidade de revestimento por óleo em termos de suscetibilidade, enquanto na seção 5.5.4 são apresentados os critérios da etapa de hierarquização da área estudada em função da sensibilidade ambiental aos efeitos do óleo. Na seção 5.5.5 estão os procedimentos adotados na estimativa das concentrações de óleo utilizadas para obter as intensidades dos vazamentos, e na seção 5.5.6 são descritos os procedimentos para acessar a vulnerabilidade ambiental, como base nos conceitos adotados pelo trabalho.

5.1 Área de estudo

A região de estudo compreende a Bacia Sedimentar de Pelotas que está inserida no contexto dinâmico da PCSB (fig. 5.1). Esta é uma plataforma continental de contorno oeste, com padrão de correntes costeiras intensas e de grande variabilidade em meso escala, geradas por variações termohalinas, batimétricas ou por fatores meteorológicos que influenciam na circulação hidrodinâmica da região sul do Brasil, especialmente sobre a faixa litorânea do Estado do Rio Grande do Sul.

Com batimetria suave, a plataforma continental da região é compartimentada nas seguintes subdivisões: a interna (entre a isóbata dos 20 m e o nível da baixa maré); a média (delimitada entre os 20 e 40 m) e a externa situada entre a isóbata dos 40 m até algo próximo dos 180 m onde está situado o limite da quebra de plataforma (Zembruski e Chaves, 1979).

O litoral do Rio Grande do Sul é formado por uma longa barreira arenosa, praticamente ininterrupta, com orientação nordeste-sudoeste, dominada pela ação de ondas com deriva litorânea bidirecional e com predominância em direção nordeste (Calliari, Junior, e Nicolodi, 2006).

Ao extremo sul da PCSB (fig. 5.2) situa-se a Lagoa dos Patos, que é o maior sistema estuarino do tipo estrangulado da América Latina, apresentando uma área aproximada de 10.360 km² (Kjerfve e Magill, 1989). Sua região de drenagem inclui rios como o Jacuí, Taquari, Camaquã e os rios tributários da Lagoa Mirim, que se conectam a Lagoa dos Patos

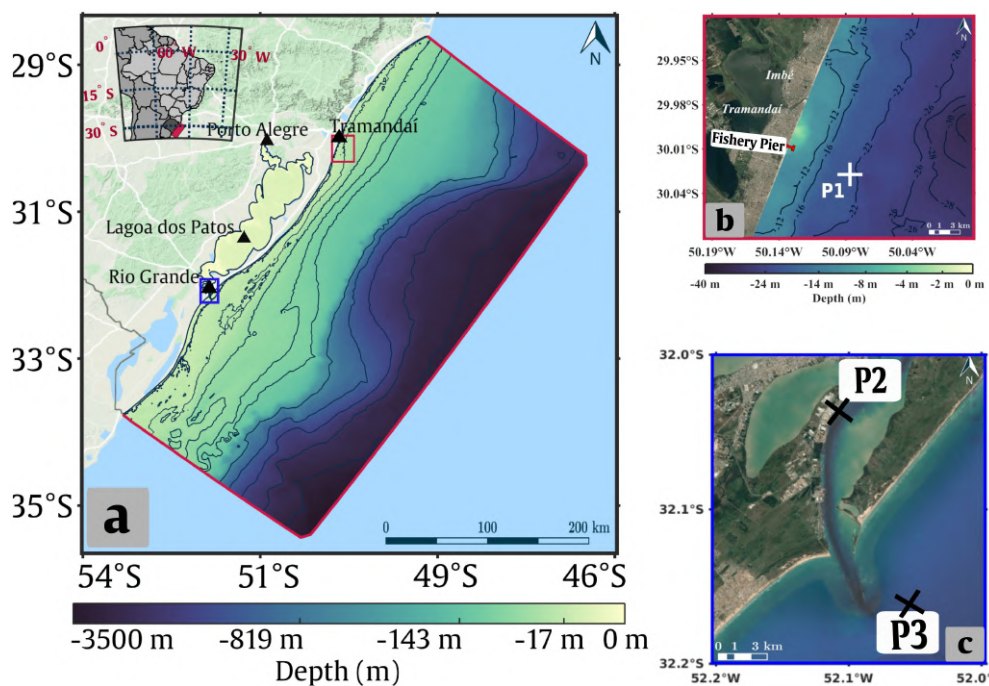


Figura 5.1: Vista geral da PCSB (a): região estuarina da Lagoa dos Patos e região portuária de Rio Grande (retângulo azul) e litoral norte (retângulo vermelho) sobre imagens do Google Earth[®]. Os pontos selecionados para a inicialização dos cenários de vazamentos são indicados pelo “x”: (b) Litoral norte (P1 - MN-602 da Transpetro); (c) Litoral sul (P2 - Zona de manobras da região portuária de Rio Grande (ZP-19); P3 - Terminal de óleo da Transpetro - TERIG).

pelo canal São Gonçalo, e cerca de 200.000 km² de área de drenagem (Seeliger e Odebrecht, 2010), e 250 km comprimento, cerca de 40 km de largura e 5 m de profundidade.

Sua desembocadura possui cerca de 22 km de comprimento e 2 km de largura, além de apresentar um canal com 14 m de profundidade média (Fernandes, Monteiro, e Möller Jr, 2007 e Möller e Castaing, 1999). O aporte fluvial continental mais importante é o do complexo Guaíba, formado pelas contribuições do rio Jacuí e Taquari, representando aproximadamente 58 % da descarga fluvial na laguna, seguido pela descarga do sistema Patos-Mirim (cerca de 28,8 %) representando pela contribuição do Canal São Gonçalo, e do Rio Camaquã em cerca de 13,2 % (Vaz, Möller Junior, e Almeida, 2006).

A geomorfologia da laguna é dividida nas seguintes regiões: uma zona estuarina, entre a desembocadura e a Ponta da Feitoria; outra zona central, entre a Ponta da Feitoria e a Lagoa do Casamento, e uma zona superior, ao extremo norte, entre a lagoa do Casamento e a proximidade da boca do Rio Guaíba (Hartmann e Schettini, 1991).

Em termos de forçantes físicas, considerando que a região localiza-se em faixa micromareal (Fernandes *et al.*, 2004 e Fernandes, Monteiro, e Möller Jr, 2007), os ventos e a descarga fluvial ditam a dinâmica da região, promovendo ondas e correntes litorâneas e afetando diretamente o regime de enchentes e vazantes da região estuarina da Lagoa dos Patos (Möller Jr. *et al.*, 2001).

A região localiza-se em faixa climática subtropical, de variabilidade sazonal das massas de ar advindas dos sistemas anticiclônicos do Atlântico Sul e Polar. O revezamento entre estes sistemas dita o regime de ventos da costa sul brasileira (Casagrande *et al.*, 2018).

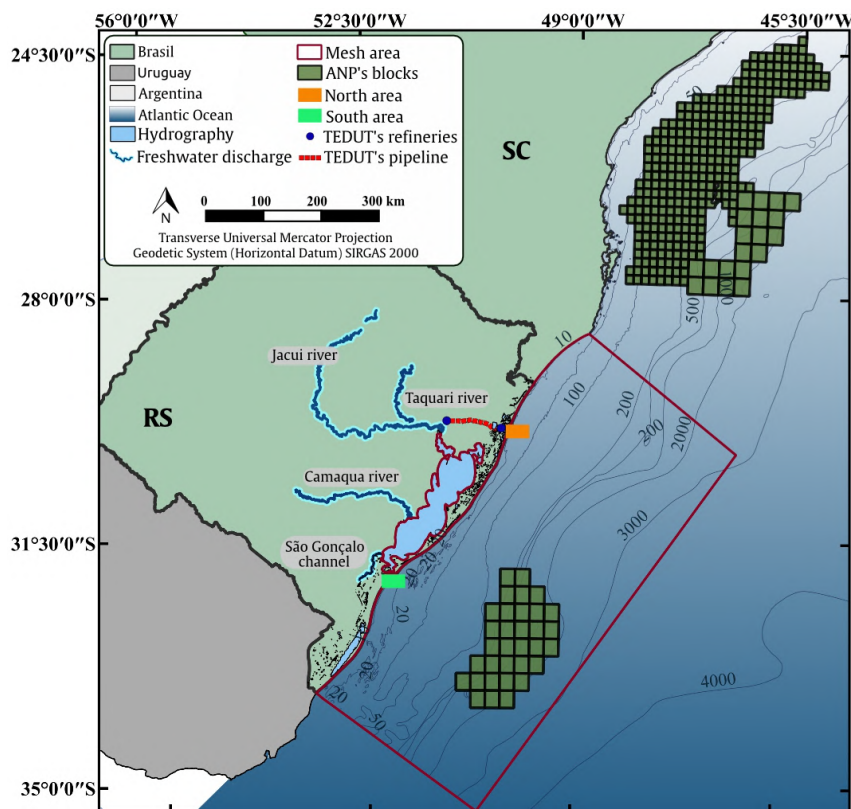


Figura 5.2: PCSB (a) e setores estudados: região sul (b) delimitada pelo retângulo verde e região norte (c) indicada pelo retângulo laranja.

Quanto às predominâncias dos ventos, é esperada uma maior frequência de ventos do quadrante NE em meses de primavera e verão, e, além destes, parcelas mais proeminentes de ventos dos quadrante W e SW em invernos (Tomazelli, 1993), períodos de maiores variabilidades dos ventos. Além disto, analisando um conjunto de dados de ventos situado entre 2003 e 2014, Casagrande *et al.* (2018) também identificaram que cerca de 49 % ventos eram de E-NE, e cerca de 24 % de quadrante W-SW.

Segundo Nicolodi e Petermann (2010, 2011) a Lagoa dos Patos, especialmente o complexo lagunar do Guaíba, onde se localiza a região metropolitana de Porto Alegre e o Pólo Petroquímico de Triunfo, é destino final de grande parte do petróleo desembarcado na monoboia de Tramandaí, bem como dos derivados transportados pela hidrovía Rio Grande – Porto Alegre. Somado a isto, a região também apresenta características geológicas e dinâmica costeira particulares quanto à circulação de água e à ressuspensão de sedimentos, apresentando portanto regiões extremamente frágeis aos efeitos devidos a liberação acidental de óleo e derivados.

Contendo o maior número de áreas sensíveis ao óleo da região do presente estudo, o estuário da Lagoa dos Patos ocupa uma área de 963,8 km² (Oliveira e Bemvenuti, 2006), que representa cerca de 10 % da área total lagunar, recebendo aportes de águas continentais de rios localizados em sua porção superior, e também da Lagoa Mirim ao sul, mediante o aporte hídrico que entra na laguna por meio do Canal São Gonçalo (Calliari *et al.*, 1997, 1998). A porção estuarina situa-se entre os molhes da barra de Rio Grande e uma linha imaginária que liga a Ponta da Feitoria ao Ponto dos Lençóis (Castello, 1986).

Considerando a variabilidade anual das forçantes físicas que ditam a dinâmica da região, os ventos de nordeste possuem maior influência durante o ano (Tomazelli, 1993), com o aumento da importância dos ventos de sudoeste durante outono e inverno, associado à passagem de frentes frias (Camargo *et al.*, 2002). A maré da região é do tipo mista, com predominância diurna, e com elevações de aproximadamente 0,5 m (Möller Jr. *et al.*, 2001). A descarga média da Lagoa dos Patos é de aproximadamente 2400 m³/s apresentando uma forte variação interanual associada com eventos de *El Niño* Oscilação Sul (ENOS) (Marques, 2012).

Os padrões de circulação da Lagoa do Patos foram amplamente estudados, de forma que diversos autores concluíram que as principais forçantes atuantes na região são a descarga fluvial e os efeitos locais e remotos dos ventos que agem controlando os gradientes de pressão e os processos de troca (Fernandes *et al.*, 2004; Fernandes, Monteiro, e Möller Jr, 2007; Marques, Fernandes, e Rocha, 2011; Möller Jr. *et al.*, 2001 e Monteiro *et al.*, 2006). Segundo os autores, a presença de estruturas antropogênicas como os molhes da barra de Rio Grande e estruturas auxiliares às atividades portuárias conferem a região uma maior complexidade.

O contexto dinâmico da área de estudo, associado à crescente necessidade do uso de combustíveis fósseis estão entre as justificativas para o estudo de diferentes condições de suscetibilidade e vulnerabilidades envolvendo acidentes com vazamentos de óleo em alguns pontos da PCSB. Na seleção dos pontos de inicialização dos vazamentos foram priorizadas localidades com maiores frequências destes acidentes, tanto na porção sul (fig. 5.3) quanto ao norte (fig. 5.4).

Para a região norte da PCSB foram utilizados como referência os vazamentos cadastrados no registro de acidentes da Divisão de Emergências Ambientais da FEPAM¹.

Em termos de sensibilidade ao óleo, esta região, em geral, é constituída de costões rochosos que são classificados como feições de baixas sensibilidades litorâneas aos efeitos do óleo (ISL 1 e 2), de praias arenosas (ISL de 3 a 6), e planícies de maré arenosa ou lamosa e margens vegetadas classificadas com ILSs variando entre 8 e 10, de acordo com características específicas (Marinho e Nicolodi, 2019 e Nicolodi, 2016).

5.1.1 Litoral Sul

No litoral sul os maiores riscos de vazamentos são devidos ao intenso transporte de óleo em áreas sensíveis da região portuária entre Rio Grande (RS) e São José (RS), sobretudo nas zonas de influência do Terminal Aquaviário da Transpetro e da Refinaria de Petróleo Riograndense (TERIG).

Rio Grande é a principal cidade do estuário e tem sido destaque no contexto nacional e sul-americano (Mercosul), onde as principais atividades são a pesca, o turismo, as instalações portuárias e industriais, como refinaria de petróleo, com alto potencial de contaminação (Janeiro *et al.*, 2008 e Monteiro *et al.*, 2006).

Portanto, ao sul da PCSB foram selecionados dois pontos para liberação de óleo, sendo um deles em área estuarina da Lagoa dos Patos, no Terminal Aquaviário da Transpetro (TERIG – 32°3'21" S e 52°3'12" W) e o outro na zona de praticagem do

¹http://www.fepam.rs.gov.br/emergencia/rel_acidentes.asp

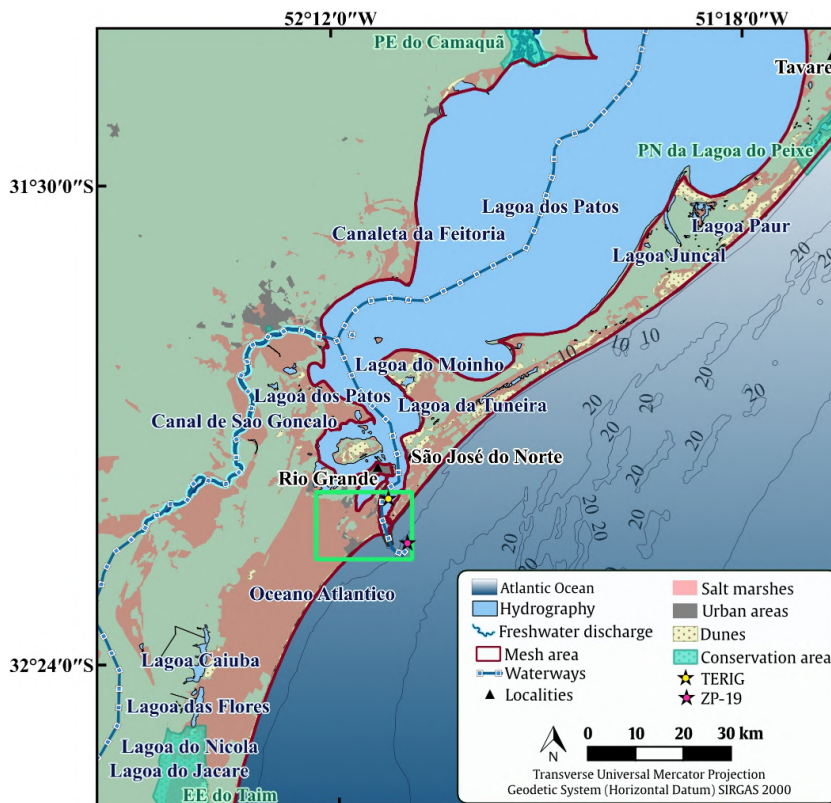


Figura 5.3: PCSB (a) e detalhes da região sul (b) analisada indicada pelo retângulo verde, com a estrela amarela destacando o ponto inicialização dos vazamentos no estuário e na zona de manobras perto do canal de acesso da Lagoa dos Patos (estrela rosa).

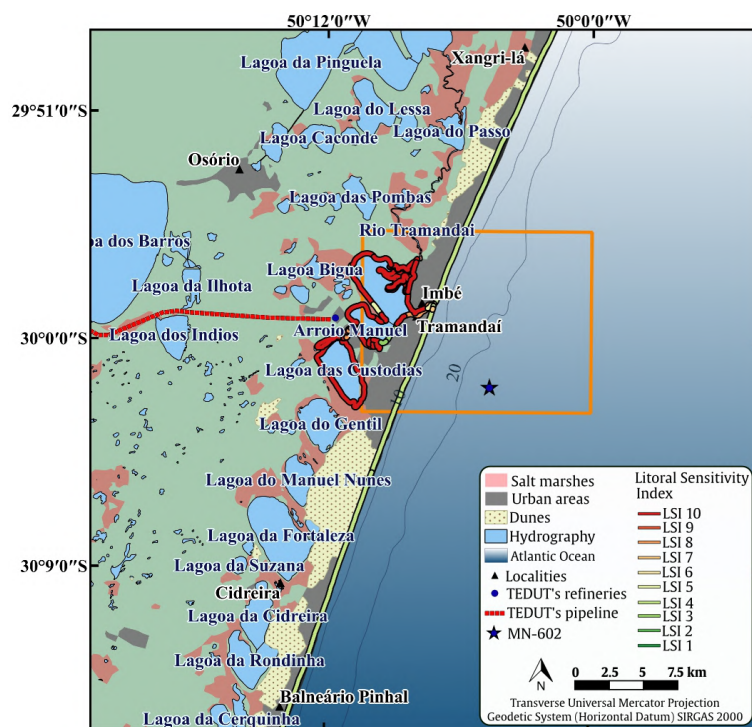


Figura 5.4: PCSB (a) e região norte (c) do estudo (retângulo laranja) com o pontos de partida dos vazamentos de óleo próximos à costa indicado pela estrela azul.

Porto de Rio Grande (ZP-19 – 32°14'2" S e 51°58'5" W), nas proximidades do canal de acesso da laguna (Figura 5.3).

A ZP-19 é uma zona de intensiva movimentação de embarcações que estende-se desde o berço de manobra do canal de acesso à Lagoa dos Patos até o ponto de atracação na região portuária de Rio Grande. Por isto, esta região trata-se de uma área com riscos de vazamentos acidentais que podem afetar negativamente áreas sensíveis relevantes (Monteiro *et al.*, 2019b).

A região do terminal TERIG é conhecida como uma das áreas mais suscetíveis aos vazamentos da laguna, conforme o registro do histórico de vazamentos de óleo do sistema de monitoramento de acidentes via transporte de produtos e resíduos perigosos do órgão ambiental do Rio Grande do Sul². O risco à ocorrência desses eventos dá-se principalmente por causa do constante tráfego de embarcações que transportam uma variedade de frações de óleo.

A região selecionada para o estudo situa-se no domínio das plataformas continentais de contorno oeste e tem sua circulação marcada pela incidência de correntes costeiras intensas, cujo comportamento tem sido extensivamente investigado (Casagrande *et al.*, 2018; Castelão e Moller Jr, 2006; Möller Jr *et al.*, 1996, 2001). A ação da descarga fluvial, dos ventos, e a interação da hidrodinâmica com os leitos lagunares e costeiros são as forçantes físicas dominantes, inclusive em comparação com o efeito da variações mareais na circulação local, por situar-se no domínio de micromarés (Fernandes *et al.*, 2004).

Conforme obtido da maioria dos estudos, o efeito dos ventos locais e da descarga fluvial são as principais forçantes físicas atuantes (de Barros, Marques, e de Paula Kirinus, 2014; Fernandes, Dyer, e Moller, 2005; Marques *et al.*, 2009; Möller Jr. *et al.*, 2001; Möller Jr., Paim, e Soares, 1991 e Oliveira *et al.*, 2019). Quando a descarga fluvial é baixa ou próxima da média, os ventos locais são a principal forçante física (Castelão e Moller Jr, 2006 e Castelao e Möller Junior, 2003). A contribuição da descarga fluvial dos afluentes do sistema apresenta variabilidade sazonal tendendo aos valores máximos em condições de baixo inverno e primavera, e os mínimos aportes de água doce em períodos de verão e outono (Marques, 2012 e Vaz, Möller Junior, e Almeida, 2006).

Como verificado por Janeiro *et al.* (2008), a hidrodinâmica da região é controlada principalmente pelos efeitos dos vento e da descarga fluvial, que direcionam tanto a concentração quanto a espessura das manchas de óleo nas primeiras horas seguintes aos vazamentos. Os autores ressaltam o papel da descarga fluvial enquanto forçante principal na dispersão do óleo quando os valores da vazão ultrapassam os 5000 m³, enquanto o vento assume o controle em condições de descargas inferiores a este patamar.

Além das particularidades hidrodinâmicas desta região, eventuais vazamentos de óleo nestas localidades poderão afetar tanto os ambientes estuarinos e os lagunares da Lagoa dos Patos quanto as faixas de praias, demais elementos ambientais e atividades econômicas da região costeira próxima ao canal de acesso da Lagoa dos Patos.

No extremo sul da PCSB estão alguns pontos que elevam os riscos de vazamentos de óleo na região, como a região portuária de Rio Grande e suas zonas de manobras de embarcações e instalações; a Refinaria de Petróleo Riograndense S/A; os dutos de óleo

²www.fepam.rs.gov.br/emergencia/rel_acidentes.asp

situados na Ponte dos Franceses; o Terminal Aquaviário da Transpetro, e a hidrovía do Mercosul³ que com seus 1860 km de vias navegáveis trata-se de um eixo de fundamental importância para o intercâmbio comercial entre o Brasil e o Uruguai.

Além disso, conforme o mapeamento nacional de sensibilidade ao óleo realizado para a Baía de Pelotas⁴ (Nicolodi, 2016)⁵, esta região também está entre os territórios da PCSB com os maiores índices de sensibilidade litorânea ao óleo e seus derivados.

Neste sentido, a simulação de vazamentos de óleo partindo dos dois pontos selecionados, além de permitir considerar os efeitos das principais forçantes ambientais utilizando um sistema de modelagem numérica tridimensional, também é capaz de fornecer informações úteis ao ordenamento das ações de resposta em caso de acidentes.

5.1.2 Litoral Norte

Com linha de costa predominantemente retilínea, sem reentrâncias e irregularidades, a porção norte é diretamente exposta à ação de ondas de média a elevada energia. Esta configuração praticamente aberta é capaz de elevar a amplitude das marés por efeitos de ressonância ou convergência. Desta forma, a hidrodinâmica é dominada por processos oceanográficos físicos desencadeados pela ação das ondas, marés e correntes (Tomazelli e Villwock, 1992). Ainda, as principais oscilações do nível do mar afetam a região norte da PCSB nas escalas de tempo de curtas durações, relacionadas com os agentes meteorológicos, também denominadas de maré de tempestade ou maré de vento.

Tempestade com ventos intensos apontando em direção à praia forçam uma grande massa de água que, juntamente com a migração de centros de baixa pressão são capazes de ocasionar expressivas elevações do nível do mar, podendo direcionar cargas de óleo em mar aberto e faixas praias (Tomazelli e Villwock, 1992). A hidrodinâmica das praias ao norte é dominada por regime de micromarés, com características dissipativas, e sua morfodinâmica costeira é fracamente dominada por ondas e correntes.

O regime de micromarés predominante na região apresenta amplitude média de 0,45 m (Borghetti *et al.*, 1993). Segundo os autores, as ondas incidentes no litoral norte ocorrem predominantemente nas direções de leste e são ocasionadas pelos ventos locais de nordeste. Os maiores períodos, energias e alturas de ondas de sudeste estão associados à ação do Anticiclone Móvel Polar no litoral.

A circulação costeira na região é dirigida predominantemente pelo vento, e consequentemente influenciada pela passagem de sistemas meteorológicos (de Andrade, Toldo Jr, e Nunes, 2016). Segundo o estudo, o regime de ventos dominantes ao longo do ano é de nordeste, apesar de que durante a passagem de frentes meteorológicas, especialmente no outono e no inverno também pode ser registrada a inversão da direção dos ventos para sudoeste. Além desta variabilidade anual, em anos de *El Niño* os ventos de nordeste

³<http://www.dnit.gov.br/hidroviias/hidroviias-interiores/hidrovia-do-mercosul/hidrovia-do-mercosul>

⁴www.mma.gov.br/seguranca-quimica/cartas-de-sensibilidade-ao-oleo/base-de-dados.html

⁵saopelotas.furg.br/images/stories/ATLAS/Atlas_Cartas_SAO_BMPelotas_-baixa-resoluo_-FINAL.pdf

são predominantes enquanto que em anos de *La Niña* os ventos de sudoeste são mais comuns.

Considerando o histórico de vazamentos nas águas costeiras próximas ao município de Tramandaí e Imbé (RS), a coordenada de uma das monobóias do tipo *Single Point Mooring* (SPM) do Terminal Marítimo Almirante Soares Dutra (TEDUT) (MN-602 – 30°1'36" S e 50°5'12" W) foi selecionada como ponto de inicialização das simulações, tanto por ser destinada à amarração de embarcações durante as operações de cargas e descargas de petróleo do mencionado terminal oceânico próximas à costa, quanto por estar atrelada aos vazamentos de óleo mais impactantes já registrados na PCSB.

Esta localidade também apresenta áreas sensíveis importantes (Figura 5.4). Segundo Nicolodi (2016) a região é marcada por diferentes usos voltados ao turismo, à pesca artesanal e a conservação ambiental, dada a presença de espécimes da fauna e flora de importância ecológica e econômica para a região.

5.2 Modelos utilizados

A metodologia do presente estudo fundamentou-se tanto na aplicação acoplada de modelos numéricos quanto em integrações de resultados utilizando métodos e técnicas de Sistemas de Informações Geográficas (SIG).

Os modelos hidrodinâmico tridimensional TELEMAC-3D e de óleo ECOS (*Easy Coupling Oil System*) foram utilizados na simulação de vazamentos em três pontos suscetíveis na região selecionada para o estudo.

Recapitulando o apresentado na seção 5.1, dois destes pontos situaram-se na porção sul da PCSB, um na zona marítima de praticagem do Porto de Rio Grande (ZP-19 – 32°14'2"S e 51°58'5"W) e o outro no Terminal Aquaviário da Transpetro (TERIG – 32°3'21"S e 52°3'12"W), na porção estuarina da Lagoa dos Patos (fig. 5.3). Um terceiro ponto foi selecionado ao norte da área de estudo, na monoboia da Transpetro (MN-602 – 30°1'36"S e 50°5'12"W) dado o histórico de derrames de óleo nesta região (fig. 5.4).

Como o raio típico de influência dos vazamentos de óleo em ambientes costeiros geralmente circunda as áreas urbanizadas e economicamente ativas superpostas às de elevada sensibilidade ambiental, os três pontos selecionados para a inicialização das simulações de óleo, além de serem representativos do universo de áreas suscetíveis a tais acidentes de óleo na região, e com níveis distintos de sensibilidade ambiental, também são zonas de reconhecida diversidade de elementos ambientais, além de apresentarem conflitos de usos e interesses de conservação.

Os três pontos agrupam tanto uma parte das zonas de praticagem da região, importantes para manobra de embarcações que transportam óleo para as áreas portuárias situadas na Lagoa dos Patos – como o caso da cidade de Porto Alegre e demais portos e terminais interiores, quanto as áreas costeiras do litoral norte nas proximidades de Tramandaí e Imbé, onde existem monobóias para abastecimento de embarcações.

Assim, foram simulados 17.382 vazamentos de óleo distribuídos em 6 tipos de cenários, sendo 4 destes localizados ao sul da PCSB e os outros 2 na coordenada norte do estudo. Para cada uma das seis condições foram modelados 2897 vazamentos de óleo.

Os volumes iniciais foram escolhidos com base nos registros históricos destes acidentes na região, sendo selecionado um volume máximo (20 m^3) e um mínimo já vazado na PCSB (2 m^3). Assim, para cada ponto foram realizadas duas simulações, uma para cada volume inicial, durante o período compreendido entre os anos de 2007 e 2015.

Buscando estabelecer abstrações à representação física do problema e atender positivamente ao cronograma de realização da tese, o estudo priorizou a realização de um maior número de simulações de vazamentos hipotéticos em detrimento de comparações entre os comportamentos de variados tipos de óleo nos resultados de vulnerabilidade, uma vez que um maior número de poligonais de suscetibilidade atribuiriam mais confiabilidade aos resultados em comparação à contribuição das variáveis relacionadas ao intemperismo.

Assim, como não foi objetivo da pesquisa realizar comparações entre as variedades de óleos manipulados na região, os vazamentos foram modelados utilizando um óleo diesel com massa específica de 856 kg/m^3 e características similares ao tipo de óleo manuseado com frequência na área do estudo. As simulações tiveram duração de 48 h.

A segunda abordagem utilizou métodos geostatísticos para acessar a variabilidade espacial e temporal dos resultados modelados e das Cartas de Sensibilidade ao Óleo (SAO) elaboradas para a Bacia Sedimentar de Pelotas (MMA, 2007 e Nicolodi, 2016). Tais informações foram utilizadas para estimar a suscetibilidade, a intensidade e a vulnerabilidade devidas aos vazamentos de óleo em ambiente marinho que foram modelados.

O delineamento da vulnerabilidade aos vazamentos de óleo foi conduzido mediante a integração de informações dinâmicas e estáticas, permitindo destacar áreas críticas, para as quais são esperados os maiores níveis de severidades ambientais.

O esquema da fig. 5.5 lista as principais etapas metodológicas do trabalho, desde a fase inicial de preparação da grade computacional até a obtenção dos valores finais de vulnerabilidade aos derrames de óleo.

5.2.1 Modelo hidrodinâmico — TELEMAC-3D

As simulações hidrodinâmicas foram realizadas com modelo tridimensional TELEMAC-3D, que aplica o Método dos Elementos Finitos (MEF) para resolver as equações hidrodinâmicas usando o sistema de coordenadas sigma na discretização vertical, de forma a acompanhar os limites superficiais e de fundo. Dados de modelos globais de circulação atmosférica e oceânica foram aplicados como condições iniciais e de contorno ao modelo hidrodinâmico TELEMAC-3D.

O TELEMAC-3D é um modelo tridimensional de elementos finitos e coordenadas sigma que soluciona as equações de Navier-Stokes assumindo variações locais na superfície livre da água, ignorando o efeito da variação de densidade na equação de conservação de massa e considerando a aproximação de Boussinesq para resolver as equações de momento.

O MEF utilizado pelo TELEMAC-3D permite o melhor controle da distribuição de elementos na grade computacional, além de possibilitar aplicações de maiores níveis refinados em áreas específicas, como as de morfologia costeira e batimetria complexas. Descrições mais detalhadas do equacionamento e a parametrização do modelo TELEMAC-3D são apresentadas por Hervouet (2007) e no manual de operação do modelo (Desombre e Lang, 2013).

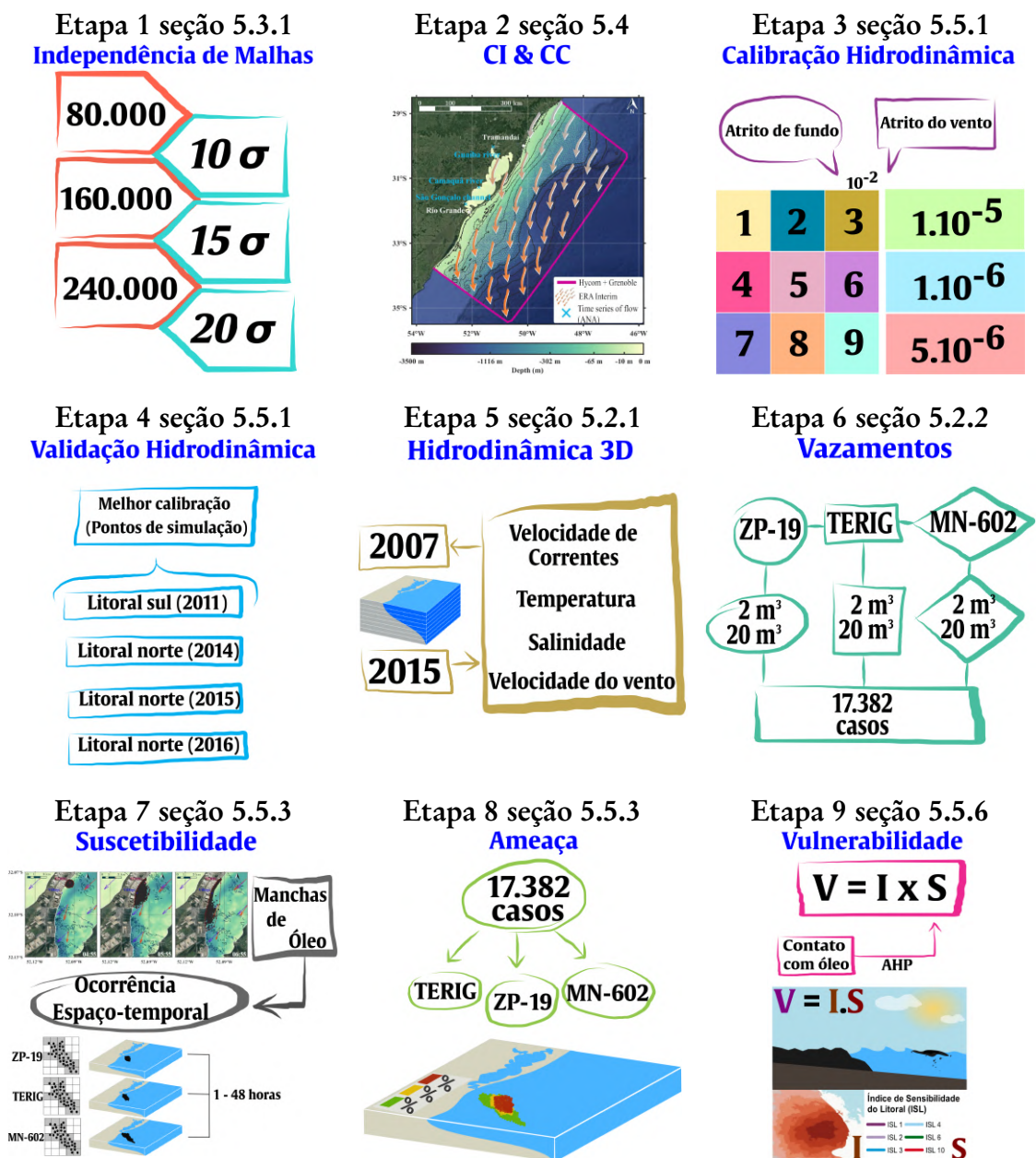


Figura 5.5: Esquema das etapas metodológicas do trabalho.

Desenvolvido pelo do consórcio *open* TELEMAC-Mascaret⁶, o modelo numérico hidrodinâmico TELEMAC-3D foi utilizado na realização de um estudo de uma simulação hidrodinâmica de longa duração (2007–2015) para análise dos padrões de circulação predominantes e identificar suas interações com o óleo liberado na superfície da água.

Neste contexto, os resultados do TELEMAC-3D colaboram com a melhor compreensão de como o ambiente local interage com a mancha de óleo e suas propriedades físicas. Assim, a hidrodinâmica modelada serviu de suporte à simulação dos vazamentos de óleo.

Posteriormente, os resultados gerados pelo modelo TELEMAC-3D foram utilizados como suporte às simulações dos derrames de óleo, conduzidas com o modelo ECOS que fornece descrições para alguns dos processos desencadeados por derrames marinhos de

⁶www.opentelemac.org

óleo.

A configuração de modelagem utilizada no presente estudo, é portanto advinda do acoplamento entre os modelos TELEMAC-3D e ECOS, e já foi empregada em estudos prévios similares na PCSB (Dambros, Marques, e Stringari, 2014; Leal *et al.*, 2019a,b,c; Lopes *et al.*, 2017, 2019; Marques *et al.*, 2017; Mello, 2013; Mello *et al.*, 2011; Monteiro *et al.*, 2017, 2018, 2019a,b; Stringari *et al.*, 2012a; Stringari, 2013, 2014; Stringari *et al.*, 2013, 2014, 2012b).

Na sequência são apresentadas as principais equações hidrodinâmicas resolvidas pelo TELEMAC-3D nos estudos de caso da presente pesquisa.

Equação da continuidade:

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \quad (5.1)$$

Equações da quantidade de movimento ao longo das coordenadas x e y :

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + w \frac{\partial u}{\partial z} = -g \frac{\partial Z_s}{\partial x} + \nabla^2(vu) + F_x \quad (5.2)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + w \frac{\partial v}{\partial z} = -g \frac{\partial Z_s}{\partial y} + \nabla^2(vv) + F_y \quad (5.3)$$

Nestas equações as variáveis u , v e z são as componentes do vetor velocidade (\vec{V}) ao longo dos seus respectivos eixos. O tempo é representado pelo termo t , o coeficiente cinemático de viscosidade por ν , a pressão por p , sendo g a aceleração da gravidade, ∇^2 referindo-se ao operador Laplaciano, Z_s a elevação da superfície livre, z a profundidade da camada, e F_x e F_y os termos fontes, com os efeitos da fricção com o fundo, do cisalhamento do vento a partir da superfície livre da água e da força de Coriolis, das trocas de calor com a atmosfera e das leis de densidade. A pressão atmosférica é representada por p_{atm} , ρ_0 é a massa específica de referência e $\Delta\rho$ representa a variação da massa específica.

Como neste estudo foi escolhida a hipótese hidroestática do modelo, tanto a difusão, quanto a aceleração vertical e os termos fontes foram desconsiderados devido às suas pequenas contribuições após uma análise de escala dos termos da velocidade vertical (\vec{V}_z).

Assim, os termos que consideram as variações da pressão hidrostática e da gravidade são mantidos na equação vertical da quantidade de movimento, de modo que, a pressão em ponto qualquer dependerá somente da pressão atmosférica na superfície e do peso da coluna de água sobre o elemento infinitesimal de fluido considerado. A representação da pressão conforme a hipótese hidrostática é apresentada na equação a seguir.

$$p = p_{atm} + \rho_0 g (Z_s - z) + \rho_0 g \int_z^{Z_s} \frac{\Delta\rho}{\rho_0} dz \quad (5.4)$$

Modelo de Turbulência

O modelo de turbulência empregado foi o modelo $k - \epsilon$, que representa o efeito da turbulência utilizando equações diferenciais de transporte para parcela da energia cinética turbulenta (k) e de dissipação turbulenta (ϵ). O modelo assume que a razão entre o

atrito de Reynolds e a taxa de deformação são iguais em todas as direções, e apresenta uma solução mais eficiente do que a dos modelos de comprimento de mistura, além de demandar custos computacionais satisfatórios frente ao cronograma do estudo.

5.2.2 Modelo ECOS

O modelo ECOS foi programado em Fortran e acoplado ao código fonte do modelo hidrodinâmico TELEMAC-3D. Utiliza os resultados hidrodinâmicos do TELEMAC-3D, como os campo de velocidades de correntes, para descrever o movimento dos elementos lagrangianos que representam o óleo derramado na água do mar. Desta forma, os deslocamentos das manchas de óleo são calculados considerando que o óleo liberado pode ser idealizado como um conjunto numeroso de partículas que se movem independentemente na água. É permitido ao usuário arbitrar o número e o volume de partículas a serem utilizadas.

Desta forma, o modelo assume que óleo vazado desloca-se na água do mar na forma de um conjunto de elementos lagrangeanos para avaliar como as propriedades destas partículas variam com o tempo. O deslocamento de uma mancha é calculado assumindo que o óleo age de maneira similar a um grande número de partículas com padrões de movimentação independentes e não homogêneos.

Portanto, as velocidades das partículas são interpoladas em cada nó do malha computacional, de forma que a posição final de determinado agrupamento de partículas resulta de forçantes oceanográficas e meteorológicas, como a velocidade da corrente e a velocidade do vento. Os efeitos do espalhamento e da difusão turbulenta da mancha também contribuem na estimativa da movimentação das partículas, porém em ordens de grandezas inferiores entre uma e duas escalas.

Alguns dos processos de intemperismo aos quais as manchas de óleo estão sujeitas ainda nas primeiras horas seguintes a um vazamento foram implementados e calculados em estudos anteriores prévios que utilizaram o ECOS (Dambros, Marques, e Stringari, 2014; Leal *et al.*, 2019a,b,c; Lopes *et al.*, 2017, 2019; Marques *et al.*, 2017; Mello, 2013; Mello *et al.*, 2011; Monteiro *et al.*, 2017, 2018, 2019a,b; Stringari *et al.*, 2012a; Stringari, 2013, 2014; Stringari *et al.*, 2013, 2014, 2012b).

As taxas de intemperismo do óleo no mar e as variações nas propriedades reológicas das emulsões são estimadas por equações diferenciais ordinárias também utilizadas em alguns dos estudos de referência na modelagem de vazamentos de óleo no mar. Distintamente da estratégia aplicada na modelagem da movimentação das manchas de óleo, em que cada elemento lagrangiano tem sua posição analisada individualmente, o ECOS utiliza condições homogêneas ao estimar as taxas dos processos de intemperismo e as mudanças no comportamento do óleo que é liberado na água do mar.

Em vista disto, a descrição da movimentação das partículas de óleo na água do mar é a informação essencial nas estimativas da suscetibilidade ao toque do óleo, permitindo o mapeamento das áreas suscetíveis, além dos cálculos dos tempos de chegada das partículas de óleo nas áreas costeiras e em demais localidades afetadas pelos vazamentos.

Algoritmos implementados no ECOS

Assim que o óleo é liberado no mar, também é iniciada uma série de processos que promovem o intemperismo e o deslocamento do óleo por ação das forçantes oceanográficas e meteorológicas. Esses processos são predominantemente dependentes do tipo e volume de óleo derramado, bem como do ponto de partida do óleo e das condições meteorológicas dominantes nos momentos iniciais e seguintes ao vazamento (API, 1999).

São apresentados os algoritmos atualmente implementados no modelo de óleo para os processos de intemperismo. Eles são importantes para estudar o comportamento e o destino das manchas de óleo no mar, gerando informações sobre as variações em suas propriedades, como a densidade e volumes das emulsões (ASCE, 1996; Cekirge *et al.*, 1995; Reed *et al.*, 1999; Spaulding, 1988, 2017).

Essas alterações podem afetar, por exemplo, a persistência do óleo no mar e os componentes dos compartimentos ambientais, os quais estão diretamente associados à toxicidade do óleo e seus efeitos no meio (Afenyo, Veitch, e Khan, 2016 e French-McCay, 2009). Além disso, esse conhecimento é essencial para colaborar com o planejamento de operações de resposta eficazes (Mishra e Kumar, 2015).

Foram consideradas as equações geralmente utilizadas para quantificar as contribuições dos processos advectivos e difusivos, assim como espalhamento mecânico, evaporação e emulsificação, e sua contribuição para o deslocamento de manchas de óleo.

Espalhamento

As equações propostas por Fay (1969, 1971) têm sido amplamente utilizadas para determinar a taxa de espalhamento horizontal das partículas de óleo na superfície da água ainda nos primeiros momentos sucessivos dos vazamentos. Com um ponto de partida radial, essas formulações são divididas em três fases e são diretamente afetadas pelas condições de energia da água do mar, capazes de alterar o equilíbrio das forças na interface água-óleo.

A formulação das velocidades aleatórias e dos coeficientes foram extraídos de Proctor, Flather, e Elliott (1994) e Mores *et al.* (1970). A primeira fase (eq. 5.5) é ditada por um comportamento inercial e gravitacional, ainda durante a primeira hora da simulação (Berry, Dabrowski, e Lyons, 2012).

$$D_s = \frac{\pi k_2^2}{16} \left(\frac{\Delta g V_0^2}{v_w^2} \right)^{\frac{1}{3}} \frac{1}{\sqrt{t}} \quad (5.5)$$

O termo D_s representa o coeficiente de espalhamento, k_2 a constante adimensional com valor de 0,725 obtida de Mores *et al.* (1970), V_0 (volume total de óleo derramado) e t o tempo decorrido desde o início do vazamento.

A segunda fase da propagação da mancha de óleo (eq. 5.6) também é conhecida como viscosa e gravitacional, sendo governada pelo equilíbrio entre a viscosidade do óleo e a tensão interfacial óleo-água. Nesta equação é calculado o raio de espalhamento (R_s). Fisicamente trata-se de uma dispersão viscosa, que permanece até que a mancha de óleo fique tão fina que as tensões superficiais comecem a desempenhar um papel nas

forças de espalhamento da mancha de óleo, promovendo um terceiro estágio conhecido como fase de tensão superficial (Berry, Dabrowski, e Lyons, 2012).

$$R_s = \sqrt{\frac{2D_s}{\Delta t}} \quad (5.6)$$

O $2D_s$ é o diâmetro da mancha de óleo e Δt o passo de tempo da simulação. Geralmente após taxas significativas de intemperismo serem alcançadas é iniciada uma terceira fase, na qual a mancha de óleo pode se dispersar horizontalmente ou quebrar em manchas menores devido às correntes de superfície (Berry, Dabrowski, e Lyons, 2012).

Nesta última fase, as velocidades de espalhamento das partículas U_s (eqs. 5.7a, 5.7b) e V_s são estimadas para direções x e y . Conforme Proctor, Flather, e Elliott (1994), o processo de espalhamento da mancha de óleo descrito é do tipo estocástico.

$$U_s = [R]_0^1 \cos(2\pi[R]_0^1) \times R_s \quad (5.7a)$$

$$V_s = [R]_0^1 \sin(2\pi[R]_0^1) \times R_s \quad (5.7b)$$

O termo D_s é o diâmetro do espalhamento da mancha de óleo em conformidade ao exposto por Fay (1969) e $[R]_0^1$ é o número aleatório normalmente distribuído no intervalo $[0, 1]$.

Evaporação

O ECOS utiliza os algoritmos de Stiver e Mackay (1984), Fingas (1995) e Fingas (1999) para estimar as taxas de óleo que são removidas devido ao processo de evaporação. Esse processo retira a maioria das frações voláteis do petróleo ainda nas primeiras horas seguintes ao vazamento, além de alterar consideravelmente a massa específica e a viscosidade das manchas de óleo Mishra e Kumar (2015).

O modelo usa a equação diferencial de primeira ordem adaptada de Stiver e Mackay (1984) na equação 5.8, que considera o volume de óleo, a temperatura, o grau API (eq. 5.9) e a intensidade do vento (eq. 5.10).

$$\frac{dF_e}{dt} = \frac{K_e \Delta t}{V_0} \exp\left(A - \frac{B}{T}(T_0 + T_g F_e)\right) \quad (5.8)$$

$$T_0 = 532,98 - 3,128.95(API) \quad (5.9)$$

$$T_g = 985,62 - 13,597(API)$$

$$K_e = 0,0025(W^{0,78}) \quad (5.10)$$

O K_e representa o coeficiente de influência do vento, e $A = 6.8$ e $B = 10.8$ são coeficientes adimensionais e empíricos retirados de Lehr *et al.* (2002). O termo F_e representa a parcela do óleo evaporado, API refere-se à gravidade específica do óleo, T_0 é a temperatura no instante inicial (20°C) e T_g a temperatura da emulsão no instante do tempo t .

Emulsificação

As taxas de emulsificação são estimadas utilizando a equação diferencial de primeira ordem de Mackay *et al.* (1980). Esta estimativa é em função da intensidade do vento e calcula a variação temporal da emulsificação F_{wv}^{i+1} no instante $i + 1$ (eq. 5.11).

$$\frac{dF_{wv}^{i+1}}{dt} = K_{fw}(1 + W)^2 \left(1 - \frac{F_{wv}^i}{C_3} \right) \Delta t \quad (5.11)$$

O termo W refere-se à intensidade do vento e F_{wv}^i é a taxa de emulsificação no passo de tempo i . O termo C_3 é a emulsificação máxima e K_{fw} trata-se de uma constante empírica adimensional, ambos obtidos de Mackay *et al.* (1982) em conformidade com o tipo de óleo simulado.

Massa específica

As mudanças na massa específica do óleo ao longo do tempo estão relacionadas às variações de temperatura da água, taxas de evaporação e emulsificação. O modelo de óleo utilizou a formulação de Buchanan e Hurford (1988), que combina os principais efeitos modificadores da massa específica do óleo (eq. 5.12). Essa massa específica também pode aumentar com a evolução dos processos de intemperismo das manchas de óleo, sendo influenciada pela temperatura e pelo aumento da emulsificação (Lehr *et al.*, 2002).

$$\rho_o^{i+1} = F_{wv}\rho_w + \rho_o^i(1 - F_{wv}) \times (1 + C_{DE}F_v) \times [1 - C_{DT}(T_r - T_o)] \quad (5.12)$$

O termo T_r refere-se à temperatura de referência (25 °C) e T_o para a temperatura ambiente. Os coeficientes empíricos ($C_{DE} = 0,18$ e $C_{DT} = 8 \times 10^{-4}$) de Lehr *et al.* (2002) também foram considerados.

Advecção e difusão

O movimento de uma mancha de óleo na superfície da água pode ser considerado como produto da advecção das parcelas de óleo por duas correntes da superfície (U_c e V_c), por efeitos do vento (U_w e V_w) e pela difusão do óleo por processos aleatórios.

A advecção faz com que a mancha de óleo se mova na mesma velocidade da água, forçada fisicamente pelas velocidades das correntes e ventos, além do gradiente de massa específica entre óleo e água. Os componentes meridional, zonal e vertical das velocidades advectivas são calculados com as equações 5.13, 5.14 e 5.15 como apontado por Marques *et al.* (2017), Mello (2013), e Stringari (2014).

$$U_i = U_c + k_w U_w \quad (5.13)$$

$$V_i = V_c + k_w V_w \quad (5.14)$$

$$W_i = W_c + w_i \quad (5.15)$$

O termo i representa o índice de cada partícula ao curso da simulação de um vazamento, que varia de 1 ao número máximo de partículas (10.000 para o presente estudo), U_i , V_i e

W_i são os componentes zonais, meridionais e verticais da velocidade das partículas, U_c , V_c e W_c são os componentes do transporte pelas correntes, U_w e V_w são os componentes do transporte pelo vento, e k_w é o coeficiente de arrasto do óleo pelo vento. O diâmetro médio da gota de óleo é calculado pela equação 5.16. Para óleos pesados, a velocidade de flutuabilidade para cada partícula w_i é calculada usando a Lei de Stokes (eq. 5.17) modificada por French-McCay (2004).

$$d_i = \frac{1}{2} \left(\sqrt{\frac{12\sigma}{g(\rho_w - \rho_o)}} + \frac{0,12 \times \sigma^{3/5} \times \omega^{2/5}}{\rho_w^{3/5} \times g^{4/5}} \right) \quad (5.16)$$

O termo σ representa a tensão superficial na interface água-óleo e ω é a frequência média das ondas.

$$w_i = \frac{d_i^2 g \left(1 - \frac{\rho_o}{\rho_w}\right)}{18\nu_w} \quad (5.17)$$

O termo d_i representa o diâmetro da gota de óleo, e g a aceleração da gravidade. O ρ_o refere-se a massa específica do óleo, ρ_w a massa específica da água e ν_w a cinemática viscosidade da água salgada cujo valor é $1 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$, de acordo com French-McCay (2004). O ECOS utiliza valores médios constantes para esses parâmetros (Marques *et al.*, 2017).

O efeito da tensão de cisalhamento nas camadas superficiais da água do mar gera tensões horizontais que promovem a propagação horizontal da mancha de óleo e tensões verticais que contribuem para a dispersão vertical do óleo na coluna de água. O vento atua como o principal forçador da circulação oceânica da superfície, transferindo energia pela tensão de cisalhamento da superfície (Kundu e Cohen, 2002).

Foi utilizado um modelo de comprimento de mistura modificado (Al-Rabeh, Ce-kirge, e Gunay, 1989) apropriado para simulações de vazamentos de óleo. Para calcular o processo de difusão turbulenta, é definido o deslocamento máximo de uma partícula causada pela turbulência (ΔS), de acordo com a equação 5.18.

$$\Delta S = [R]_0^{\frac{1}{2}} \sqrt{(12D_h \Delta t)} \quad (5.18)$$

O Δt é passo de tempo do modelo ao curso da simulação, e $D_h = 10$ é um coeficiente empírico adimensional. Os termos x e y foram obtidos das equações 5.19 e 5.20.

$$U_{dt} = \Delta S \cos(2\pi[R]_0^{\frac{1}{2}}) / \Delta t \quad (5.19)$$

$$V_{dt} = \Delta S \sin(2\pi[R]_0^{\frac{1}{2}}) / \Delta t \quad (5.20)$$

A deriva do óleo

O ECOS interpola os dados hidrodinâmicos e os dados de velocidade dos ventos para os nós da malha cujos elementos contenham partículas de óleo. Com a evolução dos passos de tempo da simulação, a contribuição das forçantes físicas do deslocamento das manchas segue sendo atualizada. O método de integração de Euler foi utilizado para uma aproximação de primeira ordem da posição dos elementos lagrangianos que representam as partículas de óleo no ambiente. Após cada etapa, foram calculadas alterações nos

volumes das emulsões e na massa específica do óleo sob a influência de processos de intemperismo. A posição final das partículas é influenciada pela advecção, dado o efeito das velocidades do vento, das correntes e do espalhamento inicial das manchas de óleo, e também das tensões difusivas turbulentas (Marques *et al.*, 2017; Mello, 2013 e Stringari, 2014).

5.2.3 Acoplamento entre TELEMAC-3D e ECOS

O acoplamento do ECOS ao código fonte do TELEMAC-3D foi empregado na simulação dos principais processos governantes do trajeto e das perdas de massa das manchas de óleo.

Esta configuração permite o fluxo de informações entre o modelo hidrodinâmico (*e.g.*, superfície livre de elevação, velocidades de ventos e correntes, salinidade e temperatura) e o modelo de óleo. Isto garante a manutenção das condições necessárias aos cálculos de intemperismo por meio do módulo de degradação de óleo, que estima as variações nas propriedades das manchas e os seus percentuais de variações de massa.

A medida que os campos da massa específica da água e suas propriedades variam, bem como as condições das forçantes meteorológicas, novas informações são transferidas para o TELEMAC-3D que segue atualizando as propriedades para informá-las novamente ao ECOS ao longo dos passos de tempo da simulação. Na sequência, o módulo lagrangeano do ECOS também calcula as posições das partículas de óleo na água, os padrões de espalhamento das manchas de óleo e de difusão turbulenta.

Desta forma, para cada novo passo de tempo simulado, o efeito dos processos advectivos e dos difusivos das manchas geram informações atualizadas sobre o campo de óleo. A figura 5.6 ilustra como se dá o fluxo de dados entre os modelos hidrodinâmico e de óleo.

5.3 Geração de malhas

A utilização de malhas computacionais triangulares não estruturadas permite uma boa representação das características batimétricas e morfológicas de uma região. Também otimiza as simulações, permitindo aplicação de refinamentos em regiões específicas, conforme as exigências de cada estudo.

Portanto, para impor os contornos sólidos estáticos do sistema de modelagem, utilizando o programa *BlueKenu*⁷, foi elaborada uma malha de elementos finitos não estruturada com 165.548 nós e 323.929 elementos triangulares distribuídos em cerca 232.000 km² de área.

A malha foi limitada ao sul pela Barra do Chuí (RS), situada na divisa sul do Brasil com o Uruguai, e ao norte pelo Farol de Santa Marta, situado na cidade de Laguna (SC). A malha agrupou porções da PCSB, partindo desde a linha de costa até a profundidade máxima dos 3612 m em sentido *offshore*. O traçado da linha de costa foi obtido junto ao *A Global Self-consistent, Hierarchical, High-resolution Geography Database*⁸, um banco de dados público de linha costeira de alta resolução (GSHHG - Wessel e Smith, 1996),

⁷<https://nrc.canada.ca/en/research-development/products-services/software-applications/blue-kenuetm-software-tool-hydraulic-modellers>

⁸www.ngdc.noaa.gov/mgg/shorelines/gshhs.html

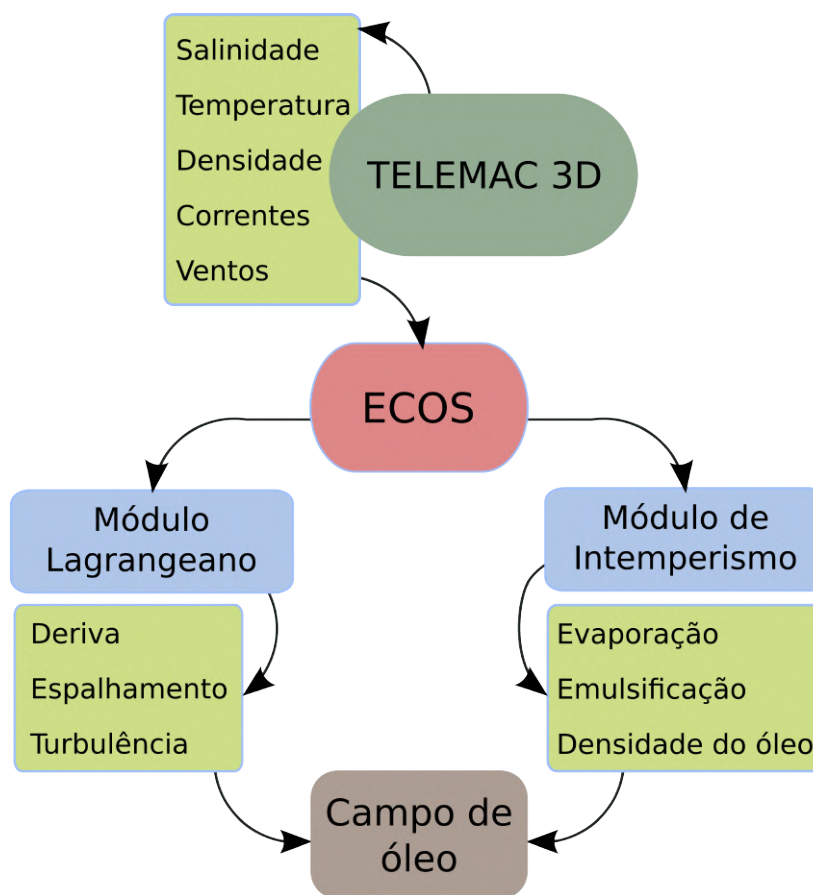


Figura 5.6: Ilustração do fluxo de informações entre os modelos hidrodinâmico e de óleo utilizados de forma acoplada.

desenvolvido e mantido pela parceira entre a Universidade do Havá (HI – *University of Hawai’I*) e o Laboratório de Altimetria por Satélite da NOAA (LSA – *Laboratory for Satellite Altimetry*).

Ao longo da grade computacional foram aplicados diferentes níveis de refino, estabelecendo as maiores resoluções espaciais nos setores de inicialização dos vazamentos de óleo e reduzindo suavemente a resolução dos elementos da malha nas regiões mais afastadas dos pontos de simulação.

Em função deste gradiente de resolução espacial, foi realizada a transição progressiva entre os elementos da malha mais refinados e os com as menores resoluções horizontais de refino. Esta liberdade em estabelecer critérios de refino possui vantagens como a diminuição do custo computacional das simulações além de evitar a formação de núcleos de refino na malha capazes de gerar instabilidades numéricas que comprometam os resultados.

Assim, os elementos apresentaram menores refinamentos nas proximidades dos contornos oceânicos (12.000 m por elemento ao sul da PCSB e média de 10.000 m no norte) do que os elementos mais próximos da região costeira, sobretudo os circunvizinhos aos pontos de liberação de óleo, como, por exemplo, os do canal de acesso da Lagoa dos Patos, com 15 m de resolução por elemento.

Para os vazamentos inicializados ao norte da PCSB, partindo da monoboia de inicialização dos vazamentos (MN-602), os elementos triangulares da malha apresentavam

arestas com dimensões médias de 450 m, sendo estabelecidos aumentos de refino mediante a aplicação de critérios de refinamento progressivos e com forma de poligonais circulares concêntricas. Esta estratégia possibilitou atingir maiores resoluções espaciais em direção a linha de costa, com tamanho médio de elementos de 242 m.

Os dados batimétricos utilizados na construção do leito marinho na região costeira, e na Lagoa dos Patos foram obtidos de cartas náuticas da Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN)⁹ da Marinha Brasileira, e digitalizadas por Cardoso *et al.* (2014). Dados batimétricos do projeto LEPLAC (Levantamento da Plataforma Continental Brasileira) também foram usados, associados ao setores mais externos da plataforma continental. Para o canal de acesso ao Porto de Rio Grande foram somados dados batimétricos da Superintendência do Porto de Rio Grande (SUPRG). Adicionalmente, a representação do fundo do mar nas áreas de oceano profundo deu-se com a utilização dos dados batimétricos do GEBCO¹⁰ (*General Bathymetric Chart of the Oceans*).

5.3.1 Testes de independência de malhas

Além da malha utilizada pelo estudo, outras malhas foram construídas e submetidas a testes de calibração numérica com intuito de avaliar a independência da configuração do domínio diante de distintas condições de refino. Estes testes de independências de malhas foram aplicados para minimizar os erros inerentes ao processo de discretização numérica das equações diferenciais parciais utilizadas pelo sistema de modelagem.

Assim, a acurácia dos resultados foi testada por análise comparativa entre os resultados de nove simulações hidrodinâmicas realizadas no período de 1 de Janeiro e 31 de Março de 2014. As configurações das simulações foram as mesmas em todas as nove simulações, e também as geometrias das nove malhas triangulares construídas para esta etapa, sendo variados apenas os níveis de discretização horizontal e vertical das malhas.

Os testes partiram de nove combinações dos níveis de refino horizontal e vertical, que foram as variáveis independentes analisadas para realizar a presente calibração numérica das malhas (tab. 5.1). Foram testadas três condições de discretização vertical (20, 15 e 10 níveis sigma) e três níveis de refino horizontal (240×10^3 , 160×10^3 e 80×10^3 nós).

Tabela 5.1: Configuração dos testes de acurácia.

Teste	Número de nós	Número de níveis	Nível de detalhamento
T1 (240 × 20)	240×10^3	20	Refinado
T2 (240 × 15)	240×10^3	15	Refinado
T3 (240 × 10)	240×10^3	10	Refinado
T4 (160 × 20)	160×10^3	20	Intermediário
T5 (160 × 15)	160×10^3	15	Intermediário
T6 (160 × 10)	160×10^3	10	Intermediário
T7 (80 × 20)	80×10^3	20	Grosseiro
T8 (80 × 15)	80×10^3	15	Grosseiro
T9 (80 × 10)	80×10^3	10	Grosseiro

⁹www.mar.mil.br/dhn/chm/box-cartas-nauticas/cartas.html

¹⁰www.gebco.net

Os resultados das diferentes condições destas duas variáveis foram analisados utilizando um diagrama conforme realizado em Taylor (2001), analisando como os aumentos e reduções dos níveis de refino destas duas variáveis refletiam nos valores de medidas estatísticas básicas como desvio padrão, RMSE (*Root Mean Square Error*), coeficiente de correlação e custos computacionais das simulações.

Os resultados da configuração de menor refino foram comparados com resultantes das simulações com as malhas mais refinadas. Também foram avaliados as configurações intermediárias com relação aos resultados das malhas mais refinadas e das mais grosseiras.

Além da acurácia dos resultados obtidos dos níveis de refino mais grosseiros, intermediários e mais refinados, os ganhos em termos dos custos computacionais também foram considerados na análise. Isto foi importante em termos de viabilidade do estudo, pois a hipótese norteadora do trabalho exigiu um conjunto numeroso de simulações hidrodinâmicas e de vazamentos de óleo.

Desta forma, os ganhos muito pequenos na correção dos resultados, e as reduções pouco significativas dos erros e dos desvios padrões não justificariam o uso de uma configuração mais refinada que os refinamentos intermediários ou até mesmo os mais grosseiros. Finalmente, esta etapa da pesquisa buscou elucidar as questões provenientes das condições de refino sobrepostas ao custo computacional das simulações.

5.4 Condições de contorno

Nas fronteiras dos principais cursos hídricos que desembocam na Lagoa dos Patos e nos limites oceânicos do domínio computacional foram impostas condições de contorno líquidas. Na linha de costa e nos leitos marinhos e estuarinos foram aplicadas condições de contorno estáticas. Os dados de modelos globais oceanográficos e atmosféricos foram interpolados aos nós da grade computacional do estudo para o período simulado.

As condições iniciais e de contorno oceânicas são prescritas por componentes de marés astronômicas, de velocidade e direção das correntes, salinidade e temperatura. O modelo também foi forçado pelas marés astronômicas do modelo global *OSU Tidal Inversion System* (OTIS, Egbert e Erofeeva, 2002) no limite oceânico, com resolução temporal de 24 h.

Os demais dados oceanográficos foram obtidos do experimento 19,1 do Projeto HYCOM + NCODA Global 1/12° Reanalysis¹¹, modelo de simulação oceânica global de larga escala, patrocinado pelo *National Ocean Partnership Program* (NOPP) e com resolução espacial de 0,08° e temporal de 24 h.

Para a prescrição dos contornos líquidos fluviais foram interpolados dados diários dos volumes de descarga dos rios nos pontos do domínio numérico correspondentes às desembocaduras de dois dos principais rios afluentes da Lagoa dos Patos (Rio Guaíba e Rio Camaquã), obtidos de séries temporais disponibilizadas pela Agência Nacional de Águas¹². Para o Canal do São Gonçalo, dada a ausência de séries temporais de vazão, foi adotada a descarga média de 600 m³/s obtida de Oliveira (2012).

¹¹<https://hycom.org/dataserver/gofs-3pt1/reanalysis>

¹²<http://www.snirh.gov.br/hidroweb>

Dados de pressão atmosférica na superfície, ventos e temperatura do ar (resolução espacial de $0,75^\circ$ (≈ 8 m) e temporal de 6 h) foram retirados da reanálise global do projeto ERA-Interim do Centro Europeu para previsões atmosféricas de médio prazo¹³ (ECMWF, Simmons, 2006), sendo aplicados como condições de contorno superficiais na simulação.

Na fig. 5.7 é apresentada uma ilustração da malha de elementos finitos utilizada e de como foram prescritos os diferentes tipos de dados utilizados.

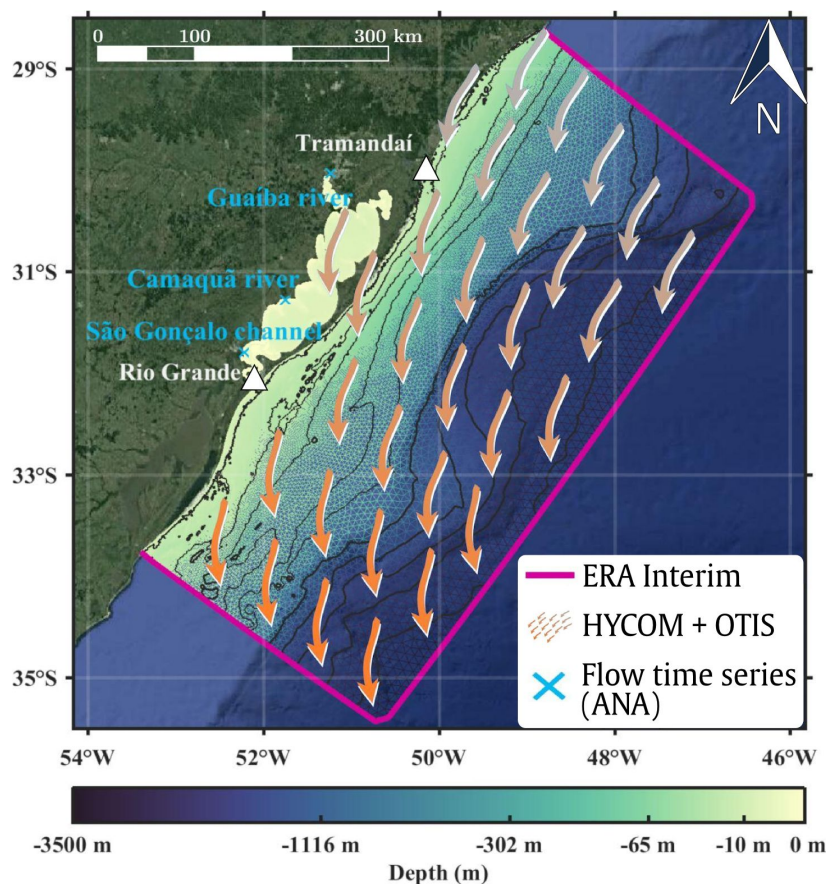


Figura 5.7: Ilustração da malha de elementos finitos e dos diferentes tipos de dados aplicados para gerar as condições iniciais e de contorno do domínio numérico do estudo, sobre uma imagem do Google Earth®. Dados oceanográficos (linha em magenta), dados meteorológicos (setas em laranja).

5.5 Métodos de análise

5.5.1 Calibração e validação do modelo hidrodinâmico

O modelo TELEMAC-3D tem sido empregado em estudos variados na região selecionada para a tese, sendo calibrado e validado em estudos de circulação costeira e estuarina (Fernandes, Dyer, e Moller, 2005; Fernandes, Monteiro, e Möller Jr, 2007; Fernandes, Dyer, e Niencheski, 2001; Kirinus *et al.*, 2018; Leal *et al.*, 2019a,b,c; Lopes *et al.*, 2019;

¹³<http://www.ecmwf.int>

Marques *et al.*, 2010, 2017; Marques, Fernandes, e Rocha, 2011; Monteiro *et al.*, 2019a,b e Monteiro *et al.*, 2006). Desta forma, a calibração e validação hidrodinâmica realizada nesta pesquisa baseou-se em parametrizações já estabelecidas em trabalhos antecedentes.

O modelo TELEMAC-3D foi calibrado e validado com dados pretéritos de velocidade de corrente e salinidade obtidos para a região do canal de acesso da Lagoa dos Patos. O nível de confiabilidade dos resultados foi testado utilizando medidas de erro quadrático médio (*Root Mean Squared Error* - RMSE), coeficiente de correlação de Pearson, desvio padrão e diagrama de Taylor (Taylor, 2001).

A calibração física do modelo hidrodinâmico foi conduzida com a realização de 27 simulações hidrodinâmicas tridimensionais, de 90 dias cada, em que foram testadas diferentes combinações de valores dos coeficientes de influência do vento (variando entre 1×10^{-5} e 1×10^{-6}) e coeficiente de fricção de fundo de 0,01 até 0,09.

Foram comparadas as séries de dados observados com os dois melhores resultados dos testes de parametrização realizados para validação dos dados modelados. Em vista disto, dois processos de validação foram conduzidos, sendo um para a porção sul do domínio computacional e outro em uma localidade ao norte.

Ao sul, para a comparação dos dados, foi selecionado o ponto da malha com a mesma coordenada da Estação da Praticagem ($32^{\circ}8'12''$ S e $52^{\circ}6'9''$ W), situada no canal de acesso à Lagoa dos Patos, de onde foram obtidas as séries temporais dos dados utilizados para calibração. Para a validação do litoral norte foram realizadas três simulações hidrodinâmicas mensais (Julho de 2014; Março de 2015 e Abril de 2016). Os resultados destas simulações foram comparados com os dados observados em campo, medidos a partir de um perfilador acústico de ondas e correntes (*Acoustic Wave and Current Profiler* - AWAC/Nortek) a cerca de 2 km de Tramandaí ($30^{\circ}0'39''$ S; $50^{\circ}7'12''$ W), em 11 m de profundidade.

5.5.2 Análise de variabilidade hidrodinâmica

Utilizando o TELEMAC-3D foi realizada uma simulação hidrodinâmica tridimensional com 9 anos de duração (2007–2015), buscando identificar as principais escalas de tempo nas quais os processos mais relevantes à variabilidade hidrodinâmica da região ocorrem e suas implicações no movimento e no compartimento das manchas de óleo.

Análises de ondaletas cruzadas foram realizadas conforme a metodologia proposta por Torrence e Compo (1998) para avaliar a distribuição de energia das séries temporais de velocidades das correntes e dos ventos.

Esta análise de ondaleta também foi realizada em duas dimensões, permitindo considerar a variabilidade das séries temporais nos domínios da frequência, do tempo e do espaço. As análises bidimensionais da variabilidade de séries temporais das principais forçantes à condução do óleo também permitiram identificar a escala temporal da correlação cruzada que o efeito dos ventos exerce nas correntes locais, que são as duas principais forçantes físicas para a modelagem do óleo na região estudada (Janeiro *et al.*, 2008; Leal *et al.*, 2019a,c e Marques *et al.*, 2017).

5.5.3 Suscetibilidade e ameaça ao toque do óleo

Os resultados dinâmicos da modelagem numérica do comportamento, do movimento e do destino das manchas de óleo foram empregados no mapeamento da suscetibilidade, da probabilidade das ameaças aos vazamentos e da intensidade destes acidentes.

Posteriormente, tais dados foram integrados às informações estáticas obtidas das cartas de sensibilidade ao óleo da região, embasando assim as estimativas das vulnerabilidades nas zonas de influência dos vazamentos de óleo.

A metodologia de obtenção da suscetibilidade apoiou-se na estimativa de distribuição do óleo. Os dados de movimentação das manchas, como os valores de área, as coordenadas das manchas e as variações das quantidades de óleo por área da mancha foram utilizados no mapeamento da ocorrência temporal e espacial de das áreas atingidas pelos vazamentos. Portanto, tal estimativa da suscetibilidade visou apontar as zonas mais passíveis de serem atingidas por vazamentos de óleo, como base no conjunto dos 17.382 eventos hipotéticos modelados.

Esta abordagem de análise buscou auxiliar na identificação de regiões mais expostas aos acúmulos de óleo, considerando as forças meteorológicas e hidrodinâmicas mais relevantes na região, conforme o considerado por Adler e Inbar (2007). Por exemplo, elevações na superfície livre do mar, promovidas pelo efeito dos ventos locais, incidência de tempestades, poderiam forçar a entrada de óleo em direção as áreas interiores e protegidas, como o estuário da Lagoa dos Patos ao sul da PCSB, e até em direção as porções interiores da Lagoa de Tramandaí ao norte.

5.5.4 Sensibilidade ao óleo

Os valores de sensibilidade foram retirados dos Índices de Sensibilidade Ambiental do Litoral ao óleo (ISL) elaborados para a Bacia Sedimentar de Pelotas (Nicolodi, 2016) com base da Metodologia de referência Nacional (MMA, 2007), fundamentada nos parâmetros geomorfológicos de declividade, tipo de substrato e exposição à forças oceanográficas. Tal índice não integra variáveis de natureza biológica ou socioeconômicas em sua formulação.

5.5.5 Intensidade da contaminação

A intensidade foi obtida considerando o volume das emulsões pela sua área de distribuição ao longo dos passos de tempo das simulações. Assim sendo, foram observadas as duas condições de intensidade referentes aos volumes iniciais dos vazamentos. Tais valores foram escolhidos após uma análise dos registros históricos destes acidentes na região. Assim, o volume de 20 m³ foi selecionado como a condição de máxima intensidade e o de 2 m³ para uma condição de mínima intensidade.

As parcelas de óleo referentes a cada caso hipotético de vazamento foram convertidas em superfícies de varredura, com cada *pixel* das imagens das poligonais de suscetibilidade retratando diferentes concentrações de óleo na área estudada.

Por fim, a classificação dos *pixels* referentes as parcelas de óleo possibilitou as estimativas das intensidades dos vazamentos, permitindo também o mapeamento espaço-temporal dos volumes de óleo (l^2/km) para as condições simuladas.

5.5.6 Vulnerabilidade

A estimativa da vulnerabilidade pautou-se na integração de informações dinâmicas como a suscetibilidade à poluição por óleo, no mapeamento das áreas sob ameaça de serem alcançadas por vazamentos de óleo, além do nível de sensibilidade ambiental do meio combinados com uma aproximação da intensidade dos acidentes modelados.

Esta estratégia considerou a conceituação clássica em que a vulnerabilidade decorrente de vazamentos de óleo seria definida como o grau da afetabilidade ou da resposta dos elementos ambientais às ameaças. Na maior parte dos estudos, esta informação geralmente é obtida dos mapeamentos de sensibilidade e representada como variável estática.

No entanto, a presente pesquisa trabalhou com a definição física da vulnerabilidade enquanto variável dinâmica resultante da integração das informações de sensibilidade ambiental ao óleo pela intensidade do vazamento entre outras variáveis.

Conforme preconizado pela legislação de referência (resolução CONAMA nº 398/2008), a localização das áreas vulneráveis foi identificada em desenhos e mapas, em escala apropriada e com legendas indicativas. Além disto, também partiu de hipóteses acidentais que considerassem o volume de derramamento da descarga de pior caso para a região ($20 m^3$), bem como a descarga de menor volume ($2 m^3$), porém mais frequente.

Além do apresentado, as estimativas da vulnerabilidade consideraram as extensões das aéreas de cada vazamento modelado, bem como as suas taxa de evaporação, que fornecem uma noção das perdas de massa com potencial poluente. Assim, a localização final das parcelas de óleo foram transformadas em imagens e integradas às demais informações, como as de sensibilidade ambiental, tempo de chegada do óleo nas linhas costeiras e encostas lagunares entre outras.

Desta forma, os agrupamentos de *pixels* referentes às manchas representam as localizações espaço-temporais das parcelas de óleo para os diferentes vazamentos analisados.

Esta integração de também deu-se de forma ponderada, segundo a metodologia apresentada por Saaty (1990) utilizando a matriz AHP (*Analytic Hierarchy Process*) na análise de eventos e processos não lineares e que envolvam fatores de diferentes naturezas.

O esquema apresentado a seguir (fig. 5.8) ilustra a lógica metodológica utilizada para a geração dos resultados da tese, baseada na integração de diferentes fontes de informações úteis à obtenção dos valores finais de suscetibilidade e vulnerabilidade aos vazamentos de óleo para as áreas sensíveis estudadas.

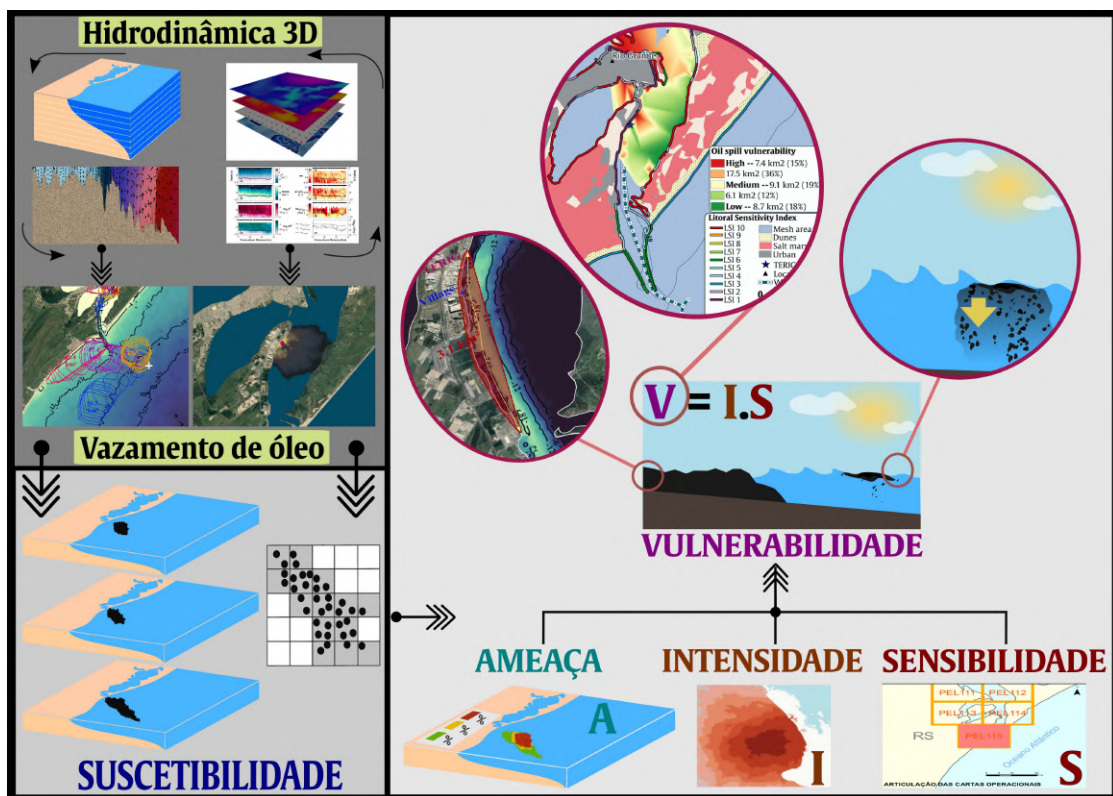


Figura 5.8: Ilustração da estratégia utilizada para a integração das informações para acessar as diferentes informações relacionadas as estimativas da suscetibilidade e da vulnerabilidade aos vazamentos de óleo.

6 | Calibrações e validações

Antes da geração dos resultados finalísticos da tese, simulações preliminares foram executadas para verificar o desempenho do sistema de modelagem.

Inicialmente, foram feitas simulações de calibração numérica da grade computacional do estudo, permitindo analisar a independência dos resultados para os diferentes níveis de refino horizontal e vertical. Os custos computacionais de cada configuração de malha também foram considerados.

Após a definição da malha, a calibração da parametrização hidrodinâmica foi executada, e posteriormente, a configuração como o melhor de desempenho na calibração foi selecionada para os testes de validação.

Estes resultados precedentes são apresentados a seguir e também foram publicados em dois artigos no periódico *Defect and Diffusion Forum – DDF*^{1,2}.

6.1 Teste de independência de malhas e calibração

A acurácia dos resultados da grade computacional utilizada no presente trabalho foi testada por análise comparativa entre os resultados de nove simulações hidrodinâmicas, com 90 dias cada, realizadas para o período compreendido entre 1 de Janeiro e 31 de Março de 2014. As simulações tiveram a mesma parametrização e somente os níveis de refino horizontal e vertical das nove malhas computacionais foram alterados.

Os resultados destas nove simulações permitiram testar a independência entre eles com relação aos diferentes níveis de refino das malhas. Aumentos nos custos computacionais devidos aos incrementos das resoluções espaciais também foram analisados.

Desta forma, os testes de independência de malhas compararam os resultados de três condições de discretização vertical (20, 15 e 10) e três níveis de refino horizontal (240, 160 e 80 mil nós). Os resultados das demais simulações foram emparelhados utilizando um diagrama (fig. 6.1) conforme realizado por Taylor (2001).

A configuração com os níveis de refinamentos intermediários ($T5$) apresentou boa concordância com os resultados da configuração mais refinada. Também teve coeficiente de correlação, desvio padrão e RMSE satisfatórios (fig. 6.1). Somado à isto, o seu custo computacional foi cerca de 50 % inferior ao da configuração mais refinada ($T1$, tab. 6.1).

Posteriormente, a calibração física do modelo hidrodinâmico deu-se com a realização de 27 simulações hidrodinâmicas tridimensionais, de 60 dias cada (de 1 de Janeiro e 28 de Fevereiro de 2011), que testadas diferentes combinações dos coeficientes de influência do vento (variando entre 1×10^{-5} e 1×10^{-6}) e de fricção de fundo, que oscilaram de 0,01 até 0,09.

¹<https://www.scientific.net/DDF.396.109>

²<https://www.scientific.net/DDF.396.121>

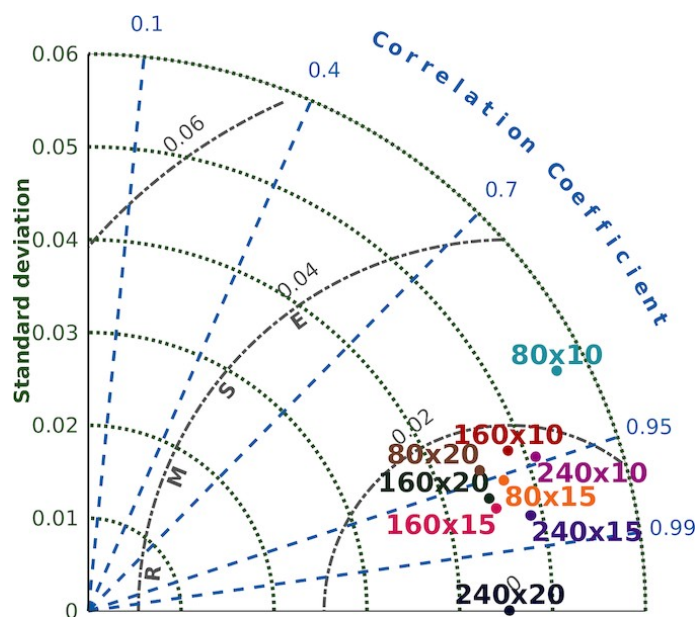


Figura 6.1: Diagrama de Taylor representando o coeficiente de correlação, o desvio padrão e RMSE dos testes de independência de malhas.

As parametrizações dos testes de calibração foram escolhidas com base no estipulado em estudos anteriores na PCSB (Marques *et al.*, 2017 e Stringari, 2013), também utilizando o modelo TELEMAC-3D.

A fig. 6.2 compara as séries temporais de salinidade e componente meridional de velocidades de correntes a 3 m de profundidade para os dois melhores testes de parametrização ($T1$ e $T2$), como coeficientes de arrasto do vento/fricção com o fundo de $10^{-5}/0,04$ e $10^{-6}/0,04$ – realizados na etapa de calibração física do modelo hidrodinâmico.

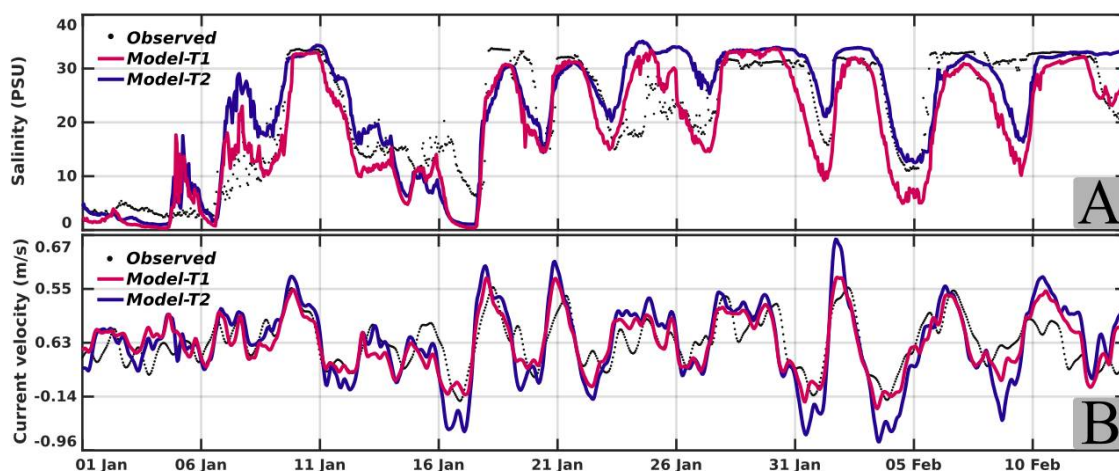


Figura 6.2: Séries temporais dos dados observados *vs.* resultados modelados de salinidade (A) e componente meridional de correntes (B) para os dois melhores testes de calibração. Os dados observados em campo, medidos na Estação da Praticagem, foram cedidos pelo LOCOSTE (Laboratório de Oceanografia Costeira e Estuarina - FURG/IO).

Na fig. 6.2 pode-se observar uma concordância entre as séries temporais referentes as duas melhores parametrizações selecionadas dentre os resultados das 27 simulações

Tabela 6.1: Configuração e custos computacionais dos testes de independência de malhas.

Teste	Nº nós	Nº sigma	Tempo (horas)
T1	240×10^3	20	67
T2	240×10^3	15	59
T3	240×10^3	10	55
T4	160×10^3	20	47
T5	160×10^3	15	33
T6	160×10^3	10	27
T7	80×10^3	20	25
T8	80×10^3	15	21
T9	80×10^3	10	19

de calibração dos dados modelados. Visando a comparação entre os dois conjuntos de dados (modelados *versus* observados), foi selecionado o ponto da malha computacional com a mesma coordenada da Estação da Praticagem ($32^{\circ}8'12''$ S e $52^{\circ}6'9''$ W), situada no canal de acesso à Lagoa dos Patos, de onde foram obtidos os dados medidos em campo.

Os dados observados *in situ* foram obtidos das medições de um perfilador hidroacústico de correntes (*Acoustic Doppler current profiler* – ADCP) localizado aos 14 m de profundidade do canal de navegação da Lagoa dos Patos. Para aprimorar a comparação entre as séries dos dados modelados e observados, similarmente à abordagem usada por Thompson (1983), foi aplicado um filtro quadrado Lanczos aos dados de velocidade de correntes, removendo assim as oscilações de alta frequência correspondentes aos períodos menores que 12 h. Os dados de salinidade observados em campo foram coletados utilizando um sensor de temperatura e condutividade (*Conductivity, Temperature and Depth* – CTD), também localizado na estação oceanográfica da Praticagem, assim como o ADCP, porém na profundidade dos 3 m.

Conforme ilustrado na fig. 6.2, é possível observar uma boa concordância entre os resultados modelados e os dados observados, mesmo que a série de dados modelados tenha demonstrado uma leve subestimação de magnitude em alguns trechos.

Estudos anteriores levantaram possíveis hipóteses para esta subestimação dos valores modelados frente aos dados medidos em campo (Kirinus *et al.*, 2018; Leal *et al.*, 2019c; Marques *et al.*, 2017; Simionato *et al.*, 2006 e Stringari, 2013). Entre as principais suposições está a parametrização de coeficientes importantes como o de influência do vento e de fricção com o fundo, que no presente estudo foram considerados constantes para todos os nós do domínio computacional.

A desconsideração da interação entre onda-correntes, e a incipiente resolução espacial e temporal dos produtos de reanálise também podem comprometer a reprodução da variabilidade inerente às principais forçantes hidrodinâmicas atuantes na região, as quais apresentam mudanças na escala dos processos sinóticos.

Ainda, na fig. 6.2 (A), é possível observar alguns trechos em que os dados de salinidade observados em campo apresentaram patamares de superestimação frente aos

resultados modelados. Entre as possíveis hipóteses para tal diferença estão as discrepâncias entre o aporte da descarga fluvial inserido no modelo e a magnitude desta grandeza observada em campo, durante as medições dos dados na estação oceanográfica.

Esta feição em patamares de salinidade que aparece na série dos dados observados (fig. 6.2 – A) pode estar relacionada com a entrada de frentes de água salinas sob condições prevalentes de enchentes, em que a água da plataforma costeira interna próxima avança em direção ao interior estuarino da Lagoa dos Patos.

O desempenho dos testes de calibração do modelo foi analisado utilizando métricas estatísticas de trabalhos similares (Marques *et al.*, 2017; Oleinik, Marques, e Kirinus, 2017a,b), em que a capacidade do sistema de modelagem em reproduzir dados reais foi avaliada. Conforme a tab. 6.2, a configuração do teste *T1* foi selecionada por apresentar menores erros e melhor coeficiente de correlação.

Tabela 6.2: Medidas estatísticas dos dois melhores testes de calibração.

	Medidas estatísticas	<i>T1</i> ($10^{-5}/0,04$)	<i>T2</i> ($10^{-6}/0,04$)
Salinidade (UPS)	Média	19,02	22,71
	Erro absoluto	6,20	4,55
	Erro médio quadrático	6,03	6,26
	Coeficiente de correlação	0,86	0,84
Velocidade de correntes (m/s)	Média	0,23	0,31
	Erro absoluto	0,14	0,20
	Erro médio quadrático	0,17	0,25
	Coeficiente de correlação	0,78	0,77

6.1.1 Validação – Litoral Sul

A configuração do teste de calibração (*T1*) representou a configuração de melhor desempenho do modelo quanto à reprodução da série de dados medidos em campo. Portanto, a parametrização deste teste foi utilizada para realizar uma simulação hidrodinâmica de 365 dias, com o intuito de validar a configuração do modelo com o melhor desempenho, obtida dentre as simulações de calibração.

Assim como verificado na etapa de calibração do modelo, as séries temporais também apresentaram uma boa concordância entre os dados modelados e observados nos resultados da validação, apesar de uma tendência do modelo subestimar os dados observados em alguns pontos (fig. 6.3–A). As medidas estatísticas da simulação de validação foram basicamente as mesmas obtidas para os resultados de calibração realizados com a mesma parametrização (tab. 6.3).

6.1.2 Validação – Litoral Norte

Assim como feito para a porção sul da área do estudo, a parametrização hidrodinâmica selecionada na etapa de calibração (coeficientes de influência do vento de 1×10^{-5} e coeficiente de atrito com o fundo de 0,04) foi utilizada nas simulações de validação.

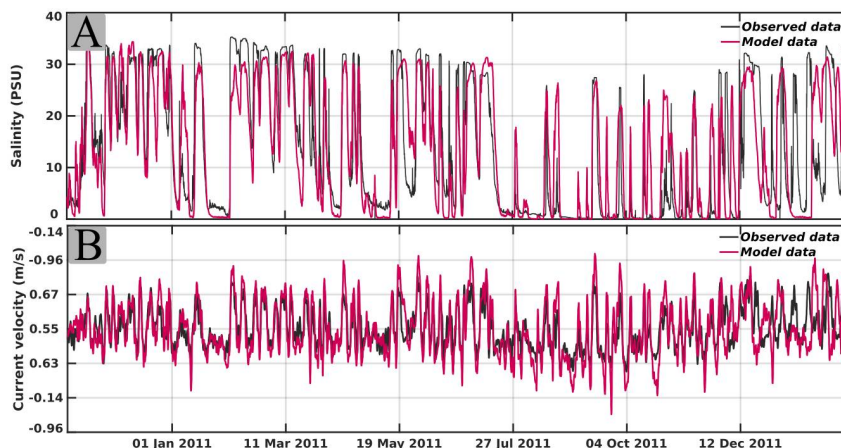


Figura 6.3: Séries temporais dos dados observados *vs.* dados modelados de salinidade (A) e componente meridional de correntes (B), para o teste de validação. Os dados observados em campo foram cedidos pelo LOCOSTE (Laboratório de Oceanografia Costeira e Estuarina - FURG/IO).

Tabela 6.3: Medidas estatísticas dos testes de validação.

	Medidas estatísticas	<i>Simulação de Validação</i>
Salinidade (UPS)	Média	18,80
	Erro absoluto	5,20
	Erro médio quadrático	6,45
	Coefficiente de correlação	0,81
Velocidade de correntes (m/s)	Média	0,24
	Erro absoluto	0,20
	Erro médio quadrático	0,27
	Coefficiente de correlação	0,75

Esses são coeficientes importantes para a modelagem hidrodinâmica e seus intervalos foram baseados em estudos anteriores na SBS (Marques *et al.*, 2017 e Stringari, 2013). Métricas estatísticas de estudos semelhantes (Oleinik, Marques, e Kirinus, 2017a,b) foram avaliadas, e fortes valores de correlação de Pearson foram obtidos tanto para a salinidade (0,86) e quanto para velocidade de corrente meridional (0,78) (Monteiro *et al.*, 2019a,b). Conforme verificado, esses valores estão suficientemente próximos de 1, o que indica uma boa correlação linear entre os dados, e a capacidade do sistema de modelagem em reproduzir condições hidrodinâmicas realistas na área de estudo.

Com base no apresentado, na validação dos resultados modelados para o litoral norte foram realizadas três simulações hidrodinâmicas mensais (Julho de 2014; Março de 2015 e Abril de 2016). Os resultados destas simulações foram comparados com os dados observados em campo, medidos a partir de um perfilador acústico de ondas e correntes (*Acoustic Wave and Current Profiler* – AWAC/Nortek) localizado a cerca de 2 km de Tramandaí (30°0'39" S; 50°7'12" W), a 11 m de profundidade (fig. 7.10).

Buscando melhor concordância entre dados de diferentes fontes, foram removidos os sinais de alta frequência, inferiores a 12 h. Para isto, um filtro Lanczos-cosseno foi aplicado aos dados de velocidade de correntes modeladas, conforme feito por Thompson (1983).

A série temporal (fig. 7.10) mostrou uma boa semelhança entre os dados modelados e os observados, apesar dos resultados do modelo apresentarem-se subestimados em alguns pontos. Um comportamento similar foi observado em estudos anteriores, para a mesma área avaliada e utilizando uma parametrização comparável a do presente trabalho (Marques *et al.*, 2017 e Stringari, 2013).

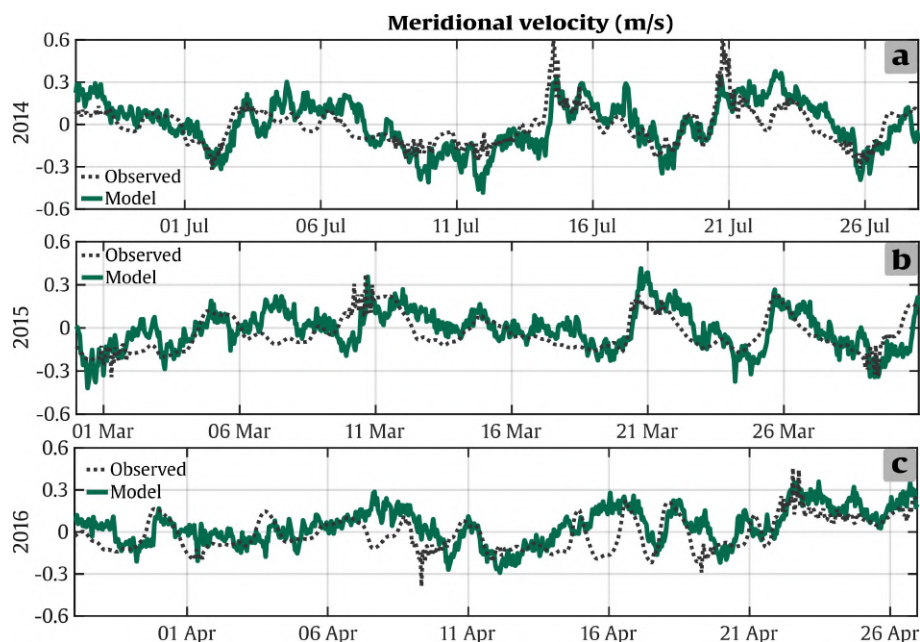


Figura 6.4: Séries temporais resultantes dos testes de validação: intensidade de correntes meridionais para as três simulações de validação (a: Julho de 2014, b: Março de 2015 and c: Abril de 2016).

Nesta etapa da validação, as saídas do modelo foram comparadas com os dados medidos *in situ*, para a mesma coordenada e profundidade do equipamento AWAC (fig. 7.11), nas proximidades da zona costeira de Tramandaí, utilizando o diagrama de Taylor (Chawla, Spindler, e Tolman, 2013 e Taylor, 2001).

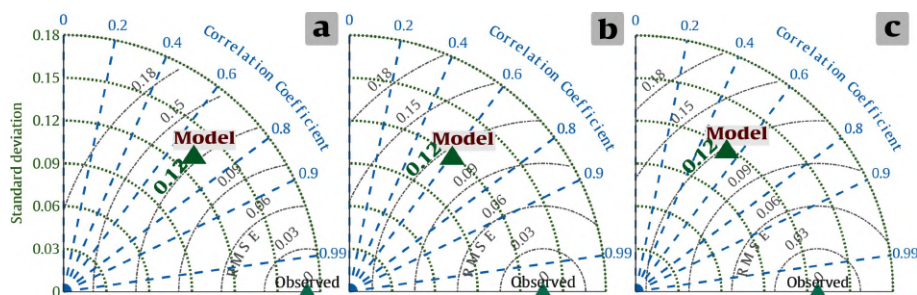


Figura 6.5: Desvio padrão, RMSE e coeficiente de correlação de Pearson para os testes de validação: intensidade de correntes meridionais para as três simulações de validação (a: Julho de 2014, b: Março de 2015 e c: Abril de 2016).

Conforme apresentado, os valores do coeficiente de correlação de Pearson mostraram-se consistentes, variando de 0,69 (fig. 7.11 – a); 0,71 (fig. 7.11 – b) e 0,73 (fig. 7.11 – c), para os anos de 2014, 2015 e 2016, respectivamente. Tais valores estão dentro do 0,70 da

correlação de Pearson sugerido por Lalbeharry (2002) como sendo adequados à avaliação do desempenho dos resultados dos modelos numéricos.

Os valores do erro médio quadrático máximo (*Root Mean Square Error* – RMSE) (0,12 m/s) (fig. 7.11: a, b, e c – destacados em verde), obtidos para a intensidade de correntes meridional (na profundidade dos 3 m), foram próximos de zero, conforme o esperado para a caracterização de um sistema de modelagem que opere sob boa performance.

Além disso, o valor de RMSE determinado neste estudo corresponde aos valores de RMSE obtidos em outros estudos na mesma região e utilizando condições de modelagem semelhantes: 0,16 a 0,24 m/s em Kirinus *et al.* (2018), 0,193 m/s em Lopes *et al.* (2019) e 0,21 m/s em Leal *et al.* (2019b,c).

A despeito das limitações apresentadas, tanto na etapa de calibração da parametrização utilizada, quanto nas simulações de validação desta parametrização, os resultados desta seção indicam a reprodução satisfatória da hidrodinâmica da área de estudo.

Este bom desempenho do sistema de modelagem apoiou o uso desta configuração como base para o estudo de caso dos vazamentos de óleo durante os anos de 2007 e 2015. Para este período, foram analisadas diariamente a movimentação, o tempo de chegada do óleo na costa e em áreas sensíveis, o comportamento das manchas de óleo, e posteriormente as estimativas das áreas suscetíveis e as probabilidades de cobertura por óleo, que resultaram na hierarquização da área quanto aos níveis de vulnerabilidade ambiental, e finalmente, às discussões em termos das fragilidades associadas a problemática ambiental desta temática.

6.1.3 Testes de reprodutibilidade – ECOS

A despeito da calibração e da validação do modelo de óleo não terem sido objeto da tese, durante o desenvolvimento do trabalho foram publicados dois artigos com alguns resultados preliminares que visaram testar a capacidade do sistema de modelagem em reproduzir vazamentos acidentais ocorridos na área do estudo.

Um destes estudos de caso realizou a reprodução de um acidente ocorrido na região sul da área de estudo (Monteiro *et al.*, 2019a,b)³ e outro visou a simulação de dois acidentes ocorridos preteritamente na região norte estudada (Monteiro *et al.*, 2017)⁴. Os derrames de óleo modelados foram construídos com base nas informações dos relatórios de referência dos acidentes (FEPAM, 2010, 2012, 2014).

Para os resultados dos estudos de caso dos dois artigos, as equivalências verificadas entre os resultados modelados e as informações extraídas dos trabalhos de campo e sobrevôos realizados nas atividades de monitoramento dos acidentes foram considerados como demonstrativos da capacidades do sistema de modelagem utilizado para a reprodução de vazamentos de óleo em condições realísticas.

³10.4028/www.scientific.net/DDF.396.121

⁴<http://www.scientific.net/DDF.372.70>

7 | Resultados

Neste capítulo também são apresentados os textos de dois outros artigos resultantes da tese, ambos aceitos para publicação no periódico *Environmental Pollution*¹.

O primeiro analisou resultados do estudo de caso hidrodinâmico, compreendido entre 2007 e 2015, juntamente com a realização de simulações para reconstrução de três vazamentos de óleo realísticos ocorridos na região do estudo, e de cerca de 3000 vazamentos marinhos hipotéticos, com a estimativa das áreas suscetíveis ao revestimento por óleo. As simulações de reprodutibilidade permitiram uma verificação dos resultados modelados frente às informações coletadas nos sobrevôos e nos trabalhos de campo dos monitoramentos destes acidentes. Além disto, foram analisados os processos de intemperismo mais relevantes durante as primeiras 48 h posteriores aos acidentes, que por ditarem o comportamento das manchas de óleo possuem relação direta com a intensidade dos efeitos desencadeados, uma vez que os planos de contingência de óleo no mar exigem que as medidas de resposta para contenção e limpeza do óleo sejam feitas logo nas primeiras horas seguintes aos vazamentos.

O segundo artigo aborda a problemática das vulnerabilidades associadas aos vazamentos de óleo com base na metodologia proposta pela tese, que foi apoiada nas estimativas de suscetibilidade obtida simulações hipotéticas sob variadas condições. Os resultados mostram-se mais favoráveis à gestão das áreas sensíveis propensas à contaminação quando comparados às vulnerabilidades ambientais baseadas apenas em informações expeditas, centrada nas informações da sensibilidade ambiental.

¹<https://www.journals.elsevier.com/environmental-pollution>

Article 1

Susceptibility to oil spill using case studies and simulated scenarios

Authors: Caroline Barbosa Monteiro; Phelype Haron Oleinik; Thalita Fagundes Leal; Eduardo de Paula Kirinus; Elírio Ernestino Toldo Júnior; Wiliam Correa Marques; and Bruna de Carvalho Faria Lima Lopes.

Submitted to *Environmental Pollution* on April 17th, 2020.

Abstract

Fossil fuels still prevail over other energy sources in the world's consumption energy matrix. Thus, oil transportation and operations over maritime routes have been in high demand for a long time. Although oil spill accidents caused by these activities have reduced significantly over the last few decades, they still cause great concern. From this perspective, this paper presents simulation analyses of oil spill case studies using TELEMAC-3D hydrodynamic model coupled with an oil model. Hence a location susceptible to such accidents was selected and three real oil spills were simulated, for each of which there were official technical monitoring reports available. The obtained results contribute to the knowledge of oil pollution susceptibility in environmentally sensitive areas, as well as provide information concerning oil slick behaviour. Additionally, similarities between the modelled results and the technical reports were confirmed. These findings are useful for contingency planning and responding to these probable accidents.

Keywords: Oil spill, Modelling, Susceptibility, Environmentally Sensitive Areas.

7.1 Introduction

Oil spills generate negative environmental impacts and liabilities (Cormier and Magnan, 1997) in the ocean ecosystems and coastal communities (Beyer *et al.*, 2016), threatening environmental safety (Azevedo *et al.*, 2017; and Lee and Jung, 2015), human health (Gohlke *et al.*, 2011; and Osofsky, Osofsky, and Hansel, 2011) and socioeconomic activities (Sumaila *et al.*, 2012). These casualties can trigger processes such as bioaccumulation and biomagnification in organisms (D'adamo *et al.*, 1997; and Wang *et al.*, 2019); increase aquatic and sediment toxicity (Akinola, Olawusi-Peters, and Akpambang, 2019; Struch *et al.*, 2019; Xia *et al.*, 2019; and Yoon *et al.*, 2019); and also expose humans to severe and chronic toxicity (Wells, Höfer, and Nauke, 1999) through swallowing, skin contact and inhalation (Noh *et al.*, 2019).

Maritime transport is the main route of intercontinental oil and tradable goods, and oil spills continue to take place throughout the world (Ha, 2018; and Lee and Jung, 2015), but more frequently in medium or small scales. Unfortunately, reliable reporting of small spills is often difficult to achieve as data available are often incomplete (ITOPF, 2018).

International agreements have been formulated, although not all maritime nations have been committed (Portmann and Connor, 1968), in an endeavour to significantly

reduce oil pollution. Indeed, in response to a series of tanker incidents between 1976 and 1977, the International Convention for the Prevention of Marine Pollution from Ships (MARPOL) was created. Its regulations have been designed to help prevent and minimise discharges during routine operations, as well as to combat oil spill threats (Ventikos, Louzis, and Sotiralis, 2019).

Currently the most frequent types of smaller scale oil spills recorded have been caused by allisions, collisions, groundings, hull failures, equipment failures, fires and explosions and others such as heavy weather damage and human error (ITOPF, 2018). According to Michel and Fingas (2016) human errors (30 to 50%) and equipment failures (20 to 40%) have the highest likelihood of occurrence.

Thus, despite of worldwide marine oil spill safety initiatives, the possibility of an accident cannot be eliminated, consequently, proper planning for these events is highly recommended to minimise the negative impacts they generate. Thereby, prior knowledge of the susceptible areas should contribute to efficient spill containment and the selection of clean-up techniques to be used in case of oil spill accidents. This information is usually obtained from aerial surveillance that allows to assess the spill situation and to generate useful information to guide response actions straight after the spill detection (Allen and Walsh, 2008; and Berry, Dabrowski, and Lyons, 2012).

With an efficient and fast prediction of the nature and scale of the problem, it may be possible to use different strategies for oil response at sea, as well as the containment and recovery, using equipment as booms, skimmers and sweeping arms, dispersants and *in situ* burning (Guo, 2017; ITOPF, 2014a,b,c). These techniques can be used as soon as an accident is reported, reducing the likelihood of oil pollution in environmental restricted areas as well as help determining priorities for protection in order to maximise effective use of available equipment.

Oil spill displacement and fate models are effective tools which allow a spatial-temporal explicit reconstruction of oil spills, while accounting for key processes such as evaporation and emulsification (Berenshtein *et al.*, 2019).

Oil spills modelling allows describing the movement of oil slicks under realistic scenarios and may generate useful information to back up contingency interventions and practitioners (Alves, Kokinou, and Zodiatis, 2014; Alves *et al.*, 2015; Luan *et al.*, 2019; and Meng *et al.*, 2019), for example, as the different oil slicks behave against the oil weathering processes in scales of hour up to days after the spills (Monteiro *et al.*, 2019a).

Thereupon, one of the challenges for oil contingency is to provide motivation for developing better response methods based on the understanding of oil interaction with seawater under different environmental conditions. When crude petroleum products are released into the sea, they are immediately subjected to a variety of weathering processes able to modify their properties (Øksenvåg, Fossen, and Farooq, 2019). Such changes also affect oil fate and behaviour, and have implications in the spill clean-up or contingency, reinforcing the importance of investigating oil weathering.

As a primary weathering process, involved in the natural removal of oil from the sea surface is evaporation. It acts stronger in the first 24 to 48 h after a spill (API, 1999). Usually evaporation removes the most volatile fractions of the spill in a few hours, and it is influenced mainly by the wind speed and the spill area and size (Fingas, 1999; and

Fingas, 1995).

Subsequently to the evaporation, the emulsification is another important process of weathering (Fingas *et al.*, 2001; and Reed, Gundlach, and Kana, 1989). It expands the volume of pollution (Fingas, 1999) and affects the exchange processes between the sea surface and the layer of air above it. While evaporation reduces the drifting oil mass, emulsification increases the oil slick size and also the hydrocarbon density and viscosity which in turn attenuates the evaporation rates (Fingas, 1997; Fingas and Brown, 2018; and Mishra and Kumar, 2015).

In view of the above, this paper was aimed at evaluating the ability of the modelling system of oil spill coupled to a three-dimensional hydrodynamic model in replicating real oil spills based on technical reports of three events classified as small that took place in a coastal area.

Even though the medium (7–700 t) and large (> 700 t) scale spills have been shown stronger downward trends over the last 49 years (ITOPF, 2018), 80 % of the incidents recorded since 1970 are classified as small (less than 7 t). Thus, an effort was made, in this study, to estimate the extension of the areas susceptible to the effects of oil pollution, especially those resulting from the small-sized spills.

Thus, aiming to generate more information concerning smaller-scale spills, which, although more frequent, have been less studied, this paper also compared modelled results of the oil slicks behaviour and movement of these accidents against information from their official technical reports.

7.2 Dataset and methods

More description of the methodology with the different data sources used and validation step are presented in the Supplementary Material.

7.2.1 Study area

Oil slicks resulting from real oil spills in the Southern Brazilian Shelf (SBS, 22°–34°S) were investigated since it was possible to recover historical information of accidents in this area. The vicinities of Imbé and Tramandaí are vulnerable to accidental oil spill as a consequence of the presence of oil collector buoys (MN-602, fig. 7.1–b), type Single Buoy Mooring (SBM), connecting the oceanic oil Almirante Soares Dutra Terminal (TEDUT) to Alberto Pasqualini Refinery (Refap) in Porto Alegre city. Both places are also particularly exposed as a result of the traffic of ships to and from Rio Grande city harbour (Marques *et al.*, 2017).

Extending from latitude 34°S to 22°S, the SBS constitutes the only part of the Brazilian shelf with a subtropical to temperate climate (de Mahiques *et al.*, 2010). It is a wide continental shelf with intense coastal currents and large mesoscale variability, generated by bathymetric or meteorological factors, such as the local winds, the microtidal behaviour (Möller Jr. *et al.*, 2001) and the constant influence of weather fronts (Dereczynski and Menezes, 2015). The coastal circulation occurs predominantly parallel

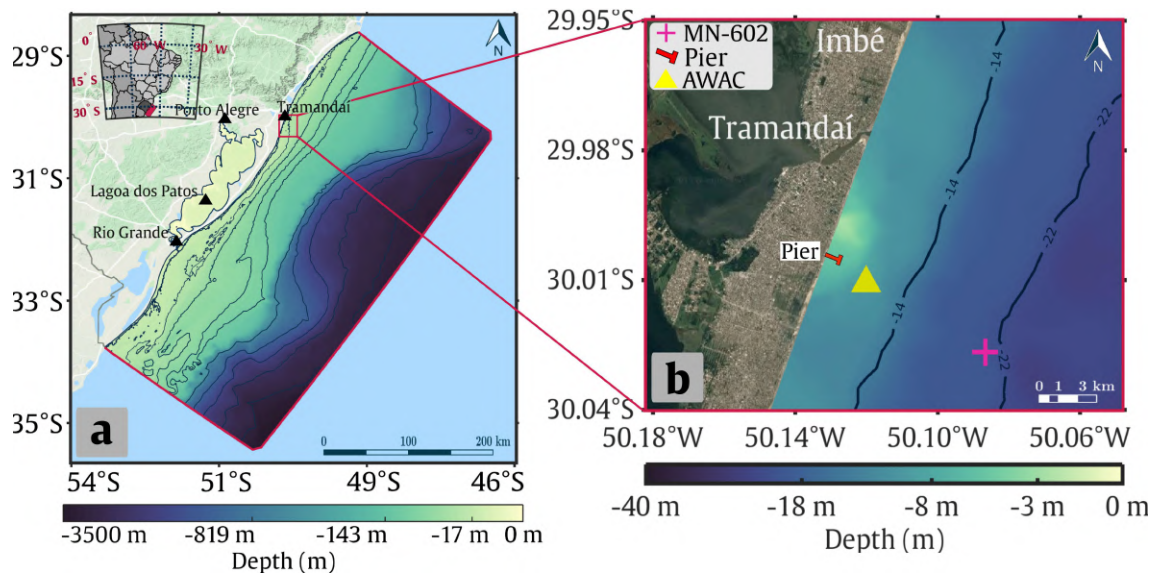


Figure 7.1: SBS outlined in red (a) and bathymetry by the colour bars. Red box (b) defining the specific area, while the pink “+” symbol points out the MN-602 and the AWAC equipment near Tramandaí coastal zone (yellow triangle) on Google Earth[®]image.

to the shore, forced by the incidence of wind (Zavialov, Möller Jr, and Campos, 2002), mainly by cold fronts stronger in winter (Stech and Lorenzetti, 1992).

The coast of Rio Grande do Sul state in Brazil is formed by a long sandy barrier, with few interruptions, Northeast-Southwest oriented, controlled by the wave action with bidirectional coastal drift and winds in northeast direction (Calliari *et al.*, 2009). The region of Tramandaí has mild slope beaches; morphodynamically classified as intermediate to dissipative; with the formation of well-developed frontal dunes (Tomazelli and Villwock, 1992) and a medium sensitivity to the influence of oil (Nicolodi, 2016).

Installed in the open sea, the single buoy MN-602 (fig. 7.1-b) is designed for the mooring of ships in the loading and unloading operations of oil and other products derivatives of oil, in particular, naphtha, diesel, petrochemical condensate and gasoline. This type of buoy is suitable for operations under adverse sea conditions, such as on continental shelves where the conditions of waves, winds and sea currents acting on the vessel might reduce the capacity of operation of the system (Horn, 1969).

7.2.2 Coupling between ECOS and TELEMAC-3D

TELEMAC-3D solves the hydrostatic Navier-Stokes equations under Boussinesq approximation together with the transport equations for scalar quantities of salinity and temperature. Finite element method was employed to solve the hydrodynamic equations, using sigma coordinate system for vertical discretization to represent the sea surface height and the seabed (Hervouet, 2007).

ECOS oil model represents an oil slick as a set of discrete particles whose displacement and behaviour information are updated with each step of time, considering changes in oil properties and hydrodynamic conditions (Marques *et al.*, 2017; Mello *et al.*, 2011; and Stringari, 2013).

Results from the three-dimensional hydrodynamic model, such as currents, salinity and temperature fields, are used by the oil spill model to calculate the weathering process and the transport of the oil particles at each iteration. The oil movement at the sea and changes in mass due to weathering processes generate information such as the evolution of the oil field. Meanwhile, TELEMAC-3D updates the water properties and transfers them back to ECOS.

7.2.3 Hydrodynamic variability analyses

TELEMAC-3D was used to perform hydrodynamic simulation for 9 years in order to identify the major time scales in which the most relevant processes occur and its implications for the oil pathway.

Cross-wavelet analyses were carried out according to Torrence and Compo (1998) methodology to allow the analyses of energy distribution of winds and current velocity time series of modelled data. Also, these cross-wavelet analyses were aiming at identifying the time scale of the cross-correlation that the effect of the winds exerts at local currents due to its relevance for the oil modelling. The time series were evaluated in frequency, time and spatial domains.

7.2.4 Oil spill cases

The oil spill starting points of the 3 accidents simulated were located at MN-602 buoy ($30^{\circ}1'36''S$; $50^{\circ}5'12''W$) operated by Transpetro company, about 6 km from Tramandaí fishing pier (fig. 7.1-b).

The initial oil density (915 kg/m^3), seawater density (1025 kg/m^3) and API degree² ($23,1^{\circ}$) on the arbitrary scale that measures the density of petroleum derived liquids, were used as initial conditions for all oil simulations. A maximum value of 75 % (Mackay *et al.*, 1982), corresponding to the maximum emulsification expected for the type of heavy oil fuel simulated, was used. The oil amounts were obtained through reference reports from the actual spills, where the largest ($13,53 \text{ m}^3$) is associated with the event of 26th January 2012 (FEPAM, 2012). The remaining events started on 3rd July 2014 and on 6th April 2016, both with the same initial volume (4 m^3) of oil spilt (FEPAM, 2014, 2016).

Furthermore, although the oil spills were monitored for the first 24 h after the beginning of the three events, simulations were extended to 48 h after each spill aiming at a detailed investigation of the susceptibility to oil contamination. To examine the potential spatial distribution of marine oil spills on the SBS, the probability of the oil spill pollution was estimated assuming three points for the start of the simulations, totalling 2897 oil spill events. Oil spill-susceptible areas were analysed and the probability of pollution hazard was mapped using *Terra View*³.

²Created by the American Petroleum Institute (API), along with the National Bureau of Standards, the API Gravity Scale allows the measurement of the relative density of liquids. The higher the oil density, the lower its API degree.

³<http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/projetos/terralib-terraview>

7.3 Results and discussions

7.3.1 Background hydrodynamic for oil modelling

Since the velocities of winds and currents are the main physical effects of oil behaviour in the study area (Janeiro *et al.*, 2008; Kirinus *et al.*, 2018; Marques *et al.*, 2017; Monteiro *et al.*, 2017; and Stringari, 2013), the spill simulations were analysed considering such geophysical variables.

A one-dimensional cross-wavelet was applied in order to identify the time scales to the most relevant processes acting in the study area. fig. 7.2 presents the Wavelet Power Spectrum (WPS) illustrating the energy distribution of the winds and current velocities of modelled data. This analysis shows the time scale of the cross-correlation that the effect of the winds exerts on local currents.

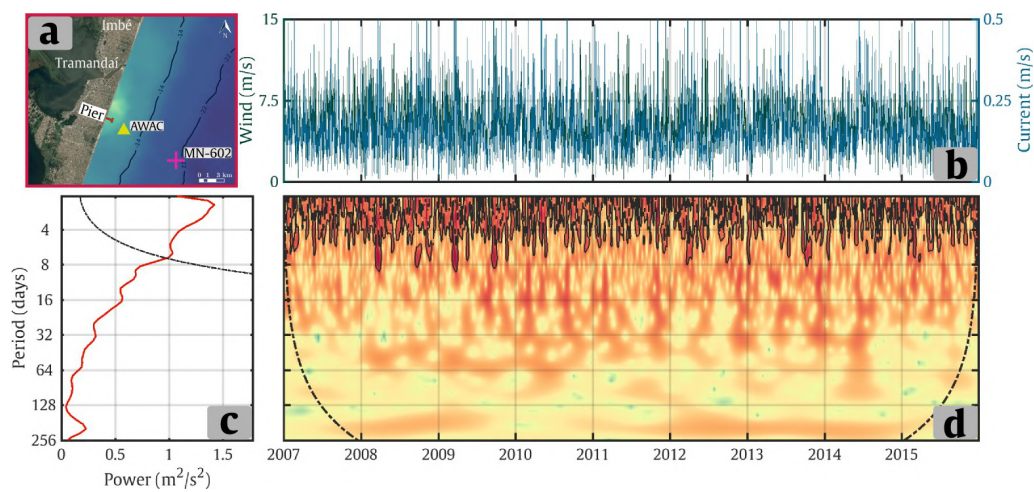


Figure 7.2: The point from the time series in pink “+” symbol (a), time series of the intensity of the wind and zonal component of currents (b), global wavelet power spectra (c), and the local cross-wavelet spectra (d).

The time series were obtained from a hydrodynamic simulation of 9 years (2007–2015), considering only the oscillation periods between 1 and 126 days, which better represents the processes associated with the wind influence on coastal currents of the study area (indicated by the red zones within the black contour lines in fig. 7.2 (d), according to previous studies in the region (Andrade, Toldo Jr, and Nunes, 2016; and Parise, Calliari, and Krusche, 2009).

For both the global (fig. 7.2–c) and the local energy spectrum (fig. 7.2–d), the ordinate indicates the period, in days, for the variability representation of the frequency of the signals in the time domain.

The curve represented by the black dotted line (fig. 7.2–d) delimits the influence cone, which excludes frequencies that may be neglected due to the absence of statistical confidence (95%). The zones with warmer colours inside the black dotted line (fig. 7.2–d) define the band of the frequency spectrum of greater energy variability along the time domain.

The results show that the energy concentration is higher over a short time period (fig. 7.2–d), increasing the dominance of the dynamic processes with period between 4

and 8 days. Although this result contains 9 years of simulation (abscissa of fig. 7.2–b and d), it points out that low-inertial wind and current regulating processes (less than 8 days) tend to control the most energetic dynamic pattern processes for the region considered.

Hence, fig. 7.2 (c) shows a high degree of significance for processes with less than 8 days which are possibly associated with large-scale pressure systems acting on the SBS, such as the Polar Anticyclone—specially between autumn and winter (Parise, Calliari, and Krusche, 2009; Saraiva, Bedran, and Carneiro, 2003; and Stech and Lorenzetti, 1992) and the Atlantic Anticyclone, whose effects are most expressive during spring and summer (Hasenack and Ferraro, 1989), generating dynamic variations in the winds associated with pressure gradient forces capable of acting on the behaviour of coastal currents (Andrade, Toldo Jr, and Nunes, 2016; and da Rocha, Sugahara, and da Silveira, 2004).

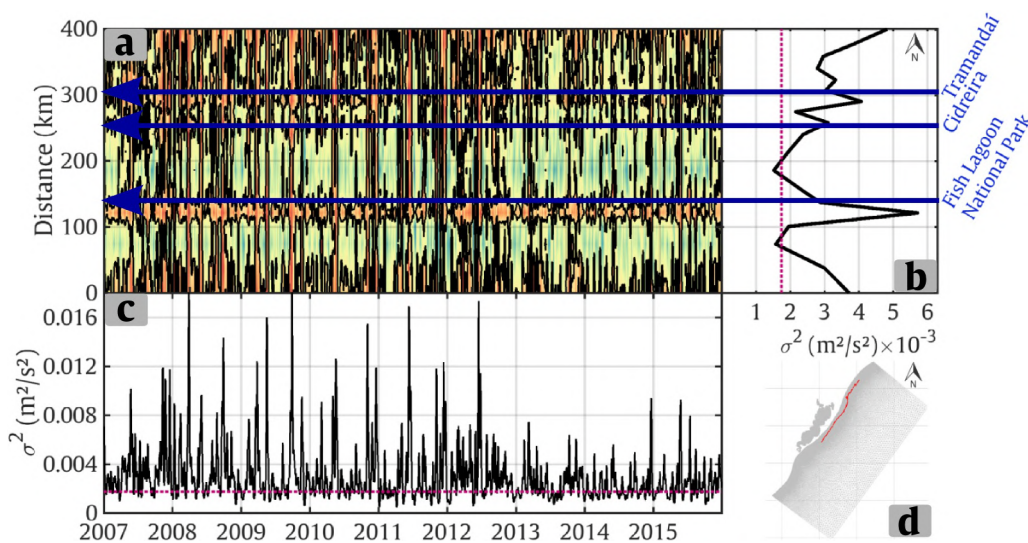


Figure 7.3: Two-dimensional local wavelet power spectrum (a) for average signals of 8 days of wind velocity (m/s) in points located in the 30 m isobar; (b) Mean-variance for the analysed period whose values below purple dotted line indicated those with statistical confidence (95 %); (c) Time series with the mean-variance for each point considered, and (d) Cross-section in the red line representing the analysed points of the numerical domain.

For a broader perspective, a two-dimensional wavelet analysis was also made, comprising the period bands between 4 and 8 days (fig. 7.3–a), presented as the most relevant, dealing with the correlation of the effect of winds on coastal currents, as shown in the one-dimensional wavelet (fig. 7.2) and similar studies (Marques *et al.*, 2017; Monteiro *et al.*, 2017; and Stringari, 2013).

This spatial variability analysis of the wind effect was evaluated along a 400 m long cross-section at the 30 m bathymetric line (ordinates in fig. 7.3– a and b), covering both the region of the oil simulations and its surroundings potentially susceptible to the effects of pollution generated by these accidents.

Energy peaks throughout the evaluated cross-section were also identified, some of them, indicated by blue arrows, highlight localities for spatial reference purposes (fig. 7.3–a and b) within 95 % of confidence (fig. 7.3–c).

The region of the simulated spills is located near Tramandaí, highlighted in blue at the 300 km mark (ordinates in fig. 7.3–a and b). For instance, this region is an example of a high energy area coupled with high variability of incident winds in the frequency domain of the signals with periods up to 8 days in the local spectrum (colour bar in fig. 7.3–a).

This evaluation of the spatial and time scale of the changes in the wind patterns is important because it allows discriminating the regions most influenced by the variability of the wind conditions, associated to warmer colours in the cross section analysed by the 2D wavelet (colour bar in fig. 7.3–a).

Such regions may need to be dealt with special attention regarding emergency oil spill plans since the winds and the coastal currents are the major forces contributing to the movement of oil (Marques *et al.*, 2017; Monteiro *et al.*, 2017; and Stringari, 2013). Thus, abrupt changes in wind conditions may also cause variability of the areas susceptible to the effects of oil.

Other regions have also revealed considerable variability in wind conditions on the scale of a few days. Many of these areas have remarkable environmental sensitivity to contamination with oil spills, such as the areas near Peixe Lagoon National Park created in 1986, surrounded by the municipalities of Tavares, Mostardas and São José do Norte, with the aim to protect migratory bird species and specimens of the coastal ecosystems of Rio Grande do Sul (Pinheiro and da Silva, 2019).

7.3.2 Susceptibility

An estimation of the oil contamination susceptibility was applied in the analyses performed herein towards the use of polygons to group and outline oil particles in water, adapted from Leal 2019; and Alves, Kokinou, and Zodiatis (2014), Alves *et al.* (2015), Lopes *et al.* (2019), Marques *et al.* (2017), and Monteiro *et al.* (2019b). The Littoral Sensitivity Indexes (LSI) from the Brazilian Oil Sensitivity Charts (SAO charts) of Pelotas Basin (MMA, 2002 and Nicolodi, 2016) were used in this section. The LSI classifies the coastlines according to an environmental sensitivity scale ranging from 1, the lowest, to 10, the highest sensitivity. This index considers the levels of exposure to wave and tidal energy, the slope of the coast and the type of substrate (Jensen, Halls, and Michel, 1998; Petersen *et al.*, 2002; and Wieczorek, Dias-Brito, and Milanelli, 2007).

The oil spill event analysed started at 12 PM on 26th January 2012 during an unloading operation from the Elka Aristotle vessel to Transpetro buoy (MN-602, fig. 7.1–b), a rupture of a safety valve of the breakaway coupling type installed in the floating buoy sleeves took place, resulting in about 13,53 m³ of oil being spilt and spread in the vicinity of Tramandaí fishing pier, near Tramandaí lagoon inlet. This event was simulated and presented in fig. 7.4.

fig. 7.4 (a) shows that 4 h after the spill started, 4 PM local time, the emulsion spread over an area of 3,9 km² along the coastal waters, which was comparable to the 3,36 km² indicated in the technical report of this oil spill event (FEPAM, 2012). At 5 PM, 5 h after the start of the spill, the area of oil coverage increased to 13,6 km² and reached the beach (fig. 7.4–b), then between the 5th and 6th hours after the spill (fig. 7.4–c) the oil started

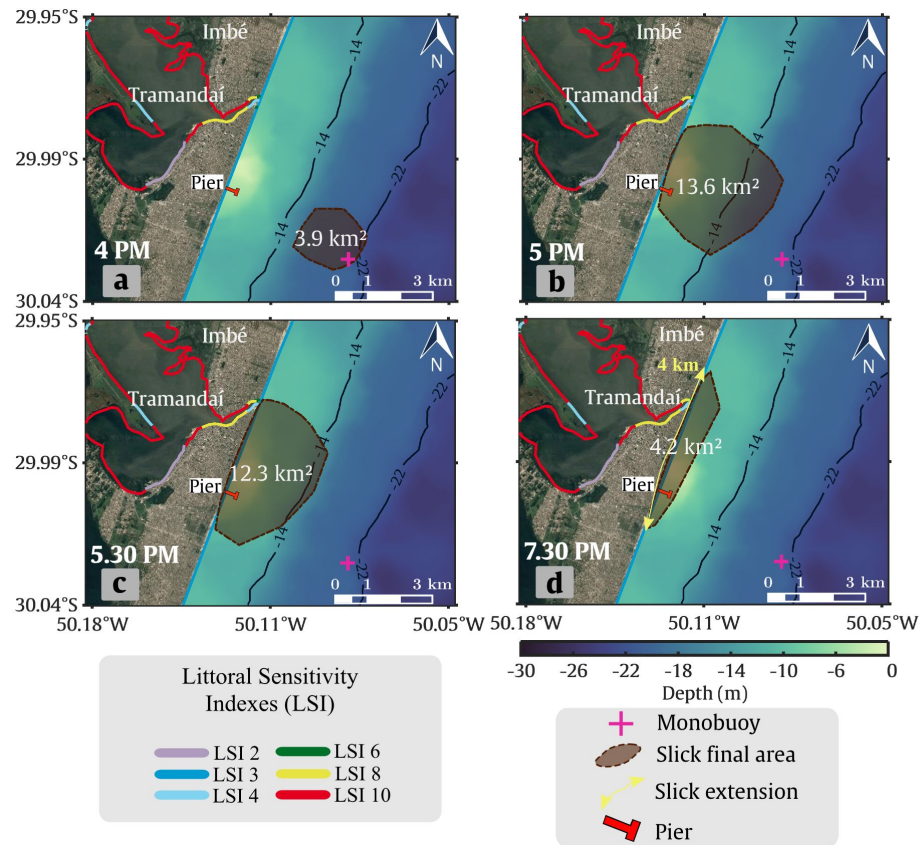


Figure 7.4: Snapshots of the susceptibility polygons (in brown) for the event of 12 PM on 26th January 2012. Bathymetry indicated by a colour gradient on top of Google Earth® image, and LSI from Nicolodi (2016). Number of hours after oil spill event for each panel: (a) 4 h; (b) 5 h; (c) 5 h:30 min and (d) 7 h.

to spread along the shore, which is also in agreement with the technical report (FEPAM, 2012).

Hence, around 7 PM on 26th January 2012, the pollution reached the beach stretch between the pier and Tramandaí lagoon outlet, approximately 4 km long (fig. 7.4–d), equivalent to the 3,5 km recorded in the technical report (FEPAM, 2012). The final simulated area was 4,2 km² of oil contamination positioned along the coastline, which happened 7 h after the simulation starting time.

This final area (fig. 7.4–d), is distributed in a 4 km long oil slick along the shore, which corresponds to pollution covering more than 15 % of the combined beach line of Tramandaí and Imbé altogether (25,3 km)⁴.

The modelled oil slick reached almost a third of the 12 km of Tramandaí beach, threatening neighbourhood areas with high LSI values (10, 8 and 4 – fig. 7.4), such as salt marshes, recreational and artisanal fisheries, dunes, tourism infrastructures, beaches and environmentally protected spaces. The modelled oil slick also reached zones of LSI-3 (Nicolodi, 2016), with substrates of medium permeability, moderate penetration and deposition of oil.

In 2014, another spill occurred at the same location, at 12,30 AM on 4th July, during

⁴http://www.tramandai.rs.gov.br/index.php?acao=conteudo&conteudos_id=12

shipping operations of tanker Pinnacle Spirit. This spill was a result of the mooring line from the ship to the buoy breaking due to strong wind gusts.

Although the pollution was controlled within 24 h after the spill (FEPAM, 2014), the simulation lasted 48 h, showing the movement towards open sea. The conditions of the oil slick movement were favourable to the use of physical and chemical methods of dispersants among other spill containment and clean-up techniques.

According to the technical report (FEPAM, 2014), at the end of the oil containment efforts, there were no visible impacts or signs indicating oil contamination in the coastline or open sea, which was also observed in the modelled results (fig. 7.5). It is worth pointing out that, the chemical and mechanical dispersion processes have not been included in the simulations.

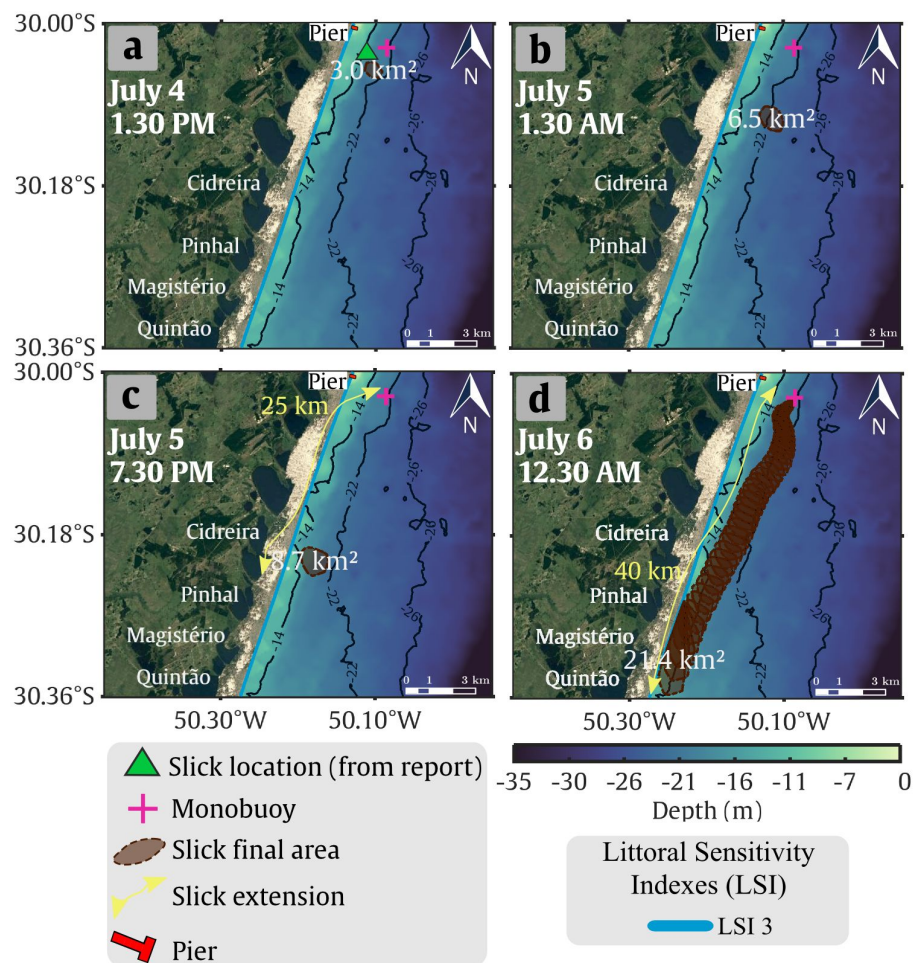


Figure 7.5: Snapshots of the susceptibility polygons (in brown) for the event of 12,30 AM on 4th July 2014. Bathymetry indicated by a colour gradient on top of Google Earth® image, and LSI from Nicolodi (2016). Number of hours after oil spill event for each panel: (a) 13 h; (b) 25 h; (c) 31 h and (d) 48 h.

The accuracy of the 2014 modelled spill was demonstrated by the agreement between the precision in the positioning of the oil slick resulting from this study and the coordinates of the actual oil slick obtained during one of the monitoring flights ($30^{\circ}1'29,15''$ S; $50^{\circ}6'37,22''$ W) at 13 h after the spill, indicated by the green triangle in fig. 7.5–a.

Furthermore, in accordance with the technical report (FEPAM, 2014), the simulated oil slick showed dominant movement towards the southeast and parallel to the shore (fig. 7.5–a, b) during the first 24 h following the spill.

The information about the 48 h of the spill is in part speculative, once that the technical report of the spill monitored in detail only the 24 h following the accident. Nevertheless, based in realistic hydrodynamic conditions, this additional 24 h (fig. 7.5–c, d) may represent a good approximation of the extent of pollution arising from failures in oil control activities or even changes in the necessary conditions for the use of the chemical dispersants, as was done during the works to control the oil spilt (FEPAM, 2014).

Therefore, after 31 h from the beginning of the oil spill (fig. 7.5–c), at 7,30 PM of the day after, the path of the oil slick would be redirected gradually from the direction of movement offshore and parallel to the shore to a progressive movement towards the coastal waters. In the scenario described, the susceptibility polygons would advance towards the coastline covering an extension of approximately 25 km from the starting point, as indicated by the yellow arrow. Thus, part of the pollution would reach beaches in the cities of Pinhal and Magistério, besides a segment near Quintão city.

After 48 h from the start of the spill, a possible scenario would be one in which the oil would end up in the coastal strip, reaching about 40 km of displacement from the point of release (fig. 7.5–d, indicated by the yellow arrow). In this case, the susceptibility polygons would cover areas with LSI-3 and the resulting oil pollution could threaten urbanised areas important to tourism and other multiple use areas, as well as the quality of areas of ecological importance such as coastal lagoons, wetlands and natural dunes.

The third spill simulated occurred around 8,30 PM on 6th April 2016, during transshipment activities between an oil tanker off the coast of Tramandaí and the same buoy of the previous accidents described.

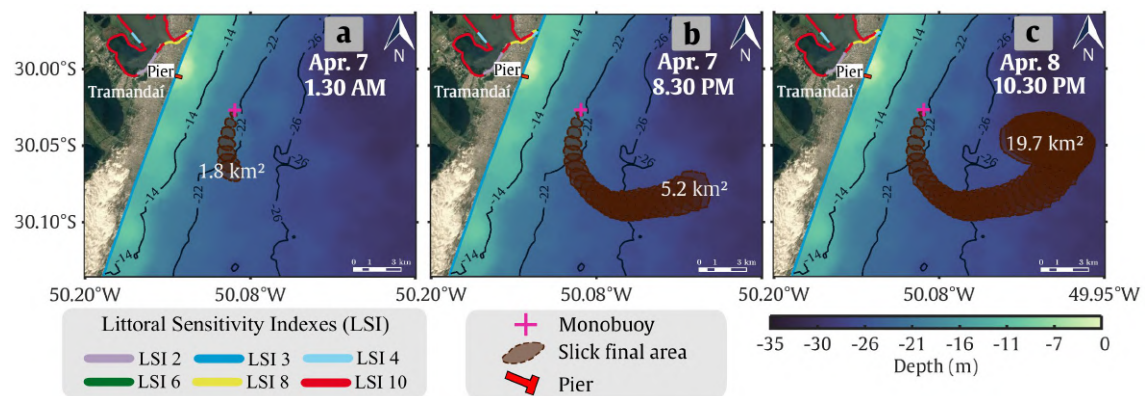


Figure 7.6: Snapshots of the susceptibility polygons (in brown) for the event of 10,30 PM on 6th April 2016. Bathymetry indicated by a colour gradient on top of Google Earth® image, and LSI from Nicolodi (2016). Number of hours after oil spill event for each panel: (a) 3 h; (b) 22 h and (c) 48 h.

The oil slick was directed offshore for 48 h fig. 7.6, travelling a close range of 30 km after conditions of prevailing winds and currents. This event caused possibility fewer damages, since its susceptibility polygons increased into open sea waters.

As a result of that, the initial oil load spread into deep waters, favouring the natural depuration of pollution in the course of 48 h of monitoring, in the context of the works to prepare the technical report. Beyond that, the slicks have moved away from environmentally sensitive areas. Therefore, the model outputs were equivalent to the technical report information provided by the Brazilian Environment Agency FEPAM (FEPAM, 2016) during the first 24 h following the spill (fig. 7.6–a, b).

Minimum factors may promote changes in the oil pathways, as, for instance, variations in the direction of the incident winds that are capable of forcing the oil to more sensitive coastal areas. As presented in section 3,1 and, in more detail, these changes are expected in the scale of 4 to 8 days for the study area as observed for spills simulated herein.

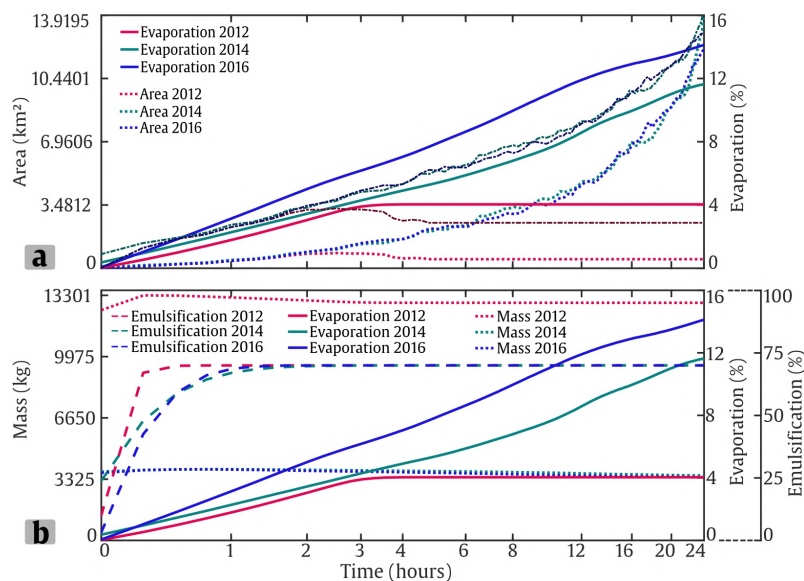


Figure 7.7: Oil slick areas *versus* evaporation rates (a), and emulsion mass *versus* evaporations and emulsification rates (b) for the events of: 26th January 2012; 4th July 2014 and 6th April 2016.

As the results presented, for the case of small spills, especially such as the ones occurred in 2014 and 2016, wide areas of susceptibility to oil contamination were generated. On the other hand, for the spill of 2012, the areas of susceptibility polygons were less extensive, despite the fact that part of the pollution generated has reached areas of high LSI values in the first 5 h after the starting of the oil spill.

The simulated oil movement and behaviour agree with some results from previous studies (Marques *et al.*, 2017; Mello *et al.*, 2011; and Stringari, 2013), in which the advection of oil occurs mainly due to the effect of local winds and the direction and intensity of coastal currents.

The higher evaporation rates correspond to the slicks with the largest spreading areas (fig. 7.7–A), as also verified by Fingas (1995). For all simulated cases, evaporation increased 3 to 4 times over the first 24 h, 75/5000 corresponding to the highest oil spreading rates in coastal waters.

The mass increase of the water-in-oil emulsion followed the evolution of emulsification rates for the first 4 h simulated (fig. 7.7–B), which reached the maximum value

of 75 % according to the maximal emulsification expected for the type of heavy fuel oil that was used in the simulations of the present study. Those are also in accordance with values obtained from weathering experiments done in the field for three types of oil (Mackay *et al.*, 1982).

Because oil spills could happen at any time from anywhere next to the shipping routes, simulations based on only three oil spill events and at one single location (MN-602) cannot provide the comprehensive information on oil contamination. Therefore, for oil spills that started at the nearby continental shelf, a set of susceptibility areas to oil effects resulted in greater spreading of areas likely to be contaminated (fig. 7.8).

However, the modeling of oil slicks from the same spill point as the studied historical cases, with 2897 simulations (one per day between 2007–2015) of oil spills made it possible to map the highest hazard probabilities (between 0,89 and 0,63) were confined to the smallest area in the vicinities of Tramandaí and Imbé, hitting also important beaches in the region.

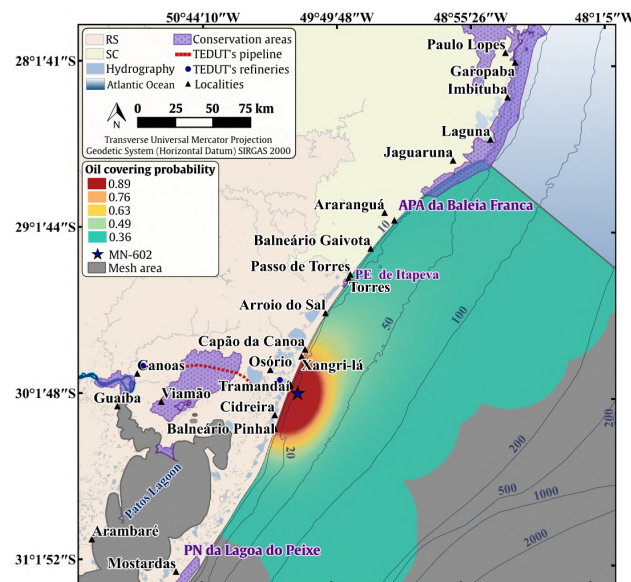


Figure 7.8: Oil covering hazard for the oil collector buoy (MN-602).

Despite this, the inherent danger of oil dispersal in this shore face has resulted in threats over a wide area. Although, under relatively low pollution probabilities (0,49 to 0,36), oil particles reach environmental conservation sites, such as the Lagoa do Peixe National Park and the APA da Baleia Franca.

Thus, the reliability of the susceptibility assessment could increase given a larger number of oil spill scenarios. In addition, a stochastic approach would be more appropriate for this type of analysis, allowing varying also the start point of the oil spill along the critical areas.

7.4 Conclusions

It was noticed that the variability of the oceanographic and meteorological conditions are sources of uncertainties in the susceptibility estimations of oil contamination. The

reliability of the susceptibility assessment could increase if it was based on a larger number of oil spill scenarios.

The verified consistency between the modelled results and the information from technical reports of the accidents are favourable indicators of the benefits of applying the present methodology to similar studies for the characterization of oil spill-related processes in different areas.

Modelled results of evaporation, emulsification and mass increase of the water-in-oil emulsions also shown to be consistent with reference literature values. This contributes with the understanding of the oil slicks behaviour due to small-scale accidents, which albeit more frequent, are still poorly studied.

Finally, this information can help guiding pollution control actions in areas of greater susceptibility, prioritizing timely interventions in sensitive areas in the aftermath of accidents.

7.5 Supplementary material

A more complete description of this study's methodology is presented in this section, as well as a list of the different public databases accessed, these include: details of the physical conditions of the environment imposed on the computational domain, and the validation of the TELEMAC-3D model. Further information concerning the variability analyses for the hydrodynamic conditions considered are illustrated in the images presented herein.

The initial conditions represented the values of sea surface height, current velocity, and water temperature and salinity at the beginning of the simulations. The boundary conditions represented the physical state of the environment outside the computational domain, such as the atmospheric conditions that promote the interaction on the interface layer between water and air; the oceanographic data applied for areas outside the domain; the solid boundaries configured by bathymetry and shoreline tracing, as well as the time series of river discharge data, which represented the freshwater input in the system.

7.5.1 Boundary and initial conditions

A finite element mesh, generated using *BlueKenue*⁵ software, was employed to impose solid static contours on the modelling system. The mesh created has 165.548 nodes and 323.929 triangular elements distributed in an area of approximately 230.000 km² with spatial resolution ranging from 12.000 m to 15 m, refined sections towards shallow waters, and maximum depth of 4000 m. Mesh independence studies were carried out in previous work (Monteiro *et al.*, 2019a,b).

Bathymetric data interposed at the coastal region and Patos Lagoon were provided by the Hydrographic Centre of the Brazilian Navy⁶, while data from General Bathymetric Chart of the Ocean⁷ (GEBCO) were used in oceanic zones.

⁵<https://nrc.canada.ca/en/research-development/products-services/software-applications/blue-kenuetm-software-tool-hydraulic-modellers>

⁶<http://www.marinha.mil.br/chm/chm/dados-do-segnav-cartas-nauticas>

⁷<http://www.gebco.net>

TELEMAC-3D was initialised at the oceanic boundaries with temperature, salinity, current velocity and sea water level obtained from experiment 19,1 of the Hybrid Coordinate Ocean Model (HYCOM), Navy Coupled Ocean Data Assimilation (NCODA) Global Project 1/12° Reanalysis⁸, in which the spatial resolution was 0,08° (≈ 9 km) and time resolution was 24 h. The model was also forced by astronomical tides provided by OSU Tidal Inversion System (OTIS, Egbert and Erofeeva, 2002) at oceanic boundary.

At the surface layer, data from atmospheric pressure reduced at sea level, wind velocity measured at 10 m of the surface and air temperature from ERA-Interim global reanalysis of the European Centre for Medium-Range Weather Forecasts⁹ (ECMWF, Simmons, 2006) were used, with time and spatial resolution of 6 h and 0,75° (≈ 83 km), respectively.

Daily riverine discharge inflows from the Brazilian National Water Agency¹⁰ (ANA) were imposed on the nodes of the mesh at Patos Lagoon. fig. 7.9 shows an illustration of the mesh used and the imposition of the different types of data described.

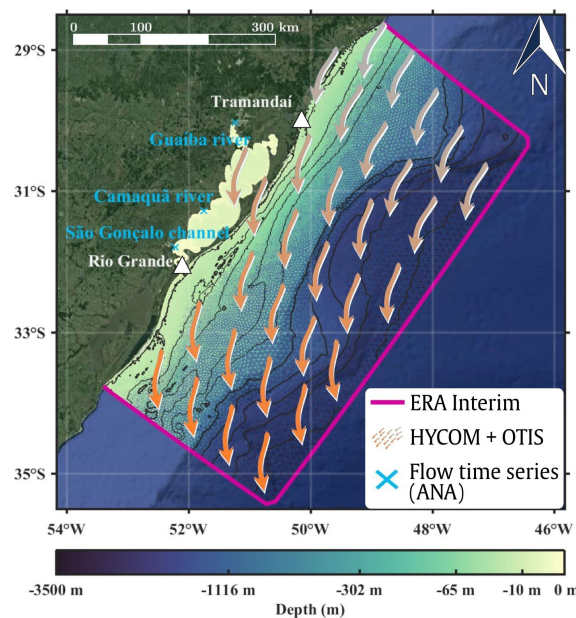


Figure 7.9: Illustration of the finite element mesh and the different data types applied to generate the initial and boundary conditions of the numeric domain of the study over Google Earth[®] image. Oceanographic data (magenta line), weather data (orange arrows) and bathymetry represented by colour bar.

7.5.2 Hydrodynamic calibration and validation

The numerical domain of the current study has also been submitted to a set of hydrodynamic simulations for purposes of calibration of different combinations of wind influence coefficient, ranging from 1×10^{-5} to 1×10^{-6} , and the bottom friction coefficient, varying from 0,01 to 0,09.

⁸<https://hycom.org/dataserver/gofs-3pt1/reanalysis>

⁹<http://www.ecmwf.int>

¹⁰<http://www.snirh.gov.br/hidroweb>

These are important coefficients to hydrodynamic modelling and its intervals were based on previous studies in the SBS (Marques *et al.*, 2017; and Stringari, 2013). More details concerning the hydrodynamic calibration phase may be found in Monteiro *et al.* (2019a,b), in which some of the 27 calibration simulations, with 90 days duration each, are presented.

The aforementioned calibration studies (Monteiro *et al.*, 2019a,b) showed agreement between the time series of the modelled results and field data. In addition, statistical metrics of similar studies (Oleinik, Marques, and Kirinus, 2017a,b) were also evaluated, where strong Pearson correlation values (0,86 to salinity and 0,78 for meridional current velocity (Monteiro *et al.*, 2019a,b)) were verified, these values are sufficiently close to 1 which indicates a good linear correlation between the data, which in turn demonstrates the ability of the modelling system in reproducing realistic hydrodynamic conditions in the study area.

As a result of that, the best configuration of the calibration tests (Monteiro *et al.*, 2019a,b) was applied to three monthly hydrodynamic simulations (July 2014; March 2015 and April 2016) for the validation of the modelling system used in the present study.

The observed data were measured from an Acoustic Wave and Current Profiler (AWAC/Nortek) located about 2 km from Tramandaí (32°8'12"S; 52°6'9"W), at 11 m depth (Fig. 1-b in the main article). Current data are oriented to 90° in respect to the true north and they have been decomposed into zonal and meridional components.

In order to improve the agreement between the different data sources, since the modelling system did not include the effect of high-frequency signals for periods smaller than 12 h, a Lanczos-cosine filter was applied to the current velocity series similarly to the approach used by Thompson (1983).

The time series showed a good similarity between modelled and observed data, although the model tends to underestimate the observed data in some points fig. 7.10 according to previous findings using a comparable simulation setup in the study area (Marques *et al.*, 2017; and Stringari, 2013).

For the validation stage fig. 7.11, the model outputs were compared with the observed data for the same location and depth (AWAC equipment position, near Tramandaí coastal zone fig. 7.11, using Taylor diagram (Chawla, Spindler, and Tolman, 2013; and Taylor, 2001). Consistent values of Pearson correlation coefficient were obtained for the validation simulations, with values of 0,69 (fig. 7.11-a), 0,71 (fig. 7.11-b) and 0,73 (fig. 7.11-c), for the years of 2014, 2015 and 2016, respectively. Such values are within the 0,7 of Pearson's correlation suggested by Lalbeharry (2002) as adequate for modelling representation of the observed data.

The Maximum Root Mean Square Error (RMSE) value (0,12 m/s) (fig. 7.11-a, b and c, highlighted in green) obtained was close to zero, as expected, for time series of the meridional component of current velocity at 3 m depth. RMSE values were also close to those found in a similar study (Marques *et al.*, 2017) for the same region (0,20 m/s). Additionally, the RMSE value determined in this study matched RMSE values obtained in other studies of similar areas and modelling conditions: 0,16 to 0,24 m/s (Kirinus *et al.*, 2018); 0,193 m/s (Lopes *et al.*, 2019) and 0,21 m/s (Leal *et al.*, 2019b,c).

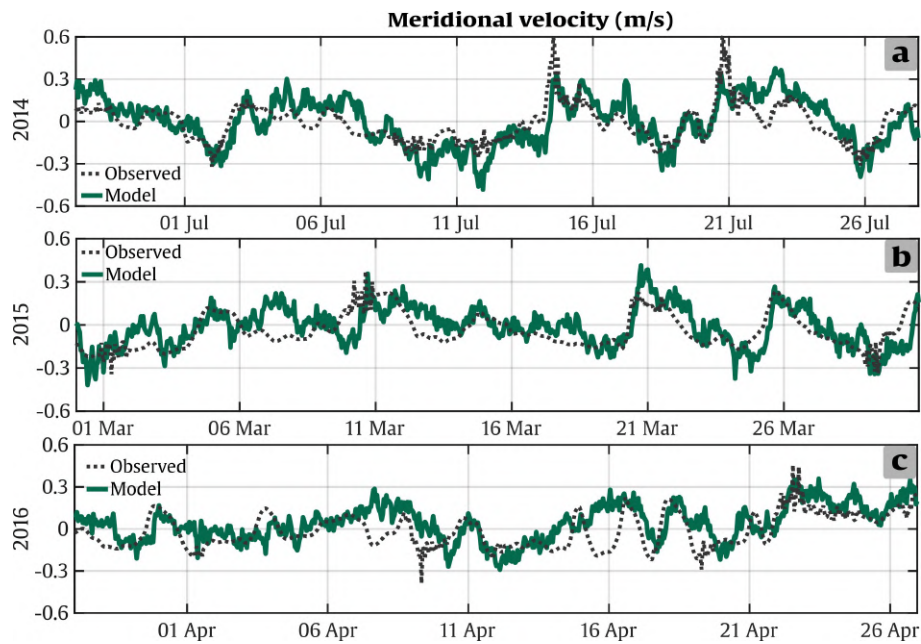


Figure 7.10: Time series data used for the validation tests: meridional currents velocities for the three simulations (a: July 2014, b: March 2015 and c: April 2016)

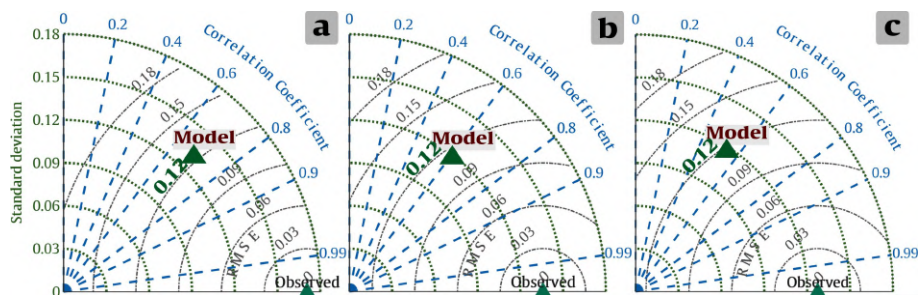


Figure 7.11: The standard deviation and Pearson’s correlation coefficient for the validation tests: meridional currents velocities for the three simulations (a: July 2014, b: March 2015 and c: April 2016)

Article 2

Integrated vulnerability to oil spills in sensitive areas

Authors: Caroline Barbosa Monteiro; Phelype Haron Oleinik; Thalita Fagundes Leal; João Luiz Nicolodi; Wiliam Correa Marques; and Bruna de Carvalho Faria Lima Lopes. Submitted to *Environmental Pollution* on March 3rd, 2020.

Abstract

As the typical range of influence of oil spills surrounds urbanized and economically active areas, it is likely that most sensitive regions may not be part of the most vulnerable locations. This assumption can be understood when adopting the vulnerability approach based on the integration of dynamic information such as oil pollution susceptibility. Susceptibility is a poorly consolidated term and often assumed as a synonym for environmental sensitivity, generally represented by the Environmental Sensitivity Index. The present study evaluated a region's sensitivity to the effects of oil according to its oil spill probability and its environmental vulnerability. Static information inherent to the medium was integrated with information of dynamic nature linked to trajectory, behaviour and fate of oil at sea. The results proved to be useful to highlight critical areas, for which the highest levels of severity are expected.

Keywords: Oil spill, Modelling, Susceptibility, Hazard, Vulnerability.

Main finding

This study allowed estimate oil spill vulnerability in environmentally sensitive areas, subject of high global concern due to the environmental losses and other negative impacts.

7.6 Introduction

Vulnerability analysis of marine oil spills remains useful and important, mainly due to the fact that oil exploration and extraction continue to be large contributors in the global market (Nelson and Grubestic, 2017).

According to classic approaches, oil spill vulnerability is the degree of affectability, or response of the environmental elements, to oil pollution threats. Such information is usually obtained from oil sensitivity mappings, and represented as static variables (Nelson *et al.*, 2015; and Nelson and Grubestic, 2017).

In case of accidental marine oil spills, shorelines, preferably with high susceptibility and hazard, should be prioritized, as they are critical areas for pollution (Alves, Kokinou, and Zodiatis, 2014; and Alves *et al.*, 2015) and more sensitive to adverse effects. The estimation of oil-susceptible areas can be employed to delimit hazard maps, indicating areas of spreading and diffusion of oil spills. Therefore these areas may have a larger

vulnerability of oil pollution as predicted by Alves, Kokinou, and Zodiatis (2014) and Alves *et al.* (2015).

Following an well-accepted concept in the literature, hazard is the probability of occurrence of a potentially damaging phenomenon in a given area and in a given period, and the impact of that event on the environment or society (Larson, 2003; and Varnes, 1984). Hence, hazard mapping is a crucial phase of the risk-management and decision-making process because it allows one to identify and categorise the threatened location. Such mapping comprehends an interdisciplinary approximation, taking into account and integrating information from distinct scientific domains (Alves *et al.*, 2016a,b; and Shami *et al.*, 2017).

As pointed by Beguería and Lorente (2002), any hazards-mapping study might address and answer key questions such as magnitude, location and time recurrence of a dangerous process triggered by these accidents. Made from modelling results, these maps are extremely important to decision-makers when planning for marine protected areas, placing new infrastructure, or enacting protocols on handling marine pollution (Alves *et al.*, 2016b; and Goldman *et al.*, 2015).

Azevedo *et al.* (2017) present a hazard assessment based on oil transport and exposure to oil load as a general vulnerability approach. Neves *et al.* (2015) combined risk and vulnerability to estimate impact along a shoreline area, while Shami *et al.* (2017) integrated the Environmental Sensitivity Index (ESI) and hazard probability to evaluate potential oil spill vulnerability in coastal areas.

Therefore, this paper assumes a physical definition of vulnerability as a dynamic variable resulting from the integration of intrinsic environment data (Li *et al.*, 2012; and Uzielli *et al.*, 2008). Moreover, the oil pollution intensity and environmental sensitivity data in susceptible areas were addressed. Subsequently, the environmental vulnerability was estimated by integrating threat maps, oil slick density, and ESI per location. Information, such as the fractions of oil evaporated and oil trapped on the coast, can be considered on the estimates and classification of vulnerable areas (Alves *et al.*, 2015).

Thus, this work is aimed at estimating the possible reach of oil spills by indicating the most vulnerable areas contributing, consequently, to the monitoring of expected damage in regions with the highest probability of oil pollution.

Additionally, the vulnerability index is useful to assess a range of conditions and scenarios and for providing a better understanding of the potential risks related to marine oil spills. This layer of information also allows representing different levels of potential harm caused by the oil interaction with the environment. Furthermore, it can improve the decision-making process for operators, responders, and stakeholders to support spill prevention as well as response readiness (Nelson *et al.*, 2015).

7.7 Materials and Methods

Numerical simulations of oil spill events were performed in order to estimate the probability of the studied areas to be polluted by oil in case of accidental spills. A total of 17,382 different simulations were performed, each characterized by the spill event's

proximity to different possible pollution sources, such as shipping routes, pipelines, and refinery and petrochemical industries.

The oil covering probabilities were estimated using numerical modelling data. The oil spill simulations were carried out by coupling two numerical models: TELEMAC-3D and Easy Coupling Oil System (ECOS). The methodological steps of this section can be summarized as follows:

- I. Bathymetric, shoreline, oceanographic, meteorological and river discharge data were processed and interpolated to the computational grid since they are key for TELEMAC-3D to generate the hydrodynamic results used in the oil spill model.
- II. The oil spill movement and behaviour and the susceptible areas were obtained from the ECOS oil model. For the weathering, the time series of evaporation and emulsion mass in the first 48 h after the accidents were used.
- III. Oil spill-susceptible areas were analysed and the probability of pollution hazard was mapped using *Terra View*¹¹.
- IV. The modelled data, the oil spill probabilities, and the environmental oil sensibility data and spill behaviour, were processed and integrated into a GIS environment using QGIS¹² and the Analytic Hierarchy Process (AHP) of Saaty (1990) was used to finally obtain the vulnerability areas.

A more thorough description of the methodology with a different dataset, computational grid independence tests, and calibration of hydrodynamic parameters and validation of the simulation setup are presented in Monteiro *et al.* (2019a,b).

7.7.1 Study area

The Southern Brazilian Shelf (SBS, fig. 7.12–a) was selected as the study area due to its historical records of accidental oil spills in estuarine and coastal environments. Extending from latitude 34° S to 22° S, it is a wide continental shelf with intense coastal currents, large mesoscale variability generated by bathymetric and meteorological factors, such as local winds, micro-tidal behaviour and constant influence of weather fronts, stronger during winters (Dereczynski and Menezes, 2015; Möller Jr. *et al.*, 2001; and Stech and Lorenzetti, 1992).

In terms of oil sensitivity this region presents rocky shores, classified as features of low coastal sensitivity to oil (Littoral Sensitivity Index (LSI) 1 and 2), sandy beaches (LSI 6 to 4), and sandy or muddy plains with vegetated margins classified with LSI from 8 to 10, according to specific characteristics (Marinho and Nicolodi, 2019; MMA, 2007; and Nicolodi, 2016). Most northern areas present medium sensitivity to the influence of oil, except for some high LSI around coastal lagoons. In the south, LSI values are more diversified and more severe oil sensitivity levels can be found.

In the southern zone of the study area, the Patos Lagoon estuary is an economically important area for the southern Brazilian states due to maritime, industrial and tourism

¹¹<http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/projetos/terralib-terraview>

¹²<https://www.qgis.org>

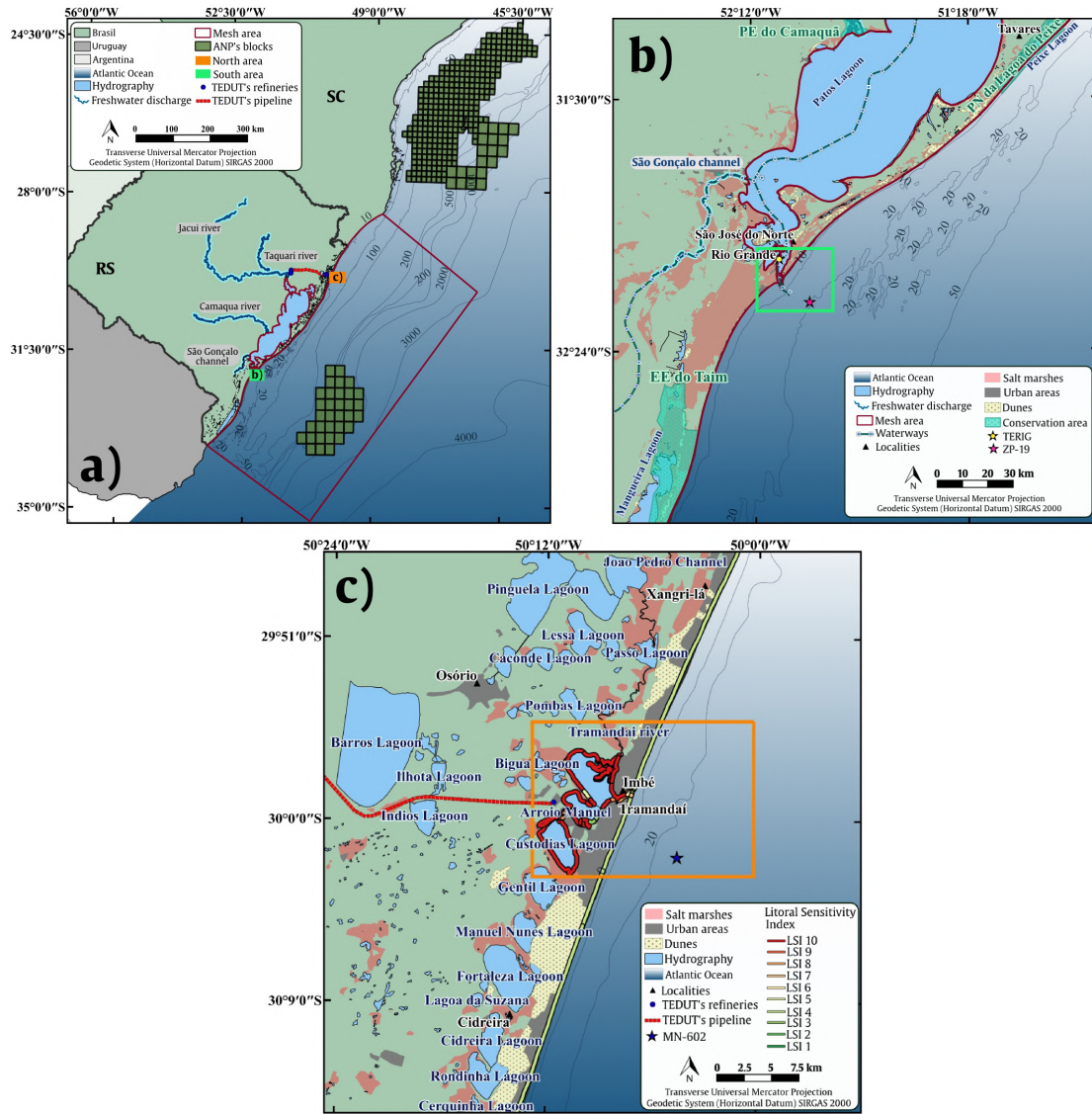


Figure 7.12: (a) Southern Brazilian Shelf (SBS) and detail of the (b) south region of the study area: green box and star highlight estuarine and maneuvering zone near the lagoon access channel respectively; and the (c) north region of the study area: orange box, with blue star pointing to the buoy near the coast.

activities (fig. 7.12–b). The area is also threatened by the pollution effects from the Rio Grande port and industrial zones, due to the activities of oil refinery and port terminal, fertilizer-producing plants, fishery, and urban places of Rio Grande (Leal *et al.*, 2019c; Lopes *et al.*, 2019; Mirlean, Andrus, and Baisch, 2003; and Mirlean *et al.*, 2003).

At the northern region, the vicinities of Tramandaí and Imbé are subject to accidental spills at the oil collector buoy MN-602 (fig. 7.12–c), connecting the Almirante Soares Dutra Oceanic Terminal (TEDUT) to the Alberto Pasqualini Refinery (Refap) in Porto Alegre (Marques *et al.*, 2017; Monteiro *et al.*, 2017; and Stringari, 2013). This local poses an additional oil response challenge because oil spills can occur anywhere along the vessel routes, making it difficult to monitor the impacts.

7.7.2 Coupling between ECOS and TELEMAC-3D

The hydrodynamic model used, TELEMAC-3D, solves the hydrostatic Navier-Stokes equations under the Boussinesq approximation, along with transport equations for scalar quantities of salinity and temperature. The finite element method is employed to solve the hydrodynamic equations, using the sigma coordinate system for the vertical discretization to represent both sea surface height and bed (Hervouet, 2007).

Results from the three-dimensional hydrodynamic model, such as currents, salinity and temperature fields, are used by the oil spill model, ECOS, to calculate the weathering processes and the transport of oil particles at each time step.

ECOS represents an oil slick as a set of discrete particles whose displacement and properties are updated at each time step, considering changes in oil properties and hydrodynamic conditions (Marques *et al.*, 2017; Mello *et al.*, 2011; and Stringari, 2013).

ECOS computes the oil slick evaporation using the algorithms of Stiver and Mackay (1984), Fingas (1995), and Fingas (1999) with empirical coefficients obtained from Lehr *et al.* (2002). For the emulsification process it uses a first-order differential equation from Mackay *et al.* (1980) considering the maximum emulsification for a light type of oil and other empirical constants according to Mackay *et al.* (1982). Mass changes in the oil slicks are computed based on the emulsification and evaporation. As verified in previous studies, ECOS's results are in agreement with technical reports monitoring real oil spills incidents in the same region (Monteiro *et al.*, 2019a), and with other oil spill studies using the same setup (Marques *et al.*, 2017; and Monteiro *et al.*, 2017).

7.7.3 Oil spill cases

To examine the potential spatial distribution of marine oil spills on the Southern Brazilian Shelf (SBS), the probability of the oil spill pollution was estimated assuming three points for the start of the simulations, totalling 17.382 oil spill events.

Each spill event was simulated separately as a case in which the oil load is released instantly, starting from a certain point and then drifts for 48 h, with results recorded every 30 min. For the initialization of the oil spills, two points were selected in the south (fig. 7.12–b), one of them located in the Rio Grande Port maneuvering zone (ZP-19—32°14'2" S and 51°58'5" W), and the other at Transpetro's Waterway Terminal (TERIG—32°3'21" S and 52°3'12" W) in the estuary. In the north zone, the coordinates of the MN-602 buoy (30°1'36" S and 50°5'12" W) were used (fig. 7.12–c).

After the sensitivity simulations using different values for oil specific gravity in the study area (Monteiro *et al.*, 2019b), it was decided not to vary the oil specific mass values, and to use a single value of API = 33,8 (856 kg/m³), which is the typical diesel fuel frequently handled and transported in the study region.

7.7.4 Oil hazard

The mapping of oil covering was based on the delimitation of areas susceptible to the simulated oil slicks in the nine years of analysis (2007–2015), properly calibrated and validated for the hydrodynamic conditions (Monteiro *et al.*, 2019a,b). Therefore, the oil

particle distribution areas for the 17.382 simulations allowed an approximation of the spatio-temporal occurrence of these events.

Each oil spill simulation used a set of 10.000 particles to discretize an oil slicks. This number of particles ensures that the estimation of oil pollution depends on the patterns of physical forcing that dictates the oil movement in water, rather than on the volume of oil in each particle.

The probability of oil covering $P(x, y)$ was estimated centered on the longitude x and the latitude y of each element of the computational grid. As suggested by Goldman *et al.* (2017), the contamination is confirmed by the presence of at least one particle in the batch of 10.000 particles released. Thus, hazard maps were generated for all points in the computational domain that were hit by at least one particle at any simulation time step, divided by the total number of particles for each spill simulated.

Oil spilt at the Patos Lagoon estuarine region are driven mainly by the strong estuarine currents, whose dynamics depends essentially on wind and freshwater discharge levels (Fernandes, Dyer, and Niencheski, 2001; Möller Jr *et al.*, 1996, 2001; and Tavora *et al.*, 2019), leading to two main scenarios, of flood and ebb currents. Thus, to better represent this duality, the analyses were conducted considering separately oil spills under flood or ebb currents.

The Kernel Probability Map concept (Mahmoodi and Sayedi, 2015) was used to measure the oil pollution probability for the study region as a matrix with a fixed number of rows and columns. The rows are related to the number of kernels in a window and the columns are related to the number of bins (for each kernel). Each pixel is related to one kernel. In this study a 5000×5000 window was assumed, thus 25.000.000 kernels were possible. A quartic function and adaptive radius were utilized with SIG techniques and kernel maps in *Terra View* (Alves *et al.*, 2019; Ferreira and Nascimento, 2019; and Gehlen *et al.*, 2019). These parameters were selected based on the works of Alves *et al.* (2019), Ferreira and Nascimento (2019), and Gehlen *et al.* (2019), and adapted according to the susceptibility area dimensions resulting from the oil spill simulations.

A probability function was estimated for each kernel allowing to calculate for each of those, values of probability to oil pollution, specified between 0 (0 % probability), and 1 representing the maximum oil coverage (100 % probability), considering the total 17.382 simulated oil spills.

7.7.5 Littoral Sensitivity Index Information

The LSI from the Brazilian Oil Sensitivity Charts (SAO charts) for the Pelotas Basin (MMA, 2007; and Nicolodi, 2016) were used to obtain the oil sensitivity information. The LSI classifies the coastlines according to an environmental sensitivity scale ranging from 1, the lowest, to 10, the highest sensitivity. This index considers the levels of exposure to wave and tidal energy, the slope of the coast and the type of substrate (Jensen, Halls, and Michel, 1998; Petersen *et al.*, 2002; and Wieczorek, Dias-Brito, and Milanelli, 2007).

The study area was classified based on LSI at 1:50.000 scale (PEL101, PEL109–

PEL115¹³). Then the study area was hierarchized in five levels of severity, increasing the weight in zones with the highest LSI values, such as environmental conservation areas, urban zones next to fisheries and touristic areas.

7.7.6 Vulnerability classification

The final hazard maps containing the probability of oil covering, as well as the LSI information and the marine oil spill intensity levels were combined and integrated using GIS techniques in QGIS, to estimate the vulnerability.

Based on previous works (Alves *et al.*, 2016a; Ha, 2018; Nelson *et al.*, 2015; Nelson and Grubestic, 2017; and Zafirakou *et al.*, 2018), after selecting the number of six criteria related to oil vulnerability, pairwise comparisons were used to calculate priorities using Analytic Hierarchy Process (AHP) analysis, following the methodology of Saaty (1990). This generated 15 pairwise comparisons (tab. 7.1) according to the following matrix with the AHP priorities, ranking which criterion is more important on a scale from 1 to 9.

Table 7.1: Factors and pairwise comparisons used to calculate AHP priorities. AHP Scale: 1*–Equal Importance, 3–Moderate importance, 5–Strong importance, 7–Very strong importance, 9–Extreme importance (2, 4, 6, 8: values in-between).

Factors	Priority (%)	Rank	1	2	3	4	5	6	
Probability of oil covering	28	1	1	1*	1	1	5	6	5
Oil slick concentration	28	1	2	1	1*	1	5	6	5
LSI levels	28	1	3	1	1	1*	5	6	5
Evaporation rates	5.4	4	4	0,2	0,2	0,2	1*	1	1
Emulsion mass	5.0	6	5	0,17	0,17	0,17	1	1*	1
Oil beaching time	5.4	4	6	0,2	0,2	0,2	1	1	1*

This pairwise matrix was reliable, presenting a Consistency Ratio (CR) of 0,002 as defined in (Saaty, 1990). The highest weight values were assigned to important infrastructures, touristic sites, and highly sensitive coastal regions, due to their morphology and environmental structure.

For visualisation purposes, the vulnerability scores were classified into five categories, corresponding to different vulnerability levels: high (two levels: > 75% and 50–75 %), medium (25–50 %) and low (two levels: 15–25 % and < 15%) adapted from Nelson *et al.* (2015).

7.8 Results and Discussions

An integrated oil spill vulnerability should be useful to mitigate the oil spreading within few hours after its onset, before wind and currents disperse the slick (Alves *et al.*, 2016b). Such data can also guide the response protocols to prioritize critical areas protection.

¹³www.mma.gov.br/seguranca-quimica/cartas-de-sensibilidade-ao-oleo/base-de-dados.html

The simulated spills in the estuarine region presented similar behaviour as found in results from previous studies for this area (Janeiro *et al.*, 2008; Leal *et al.*, 2019a,b,c; Lopes *et al.*, 2019; Monteiro *et al.*, 2006; and Stringari *et al.*, 2012a). Hence, instantaneous data of salinity, current velocity and wind direction were analysed along cross sections in the estuarine region, allowing the distinction of oil spills occurring under ebb or flood flows, throughout the navigation channel and the inner shelf next to the starting point of spills in the estuary fig. 7.13.

Under dominant ebb conditions, the oil has a longitudinal dispersion and reaches larger areas, both deeper and shallower (fig. 7.13–b, d), spreading towards both inland regions and the entrance to the access channel. On the other side, oil spills under flood conditions (fig. 7.13–a, c) led to a higher probability distribution of oil pollution over inland estuarine areas.

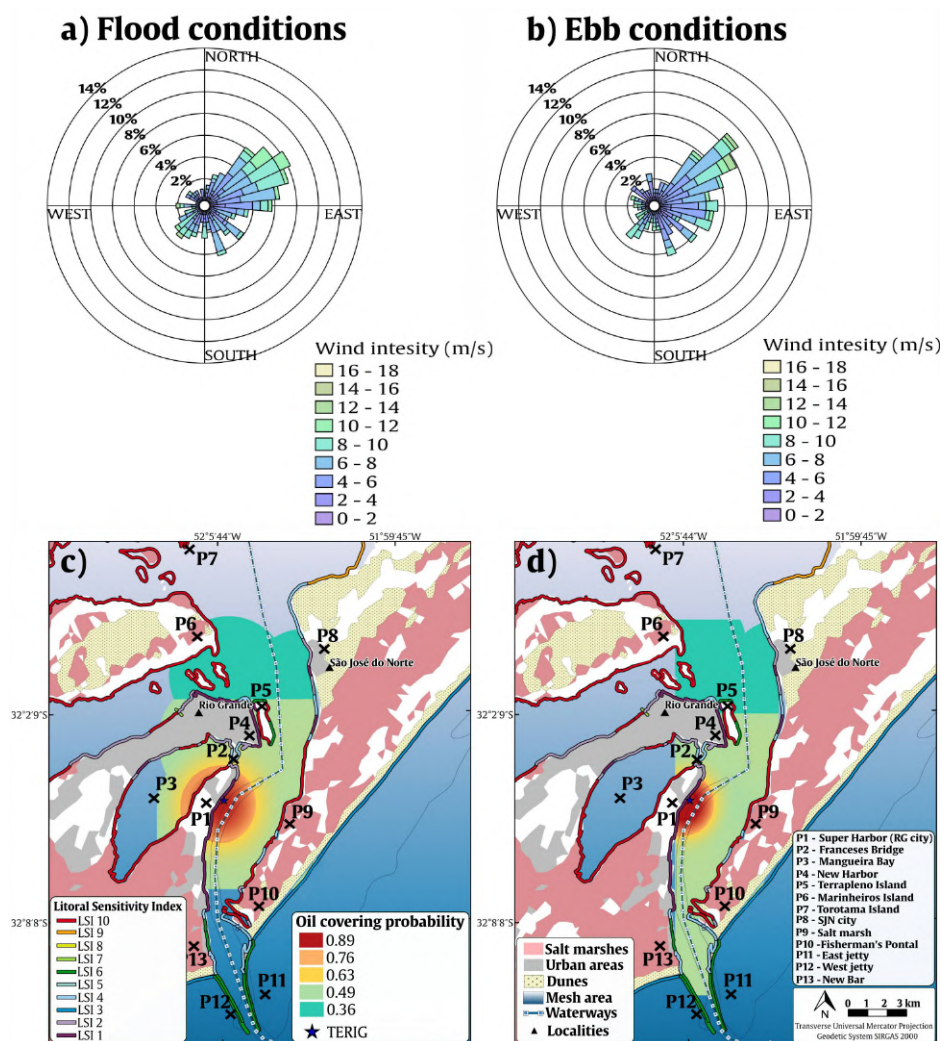


Figure 7.13: Oil covering hazard for in estuarine area: under flood (a–wind velocity; c–hazard) and ebb (b–wind velocity; d–hazard) flows.

For these two hydrodynamic conditions, the oil spill scenarios also agreed with results of previous works (Möller Jr *et al.*, 1996, 2001; Möller and Castaing, 1999; Tavora *et al.*, 2019; and Tomazelli, 1993). Due to the action of northeastern (NE) winds (fig. 7.13–b) in higher frequencies, ebb flows promotes lagunar flux in a maritime

direction (fig. 7.13–d), associated with high river discharges especially during winter and spring, in situations where NE winds dominate. Such settings favours the movement of oil slicks along the navigation channel.

As presented in (fig. 7.13–a, c), under flood conditions, beyond the contribution of NE winds, contributions of strong southeast (SE) and southwest (SW) winds also increase the oil dispersion into shallower and estuarine areas. Here, the oil covering probabilities can reach localities such as the Franceses Bridge (P2), Mangueira Bay (P3), both of which have significant environmental and economic importance to the region. Different uses of water and resources in these areas can be affected. As an example, oil spills can jeopardise the artisanal fishery in this region, which has existed since the end of the 19th century and is still the main source of income for some communities (Pereira and D’Incao, 2012), supporting about 6000 families throughout the coastline of Rio Grande do Sul state (Kalikoski, Vasconcellos, and Lavkulich, 2002).

The studied Patos Lagoon estuary is an important environment for the life cycle of many fish, mollusc, and crustacean species, notably because of its role as a sheltered area that allows their development from early larval stages (Castello, 1985; Muelbert *et al.*, 2008; and Vieira, Garcia, and Grimm, 2008), offering an abundance of food (zooplankton) and protection from predators (Martins *et al.*, 2007). It also has sheltered areas, which are most frequently used for fishing (D’Incao, 1991) and for the growth of estuarine juvenile pink shrimp and fishes (Benedet, Dolci, and D’Incao, 2010; Oliveira and Bemvenuti, 2006; and Vianna and D’Incao, 2006).

According to fig. 7.13, although the radius of pollution can be extended to further areas such as the Torotama island (P7), the highest oil pollution probabilities are near the Franceses Bridge (P2), the Mangueira Bay (P3), New Harbor (P4), the Marinheiros island (P6) and the city of São José do Norte (P8).

These oil distribution probability scenarios can trigger more damages once that, as described by Alves *et al.* (2016a), sheltered areas from the open sea like these, often trap large quantities of oil, worsening pollutions scenarios. Besides, salt-marshes and other highly vegetative locations with high LSI values are critical areas not only because they are the most productive aquatic environments, but they are also easily harmed since oil particles can persist in these places for years and clean-up is difficult (Gundlach and Hayes, 1978; Heflin and Wallace, 2017; and Marinho and Nicolodi, 2019).

Diversely, under prevailing NE and SW local winds, high continental freshwater supply (fig. 7.13–b and d) of predominant ebb conditions, make the highest pollution probabilities remain in the middle of the estuary. In these cases, the most susceptible areas are next to the port of Rio Grande (P1), in a region near the oil release point, due to the fast oil arrival time on the nearby coastal structures, in average 1 h.

Under flood flows, winds from SW associated to east (E) and northwest (NW) quadrant currents contribute to the oil displacement over a large area. In this case, the hazard probabilities were also verified both in the estuarine interior and in the portions closest to the lagoon inlet. Oil reached areas with varying levels of oil sensitivity, namely the Franceses Bridge (P2), Mangueira Bay (P3), New Harbor (P4), Marinheiros island (P6), São José do Norte (P8), Torotama island (P7) and vicinities of the lagoon entrance channel (P10–P13).

In both scenarios, areas such as the Fisherman's Pontal (P10) and the jetties (P11, P12) – especially the east jetty (P12) – would be under hazard due to the increased interest in conservation of marine species, such as pinnipeds (Kinas *et al.*, 2005). Despite being distant from the oil release point, these locations were also susceptible to oil touch, with probability of 0,49. Furthermore, these areas present features as salt marshes, coastal lagoons, bays and natural reserves, making them more susceptible to oil trapping.

For oil spills that started at the nearby continental shelf, a set of susceptibility areas to oil effects resulted in greater spreading of areas likely to be contaminated (fig. 7.14-a). The highest hazard probabilities (values between 0,89 and 0,72) were confined to the smallest area in the vicinities of the Patos Lagoon inlet, overlapping also some important beaches in the region (Cassino and Barra de São José do Norte beaches) while winds and currents disperse them. Critical areas as the east jetty (P12) present the highest oil coverage probabilities (0,89).

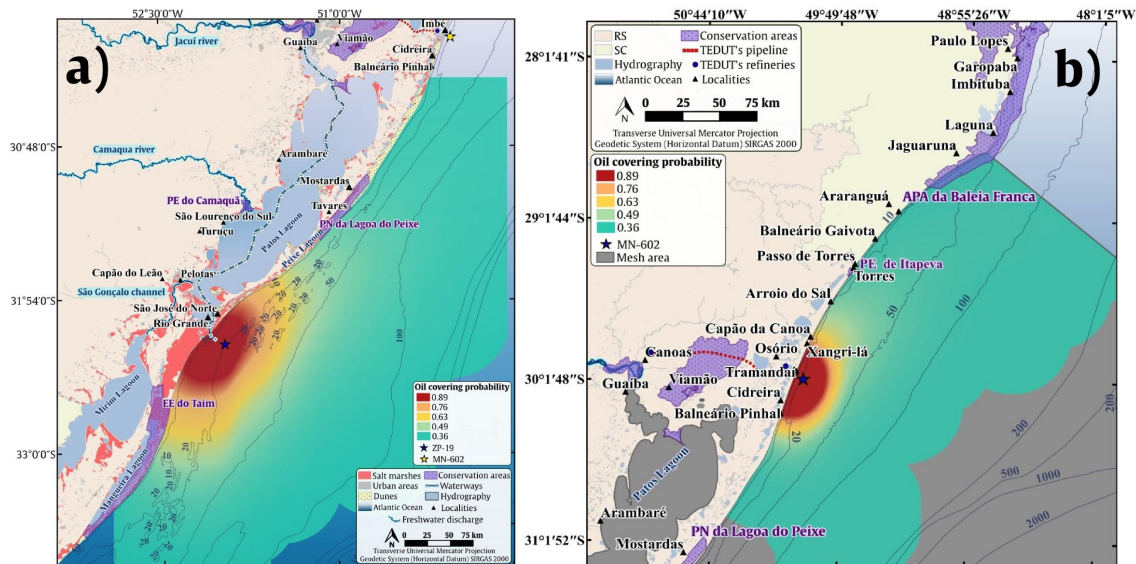


Figure 7.14: Oil covering hazard for: the manoeuvring zone near the lagoon access channel (ZP-19-a), and the oil collector buoy (MN-602-b).

Despite this, the inherent danger of oil dispersal in this shore face has resulted in threats over a wide area. Although, under relatively low pollution probabilities (from 0,49 to 0,36), oil particles reach environmental conservation sites, such as the Taim Ecological Reserve and Lagoa do Peixe National Park.

Meanwhile, this location is important to the freshwater distribution that comes from Patos Lagoon and has environmental relevance, forming an oceanfront mass of low-dynamic. This low-dynamic area was discussed in previous works (Soares, Kourafalou, and Lee, 2007a,b).

These results show that in the vicinities of the Patos Lagoon plume, there is a tendency to high stratification values at the discharge point of the Lagoon. Then a low stratification area is formed around it, and finally, high stratification values are found at the offshore border of the plume. This configuration helps the formation of a low-dynamic area in the inner shelf of the Lagoon plume, which has an important ecological role (Soares, Kourafalou, and Lee, 2007a).

As presented in fig. 7.14 (a), the highest probabilities of oil covering (0,89 and 0,63) reached localities with relevant ecological function and touristic importance. Beaches and fishing points can be jeopardised due to oil spills in these regions (Terceiro, 2017, 2018), threatening coastal lagoons, beaches, dunes, and salt marshes. Although under lower pollution probabilities (0,49), the effects of spill cases for the north point can hit long extensions along the SBS, reaching conservation areas like the Peixe Lagoon National Park and the whales environmental protection area (APA da Baleia Franca) at the northern end of the computational grid.

For the three starting points contemplated by this article, the potential hazards of these accidents were based on the calculation of a variable capable of predicting the presence and absence of oil particles within a given mapping unit. Thus, different features as strips of beaches, shorelines, coastal lagoons and salt marshes were analysed.

Concerning the vulnerability mapping, the challenge of the analysis was to identify regions with different potential harm when faced with the oil spill impacts. This step was preceded by calculations of oil dispersion areas, indicating also how the oil slicks spread and behave within different affected environments.

Different weights were attributed to LSI values so that the highest oil sensitive levels received the highest weights because they portrayed more critical situations. This weighting also increases the vulnerability level of areas that had high concentrations of surface oil. On the other hand, the weight was reduced towards the coastal and shelter areas with low LSI. In summary, concerning the oil covering probability, the LSI values and the spill intensity received equally high weights (28 %—tab. 7.1). All weighted factors were proportionally relevant in classifying the study area in terms of vulnerability. This justifies, for example, the reasons why the areas with the highest oil covering probability do not necessarily correspond to the most vulnerable areas.

For estuarine oil spill starting points, two conditions of vulnerability were estimated. One of them predominantly in flood (fig. 7.15) and another under ebb flow (fig. 7.16). Observing the differences between the vulnerability mapping for the same area, it was a possible to notice the relevance of physical forces, like weather and oceanographic conditions, that works as a background to conditioning the movement, fate and behaviour of oil spill accidents.

Under more frequent autumn and winter winds (S and SW), associated with lower river discharges, the flood flows predominate, favouring saline wedge entrance from the inlet towards the innermost portions of the Patos Lagoon estuary. This flux also forces the superficial current velocities conducting the oil slick movement together with the flood currents, more prominent for these extreme hydrodynamic conditions as illustrated in fig. 7.15.

The scenario presented in fig. 7.15 also showed areas with high vulnerability levels representing about 51 % of the total area mapped (24,9 km²), with high oil-sensitive areas in internal sections of the lagoon such as the Terrapleno, Marinheiros and Torotama islands.

Under ebb flows (fig. 7.16), the oil slicks spread along wider areas, and only about 19 % (11,2 km²) of them present the highest vulnerability score, followed by another portion with medium vulnerability level (16 %—9,3 km²). Hence, both these areas are

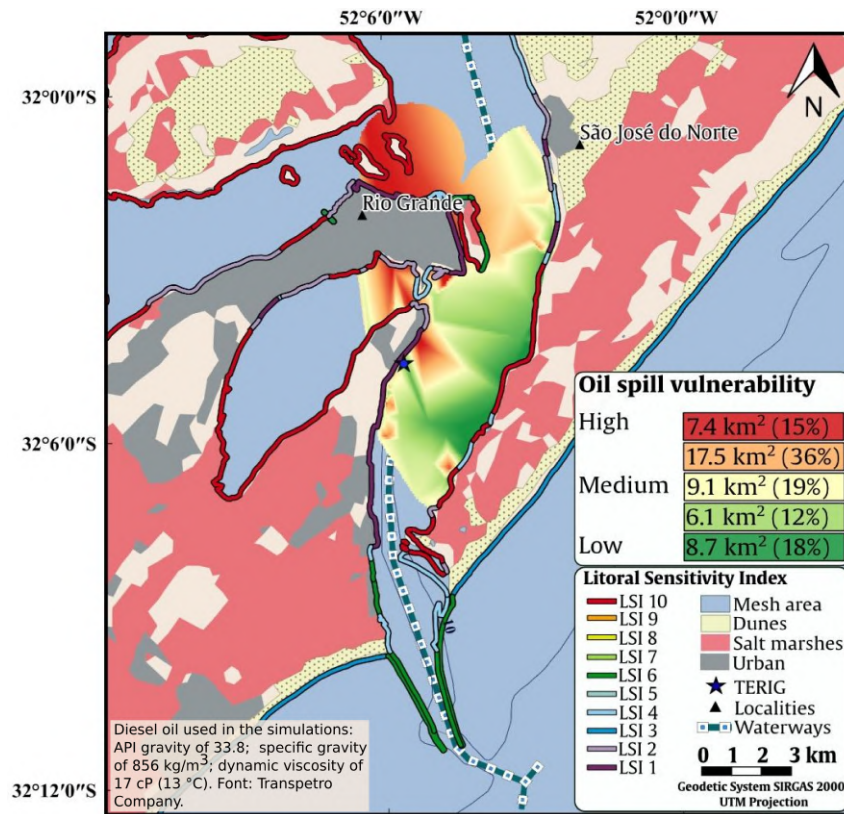


Figure 7.15: Vulnerability of oil spills started on the estuarine area under flood flow conditions.

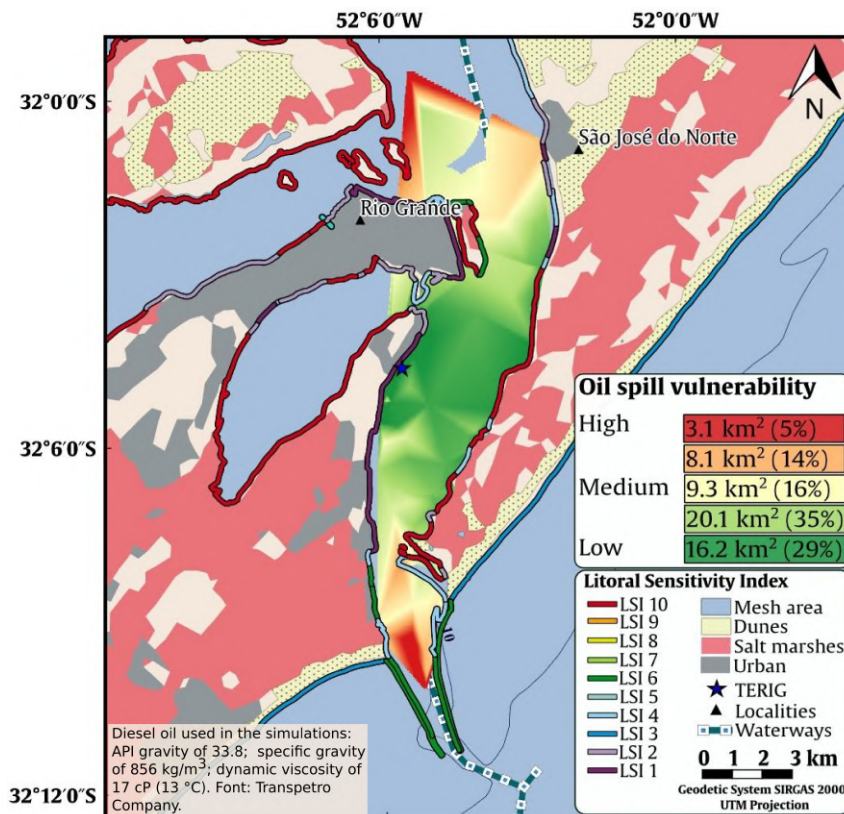


Figure 7.16: Vulnerability of oil spills started on the estuarine area under ebb flow conditions.

the most critical because of their larger vulnerability. Thus, in order to provide more urgent responses, a possible strategy is to concentrate civil protection teams in these critical areas.

With an opposite effect, fig. 7.15 shows the flood conditions, in which the oil vulnerability area distribution is mainly ruled by estuarine currents forced by remote and local wind (NE quadrant with higher frequencies) effects and high river discharges. These areas occur towards the inlet zone, generating oceanographic fronts that are freshwater plumes over salty and heavier waters of the shoreface. Here, the vulnerable areas tend to be limited to salt marshes, bays and other sensitive areas for the biologic reproduction of local species and fishing activities. Under this flow condition, the highly vulnerable areas were less frequent (5 %) due to the major oil slick dispersion, despite the total area of 56,71 km² of vulnerable regions.

For the nearby continental shelf, the vulnerability areas were spread out, representing an area of 35.937 km² fig. 7.17, the largest among the modelled scenarios. This spreading is probably due to stronger action of currents and local and wind effects conditioning the local hydrodynamics. About 23 % (8323 km²) of the total vulnerable areas, correspond to the highest scores, most of them located next to the most sensitive areas, with severe conditions of oil covering probability.

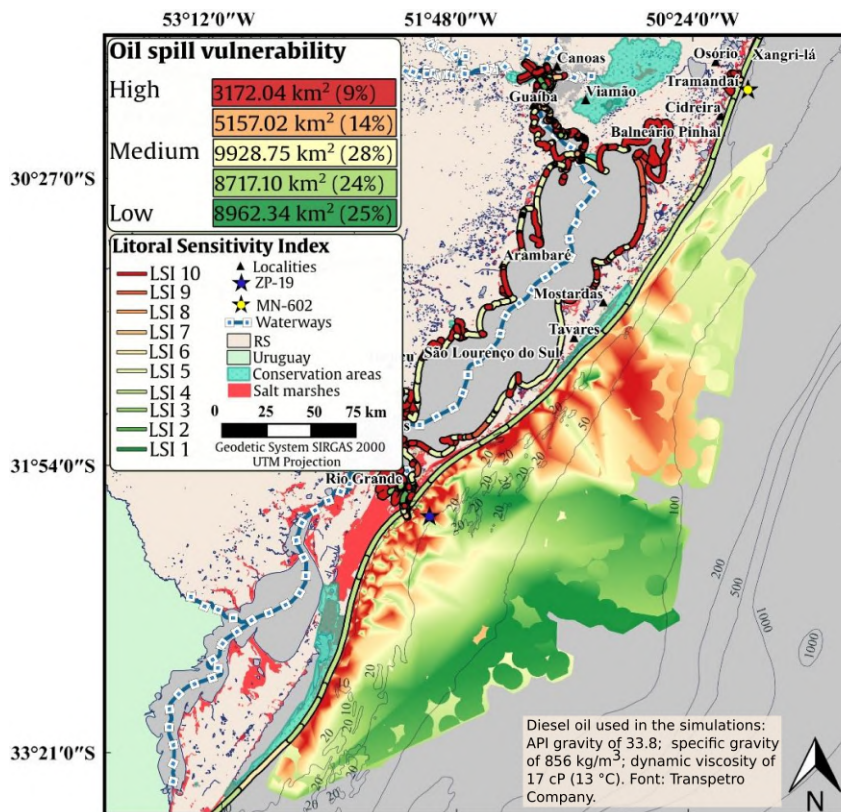


Figure 7.17: Vulnerability of oil spills started on the manoeuvring zone near the lagoon access channel (ZP-19).

Additionally, previous studies in this region reported the accumulation of fish spawning and plankton next to the lagoon access channel, emphasizing that the low dynamic in this area is an important feature for fish spawning and larval development

(Soares, Kourafalou, and Lee, 2007a). For these reasons, accidental oil spills are a severe potential threat in these areas, especially in regions with oceanographic fronts as the studied region, due to the Patos Lagoon plume also being capable of dragging oil slicks, jeopardizing different species of local fauna and local activities of economic and social importance.

For the northern scenarios, about 28 % of these vulnerable areas (5123 km²) correspond to high levels of severity to oil slick exposures fig. 7.18.

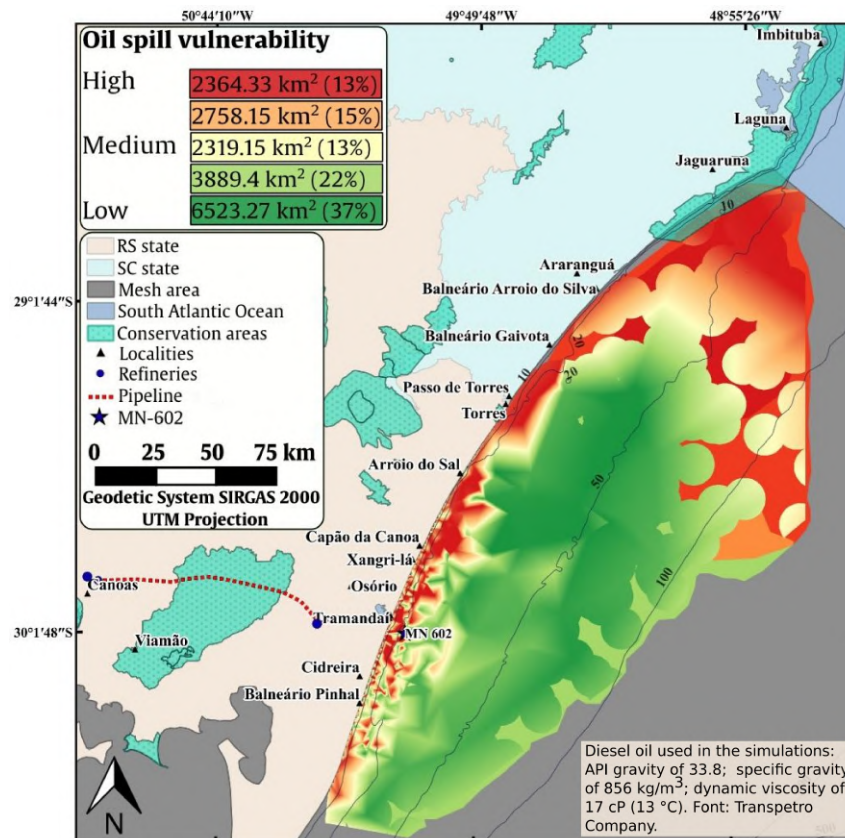


Figure 7.18: Vulnerability of oil spills started on the buoy MN-602 point, near Tramandaí coastal zone.

In addition to coastal beaches, coastal lagoons located within about 30 % of the littoral zones (Nicolodi, 2016), showed high vulnerability to oil spills. Coastal lagoons in this area have a depth ranging from 1 m to 2 m, which allows sunlight to penetrate its entire water column. This situation is favourable to the development of algae, which are the food base for fish and crustaceans, making this region natural nurseries for the species (Cotrim and Miguel, 2007). Therefore, environmental hazards arising from oil spills in this region can lead to both ecological and economic losses (Terceiro, 2017).

As verified by Terceiro (2017, 2018) the region's fishing activities are in conflict with the oil industry. According to the authors, the vulnerability of fishing resources and fishermen economy is high in respect to oil enterprises in which the buoy considered by the study is located. Considering the mapping of the types of fishing in the region and the results of the present study, areas of greater vulnerability (from high to medium),

extending over about 41 % of the mapped area (7441,63 km²), are confronted with sport, boat and net fishing.

Moreover, still dealing with vulnerable areas, the present vulnerability mapping can predict the pollution of fragile areas, as warned by Alves *et al.* (2015), that salt marshes and coastal lakes can draw water from foreshore areas polluted with oil, contaminating sub-surface aquifers and soil for a long time after an oil spill.

These findings can improve oil spill response in sensitive areas, based both on static mapping information for expeditious measurements such as SAO chart work, and even actions that consider dynamic variables integrated with the characterization of the environment involved in oil spill cases. Also, the classification of areas based on the vulnerability levels can optimize civil protection management, promptly directing the efforts into critical areas (Alves *et al.*, 2016a).

Urgent responses in high-vulnerability areas is important to anticipate costs of oil spill responses, as presented by Etkin (2000), since costs are estimated in terms of the affected area, degree of shoreline fragility among other variables. Thus, as usually the resources and equipment for oil contingency are limited, these results can help mitigating major oil spill accidents and their undesirable effects on marine environment.

7.9 Conclusions

This paper aimed at improving the knowledge concerning integrated vulnerability assessment for oil spills in sensitive areas by incorporating modeled data, oil covering hazard probability, littoral sensitivity information, among other data regarding marine oil spill behaviour. Results show a strong influence of circulation patterns on the oil covering probability and vulnerability estimates. The enhanced methodology allowed: (1) accurate base maps to be consulted whenever a marine oil spill case occur in an environmentally sensitive region, (2) detailed estimation of susceptible and vulnerable areas, (3) the uses of a relational GIS database to store and integrate the information on oil-sensitive areas, shorelines, bays, coastal lagoons and estuarine features, (4) the identification of oil pollution-critical areas, given that the origin of the simulated spill is close to shipping routes, pipelines, gas wells and single-buoy moorings and other oil spill risk sources. In addition, the outputs of this study can inform the process of systematic planning against oil spills. The identification of priority areas to the response actions can succeed in maximizing the achievement of conservation goals while minimizing the threats and losses expected. Furthermore, the vulnerability scenarios obtained can be used as a background for recommending possible cleaning and containment methods. Finally, these findings can help guide pollution control actions in areas under greater vulnerability, prioritizing timely interventions in sensitive areas in the aftermath of accidents.

8 | Considerações finais

Esta pesquisa concentrou-se em melhorar o entendimento da suscetibilidade e vulnerabilidade decorrentes de vazamentos de óleo em áreas marinhas sensíveis. Assim, foram analisados dados de modelagem do óleo na água, mapeamento das áreas de suscetibilidade, probabilidade do risco de revestimento por óleo entre outras informações sobre o comportamento de manchas de óleo como o tempo de chegada em praias e outras áreas sensíveis, a exemplo das enseadas e encostas lagunares e estuarinas.

O uso de banco de dados relacional GIS mostrou-se satisfatório ao tratamento, ao armazenamento e à integração das informações dinâmicas referentes ao comportamento do óleo no mar e das variáveis estáticas inerentes aos compartimentos ambientais e também as obtidas do mapeamento das cartas SAO para a região do estudo.

O sistema de modelagem utilizado, consistindo no acoplamento entre um modelo 3D hidrodinâmico e um modelo de vazamento de óleo em ambiente marinho, empregou resultados de modelos meteorológicos e oceanográficos globais como condições de contorno na construção de acidentes com a liberação de óleo em áreas estuarinas e costeiras sensíveis. Um conjunto de 17.382 vazamentos de óleo hipotéticos, realizados diariamente ao longo de nove anos de simulações (2007–2015), foi produzido para uma região suscetível a esses acidentes e com elementos ambientalmente sensíveis aos efeitos do óleo.

O deslocamento e o comportamento do óleo variaram para todos os eventos simulados, apesar de terem sido mantidos os mesmos pontos de inicialização dos vazamentos nas três localidades escolhidas. Esta variabilidade resultou em áreas diversificadas suscetíveis aos efeitos do óleo.

Assim, os resultados apontam que a variabilidade das condições oceanográficas e meteorológicas são fontes de incertezas nas estimativas de probabilidade de cobertura de óleo.

No ponto sul da área de estudo, sob condições de ventos dos quadrantes NE e E foi verificado a dominância da movimentação das plumas de óleo na região de plataforma interna situada entre a entrada do canal de acesso da Lagoa dos Patos em direção às águas da plataforma continental interna e média.

Sobre estas condições de ventos típicas de verão e primavera as manchas de óleo foram predominantemente impulsionadas pelo fluxo das correntes de vazante típicas da região que promovem o espalhamento de óleo juntamente com a pluma de água doce superficial que avança da região lagunar em direção à costa.

Por outro lado, sob maiores incidências de ventos dos quadrantes SE, NW e SW, mais comuns nas condições de alto inverno e baixos outonos, a ação de sistemas meteorológicos importantes modula a hidrodinâmica na região. Desta forma, o óleo tende a avançar em direções mais variadas, principalmente em conformidade com os padrões dos ventos.

Regiões de vulnerabilidades críticas foram verificadas em zonas sob dominância de correntes de enchentes, geralmente associadas à feições oceanográficas como as frentes salinas que avançam em direção às porções estuarinas mais interiores da laguna.

Os resultados destacam a demanda por proteção aos vazamentos de óleo em áreas

mais periféricas como as lagoas costeiras e enseadas. Estas regiões contêm setores de abrigos de espécies e áreas rasas, como os pântanos salinos e pontos de pesca, nos quais o petróleo tende a ser retido por longos períodos de tempo, agravando a situação de áreas frágeis e aumentando o risco de contaminação.

Como demonstrado nos casos dos vazamentos simulados na Lagoa dos Patos, nas condições máximas de inundação estuarina, uma rápida intervenção deve ser realizada, sobretudo na zona central da laguna considerada no estudo, uma vez que o óleo é transportado para as áreas mais abrigadas e rasas, juntamente com as correntes de inundação.

Para o derramamento de óleo espalhado na plataforma continental, as manchas são expostas a fortes condições hidrodinâmicas, resultando em um maior potencial à advecção do óleo, capaz de facilitar tanto a autodepuração de poluentes que não sejam removidos da água, quanto a movimentação das manchas de óleo em direção *offshore*. Áreas de vulnerabilidades críticas foram verificadas em casos nos quais as condições hidrodinâmicas favoreceram o espalhamento do óleo em praias, lagoas costeiras entre outras áreas sensíveis.

A metodologia desenvolvida no presente estudo permitiu:

1. Um mapeamento de base preciso a ser consultado na ocorrência de vazamentos de óleo em regiões marítimas ambientalmente sensíveis, sendo a variabilidade das principais forçantes físicas considerada;
2. Estimativa detalhada de áreas suscetíveis e vulneráveis ao óleo;
3. O uso de um banco de dados relacional GIS para armazenar e integrar as informações sobre áreas sensíveis ao óleo, linhas costeiras, baías, lagoas costeiras e demais feições estuarinas e da vida selvagem resguardadas;
4. Indicação de áreas críticas a serem revestidas por óleo, uma vez que a modelagem do movimento e do comportamento das manchas de óleo consideraram os pontos próximos às rotas de navegação, a oleodutos, a terminais de abastecimento de combustíveis, a boias de ancoramento e abastecimento de embarcações, regiões de manobras, zonas portuárias entre outras fontes de risco de vazamentos acidentais de óleo no mar.

Logo, os resultados das estimativas de suscetibilidade e vulnerabilidade podem ser usados não apenas para o planejamento de emergência, mas também para apoiar o gerenciamento costeiro de longo prazo. A priorização de ações em áreas críticas imediatamente após um acidente poderá minimizar a probabilidade dos danos esperados. A proteção de áreas de elevada sensibilidade também poderá ajudar a atenuar as vulnerabilidades.

O sistema aqui apresentado pode fornecer informações aprimoradas aos usuários finais distintos, como as autoridades portuárias, a indústria de aquicultura, a indústria de moluscos e demais organizações de pesca e recreação, sobre as condições e a qualidade da água da lagoa em casos de vazamentos acidentais de óleo.

Por fim, essas informações podem ajudar a orientar as ações de controle da poluição em áreas com maiores vulnerabilidades, priorizando intervenções oportunas em trechos altamente sensíveis após os vazamentos de óleo.

8.1 Potencialidades para estudos futuros

Do presente estudo foram levantados alguns pontos ainda não trabalhados e que são apresentados a seguir, uma vez que são potencialidades para trabalhos futuros.

8.1.1 Calibração e Validação

A calibração e validação dos resultados do ECOS representam um desafio para estudos posteriores. Poderia ser conduzida pela obtenção de imagens de sensores SAR (*Synthetic Aperture Radar*) e demais produtos de sensoriamento remoto para as datas e localidades de derrames de óleo ocorridos na região, e de repercussão e monitoramento pelos órgãos e instituições de controle locais. Dados adicionais de monitoramento da movimentação e do comportamento do óleo no mar também seriam informações válidas.

Um bom ponto de partida seria a obtenção de imagens para os três maiores derrames de óleo já registrados e monitorados na região, para comparação com os resultados do ECOS. Imagens gratuitas, geralmente podem ser obtidas junto à missão *Sentinel*¹ ou na página virtual da *European Space Agency*—ESA. Produtos similares, e até mesmo dados gratuitos de missões mais antigas também podem ser obtidos por meio de parcerias com instituições públicas. Desta forma, trabalhos posteriores poderiam buscar estes recursos. Por exemplo, por solicitações via submissão de projetos à ESA entre outras similares, possibilitando, portanto, os estudos de calibração e validações dos resultados do modelo de óleo.

8.1.2 Processos de Intemperismo

Outra potencialidade provém do fato de que os processos de intemperismo implementados no ECOS não influenciaram significativamente no tamanho da mancha de óleo. Isto é porque as variações nas propriedades da emulsão advindas dos processos de intemperismo do óleo no mar são estimadas assumindo-se uma mancha de óleo homogênea, assim, para cada passo de tempo simulado, são obtidas taxas de emulsificação, evaporação, e valores de massa específica da emulsão para toda a mancha, de forma homogênea. Desta forma, o tamanho das manchas de óleo não muda à medida que o modelo estima as variações das taxas de intemperismo que são calculadas. Assim, as limitações descritas poderiam ser trabalhadas em estudos futuros para que as equações de intemperismo do óleo sejam aprimoradas no modelo de forma a possibilitar uma análise dos efeitos exercidos pelos processos de intemperismo no tamanho das manchas de óleo.

Também quanto aos processos de intemperismo, o fato destas propriedades serem calculadas assumindo que o vazamento de óleo ocorre mediante condições homogêneas, e que estes valores tornam-se constantes após atingirem os contornos sólidos do domínio computacional, também é um ponto que pode ser melhorado em estudos posteriores. Assim, nos derrames em que o óleo atinge rapidamente os contornos sólidos do domínio, o modelo poderia, por exemplo, continuar com os cálculos, o que poderia fazer com que as estimativas de taxas dos processos de intemperismo fossem mais próximas à realidade. O cálculo do intemperismo após a chegada do óleo na costa exige uma implementação mais

¹<https://sentinel.esa.int/web/sentinel/home>

complexa, pois depois que uma partícula de óleo deixa o domínio, não é mais possível, da forma usual, obter informações de correntes e ventos para continuar com os cálculos.

Outro ponto importante a ser aperfeiçoado é com respeito as estimativas do processo de emulsificação, que atua diretamente nas variações na massa específica das emulsões. A equação implementada no ECOS para calcular a emulsificação tende a estabilizar as taxas no patamar dos 70 % para o tipo de óleo estudado, valor obtido de um coeficiente de referência na literatura (Mackay *et al.*, 1982) para óleos crus e óleos pesados.

Visando uma melhor simulação do processo de emulsificação, uma possível solução seria a implementação no ECOS de um coeficiente para que as taxas de emulsificação variassem em conformidade com o esperado para cada massa específica de óleo analisado. Assim, variando-se o tipo de óleo, também seria possível obter-se curvas de emulsificação diferentes. Ainda com relação à emulsificação, outra abordagem seria a implementação de novos algoritmos que considerem informações como proporções de resinas e asfaltos de cada óleo, e que não sejam predominantemente dependente do vento, como é atualmente. Idealmente essa última abordagem seria adotada, já que o processo de emulsificação depende diretamente da sua composição. No entanto essa abordagem é complicada, pois seria necessário um modelo químico dentro do modelo de óleo, que exige variáveis desconhecidas.

8.1.3 Advecção das Partículas de Óleo

Ainda sobre sugestões, apesar da massa específica do óleo ser uma das propriedades mais importantes para a maior parte dos processos de intemperismo, bem como para a movimentação do óleo na água e sua persistência no meio, outro ponto que pode desencadear novos estudos está na equação da advecção do óleo. Na implementação atual, o único processo de advecção que depende da massa específica do óleo é o espalhamento inicial, descrito conforme a equação clássica de Fay (1969), cujo efeito para a movimentação da mancha é menor em até duas ordens de grandeza do que as contribuições de demais processos como evaporação e emulsificação. Desta forma, as equações implementadas não permitem um conhecimento preciso do efeito das variações em propriedades importantes dos óleos como é o caso da massa específica. No entanto a inclusão dessas variáveis no processo de advecção exige que a sua influência seja bem determinada, mas atualmente isso ainda é objeto de estudos futuros, pois são necessários modelos físicos e experimentos bem controlados para determinar esse tipo de influência.

Outro ponto a ser aperfeiçoado refere-se às equações que descrevem a chegada das partículas de óleo na linha de costa. A aproximação do modelo, de encerrar o cálculo quando as partículas atingem a linha de costa impossibilita a simulação da persistência do óleo no mar, uma vez que o toque do óleo na costa não define sua retirada do mar pois a mancha pode ser reconduzida ao ambiente marinho dada a ação de ventos e correntes, por exemplo. Assim, uma sugestão seria a implementação de equações que permitam descrever o retorno do óleo ao mar, e a continuação dos processos de degradação deste contaminantes no meio, cuja a persistência varia desde poucas horas, até vários anos em casos extremos, sendo deslocado e retrabalhando em função dos processos conectados que interferem no seu comportamento e movimentação. O maior obstáculo à implementação

dessa recondução do óleo ao mar é a interação conjunta da hidrodinâmica costeira, que em si é um processo extremamente complexo, e da interação do óleo com a água e com os sedimentos na costa. Essas interações, além de complexas, exigiriam uma resolução espacial muito mais refinada do que a que foi usada neste trabalho, o que também dificulta do ponto de vista do poder computacional necessário.

8.1.4 Interação com as Ondas

Outra possibilidade de avanço seria a incorporação do efeito das ondas, que juntamente com o vento e a turbulência podem afetar diretamente nas estimativas de evaporação e mistura vertical do óleo na coluna d'água; a implementação dos cálculos do processo de dispersão, de sedimentação, entre outros. No código do ECOS o regime de ondas é parametrizado no módulo de transporte de óleo, porém, a consideração do efeito das ondas geradas por ventos é importante tanto para o transporte quanto o comportamento das manchas de óleo, atuando nos processos de evaporação, de emulsificação, dispersão, entre outros.

Um dos desafios de incluir o efeito das ondas, assim como a interação com a praia, é a diferença de escala desses processos. A hidrodinâmica marítima simulada pelo TELEMAC-3D é da ordem de alguns minutos, porém os efeitos de quebra das ondas são da ordem de poucos segundos, o que limita à simulação de apenas correntes costeiras geradas por ondas. E finalmente, essas correntes são significativas muito próximo à praia, em uma escala espacial muito menor que a utilizada neste trabalho portanto, mais uma vez, o poder computacional necessário seria proibitivo.

8.1.5 Outros Processos

A exemplo dos modelos de vazamentos de óleo mais avançados, além da análise do comportamento das manchas de óleo em função dos processos de evaporação e emulsificação, a implementação no ECOS de outros processos como dispersão, dissolução, biodegradação e interação do óleo com os sedimentos também são potencialidades para novos estudos. Conforme alertado por Spaulding (2017), a mínima compreensão destes processos viabilizará mais que o entendimento da movimentação e destino final das manchas, mas também o dimensionamento da gravidade dos impactos esperados, informação fundamental em estudos de suscetibilidade, vulnerabilidade e riscos atrelados.

Dispersão natural é um dos processos básicos para analisar o comportamento dos vazamentos, pois pode ocasionar o ressurgimento de gotículas de óleo maiores, bem como a dissolução de óleo sob as camadas da coluna de água. Este processo está entre os mais relevantes, gerando outra potencialidade a ser trabalhada futuramente em estudos para sua implementação no código do ECOS.

Outra potencialidade seria implementar e testar respostas de algoritmos que forneçam, em particular, uma abordagem detalhada para a retenção e ressuspensão de óleo em áreas sensíveis e mais rasas como baías e lagoas costeiras, considerando tanto as características específicas do fundo e quanto os tipos de óleo.

Referências

- Aamo, O. M., M. Reed e A. Lewis (1997). “Regional contingency planning using the OSCAR oil spill contingency and response model”. Em: *Arctic and Marine Oil spill Program Technical Seminar*. Vol. 1. Ministry of Supply e Services, Canada, pp. 289–308.
- Adler, E. e M. Inbar (2007). “Shoreline sensitivity to oil spills, the Mediterranean coast of Israel: Assessment and analysis”. Em: *Ocean & Coastal Management* 50.1-2, pp. 24–34. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2006.08.016.
- Afenyo, M., C. Jiang e A. K. Ng (*in press*). “Climate change and Arctic shipping: A method for assessing the impacts of oil spills in the Arctic”. Em: *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 77, pp. 476–490. DOI: 10.1016/j.trd.2019.05.009.
- Afenyo, M., F. Khan e A. K. Ng (2020). “Assessing the risk of potential oil spills in the Arctic due to shipping”. Em: *Maritime Transport and Regional Sustainability*. Elsevier, pp. 179–193. DOI: 10.1016/b978-0-12-819134-7.00011-3.
- Afenyo, M., F. Khan, B. Veitch e M. Yang (2017). “A probabilistic ecological risk model for Arctic marine oil spills”. Em: *Journal of Environmental Chemical Engineering* 5.2, pp. 1494–1503. DOI: 10.1016/j.jece.2017.02.021.
- Afenyo, M., B. Veitch e F. Khan (2016). “A state-of-the-art review of fate and transport of oil spills in open and ice-covered water”. Em: *Ocean Engineering* 119, pp. 233–248. DOI: 10.1016/j.oceaneng.2015.10.014. URL: <https://doi.org/10.1016/j.oceaneng.2015.10.014>.
- Aguilera, F., J. Méndez, E. Pásaro e B. Laffon (2010). “Review on the effects of exposure to spilled oils on human health”. Em: *Journal of Applied Toxicology* 30.4, pp. 291–301. DOI: 10.1002/jat.1521.
- Akinola, J. O., O. O. Olawusi-Peters e V. O. E. Akpambang (2019). “Ecological hazards of Total petroleum hydrocarbon in brackish water white Shrimp *Nematopalaemon hastatus* (AURIVILLUS 1898)”. Em: *The Egyptian Journal of Aquatic Research*. DOI: 10.1016/j.ejar.2019.07.004.
- Allen, J. e B. Walsh (2008). “Enhanced oil spill surveillance, detection and monitoring through the applied technology of unmanned air systems”. Em: *International Oil Spill Conference Proceedings 2008.1*, pp. 113–120. DOI: 10.7901/2169-3358-2008-1-113.
- Aluko, A. O. e G. O. A. Odularu (2019). “Understanding the Impact of Strategic Change Management on the Maritime Crude Oil Transportation Industry in Nigeria”. Em: *The Review of Black Political Economy* 46.2, pp. 130–151. DOI: 10.1177/0034644619850182. URL: <https://doi.org/10.1177/0034644619850182>.
- Alves, L. S., D. T. dos Santos, M. A. M. Arcoverde, T. Z. Berra, L. H. Arroyo, A. C. V. Ramos, I. S. de Assis, A. A. R. de Queiroz, J. B. Alonso, J. D. Alves, M. P. Popolin, M. Yamamura, J. de Almeida Crispim, E. M. Dessunti, P. F. Palha, F. Chiaraval-Neto, C. Nunes e R. A. Arcêncio (2019). “Detection of risk clusters for deaths due to tuberculosis specifically in areas of southern Brazil where the disease was supposedly a non-problem”. Em: *BMC Infectious Diseases* 19.1. DOI: 10.1186/s12879-019-4263-1.

- Alves, T. M., E. Kokinou e G. Zodiatis (2014). “A three-step model to assess shoreline and offshore susceptibility to oil spills: The South Aegean (Crete) as an analogue for confined marine basins”. Em: *Marine Pollution Bulletin* 86.1-2, pp. 443–457. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2014.06.034.
- Alves, T. M., E. Kokinou, G. Zodiatis e R. Lardner (2016a). “Hindcast, GIS and susceptibility modelling to assist oil spill clean-up and mitigation on the southern coast of Cyprus (Eastern Mediterranean)”. Em: *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 133, pp. 159–175. DOI: 10.1016/j.dsr2.2015.07.017.
- Alves, T. M., E. Kokinou, G. Zodiatis, R. Lardner, C. Panagiotakis e H. Radhakrishnan (2015). “Modelling of oil spills in confined maritime basins: The case for early response in the Eastern Mediterranean Sea”. Em: *Environmental Pollution* 206, pp. 390–399. DOI: 10.1016/j.envpol.2015.07.042.
- Alves, T. M., E. Kokinou, G. Zodiatis, H. Radhakrishnan, C. Panagiotakis e R. Lardner (2016b). “Multidisciplinary oil spill modeling to protect coastal communities and the environment of the Eastern Mediterranean Sea”. Em: *Scientific Reports* 6.1. DOI: 10.1038/srep36882.
- Amstutz, D. E. e W. B. Samuels (1984). “Offshore oil spills: Analysis of risks”. Em: *Marine Environmental Research* 13.4, pp. 303–319. DOI: 10.1016/0141-1136(84)90035-7.
- Andersson, K., S. Brynolf, J. F. Lindgren e M. Wilewska-Bien, ed. (2016). *Shipping and the Environment*. Springer Berlin Heidelberg. DOI: 10.1007/978-3-662-49045-7.
- de Andrade, M. M., E. E. Toldo Jr e J. C. Nunes (2016). “Variabilidade das correntes na plataforma interna ao largo de Tramandaí, RS durante o verão de 2014”. Em: *Pesquisas em Geociências* 43.3, pp. 289–298. DOI: 10.22456/1807-9806.78231.
- Andrade, M. M., E. E. Toldo Jr e J. C. Nunes (2016). “Variabilidade das correntes na plataforma interna ao largo de Tramandaí, RS durante o verão de 2014”. Em: *Pesquisas em Geociências* 43.3, pp. 289–298. DOI: 10.22456/1807-9806.78231.
- de Andrade, M. M. N., C. F. Szlafsztein, P. W. M. Souza-Filho, A. dos Reis Araújo e M. K. T. Gomes (2010). “A socioeconomic and natural vulnerability index for oil spills in an Amazonian harbor: A case study using GIS and remote sensing”. Em: *Journal of Environmental Management* 91.10, pp. 1972–1980. DOI: 10.1016/j.jenvman.2010.04.016.
- Annika, P., T. George, P. George, N. Konstantinos, D. Costas e C. Koutitas (2001). “The Poseidon Operational Tool for the Prediction of Floating Pollutant Transport”. Em: *Marine Pollution Bulletin* 43.7-12, pp. 270–278. DOI: 10.1016/s0025-326x(01)00080-7.
- Anyanova, E. (2012). “Oil Pollution and International Marine Environmental Law”. Em: *Sustainable Development - Authoritative and Leading Edge Content for Environmental Management*. InTech. DOI: 10.5772/37399.
- API (1999). *Fate Of Spilled Oil In Marine Waters: Where Does It Go? What Does It Do? How Do Dispersants Affect It?* Washington, D.C.: American Petroleum Institute, p. 57.
- de Araújo, M. E., C. W. N. Ramalho e P. W. de Melo (2020). “Artisanal fishers, consumers and the environment: immediate consequences of the oil spill in Pernambuco, Northeast Brazil”. Em: *Cadernos de Saúde Pública* 36.1. DOI: 10.1590/0102-311x00230319.

- Araújo, S., G. Silva e D. Muehe (2002). *Manual básico para elaboração de mapas de sensibilidade ambiental a derrames de óleo no sistema Petrobras: ambientes costeiros e estuarinos*.
- ASCE (1996). “State-of-the-art review of modeling transport and fate of oil spills”. Em: *Journal of Hydraulic Engineering* 122.11, pp. 594–609. DOI: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1996\)122:11\(594\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1996)122:11(594)).
- Azevedo, A., A. B. Fortunato, B. Epifânio, S. den Boer, E. R. Oliveira, F. L. Alves, G. de Jesus, J. L. Gomes e A. Oliveira (2017). “An oil risk management system based on high-resolution hazard and vulnerability calculations”. Em: *Ocean & Coastal Management* 136, pp. 1–18. DOI: [10.1016/j.ocecoaman.2016.11.014](https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.11.014).
- Azevedo, A., A. Oliveira, A. B. Fortunato, J. Zhang e A. M. Baptista (2014). “A cross-scale numerical modeling system for management support of oil spill accidents”. Em: *Marine Pollution Bulletin* 80.1-2, pp. 132–147. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2014.01.028](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.01.028).
- Bacon, J. P., J. A. Gray e L. Kitson (2011). “Status And Conservation Of The Reptiles And Amphibians Of The Bermuda Islands”. Em: *Conservation of Caribbean Island Herpetofaunas Volume 1: Conservation Biology and the Wider Caribbean*. BRILL. DOI: [10.1163/ej.9789004183957.i-228.58](https://doi.org/10.1163/ej.9789004183957.i-228.58).
- Barbosa, J. C. S., L. G. Santos, M. V. Sant’Anna, M. R. Souza, F. C. Damasceno e M. R. Alexandre (2016). “Seasonal distribution of aliphatic hydrocarbons in the Vaza Barris Estuarine System, Sergipe, Brazil”. Em: *Marine Pollution Bulletin* 104.1-2, pp. 343–346. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2016.01.037](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.037).
- de Barros, G. P., W. C. Marques e E. de Paula Kirinus (2014). “Influence of the freshwater discharge on the hydrodynamics of Patos Lagoon, Brazil”. Em: *International Journal of Geosciences* 5.09, p. 925. DOI: [10.4236/ijg.2014.59080](https://doi.org/10.4236/ijg.2014.59080).
- Barton, D., T. Saloranta, S. Moe, H. Eggestad e S. Kuikka (2008). “Bayesian belief networks as a meta-modelling tool in integrated river basin management—Pros and cons in evaluating nutrient abatement decisions under uncertainty in a Norwegian river basin”. Em: *Ecological economics* 66.1, pp. 91–104. DOI: [10.1016/j.ecolecon.2008.02.012](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.02.012).
- Bayha, K. M., N. Ortell, C. N. Ryan, K. J. Griffitt, M. Krasnec, J. Sena, T. Ramaraj, R. Takeshita, G. D. Mayer, F. Schilkey e R. J. Griffitt (2017). “Crude oil impairs immune function and increases susceptibility to pathogenic bacteria in southern flounder”. Em: *PLOS ONE* 12.5. Ed. por J. P. Meador, e0176559. DOI: [10.1371/journal.pone.0176559](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0176559).
- Beguiría, S. e A. Lorente (2002). “Landslide hazard mapping by multivariate statistics: comparison of methods and case study in the Spanish Pyrenees”. Em: *Contract No EVG1-CT*.
- Benedet, R. A., D. C. Dolci e F. D’Incao (2010). “Descrição técnica e modo de operação das artes de pesca artesanais do camarão-rosa no estuário da Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil”. Em: *Atlântica (Rio Grande)* 32.1, pp. 05–24. DOI: <https://doi.org/10.5088/atlântica.v32i1.1549>.
- Beneditti, C. A. (2015). “Vulnerabilidade ambiental ao óleo em ambiente fluvial: estudo de caso rio Tietê/Reservatório de Barra Bonita”. Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista (UNESP), pp. 1–159.
- Berenshtein, I., N. Perlin, C. H. Ainsworth, J. G. Ortega-Ortiz, A. C. Vaz e C. B. Paris (2019). “Comparison of the spatial extent, impacts to shorelines, and ecosystem and

- four-dimensional characteristics of simulated oil spills”. Em: *Scenarios and Responses to Future Deep Oil Spills*. Springer International Publishing, pp. 340–354.
- Berry, A., T. Dabrowski e K. Lyons (2012). “The oil spill model OILTRANS and its application to the Celtic Sea”. Em: *Marine Pollution Bulletin* 64.11, pp. 2489–2501. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2012.07.036.
- Beyer, J., H. C. Trannum, T. Bakke, P. V. Hodson e T. K. Collier (2016). “Environmental effects of the Deepwater Horizon oil spill: A review”. Em: *Marine Pollution Bulletin* 110.1, pp. 28–51. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.06.027.
- Bobra, M. (1991). “Water-in-oil emulsification: a physicochemical study”. Em: *International Oil Spill Conference*. Vol. 1991. 1. American Petroleum Institute, pp. 483–488. DOI: 10.7901/2169-3358-1991-1-483.
- Bobra, M., M. Fingas e E. Tennyson (1992). “When oil spills emulsify”. Em: *Chemtech* 22.4, pp. 236–241.
- Boehm, P. D., K. J. Murray e L. L. Cook (2016). “Distribution and Attenuation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Gulf of Mexico Seawater from the Deepwater Horizon Oil Accident”. Em: *Environmental Science & Technology* 50.2, pp. 584–592. DOI: 10.1021/acs.est.5b03616.
- Borghetti, C., L. E. Almeida, E. E. T. Júnior, S. R. Dillenburg, L. L. Tabajara e E. R. Ferreira (1993). “Parâmetros morfodinâmicos e deriva litorânea da praia de Tramandaí-RS”. Em: *Geosul* 8.15, pp. 75–88.
- Bost, C.-A., C. Cotté, F. Bailleul, Y. Cherel, J.-B. Charrassin, C. Guinet, D. G. Ainley e H. Weimerskirch (2009). “The importance of oceanographic fronts to marine birds and mammals of the southern oceans”. Em: *Journal of Marine Systems* 78.3, pp. 363–376. DOI: 10.1016/j.jmarsys.2008.11.022.
- Broström, G., A. Carrasco, L. R. Hole, S. Dick, F. Janssen, J. Mattsson e S. Berger (2011). “Usefulness of high resolution coastal models for operational oil spill forecast: the Full City accident”. Em: *Ocean Science Discussions* 8.3, pp. 1467–1504. DOI: 10.5194/osd-8-1467-2011.
- Brovchenko, I., A. Kuschan, V. Maderich e M. Zheleznyak (2002). “The modelling system for simulation of the oil spills in the Black Sea”. Em: *3rd EuroGOOS Conference: building the European capacity in operational oceanography*. Vol. 192.
- Buchanan, I. e N. Hurford (1988). “Methods for predicting the physical changes in oil spilt at sea”. Em: *Oil and Chemical Pollution* 4.4, pp. 311–328. DOI: 10.1016/S0269-8579(88)80004-2.
- Buttke, D., S. Vagi, T. Bayleyegn, K. Sircar, T. Strine, M. Morrison, M. Allen e A. Wolkin (2012). “Mental Health Needs Assessment After the Gulf Coast Oil Spill—Alabama and Mississippi, 2010”. Em: *Prehospital and Disaster Medicine* 27.5, pp. 401–408. DOI: 10.1017/s1049023x12001100.
- Calliari, L. J., J. C. Winterwerp, E. Fernandes, D. Cuchiara, S. B. Vinzon, M. Sperle e K. Holland (2009). “Fine grain sediment transport and deposition in the Patos Lagoon–Cassino beach sedimentary system”. Em: *Continental Shelf Research* 29.3, pp. 515–529. DOI: 10.1016/j.csr.2008.09.019.

- Calliari, L., E. E. T. Junior e J. L. Nicolodi (2006). “Classificação Geomorfológica”. Em: *Erosão e Progradação do Litoral Brasileiro*. Ed. por D. Muehe. Brasília. Brasil: MMA, pp. 438–445.
- Calliari, L., C. Garcia, L. Niencheski, M. Baumgarten, C. Costa, U. Seeliger, P. Abreu, C. Odebrecht, M. Montú, A. Duarte *et al.* (1997). “Environment and biota of the Patos Lagoon Estuary”. Em: *Subtropical Convergence Environments*. Springer, pp. 13–64.
- Calliari, L., U. Seeliger, P. Abreu e C. Odebrecht (1998). “O Ambiente e a Biota do Estuário da Lagoa dos Patos”. Em: *Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil*. Ecoscientia, pp. 13–18.
- Camargo, O. A., F. J. L. da Silva, R. d. S. Custodio e N. Gravino (2002). *Atlas éolico: Rio Grande do Sul*, p. 70.
- Camilli, R., C. M. Reddy, D. R. Yoerger, B. A. S. V. Mooy, M. V. Jakuba, J. C. Kinsey, C. P. McIntyre, S. P. Sylva e J. V. Maloney (2010). “Tracking Hydrocarbon Plume Transport and Biodegradation at Deepwater Horizon”. Em: *Science* 330.6001, pp. 201–204. DOI: 10.1126/science.1195223.
- Cardoso, S. D., W. C. Marques, E. d. P. Kirinus e C. E. Stringari (2014). “Levantamento batimétrico usando cartas náuticas”. Em: *13ª Mostra da Produção Universitária*. Rio Grande: Universidade Federal do Rio Grande, p. 2.
- Carmona, S., D. Gherardi e M. Tessler (2006). “Environment sensitivity mapping and vulnerability modeling for oil spill response along the São Paulo State coastline”. Em: *Journal of Coastal Research*, pp. 1455–1458. DOI: 10.2307/25742996.
- Carroll, J., F. Vikebø, D. Howell, O. J. Broch, R. Nepstad, S. Augustine, G. M. Skeie, R. Bast e J. Juselius (2018). “Assessing impacts of simulated oil spills on the Northeast Arctic cod fishery”. Em: *Marine pollution bulletin* 126, pp. 63–73. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.10.069.
- Casagrande, A. I., D. Aguiar, J. L. Nicolodi e A. A. Damião (2018). “Tendências de variação na linha de costa de cidreira (RS) e suas relações com parâmetros oceanográficos e meteorológicos”. Em: *Boletim Geográfico do Rio Grande do Sul* 31, pp. 35–62.
- Castanedo, S., J. A. Juanes, R. Medina, A. Puente, F. Fernandez, M. Olabarrieta e C. Pombo (2009). “Oil spill vulnerability assessment integrating physical, biological and socio-economical aspects: Application to the Cantabrian coast”. Em: *J. CEnviron. Manage* 91.1, pp. 149–159.
- Castelão, R. M. e O. O. Moller Jr (2006). “A modeling study of Patos Lagoon (Brazil) flow response to idealized wind and river discharge: Dynamical analysis”. Em: *Brazilian Journal of Oceanography* 54.1, pp. 1–17. DOI: 10.1590/S1679-87592006000100001.
- Castelao, R. M. e O. O. Möller Junior (2003). “Sobre a circulação tridimensional forçada por ventos na Lagoa dos Patos”. Em: *Atlantica* 25.2, pp. 91–106.
- Castello, J. P. (1986). “Distribución, crecimiento y maduración sexual de la corvina juvenil (*Micropogonias furnieri*) en el estuario de la “Lagoa dos Patos”, Brasil”. Em: *Physis* 44.106, pp. 21–36.
- Castello, J. P. (2010). “O futuro da pesca da aquicultura marinha no Brasil: a pesca costeira”. Em: *Ciência e Cultura* 62.3, pp. 32–35.

- Castello, J. (1985). “La ecologia de los consumidores del estuario de la Lagoa dos Patos, Brasil”. Em: *Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons: towards an ecosystem integration*, pp. 383–406.
- Cekirge, H., M. Koch, C. Long, C. Giammona, K. Binkley, R. Engelhardt e R. Jamail (1995). “State-of-the-art techniques in oil spill modeling”. Em: *International Oil Spill Conference*. Vol. 1995. 1. American Petroleum Institute, pp. 67–72. DOI: 10.7901/2169-3358-1995-1-67.
- Chakrabarty, B., A. Ghoshal e M. Purkait (2008). “Ultrafiltration of stable oil-in-water emulsion by polysulfone membrane”. Em: *Journal of Membrane Science* 325.1, pp. 427–437. DOI: 10.1016/j.memsci.2008.08.007.
- Chang, T.-Y., K.-H. Huang, C.-S. Liu, R.-H. Shie, K.-P. Chao, W.-H. Hsu e B.-Y. Bao (2010). “Exposure to volatile organic compounds and kidney dysfunction in thin film transistor liquid crystal display (TFT-LCD) workers”. Em: *Journal of Hazardous Materials* 178.1-3, pp. 934–940. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2010.02.027.
- Chawla, A., D. M. Spindler e H. L. Tolman (2013). “Validation of a thirty year wave hindcast using the climate forecast system reanalysis winds”. Em: *Ocean Modelling* 70, pp. 189–206. DOI: 10.1016/j.ocemod.2012.07.005.
- Christensen, F. M., O. Andersen, N. J. Duijm e P. Harremoës (2003). “Risk terminology—a platform for common understanding and better communication”. Em: *Journal of Hazardous Materials* 103.3, pp. 181–203. DOI: 10.1016/S0304-3894(03)00039-6.
- Conforti, M., S. Pascale, G. Robustelli e F. Sdao (2014). “Evaluation of prediction capability of the artificial neural networks for mapping landslide susceptibility in the Turbolo River catchment (northern Calabria, Italy)”. Em: *CATENA* 113, pp. 236–250. DOI: 10.1016/j.catena.2013.08.006.
- Cormier, D. e M. Magnan (1997). “Investors’ assessment of implicit environmental liabilities: An empirical investigation”. Em: *Journal of accounting and public policy* 16.2, pp. 215–241. DOI: 10.1016/S0278-4254(97)00002-1.
- Cotrim, D. S. e L. d. A. Miguel (2007). “Uso do enfoque sistêmico na pesca artesanal em Tramandaí-RS”. Em: *Eisforia* 5.2, pp. 136–160.
- D’adamo, R., S. Pelosi, P. Trotta e G. Sansone (1997). “Bioaccumulation and biomagnification of polycyclic aromatic hydrocarbons in aquatic organisms”. Em: *Marine Chemistry* 56.1-2, pp. 45–49. DOI: 10.1016/S0304-4203(96)00042-4.
- D’Incao, F. (1991). “Pesca e biologia de *Penaeus paulensis* na Lagoa dos Patos, RS”. Em: *Atlântica* 13.1, pp. 159–169.
- da Rocha, R. P., S. Sugahara e R. B. da Silveira (2004). “Sea waves generated by extratropical cyclones in the South Atlantic Ocean: Hindcast and validation against altimeter data”. Em: *Weather and forecasting* 19.2, pp. 398–410. DOI: 10.1175/1520-0434(2004)019<0398:SWGPEC>2.0.CO;2.
- Dambros, J. W. V., W. C. Marques e C. E. Stringari (2014). “Evaluation of the numerical method Runge-Kutta used in the oil dispersion ECOS model”. Em: *Automation and computation for naval, offshore and subsea (NAVCOMP), 2014 Symposium on*. IEEE, pp. 38–41.
- de Mahiques, M. M., S. H. d. M. Sousa, V. V. Furtado, M. G. Tessler, F. A. d. L. Toledo, L. Burone, R. C. L. Figueira, D. A. Klein, C. C. Martins e D. P. V. Alves (2010). “The

- Southern Brazilian shelf: general characteristics, quaternary evolution and sediment distribution”. Em: *Brazilian Journal of Oceanography* 58.SPE2, pp. 25–34. DOI: 10.1590/S1679-87592010000600004.
- DeLaune, R., S. Pezeshki, A. Jugsujinda e C. Lindau (2003). “Sensitivity of US Gulf of Mexico coastal marsh vegetation to crude oil: Comparison of greenhouse and field responses”. Em: *Aquatic Ecology* 37.4, pp. 351–360. DOI: 10.1023/b:aeco.0000007047.42636.96.
- Depellegrin, D. e P. Pereira (2016). “Assessing oil spill sensitivity in unsheltered coastal environments: A case study for Lithuanian-Russian coasts, South-eastern Baltic Sea”. Em: *Marine Pollution Bulletin* 102.1, pp. 44–57. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.12.005.
- Dereczynski, C. P. e W. F. Menezes (2015). “Meteorologia da Bacia de Campos”. Em: *Meteorologia e Oceanografia*. Elsevier, pp. 1–54. DOI: 10.1016/B978-85-352-6208-7.50008-8.
- Desombre, J. e P. Lang (2013). *Telemac Modelling System: TELEMAC-3D software (Release 6.2)*. Rel. técn. France: EDF R&D, p. 98.
- Dominicis, M. D., N. Pinardi, G. Zodiatis e R. Lardner (2013). “MEDSLIK-II, a Lagrangian marine surface oil spill model for short-term forecasting – Part 1: Theory”. Em: *Geoscientific Model Development* 6.6, pp. 1851–1869. DOI: 10.5194/gmd-6-1851-2013.
- Douglas, J. (2007). “Physical vulnerability modelling in natural hazard risk assessment”. Em: *Natural Hazards and Earth System Science* 7.2, pp. 283–288.
- Dow, K. (1999). “The Extraordinary and the Everyday in Explanations of Vulnerability to an Oil Spill”. Em: *Geographical Review* 89.1, p. 74. DOI: 10.2307/216141.
- Egbert, G. D. e S. Y. Erofeeva (2002). “Efficient inverse modeling of barotropic ocean tides”. Em: *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology* 19.2, pp. 183–204. DOI: 10.1175/1520-0426(2002)019<0183:EIMOB0>2.0.CO;2.
- Elliott, A., N. Hurford e C. Penn (1986). “Shear diffusion and the spreading of oil slicks”. Em: *Marine Pollution Bulletin* 17.7, pp. 308–313.
- Etkin, D. S. (2000). “Worldwide analysis of marine oil spill cleanup cost factors”. Em: *Arctic and marine oilspill program technical seminar*. Vol. 1. Environment Canada; 1999, pp. 161–174.
- Etkin, D. S., D. F. McCay, M. Horn, H. Landquist, I. Hasselov e A. Wolford (2017). “Quantification of oil spill risk”. Em: *Oil Spill Science and Technology/Fingas M.(ed.).—2nd ed.—Cambridge, MA: Gulf Professional Publishing*, pp. 71–183.
- Falcieri, F. M., A. Benetazzo, M. Scavo, A. Russo e S. Carniel (2014). “Po River plume pattern variability investigated from model data”. Em: *Continental Shelf Research* 87, pp. 84–95. DOI: 10.1016/j.csr.2013.11.001.
- Fan, A. Z., M. R. Prescott, G. Zhao, C. A. Gotway e S. Galea (2014). “Individual and Community-Level Determinants of Mental and Physical Health After the Deepwater Horizon Oil Spill: Findings from the Gulf States Population Survey”. Em: *The Journal of Behavioral Health Services & Research* 42.1, pp. 23–41. DOI: 10.1007/s11414-014-9418-7.
- Fattal, P., M. Maanan, I. Tillier, N. Rollo, M. Robin e P. Pottier (2010). “Coastal Vulnerability to Oil Spill Pollution: the Case of Noirmoutier Island (France)”. Em: *Journal of Coastal Research* 265, pp. 879–887. DOI: 10.2112/08-1159.1.

- Fay, J. A. (1969). “The spread of oil slicks on a calm sea”. Em: *Oil on the Sea*. Springer, pp. 53–63.
- Fay, J. A. (1971). “Physical processes in the spread of oil on a water surface”. Em: *International Oil Spill Conference*. Vol. 1971. 1. American Petroleum Institute, pp. 463–467.
- FEPAM (2010). *Environmental Technical Report N° 01/2010/SEAMB-FEPAM*. Rel. técn. FEPAM.
- FEPAM (2012). *Environmental Technical Report N° 01/2012/MB-IBAMA-FEPAM*. Rel. técn. FEPAM.
- FEPAM (2014). *Environmental Technical Report N° 05/12/2014-SEAMB - Acknowledgment Report*. Rel. técn. FEPAM.
- FEPAM (2016). *Environmental Technical Report - Acknowledgment Report*. Rel. técn. FEPAM.
- Fernandes, E. H. L., K. R. Dyer e O. O. Moller (2005). “Spatial gradients in the flow of southern Patos Lagoon”. Em: *Journal of Coastal Research*, pp. 759–769. DOI: 10.2112/006-NIS.1.
- Fernandes, E. H. L., I. Mariño-Tapia, K. R. Dyer e O. O. Möller Jr. (2004). “The attenuation of tidal and subtidal oscillations in the Patos Lagoon estuary”. Em: *Ocean Dynamics* 54.3-4, pp. 348–359.
- Fernandes, E. H. L., I. O. Monteiro e O. O. Möller Jr (2007). “On the Dynamics of Mangueira Bay—Patos Lagoon (Brazil)”. Em: *Journal of Coastal Research*, pp. 97–107. DOI: 10.2112/1551-5036-47.sp1.97.
- Fernandes, E. H., K. R. Dyer e L. F. H. Niencheski (2001). “Calibration and validation of the TELEMAC-2D model to the Patos Lagoon (Brazil)”. Em: *Journal of Coastal Research*, pp. 470–488. DOI: <https://www.jstor.org/stable/25736313>.
- Fernández-Macho, J. (2016). “Risk assessment for marine spills along European coastlines”. Em: *Marine Pollution Bulletin* 113.1-2, pp. 200–210. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.09.015.
- Ferreira, F. R. e L. F. C. Nascimento (2019). “Spatial approach of leprosy in the State of São Paulo, 2009-2012”. Em: *Anais Brasileiros de Dermatologia* 94.1, pp. 37–41. DOI: 10.1590/abd1806-4841.20197351.
- Fingas, M. e B. Hollebone (2003). “Review of behaviour of oil in freezing environments”. Em: *Marine Pollution Bulletin* 47.9-12, pp. 333–340. DOI: 10.1016/s0025-326x(03)00210-8.
- Fingas, M. (2011a). *Oil Spill Science and Technology*. c, p. 1189. DOI: 10.15713/ins.mmj.3.
- Fingas, M. (1997). “Studies on the evaporation of crude oil and petroleum products: I. The relationship between evaporation rate and time”. Em: *Journal of Hazardous Materials* 56.3, pp. 227–236. DOI: 10.1016/S0304-3894(97)00050-2.
- Fingas, M. (2011b). “Models for water-in-oil emulsion formation”. Em: *Oil Spill Science and Technology*. Elsevier, pp. 243–273.
- Fingas, M. (2019). *Marine Oil Spills 2018*. MDPI.
- Fingas, M. e C. Brown (2018). “A review of oil spill remote sensing”. Em: *Sensors* 18.1, p. 91. DOI: 10.3390/s18010091.

- Fingas, M. (1999). “The evaporation of oil spills: development and implementation of new prediction methodology”. Em: *International Oil Spill Conference*. Vol. 1999. 1. American Petroleum Institute, pp. 281–287. DOI: 10.7901/2169-3358-1999-1-281.
- Fingas, M. F. (1995). “A literature review of the physics and predictive modelling of oil spill evaporation”. Em: *Journal of Hazardous Materials* 42.2, pp. 157–175.
- Fingas, M. F., B. Fieldhouse, J. Lane e J. V. Mullin (2001). “What causes the formation of water-in-oil emulsions?” Em: *International Oil Spill Conference*. 1. American Petroleum Institute, pp. 109–114. DOI: 10.7901/2169-3358-2001-1-109.
- Fischer, H. B., J. E. List, C. R. Koh, J. Imberger e N. H. Brooks (1979). *Mixing in inland and coastal waters*. San Diego, California, EUA: ACADEMIC PRESS INC, p. 487.
- Folley, M., A. Babarit, B. Child, D. Forehand, L. O’Boyle, K. Silverthorne, J. Spinneken, V. Stratigaki e P. Troch (2012). “A Review of Numerical Modelling of Wave Energy Converter Arrays”. Em: *Volume 7: Ocean Space Utilization; Ocean Renewable Energy*. American Society of Mechanical Engineers. DOI: 10.1115/omae2012-83807.
- French-McCay, D. (2009). “State-of-the-art and research needs for oil spill impact assessment modeling”. Em: *Proceedings of the 32nd AMOP Technical Seminar on Environmental Contamination and Response, Emergencies Science Division, Environment Canada, Ottawa, ON, Canada*, pp. 601–653.
- French-McCay, D. P. (2004). “Oil spill impact modeling: development and validation”. Em: *Environmental Toxicology and Chemistry* 23.10, pp. 2441–2456.
- Frometa, J., M. E. DeLorenzo, E. C. Pisarski e P. J. Etnoyer (2017). “Toxicity of oil and dispersant on the deep water gorgonian octocoral *Swiftia exserta*, with implications for the effects of the Deepwater Horizon oil spill”. Em: *Marine Pollution Bulletin* 122.1-2, pp. 91–99. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.06.009.
- Fu, J., Y. Gong, X. Zhao, S. E. O’Reilly e D. Zhao (2014). “Effects of Oil and Dispersant on Formation of Marine Oil Snow and Transport of Oil Hydrocarbons”. Em: *Environmental Science & Technology* 48.24, pp. 14392–14399. DOI: 10.1021/es5042157.
- Galea, S., M. Tracy, F. Norris e S. F. Coffey (2008). “Financial and social circumstances and the incidence and course of PTSD in Mississippi during the first two years after Hurricane Katrina”. Em: *Journal of Traumatic Stress* 21.4, pp. 357–368. DOI: 10.1002/jts.20355.
- Garção, H. F., F. L. Mendes, F. dos Santos, B. Cerrone e L. M. da Cruz (2012). *Modelagem de transporte de óleo*. Rel. técn. Rio de Janeiro: PROOCEANO, p. 158.
- Gehlen, M., M. R. Nicola, E. R. Costa, V. K. Cabral, E. L. de Quadros, C. O. Chaves, R. A. Lahm, A. D. Nicoletta, M. L. Rossetti e D. R. Silva (2019). “Geospatial intelligence and health analytics: Its application and utility in a city with high tuberculosis incidence in Brazil”. Em: *Journal of Infection and Public Health* 12.5, pp. 681–689. DOI: 10.1016/j.jiph.2019.03.012.
- Gohlke, J. M., D. Doke, M. Tipre, M. Leader e T. Fitzgerald (2011). “A Review of Seafood Safety after the Deepwater Horizon Blowout”. Em: *Environmental Health Perspectives* 119.8, pp. 1062–1069. DOI: 10.1289/ehp.1103507.
- Goldman, R., E. Biton, E. Brokovich, S. Kark e N. Levin (2015). “Oil spill contamination probability in the southeastern Levantine basin”. Em: *Marine Pollution Bulletin* 91.1, pp. 347–356. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2014.10.050.

- Goldman, R., R. Goldman, E. Biton, E. Biton, I. Gertman, I. Gertman, G. Zodiatis, G. Zodiatis, B. Herut e B. Herut (2017). “An evaluation of oil pollution probability in the Levantine Basin off Israel”. Em: *Proceedings of International Conference "Managing risks to coastal regions and communities in a changing world"(EMECs-11 - SeaCoasts XXVI)*. Academus Publishing. DOI: 10.31519/conferencearticle_5b1b93715e1b93.24235003.
- Golik, A. (1982). “The distribution and behaviour of tar balls along the Israeli coast”. Em: *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 15.3, pp. 267–276. DOI: 10.1016/0272-7714(82)90063-4.
- González-Nuevo, G. e E. Nogueira (2014). “Temporal and spatial variability of river plumes in the NW and N Iberian shelf (1987–2007)”. Em: *Continental Shelf Research* 91, pp. 95–108. DOI: 10.1016/j.csr.2014.09.005.
- Gould, D. W., J. L. Teich, M. R. Pemberton, C. Pierannunzi e S. Larson (2014). “Behavioral Health in the Gulf Coast Region Following the Deepwater Horizon Oil Spill: Findings from Two Federal Surveys”. Em: *The Journal of Behavioral Health Services & Research* 42.1, pp. 6–22. DOI: 10.1007/s11414-014-9441-8.
- Gundlach, E. R. e M. O. Hayes (1978). “Vulnerability of coastal environments to oil spill impacts”. Em: *Marine Technology Society Journal* 12.4, pp. 18–27.
- Guo, W. (2017). “Development of a statistical oil spill model for risk assessment”. Em: *Environmental Pollution* 230, pp. 945–953. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.07.051.
- Ha, M. (2018). “Modeling for the allocation of oil spill recovery capacity considering environmental and economic factors”. Em: *Marine Pollution Bulletin* 126, pp. 184–190. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.11.006.
- Ha, M., W.-C. Jeong, M. Lim, H. Kwon, Y. Choi, S.-J. Yoo, S. R. Noh e H.-K. Cheong (2013). “Children’s mental health in the area affected by the Hebei spirit oil spill accident”. Em: *Environmental health and toxicology* 28, pp. 1517–1523. DOI: 10.5620/eht.2013.28.e2013010.
- Haimovici, M. (1997). “Recursos pesqueiros demersais da região sul”. Em: *FEMAR, Rio de Janeiro*, pp. 1–80.
- Hanna, R. G. (1995). “An approach to evaluate the application of the vulnerability index for oil spills in tropical Red Sea environments”. Em: *Spill Science & Technology Bulletin* 2.2-3, pp. 171–186. DOI: 10.1016/s1353-2561(96)00016-3.
- Hartmann, C. e C. A. Schettini (1991). “Aspectos hidrológicos na desembocadura da Laguna dos Patos, RS”. Em: *Revista brasileira de Geociências* 21.4, pp. 371–377.
- Hasenack, H. e L. Ferraro (1989). “Considerações sobre o clima da região de Tramandaí, RS”. Em: *Pesquisas em Geociências* 22.22, pp. 53–70. DOI: 10.22456/1807-9806.21456.
- Hayworth, J. S., T. P. Clement e J. F. Valentine (2011). “Deepwater Horizon oil spill impacts on Alabama beaches”. Em: *Hydrology and Earth System Sciences* 15.12, pp. 3639–3649. DOI: 10.5194/hess-15-3639-2011.
- Heflin, F. e D. Wallace (2017). “The BP Oil Spill: Shareholder Wealth Effects and Environmental Disclosures”. Em: *Journal of Business Finance & Accounting* 44.3-4, pp. 337–374. DOI: 10.1111/jbfa.12244.
- Hervouet, J. M. (2007). *Free surface flows: modelling with the finite element methods*. England.

- Holdway, D. A. (2002). “The acute and chronic effects of wastes associated with offshore oil and gas production on temperate and tropical marine ecological processes”. Em: *Marine Pollution Bulletin* 44.3, pp. 185–203. DOI: 10.1016/S0025-326X(01)00197-7.
- Horn, W. (1969). *Boletim Técnico Petrobrás - O sistema de monobóia como solução para os terminais em mar aberto*. Rel. técn. 2. Petrobrás, pp. 243–247.
- Incardona, J. P., L. D. Gardner, T. L. Linbo, T. L. Brown, A. J. Esbaugh, E. M. Mager, J. D. Stieglitz, B. L. French, J. S. Labenia, C. A. Laetz, M. Tagal, C. A. Sloan, A. Elizur, D. D. Benetti, M. Grosell, B. A. Block e N. L. Scholz (2014). “PNAS Plus: From the Cover: Deepwater Horizon crude oil impacts the developing hearts of large predatory pelagic fish”. Em: *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111.15, E1510–E1518. DOI: 10.1073/pnas.1320950111.
- Incardona, J. P., M. G. Carls, L. Holland, T. L. Linbo, D. H. Baldwin, M. S. Myers, K. A. Peck, M. Tagal, S. D. Rice e N. L. Scholz (2015). “Very low embryonic crude oil exposures cause lasting cardiac defects in salmon and herring”. Em: *Scientific Reports* 5.1. DOI: 10.1038/srep13499.
- Incardona, J. P., T. K. Collier e N. L. Scholz (2010). “Oil spills and fish health: exposing the heart of the matter”. Em: *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology* 21.1, pp. 3–4. DOI: 10.1038/jes.2010.51.
- ISO (2009). *Risk management — Vocabulary (ISO GUIDE 73:2009)*. 1ª ed., pp. 1–15. URL: <https://www.iso.org/obp/standard>.
- ITOPF (2014a). “Use of booms in oil pollution response”. Em: *Technical Information Paper 3*. Accessed: 2019-09-09, p. 12. URL: http://www.itopf.org/fileadmin/data/Documents/TIPS%20TAPS/TIP_3_Use_of_Booms_in_Oil_Pollution_Response.pdf.
- ITOPF (2014b). “Use of dispersants to treat oil spills”. Em: *Technical Information Paper 4*. Accessed: 2019-09-07, p. 12. URL: http://www.itopf.org/fileadmin/data/Documents/TIPS%20TAPS/TIP_4_Use_of_Dispersants_to_Treat_Oil_Spills.pdf.
- ITOPF (2014c). “Use of skimmers in oil pollution response”. Em: *Technical Information Paper 5*. Accessed: 2019-09-05, p. 16. URL: http://www.itopf.org/fileadmin/data/Documents/TIPS%20TAPS/TIP_5_Use_of_Skimmers_in_Oil_Pollution_Response.pdf.
- ITOPF (2018). *Oil Tanker Spill Statistics 2018. The International Tanker Owners Pollution Federation Limited*. URL: https://www.itopf.org/fileadmin/data/Documents/Company_Lit/Oil_Spill_Stats_2019.pdf (acesso em 20/01/2019).
- Janeiro, J., E. H. L. Fernandes, F. Martins e R. Fernandes (2008). “Wind and freshwater influence over hydrocarbon dispersal on Patos Lagoon, Brazil”. Em: *Mar. Pollut. Bull.* 56.4, pp. 650–665.
- Jensen, J. R., J. N. Halls e J. Michel (1998). “A systems approach to Environmental Sensitivity Index (ESI) mapping for oil spill contingency planning and response”. Em: *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 64, pp. 1003–1014.
- Jones, E. (2019). “Molecular Responses to Deepwater Horizon Oil Spill Contaminants in Estuarine Fish”. Masters Dissertation, p. 98. URL: <https://aquila.usm.edu/dissertations/1701/>.

- Kalikoski, D. C., M. Vasconcellos e L. Lavkulich (2002). “Fitting institutions to ecosystems: the case of artisanal fisheries management in the estuary of Patos Lagoon”. Em: *Marine Policy* 26.3, pp. 179–196. DOI: 10.1016/s0308-597x(01)00048-3.
- Kaly, U., C. Pratt, J. Mitchell e R. Howorth (2003). *The demonstration environmental vulnerability index (EVI)*. Rel. técn. Pacific Islands Applied Geoscience Commission (SOPAC).
- Kankara, R., S. Arockiaraj e K. Prabhu (2016). “Environmental sensitivity mapping and risk assessment for oil spill along the Chennai Coast in India”. Em: *Marine Pollution Bulletin* 106.1-2, pp. 95–103. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.03.022.
- Kaufman, J. A., Z. E. Goldman, J. D. Sharpe, A. F. Wolkin e M. O. Gribble (2019). “Mechanisms of resiliency against depression following the Deepwater Horizon oil spill”. Em: *Journal of Environmental Psychology* 65, p. 101329. DOI: 10.1016/j.jenvp.2019.101329.
- Kinas, P. G., K. G. d. Silva, S. Estima e D. d. S. Monteiro (2005). “Generalized linear models applied to stranding data of South American sea lions (*Otaria flavescens*) and South American fur seals (*Arctocephalus australis*) in southern Brazil”. Em: *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 4.1, pp. 7–14. DOI: 10.5597/1a.jam00065.
- Kirinus, E. d. P., P. H. Oleinik, J. Costi e W. C. Marques (2018). “Long-term simulations for ocean energy off the Brazilian coast”. Em: *Energy* 163, pp. 364–382. DOI: 10.1016/j.energy.2018.08.080.
- Kjerfve, B. B. e K. E. Magill (1989). “Geographic and hydrodynamic characteristics of shallow coastal lagoons”. Em: *Marine Geology* 88, pp. 187–199.
- Kleissen, F., L. Arentz, M. Reed e O. Johansen (2007). “Marine Environmental Risk Assessment System: Conceptual design and preliminary demonstration for the Dutch Continental Shelf: Demo A: inventory, classification and risk assessment of oil transport on the North Sea”. Em: Z4339.
- Klemas, V. (2010). “Tracking oil slicks and predicting their trajectories using remote sensors and models: case studies of the Sea Princess and Deepwater Horizon oil spills”. Em: *Journal of Coastal Research*, pp. 789–797.
- Klotz, P., I. Schloss e D. Dumont (2018). “Effects of a Chronic Oil Spill on the Planktonic System in San Jorge Gulf, Argentina: A One-Vertical-Dimension Modeling Approach”. Em: *Oceanography* 31.4, pp. 81–91. DOI: 10.5670/oceanog.2018.413.
- Kundu, P. K. e I. M. Cohen (2002). *Fluid Mechanics*. Second. Orlando, USA: Academic Press, p. 766.
- Kuppusamy, S., N. R. Maddela, M. Megharaj e K. Venkateswarlu (2019). “Impact of Total Petroleum Hydrocarbons on Human Health”. Em: *Total Petroleum Hydrocarbons*. Springer International Publishing, pp. 139–165. DOI: 10.1007/978-3-030-24035-6_6.
- Kwok, R. K., A. K. Miller, K. B. Gam, M. D. Curry, S. K. Ramsey, A. Blair, L. S. Engel e D. P. Sandler (2019). “Developing Large-Scale Research in Response to an Oil Spill Disaster: a Case Study”. Em: *Current Environmental Health Reports* 6.3, pp. 174–187. DOI: 10.1007/s40572-019-00241-9.
- Lalbeharry, R. (2002). “Evaluation of the CMC regional wave forecasting system against buoy data”. Em: *Atmosphere-Ocean* 40.1, pp. 1–20. DOI: 10.3137/ao.400101.

- Landquist, H., L. Rosén, A. Lindhe e I.-M. Hassellöv (2016). “VRAKA—A Probabilistic Risk Assessment Method for Potentially Polluting Shipwrecks”. Em: *Frontiers in Environmental Science* 4. DOI: 10.3389/fenvs.2016.00049.
- Lange, H. D., S. Sala, M. Vighi e J. Faber (2010). “Ecological vulnerability in risk assessment — A review and perspectives”. Em: *Science of The Total Environment* 408.18, pp. 3871–3879. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2009.11.009.
- Larson, E. (2003). *Living with risk: a global review of disaster reduction initiatives*. Diane Publishing Company.
- Leal, T. F., A. Forster, B. V. Lopes, C. B. Monteiro, M. C. Silva, O. O. Möller Jr, P. H. Oleinik, T. B. Trombeta e W. C. Marques (2019a). “Numerical study of oil spill in the Franceses Bridge region, Patos Lagoon estuary”. Em: *Revista Interdisciplinar de Pesquisa em Engenharia* 5, pp. 167–176. DOI: 10.26512/ripe.v5i1.18762.
- Leal, T. F., B. V. Lopes, E. d. P. Kirinus, C. B. Monteiro, M. C. Silva, O. O. Möller Jr, P. H. Oleinik, T. B. Trombeta e W. C. Marques (2019b). “External key forces to hydrodynamic processes in the region of Mangureira Bay in the Patos Lagoon-RS”. Em: *Revista Mundi Engenharia, Tecnologia e Gestão* 4.2, pp. 141–165. DOI: 10.21575/25254782rmetg2019vol14n2787.
- Leal, T. F., C. B. Monteiro, M. C. Silva, O. O. Möller Jr, P. H. Oleinik e W. C. Marques (2019c). “Numerical study of oil spill in the Patos Lagoon estuary region”. Em: *Revista de Engenharia Térmica* 18.1, p. 22. DOI: 10.5380/reterm.v18i1.67026.
- Lee, K., M. Boufadel, B. Chen, J. Foght, P. Hodson, S. Swanson e A. Venosa (2015). “The behaviour and environmental impacts of crude oil released into aqueous environments”. Em: *Ottawa: The Royal Society of Canada*.
- Lee, M. e J. Jung (2015). “Pollution risk assessment of oil spill accidents in Garorim Bay of Korea”. Em: *Marine Pollution Bulletin* 100.1, pp. 297–303. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.08.037.
- Lehr, W., R. Jones, M. Evans, D. Simecek-Beatty e R. Overstreet (2002). “Revisions of the ADIOS oil spill model”. Em: *Environmental Modelling & Software* 17.2, pp. 189–197. DOI: 10.1016/S1364-8152(01)00064-0.
- Leifer, I., W. J. Lehr, D. Simecek-Beatty, E. Bradley, R. Clark, P. Dennison, Y. Hu, S. Matheson, C. E. Jones, B. Holt, M. Reif, D. A. Roberts, J. Svejksky, G. Swayze e J. Wozencraft (2012). “State of the art satellite and airborne marine oil spill remote sensing: Application to the BP Deepwater Horizon oil spill”. Em: *Remote Sensing of Environment* 124, pp. 185–209.
- Li, L., J. Wang, H. Leung e S. Zhao (2012). “A Bayesian method to mine spatial data sets to evaluate the vulnerability of human beings to catastrophic risk”. Em: *Risk Analysis* 32.6, pp. 1072–1092.
- Li, P., B. Chen, Z. Li, X. Zheng, H. Wu, L. Jing e K. Lee (2014). “A Monte Carlo simulation based two-stage adaptive resonance theory mapping approach for offshore oil spill vulnerability index classification”. Em: *Marine Pollution Bulletin* 86.1-2, pp. 434–442. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2014.06.036.
- Lindgren, J. F., I.-M. Hassellöv e I. Dahllöf (2012). “Meiofaunal and bacterial community response to diesel additions in a microcosm study”. Em: *Marine Pollution Bulletin* 64.3, pp. 595–601. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2011.12.014.

- Lindo-Atichati, D., C. Paris, M. L. Hénaff, M. Schedler, A. V. Juárez e R. Müller (2014). “Simulating the effects of droplet size, high-pressure biodegradation, and variable flow rate on the subsea evolution of deep plumes from the Macondo blowout”. Em: *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 129, pp. 301–310. DOI: 10.1016/j.dsr2.2014.01.011.
- Liu, F., L. Niu, H. Chen, P. Li, F. Tian e Q. Yang (2017). “Seasonal changes of polycyclic aromatic hydrocarbons in response to hydrology and anthropogenic activities in the Pearl River estuary, China”. Em: *Marine Pollution Bulletin* 117.1-2, pp. 255–263. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.01.061.
- Liu, F., Q. Yang, Y. Hu, H. Du e F. Yuan (2014). “Distribution and transportation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) at the Humen river mouth in the Pearl River delta and their influencing factors”. Em: *Marine Pollution Bulletin* 84.1-2, pp. 401–410. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2014.04.045.
- Lopes, B. V., P. H. Oleinik, C. B. Monteiro, D. V. da Silva, W. C. Marques, R. C. Guimarães e T. B. Trombetta (2017). “Numerical study of oil spill in the Patos Lagoon under flood and ebb conditions”. Em: *Proceedings of the XXXVIII Iberian Latin-American Congress on Computational Methods in Engineering* January.
- Lopes, B. V., A. Pavlovic, T. B. Trombetta, P. H. Oleinik, C. B. Monteiro, R. C. Guimarães, D. V. da Silva e W. C. Marques (2019). “Numerical Study of Oil Spill in the Patos Lagoon Under Flood and Ebb Conditions”. Em: *Journal of Marine Science and Engineering* 7.1, p. 4. DOI: 10.3390/jmse7010004.
- Lopes, C. F., J. C. Carvalho Milanelli e I. R. Fernandes Poffo (2007). *Ambientes costeiros contaminados por óleo. Procedimentos de limpeza: manual de orientação*. Secretaria de Estado do Meio Ambiente.
- Luan, G., S. Chu, X. Li, L. Wang *et al.* (2019). “Responding to Oil Spill of Inland River Water Crossing Pipeline: Successfully Handles Oil Spill”. Em: *SPE Symposium: Asia Pacific Health, Safety, Security, Environment and Social Responsibility*. Society of Petroleum Engineers. DOI: 10.2118/195394-MS.
- Mackay, D., B. K. Trudel, S. Paterson, C. E. I. C. Directorate, C. E. E. B. Research e D. Division (1980). *A Mathematical model of oil spill behaviour*. Canada: Research e Development Division, Environmental Emergency Branch, p. 39.
- Mackay, D., W. Y. Shiu, K. Hossain, W. Stiver e D. McCurdy (1982). *Development and Calibration of an Oil Spill Behavior Model*. Rel. técn. Toronto Univ (Ontario) Dept of Chemical Engineering e Applied Chemistry.
- Mahmoodi, M. R. e S. M. Sayedi (2015). “A face detection method based on kernel probability map”. Em: *Computers & Electrical Engineering* 46, pp. 205–216. DOI: 10.1016/j.compeleceng.2015.02.005.
- ManiMurali, R., R. Kumar e P. Vethamony (2010). “Taluka level environmental sensitivity index (ESI) and vulnerability mapping for oil spills: a pilot study from Goa state, India”. Em: 1-3, pp. 1–4. DOI: <http://drs.nio.org/drs/handle/2264/3760>.
- Marinho, C. e J. L. Nicolodi (2019). “Integração de parâmetros geomorfológicos e biológicos no desenvolvimento do Índice Integrado de Sensibilidade do Litoral (IISL)”. Em: *Revista Brasileira de Geografia Física* 12.04, pp. 1509–1524. DOI: 10.26848/rbgf.v12.4.p1509-1524.

- Marques, W. C., E. H. L. Fernandes, O. O. Möller Jr., B. C. Moraes e A. Malcherek (2010). “Dynamics of the Patos Lagoon coastal plume and its contribution to the deposition pattern of the Southern Brazilian inner Shelf”. Em: *Journal of Geophysical Research* 115.
- Marques, W. C., C. E. Stringari, E. P. Kirinus, O. O. Möller, E. E. Toldo e M. M. Andrade (2017). “Numerical modeling of the Tramandaí beach oil spill, Brazil—Case study for January 2012 event”. Em: *Applied Ocean Research* 65, pp. 178–191. DOI: 10.1016/j.apor.2017.04.007.
- Marques, W. C. (2012). “The temporal variability of the freshwater discharge and water levels at the Patos Lagoon, Brazil.” Em: *International Journal of Geosciences*.
- Marques, W. C., E. H. L. Fernandes, I. O. Monteiro e O. O. Möller Jr. (2009). “Numerical modeling of the Patos Lagoon coastal plume, Brazil”. Em: *Continental Shelf Research* 29, pp. 556–571.
- Marques, W. C., E. H. L. Fernandes e L. A. O. Rocha (2011). “Straining and advection contributions to the mixing process in the Patos Lagoon estuary, Brazil”. Em: *J Geophys Res* 116.C3.
- Martins, I., J. Dias, E. Fernandes e J. Muelbert (2007). “Numerical modelling of fish eggs dispersion at the Patos Lagoon estuary - Brazil”. Em: *Journal of Marine Systems* 68.3-4, pp. 537–555. DOI: 10.1016/j.jmarsys.2007.02.004.
- Medeiros, P. M., M. C. Bicego, R. M. Castelao, C. Del Rosso, G. Fillmann e A. J. Zamboni (2005). “Natural and anthropogenic hydrocarbon inputs to sediments of Patos Lagoon Estuary, Brazil”. Em: *Environment International* 31.1, pp. 77–87. DOI: 10.1016/j.envint.2004.07.00.
- Mello, L. F. d. (2013). “Desenvolvimento de um modelo de óleo baseado na visão lagrangiana de partículas”. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal do Rio Grande, p. 53.
- Mello, L. F., C. E. Stringari, R. T. Eidt e W. C. Marques (2011). “Desenvolvimento de um Modelo Lagrangiano de Transporte de Óleo: Estruturação e Acoplamento ao Modelo Hidrodinâmico TELEMAC-3D”. Em: *Pesquisas Aplicadas em Modelagem Matemática*. Ed. por P. Sausen. Vol. 1. Editora Unijui. Cap. 1, pp. 1–21.
- Mendelssohn, I. A., G. L. Andersen, D. M. Baltz, R. H. Caffey, K. R. Carman, J. W. Fleeger, S. B. Joye, Q. Lin, E. Maltby, E. B. Overton e L. P. Rozas (2012). “Oil Impacts on Coastal Wetlands: Implications for the Mississippi River Delta Ecosystem after the Deepwater Horizon Oil Spill”. Em: *BioScience* 62.6, pp. 562–574. DOI: 10.1525/bio.2012.62.6.7.
- Meng, H., G. Chen, X. Liu e Y. Zhu (2019). “An oil recovery technique for emergency response in deepwater blowout accidents”. Em: *Safety Science* 113, pp. 134–143. DOI: 10.1016/j.ssci.2018.11.011.
- Mergili, M., L. Schwarz e A. Kociu (2019). “Combining release and runout in statistical landslide susceptibility modeling”. Em: *Landslides*. DOI: 10.1007/s10346-019-01222-7.
- Mestres, M., J. Sierra e A. Sánchez-Arcilla (2007). “Factors influencing the spreading of a low-discharge river plume”. Em: *Continental Shelf Research* 27.16, pp. 2116–2134. DOI: 10.1016/j.csr.2007.05.008.
- Michel, J. (1998). “Environmental sensitivity mapping: a key tool for oil spill contingency planning and response”. Em: *Exclusive Economic Zone Technology* 1, pp. 193–200.

- Michel, J. e M. Fingas (2016). “Oil Spills: causes, consequences, prevention, and counter-measures”. Em: *Fossil Fuels*. World Scientific, pp. 159–201.
- Michel, J., M. O. Hayes e P. J. Brown (1978). “Application of an oil spill vulnerability index to the shoreline of lower Cook Inlet, Alaska”. Em: *Environmental Geology* 2.2, pp. 107–117. DOI: 10.1007/bf02380473.
- Mirlean, N., V. E. Andrus e P. Baisch (2003). “Mercury pollution sources in sediments of Patos Lagoon estuary, Southern Brazil”. Em: *Marine Pollution Bulletin* 46.3, pp. 331–334. DOI: 10.1016/S0025-326X(02)00404.
- Mirlean, N., V. E. Andrus, P. Baisch, G. Griep e M. R. Casartelli (2003). “Arsenic pollution in Patos Lagoon estuarine sediments, Brazil”. Em: *Marine Pollution Bulletin* 46.11, pp. 1480–1484. DOI: 10.1016/S0025-326X(03)00257.
- Mishra, A. K. e G. S. Kumar (2015). “Weathering of oil spill: modeling and analysis”. Em: *Aquatic Procedia* 4, pp. 435–442. DOI: 10.1016/j.aqpro.2015.02.058.
- MMA (2002). *Especificações e normas técnicas para a elaboração de Cartas de Sensibilidade Ambiental para derramamentos de óleo*. 1ª ed. Brasília, p. 107.
- MMA (2007). *Especificações e normas técnicas para a elaboração de Cartas de Sensibilidade Ambiental para derramamentos de óleo*. 1ª ed. Brasília, p. 107.
- Moeckel, C., D. T. Monteith, N. R. Llewellyn, P. A. Henrys e M. G. Pereira (2013). “Relationship between the Concentrations of Dissolved Organic Matter and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in a Typical U.K. Upland Stream”. Em: *Environmental Science & Technology* 48.1, pp. 130–138. DOI: 10.1021/es403707q.
- Möller Jr, O. O., J. A. Lorenzenti, J. Stech e M. M. Mata (1996). “The Patos Lagoon summertime circulation and dynamics”. Em: *Continental Shelf Research* 16.3, pp. 335–351.
- Möller Jr., O. O., P. Castaing, J.-C. Salomon e P. Lazure (2001). “The Influence of local and non-local forcing effects on the subtidal circulation of Patos Lagoon”. Em: *Estuaries* 24.2, p. 297.
- Möller Jr., O. O., P. Paim e I. Soares (1991). “Effects and mechanisms of water circulation in the Patos Lagoon Estuary”. Em: *Bulletin Institute Géologique* 49, pp. 15–21.
- Möller, O. O. e P. Castaing (1999). “Hydrographical Characteristics of the Estuarine Area of Patos Lagoon (30°S, Brazil)”. Em: *Estuaries of South America*. Springer Berlin Heidelberg, pp. 83–100. DOI: 10.1007/978-3-642-60131-6_5.
- Monteiro, C. B., E. d. P. Kirinus, W. C. Marques, P. H. Oleinik e J. Costi (2017). “Analysis of two oil spills in the Southern Brazilian Shelf, in the years of 2012 and 2014”. Em: *Defect and Diffusion Forum* 372, pp. 70–80. DOI: 10.4028/www.scientific.net/DDF.372.70.
- Monteiro, C. B., P. H. Oleinik, B. V. Lopes, J. Costi, E. d. P. Kirinus e W. C. Marques (2018). “Numerical modelling of reproducibility of a bunker oil spill during vessel supply operation”. Em: *Revista Mundi Engenharia, Tecnologia e Gestão* 3.3, pp. 108–126. DOI: 10.21575/25254782rmetg2018vol13n3648.
- Monteiro, C. B., P. H. Oleinik, B. V. Lopes, T. F. Leal, D. V. da Silva, O. O. Möller Jr e W. C. Marques (2019a). “Reproducibility of a real case of an oil spill during vessel supply operation in an estuarine zone”. Em: *Defect and Diffusion Forum* 396, pp. 121–131. DOI: 10.4028/www.scientific.net/DDF.396.121.

- Monteiro, C. B., P. H. Oleinik, B. V. Lopes, T. F. Leal, O. O. Möller Jr e W. C. Marques (2019b). “Oil spill simulations and susceptibility in coastal and estuarine areas”. Em: *Defect and Diffusion Forum* 396, pp. 109–120. DOI: 10.4028/www.scientific.net/DDF.396.109.
- Monteiro, I. O., M. L. Pearson, O. O. M. Junior e E. H. L. Fernandes (2006). “Hidrodinâmica do Saco da Mangueira: mecanismos que controlam as trocas com o estuário da Lagoa dos Patos”. Em: *Atlântica (Rio Grande)* 27.2, pp. 87–101. DOI: 10.5088/atlantica.v27i2.2175.
- Mores, H., A. Andreatta, G. Llona e I. Saavedra (1970). “Measurements of oil spill spreading in a wave tank using digital image processing”. Em: *WIT Transactions on Ecology and the Environment* 27.
- da Motta, A. R. P., C. P. Borges, A. Kiperstok, K. P. Esquerre, P. M. Araujo e L. da Paz Nogueira Branco (2013). “Tratamento de água produzida de petróleo para remoção de óleo por processos de separação por membranas: revisão”. Em: *Engenharia Sanitaria e Ambiental* 18.1, pp. 15–26. DOI: 10.1590/s1413-41522013000100003.
- Muelbert, J. H., M. Acha, H. Mianzan, R. Guerrero, R. Reta, E. S. Braga, V. M. Garcia, A. Berasategui, M. Gomez-Erache e F. Ramírez (2008). “Biological, physical and chemical properties at the Subtropical Shelf Front Zone in the SW Atlantic Continental Shelf”. Em: *Continental Shelf Research* 28.13, pp. 1662–1673. DOI: 10.1016/j.csr.2007.08.011.
- Nansingh, P. e S. Jurawan (1999). “Environmental sensitivity of a tropical coastline (Trinidad, West Indies) to oil spills”. Em: *Spill Science & Technology Bulletin* 5.2, pp. 161–172. DOI: 10.1016/S1353-2561(98)00052-8.
- Narayanan, C. e R. W. Garvine (2002). “Large scale buoyancy driven circulation on the continental shelf”. Em: *Dynamics of Atmospheres and Oceans* 36.1-3, pp. 125–152. DOI: 10.1016/S0377-0265(02)00028-3.
- Neff, J., K. Lee e E. M. DeBlois (2011). “Produced water: overview of composition, fates, and effects”. Em: *Produced Water*. Springer New York, pp. 3–54. DOI: 10.1007/978-1-4614-0046-2_1.
- Neff, J., N. Maciolek e T. Sauer (1989). *Fate and effects of produced water discharges in nearshore marine waters*. American Petroleum Institute.
- Nelson, J., T. Grubestic, L. Sim, K. Rose e J. Graham (2015). “Approach for assessing coastal vulnerability to oil spills for prevention and readiness using GIS and the Blowout and Spill Occurrence Model”. Em: *Ocean & Coastal Management* 112, pp. 1–11. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2015.04.014.
- Nelson, J. R. e T. H. Grubestic (2017). “Oil spill modeling”. Em: *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* 42.1, pp. 112–127. DOI: 10.1177/0309133317744737.
- Neves, A. A. S., N. Pinardi, F. Martins, J. Janeiro, A. Samaras, G. Zodiatis e M. D. Dominicis (2015). “Towards a common oil spill risk assessment framework – Adapting ISO 31000 and addressing uncertainties”. Em: *Journal of Environmental Management* 159, pp. 158–168. DOI: 10.1016/j.jenvman.2015.04.044.
- Nicolodi, J. L. (2016). *Atlas de Sensibilidade Ambiental ao Óleo da Bacia Marítima de Pelotas*. Ministério do Meio Ambiente.

- Nicolodi, J. L. e R. M. Petermann (2010). “Potential vulnerability of the Brazilian coastal zone in its environmental, social, and technological aspects”. Em: *Panam J Aquat Sci* 5.2, pp. 12–32.
- Nicolodi, J. L. e R. M. Petermann (2011). “Vulnerability of the Brazilian coastal zone in its environmental, social: and technological aspects”. Em: *Journal of Coastal Research* 64, pp. 1372–1379.
- Niu, L., H. Cai, P. V. Gelder, P. Luo, F. Liu e Q. Yang (2018). “Dynamics of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in water column of Pearl River estuary (China): Seasonal pattern, environmental fate and source implication”. Em: *Applied Geochemistry* 90, pp. 39–49. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2017.12.014.
- Noh, S. R., J.-A. Kim, H.-K. Cheong, M. Ha, Y.-K. Jee, M.-S. Park, K.-H. Choi, H. Kim, S.-I. Cho, K. Choi e D. Paek (2019). “Hebei Spirit oil spill and its long-term effect on children’s asthma symptoms”. Em: *Environmental Pollution* 248, pp. 286–294. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.02.034.
- Øksenvåg, J. H., M. Fossen e U. Farooq (2019). “Study on how oil type and weathering of crude oils affect interaction with sea ice and polyethylene skimmer material”. Em: *Marine Pollution Bulletin* 145, pp. 306–315. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.05.021.
- Oleinik, P. H., W. C. Marques e E. d. P. Kirinus (2017a). “Estimate of the wave climate on the most energetic locations of the South-Southeastern Brazilian Shelf”. Em: *Defect and Diffusion Forum* 370, pp. 130–140. DOI: 10.4028/www.scientific.net/DDF.370.130.
- Oleinik, P. H., W. C. Marques e E. d. P. Kirinus (2017b). “Evaluation of the seasonal pattern of wind-driven waves on the South-Southeastern Brazilian Shelf”. Em: *Defect and Diffusion Forum* 370, pp. 141–151. DOI: 10.4028/www.scientific.net/DDF.370.141.
- Olita, A., A. Cucco, S. Simeone, A. Ribotti, L. Fazioli, B. Sorgente e R. Sorgente (2012). “Oil spill hazard and risk assessment for the shorelines of a Mediterranean coastal archipelago”. Em: *Ocean & Coastal Management* 57, pp. 44–52. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2011.11.006.
- Olita, A., L. Fazioli, C. Tedesco, S. Simeone, A. Cucco, G. Quattrocchi, A. Ribotti, A. Perilli, F. Pessini e R. Sorgente (2019). “Marine and Coastal Hazard Assessment for Three Coastal Oil Rigs”. Em: *Frontiers in Marine Science* 6. DOI: 10.3389/fmars.2019.00274.
- Oliveira, A. e M. d. A. Bemvenuti (2006). “O ciclo de vida de alguns peixes do estuário da Lagoa dos Patos, RS, informações para o ensino fundamental e médio”. Em: *Cadernos de ecologia aquática* 1.2, pp. 16–29.
- Oliveira, E. B. e J. L. Nicolodi (2017). “Influência dos sangradouros na sensibilidade ao óleo das praias arenosas do Rio Grande do Sul”. Em: *Quaternary and Environmental Geosciences* 8.1. DOI: 10.5380/abequa.v8i1.46677. URL: <https://doi.org/10.5380/abequa.v8i1.46677>.
- Oliveira, E. B. e J. L. Nicolodi (2016). “Oil permeability variations on lagoon sand beaches in the Patos-Guaíba system in Rio Grande do Sul, Brazil”. Em: *Marine pollution bulletin* 115.1-2, pp. 154–163. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.12.020.
- Oliveira, H. A. (2012). “Estudo do comportamento hidrodinâmico da Lagoa Mirim e dos processos de troca com a Lagoa dos Patos via Canal de São Gonçalo”. Masters Dissertation, p. 98.

- Oliveira, H., E. Fernandes, O. Möller e F. García-Rodríguez (2019). “Relationships between Wind Effect, Hydrodynamics and Water Level in the World’s Largest Coastal Lagoonal System”. Em: *Water* 11.11, p. 2209. DOI: 10.3390/w11112209.
- Oliveira, R. d. e M. d. Oliveira (2000). “Remoção de contaminantes tóxicos dos efluentes líquidos oriundos da atividade de produção de petróleo no mar”. Em: *Boletim Técnico Petrobrás. Rio de Janeiro* 43, pp. 129–136.
- Osofsky, H. J., J. D. Osofsky e T. C. Hansel (2011). “Deepwater Horizon oil spill: mental health effects on residents in heavily affected areas”. Em: *Disaster Medicine and Public Health Preparedness* 5.4, pp. 280–286. DOI: 10.1001/dmp.2011.85.
- Outerbridge, M. E., R. O’Riordan, D. J. Fort e J. Davenport (2016). “Ecotoxicological assessment of diamondback terrapin (*Malaclemys terrapin*) pond habitat, prey and eggs in Bermuda”. Em: *Marine Pollution Bulletin* 102.1, pp. 36–43. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.12.006.
- Owens, E. e G. Robilliard (1981). “Shoreline sensitivity and oil spills—a re-evaluation for the 1980’s”. Em: *Mar. Pollut. Bull.* 12.3, pp. 75–78.
- Palinkas, L. A., J. S. Petterson, J. Russell e M. A. Downs (1993). “Community patterns of psychiatric disorders after the Exxon Valdez oil spill”. Em: *The American Journal of Psychiatry* 150.10, pp. 1517–1523.
- Parise, C. K., L. J. Calliari e N. Krusche (2009). “Extreme storm surges in the south of Brazil: atmospheric conditions and shore erosion”. Em: *Brazilian Journal of Oceanography* 57.3, pp. 175–188. DOI: 10.1590/S1679-87592009000300002.
- Pena, P. G. L., A. L. Northcross, M. A. G. de Lima e R. de Cássia Franco Rêgo (2020). “Derramamento de óleo bruto na costa brasileira em 2019: emergência em saúde pública em questão”. Em: *Cadernos de Saúde Pública* 36.2. DOI: 10.1590/0102-311x00231019.
- Pereira, N. e F. D’Incao (2012). “Relationship between rainfall, pink shrimp harvest (*Farfantepenaeus paulensis*) and adult stock, associated with El Niño and La Niña phenomena in Patos Lagoon, southern Brazil”. Em: *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 92.7, pp. 1451–1456. DOI: 10.1017/s0025315412000021.
- Petersen, J. (1997). *Environmental Sensitivity Index guidelines: version 2.0*. Ed. por T. Schröder. Washington: NOAA, p. 175.
- Petersen, J., J. Michel, S. Zengel, M. White, C. Lord e C. Plank (2002). “Environmental Sensitivity Index Guidelines. Version 3.0”. Em: *NOAA Technical Memorandum NOS OR&R* 11, pp. 1–192.
- Peterson, C. H. (2003). “Long-Term Ecosystem Response to the Exxon Valdez Oil Spill”. Em: *Science* 302.5653, pp. 2082–2086. DOI: 10.1126/science.1084282.
- Pimenta, F. M. e A. Kirwan Jr (2014). “The response of large outflows to wind forcing”. Em: *Continental Shelf Research* 89, pp. 24–37. DOI: 10.1016/j.csr.2013.11.006.
- Pinheiro, R. M. e M. D. da Silva (2019). “Threatened landscapes of the restinga da Lagoa dos Patos (RS): landscape ecology as contribution to the economic ecological zoning of the middle coast”. Em: *Geographia Meridionalis* 4.2, pp. 269–299. DOI: 10.15210/gm.v4i2.14483.
- Portmann, J. E. e P. M. Connor (1968). “The toxicity of several oil-spill removers to some species of fish and shellfish”. Em: *Marine Biology* 1.4, pp. 322–329. DOI: 10.1007/bf00360784. URL: <https://doi.org/10.1007/bf00360784>.

- Proctor, R., R. A. Flather e A. J. Elliott (1994). “Modelling tides and surface drift in the Arabian Gulf—application to the Gulf oil spill”. Em: *Continental Shelf Research* 14.5, pp. 531–545.
- Pu, X., J. Z. Shi e G.-D. Hu (2016). “Analyses of intermittent mixing and stratification within the North Passage of the Changjiang (Yangtze) River estuary, China: A three-dimensional model study”. Em: *Journal of Marine Systems* 158, pp. 140–164. DOI: 10.1016/j.jmarsys.2016.02.004.
- Rabalais, N. N. (2005). *Relative contribution of produced water discharge in the development of hypoxia*. US Department of the Interior, Minerals Management Service, Gulf of Mexico, pp. 1–56.
- Al-Rabeh, A. H., H. M. Cekirge e N. Gunay (1989). “A stochastic simulation model of oil spill fate and transport”. Em: *Applied Mathematical Modelling* 13.6, pp. 322–329. DOI: 10.1016/0307-904X(89)90134-0.
- El-Raey, M., A. F. Abdel-Kader, S. M. Nasr e H. I. EL-Gamily (1996). “Remote sensing and GIS for an oil spill contingency plan, Ras-Mohammed, Egypt”. Em: *International Journal of Remote Sensing* 17.11, pp. 2013–2026. DOI: 10.1080/01431169608948756.
- Ramadass, K., M. Megharaj, K. Venkateswarlu e R. Naidu (2017). “Toxicity of diesel water accommodated fraction toward microalgae, *Pseudokirchneriella subcapitata* and *Chlorella* sp. MM3”. Em: *Ecotoxicology and Environmental Safety* 142, pp. 538–543. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2017.04.052.
- Readman, J., G. Fillmann, I. Tolosa, J. Bartocci, J.-P. Villeneuve, C. Catinni e L. Mee (2002). “Petroleum and PAH contamination of the Black Sea”. Em: *Marine Pollution Bulletin* 44.1, pp. 48–62. DOI: 10.1016/S0025-326X(01)00189-8.
- Reed, M. (2001). “Technical description and verification tests of OSCAR2000, a multi-component 3-dimensional oil spill contingency and response model”. Em: *SINTEF Applied Chemistry Report*.
- Reed, M., P. Daling, A. Lewis, M. K. Ditlevsen, B. Brørs, J. Clark e D. Aurand (2004). “Modelling of dispersant application to oil spills in shallow coastal waters”. Em: *Environmental Modelling & Software* 19.7-8, pp. 681–690. DOI: 10.1016/j.envsoft.2003.08.014.
- Reed, M., E. Gundlach e T. Kana (1989). “A coastal zone oil spill model: Development and sensitivity studies”. Em: *Oil and Chemical Pollution* 5.6, pp. 411–449. DOI: 10.1016/S0269-8579(89)80019-x. URL: [https://doi.org/10.1016/S0269-8579\(89\)80019-x](https://doi.org/10.1016/S0269-8579(89)80019-x).
- Reed, M., Ø. Johansen, P. J. Brandvik, P. Daling, A. Lewis, R. Fiocco, D. Mackay e R. Prentki (1999). “Oil spill modeling towards the close of the 20th century: overview of the state of the art”. Em: *Spill Science & Technology Bulletin* 5.1, pp. 3–16. DOI: 10.1016/S1353-2561(98)00029-2.
- Reguero, B., I. Losada e F. Méndez (2015). “A global wave power resource and its seasonal, interannual and long-term variability”. Em: *Applied Energy* 148, pp. 366–380. DOI: 10.1016/j.apenergy.2015.03.114.
- Restrepo, J., J. Ramírez e S. Venkataramani (2015). “An oil fate model for shallow-waters”. Em: *Journal of Marine Science and Engineering* 3.4, pp. 1504–1543.
- Rosa, A. J. (2006). *Engenharia de Reservatórios de Petróleo*. 1ª. Interciência, p. 808.

- Saaty, T. L. (1990). "An Exposition of the AHP in Reply to the Paper "Remarks on the Analytic Hierarchy Process"". Em: *Management Science* 36.3, pp. 259–268. DOI: 10.1287/mnsc.36.3.259.
- Salter, J. (1997). "Risk Management in a Disaster Management Context". Em: *Journal of Contingencies and Crisis Management* 5.1, pp. 60–65. DOI: 10.1111/1468-5973.00037.
- Sánchez, L. E. (2013). *Avaliação de impacto ambiental*. 2ª ed. Oficina de Textos, p. 584.
- Saraiva, J. M., C. Bedran e C. Carneiro (2003). "Monitoring of storm surges on Cassino Beach, RS, Brazil". Em: *Journal of Coastal Research*, pp. 323–331. DOI: <https://www.jstor.org/stable/40928778>.
- Savitz, D. A. e K. W. Andrews (1997). "Review of epidemiologic evidence on benzene and lymphatic and hematopoietic cancers". Em: *American Journal of Industrial Medicine* 31.3, pp. 287–295. DOI: 10.1002/(sici)1097-0274(199703)31:3<287::aid-ajim4>3.0.co;2-v.
- Seeliger, U. e C. Odebrecht (2010). *O Estuário da Lagoa dos Patos: Um século de transformações*. 1ª ed. Rio Grande: FURG, p. 180.
- Shami, A. A., G. Harik, I. Alameddine, D. Bruschi, D. A. Garcia e M. El-Fadel (2017). "Risk assessment of oil spills along the Mediterranean coast: A sensitivity analysis of the choice of hazard quantification". Em: *Science of The Total Environment* 574, pp. 234–245. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.09.064.
- Simionato, C., V. Meccia, W. Dragani e M. Nuñez (2006). "On the use of the NCEP/NCAR surface winds for modeling barotropic circulation in the Río de la Plata Estuary". Em: *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 70.1-2, pp. 195–206. DOI: 10.1016/j.ecss.2006.05.047.
- Simmons, A. (2006). "ERA-Interim: New ECMWF reanalysis products from 1989 onwards". Em: *ECMWF newsletter* 110, pp. 25–36.
- Singh, S., D. Thattai, S. Rangarajan e D. Jaishree (2019). "Oil spill risk assessment study for Andaman and Nicobar Islands, India". Em: *The 11th National Conference on mathematical techniques and applications*. AIP Publishing. DOI: 10.1063/1.5112211.
- Soares, I. D., V. Kourafalou e T. N. Lee (2007a). "Circulation on the western South Atlantic continental shelf: 1. Numerical process studies on buoyancy". Em: *Journal of Geophysical Research* 112.C4. DOI: 10.1029/2006jc003618.
- Soares, I. D., V. Kourafalou e T. N. Lee (2007b). "Circulation on the western South Atlantic continental shelf: 2. Spring and autumn realistic simulations". Em: *Journal of Geophysical Research* 112.C4. DOI: 10.1029/2006jc003620.
- Spaulding, M. L. (1988). "A state-of-the-art review of oil spill trajectory and fate modeling". Em: *Oil and Chemical Pollution* 4.1, pp. 39–55. DOI: 10.1016/S0269-8579(88)80009-1.
- Spaulding, M. L. (2017). "State of the art review and future directions in oil spill modeling". Em: *Marine Pollution Bulletin* 115.1-2, pp. 7–19. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.01.001.
- Speight, J. G. (2006). *The Chemistry and Technology of Petroleum*. Vol. 4. CRC Press, p. 954. DOI: 10.1201/9781420008388.

- Stech, J. L. e J. A. Lorenzetti (1992). “The response of the South Brazil Bight to the passage of wintertime cold fronts”. Em: *Journal of Geophysical Research: Oceans* 97.C6, pp. 9507–9520. DOI: 10.1029/92jc00486.
- Stelzenmüller, V., J. Lee, E. Garnacho e S. Rogers (2010). “Assessment of a Bayesian Belief Network–GIS framework as a practical tool to support marine planning”. Em: *Marine pollution bulletin* 60.10, pp. 1743–1754. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2010.06.024.
- Stewart, P. A., M. R. Stenzel, G. Ramachandran, S. Banerjee, T. B. Huynh, C. P. Groth, R. K. Kwok, A. Blair, L. S. Engel e D. P. Sandler (2017). “Development of a total hydrocarbon ordinal job-exposure matrix for workers responding to the Deepwater Horizon disaster: The GuLF STUDY”. Em: *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology* 28.3, pp. 223–230. DOI: 10.1038/jes.2017.16.
- Stiver, W. e D. Mackay (1984). “Evaporation rate of spills of hydrocarbons and petroleum mixtures”. Em: *Environmental Science and Technology* 18(11).11, pp. 834–840. DOI: 10.1021/es00129a006.
- Stone, G. W., X. Zhang, W. Gibson e R. Frederichs (2001). “A new wave-current online information system for oil spill contingency planning (WAVCIS)”. Em: *24th arctic and marine oil spill program technical seminar*, pp. 401–425.
- Stringari, C. E., W. C. Marques, L. F. Mello e R. T. Eidt (2012a). “Modeling the wind influence in an oil spill along the Southern Brazilian Shelf”. Em: *Science Engenharia Térmica (Thermal Engineering) Engenharia Térmica (Thermal Engineering)* 100.12, pp. 100–109.
- Stringari, C. E. (2013). “The influence of winds and coastal currents on the oil spill event : Case study of Tramandaí Beach , 26 th January 2012”. Em: *II Conferência Internacional em Tecnologias Naval e Offshore: Energia e Sustentabilidade - NAVTEC 2013* January.
- Stringari, C. E. (2014). “Desenvolvimento de uma estrutura de previsão do comportamento de derrames de óleo na bacia de Pelotas”. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal do Rio Grande, p. 96.
- Stringari, C. E., W. C. Marques, R. T. Eidt e L. F. Mello (2013). “Modeling an oil spill along the Southern Brazilian Shelf: forcing characterization and its influence on the oil fate”. Em: *International Journal of Geosciences* 04.02, pp. 397–407. DOI: 10.4236/ijg.2013.42038.
- Stringari, C. E., W. C. Marques, L. Fagundes De Mello e R. T. Eidt (2014). “Application of Telemac-Ecos modeling system at the Southern Brazilian shelf: case study of Tramandaí beach oil spill”. Em: *Marine Systems & Ocean Technology* 9.2, pp. 105–112.
- Stringari, C. E., L. F. Mello, R. T. Eidt e W. C. Marques (2012b). “Numerical study of oil spill in the Southern Brazilian Shelf”. Em: *2012 International Conference on Offshore and Marine Technology: Science and Innovation*, pp. 38–41. DOI: 10.1109/NAVTEC.2012.19.
- Struch, R. E., E. L. Pulster, A. M. Schreier e S. A. Murawski (2019). “Hepatobiliary Analyses Suggest Chronic PAH Exposure in Hakes (*Urophycis* spp.) Following the Deepwater Horizon Oil spill”. Em: *Environmental Toxicology and Chemistry*. DOI: 10.1002/etc.4596.
- Sumaila, U. R., A. Cisneros-Montemayor, A. Dyck, L. Huang, W. Cheung, J. Jacquet, K. Kleisner, V. Lam, A. McCrea-Strub, W. Swartz, R. Watson, D. Zeller e D. Pauly (2012). “Impact of the Deepwater Horizon well blowout on the economics of US Gulf

- fisheries”. Em: *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 69.3. Ed. por T. Quinn, pp. 499–510. DOI: 10.1139/f2011-171.
- Sun, R., Y. Sun, Q. X. Li, X. Zheng, X. Luo e B. Mai (2018). “Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and marine organisms: Implications of anthropogenic effects on the coastal environment”. Em: *Science of The Total Environment* 640-641, pp. 264–272. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.320.
- Tansel, B. (2014). “Propagation of impacts after oil spills at sea: Categorization and quantification of local vs regional and immediate vs delayed impacts”. Em: *Int J Disaster Risk Reduct* 7, pp. 1–8.
- Tansel, B. e M. Lee (2019). “Removal of crude oil from highly contaminated natural surfaces with corexit dispersants”. Em: *Journal of Environmental Management* 247, pp. 363–370. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.06.091.
- Tavora, J., E. H. L. Fernandes, A. C. Thomas, R. Weatherbee e C. A. F. Schettini (2019). “The influence of river discharge and wind on Patos Lagoon, Brazil, Suspended Particulate Matter”. Em: *International Journal of Remote Sensing* 40.12, pp. 4506–4525. DOI: 10.1080/01431161.2019.1569279.
- Taylor, K. E. (2001). “Summarizing multiple aspects of model performance in a single diagram”. Em: *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 106.D7, pp. 7183–7192.
- Terceiro, A. M. (2017). “Conhecendo a pesca artesanal em Tramandaí e Imbé - RS: distribuição espacial e desafios”. Em: *Ciência e Natura* 39.2, p. 341. DOI: 10.5902/2179460x24320.
- Terceiro, A. M. (2018). “The oil flow and artisan fishing in Tramandaí e Imbé - RS: an analysis in the context of environmental justice”. Em: *Ciência e Natura* 40, p. 8. DOI: 10.5902/2179460x26248.
- Thibodeaux, L. J., K. T. Valsaraj, V. T. John, K. D. Papadopoulos, L. R. Pratt e N. S. Pesika (2011). “Marine Oil Fate: Knowledge Gaps, Basic Research, and Development Needs; A Perspective Based on the Deepwater Horizon Spill”. Em: *Environmental Engineering Science* 28.2, pp. 87–93. DOI: 10.1089/ees.2010.0276.
- Thomas, J. E. *et al.* (2004). “Fundamentos de Engenharia de Petróleo. 2ª edição”. Em: *Editora Interciência*.
- Thompson, R. O. (1983). “Low-pass filters to suppress inertial and tidal frequencies”. Em: *Journal of Physical Oceanography* 13.6, pp. 1077–1083. DOI: 10.1175/1520-0485(1983)013<1077:LPFTSI>2.0.CO;2.
- Tomazelli, L. (1993). “O Regime dos Ventos e a Taxa de Migração das Dunas Eólicas Costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil”. Em: *Pesquisas em Geociências* 20.1, p. 18. DOI: 10.22456/1807-9806.21278.
- Tomazelli, L. e J. Villwock (1992). “Considerações sobre o ambiente praias e a deriva litorânea de sedimentos ao longo do litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil”. Em: *Pesquisas em Geociências* 19.1, pp. 3–12.
- Torrence, C. e G. P. Compo (1998). “A practical guide to wavelet analysis”. Em: *Bulletin of the American Meteorological Society* 79.1, pp. 61–78.
- Troisi, G., S. Barton e S. Bexton (2016). “Impacts of oil spills on seabirds: Unsustainable impacts of non-renewable energy”. Em: *International Journal of Hydrogen Energy* 41.37, pp. 16549–16555. DOI: 10.1016/j.ijhydene.2016.04.011.

- United Nations (2004). *Living with Risk: A Global Review of Disaster Reduction Initiatives 2004*. United Nations. 457 p.
- Uzielli, M., F. Nadim, S. Lacasse e A. M. Kaynia (2008). “A conceptual framework for quantitative estimation of physical vulnerability to landslides”. Em: *Engineering Geology* 102.3-4, pp. 251–256.
- Varnes, D. (1984). *Landslide hazard zonation: a review of principles and practice*. Vol. 3. Natural hazards, 61p.
- Vaz, A. C., O. O. Möller Junior e T. L. d. Almeida (2006). “Análise quantitativa da descarga dos rios afluentes da Lagoa dos Patos”. Em: p. 2209. DOI: 2209.
- Veil, J. A. (2008). “Comparison of two international approaches to controlling risk from produced water discharges”. Em: *NEL Produced Water Workshop, Aberdeen, Scotland, UK*.
- Ventikos, N. P., K. Louzis e P. Sotiralis (2019). “Oil Pollution: Sustainable Ships and Shipping”. Em: *Sustainable Shipping*. Springer International Publishing, pp. 167–201. DOI: 10.1007/978-3-030-04330-8_5.
- Vianna, M. e F. D’Incao (2006). “Evaluation of by-catch reduction devices for use in the artisanal pink shrimp (*Farfantepenaeus paulensis*) fishery in Patos Lagoon, Brazil”. Em: *Fisheries Research* 81.2-3, pp. 331–336. DOI: 10.1016/j.fishres.2006.06.011.
- Vieira, J. P., A. M. Garcia e A. M. Grimm (2008). “Evidences of El Niño effects on the mullet fishery of the Patos Lagoon estuary”. Em: *Brazilian Archives of Biology and Technology* 51.2, pp. 433–440. DOI: 10.1590/s1516-89132008000200025.
- Wan, Y., X. Jin, J. Hu e F. Jin (2007). “Trophic Dilution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in a Marine Food Web from Bohai Bay, North China”. Em: *Environmental Science & Technology* 41.9, pp. 3109–3114. DOI: 10.1021/es062594x.
- Wang, H., X. Xia, R. Liu, Z. Wang, Y. Zhai, H. Lin, W. Wen, Y. Li, D. Wang, Z. Yang, D. C. G. Muir e J. C. Crittenden (2019). “Dietary Uptake Patterns Affect Bioaccumulation and Biomagnification of Hydrophobic Organic Compounds in Fish”. Em: *Environmental Science & Technology* 53.8, pp. 4274–4284. DOI: 10.1021/acs.est.9b00106.
- Wang, M., C. Wang, X. Hu, H. Zhang, S. He e S. Lv (2015). “Distributions and sources of petroleum, aliphatic hydrocarbons and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediments from Bohai Bay and its adjacent river, China”. Em: *Marine Pollution Bulletin* 90.1-2, pp. 88–94. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2014.11.017.
- Wang, X., K. Yuan, B. Chen, L. Lin, B. Huang e T. Luan (2016). “Monthly variation and vertical distribution of parent and alkyl polycyclic aromatic hydrocarbons in estuarine water column: Role of suspended particulate matter”. Em: *Environmental Pollution* 216, pp. 599–607. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.06.018.
- Wells, P., T. Höfer e M. Nauke (1999). “Evaluating the hazards of harmful substances carried by ships: The role of GESAMP and its EHS working group”. Em: *Science of The Total Environment* 237-238, pp. 329–350. DOI: 10.1016/s0048-9697(99)00147-3.
- Wessel, P. e W. H. F. Smith (1996). “A global, self-consistent, hierarchical, high-resolution shoreline database”. Em: *Journal of Geophysical Research: Solid Earth* 101.B4, pp. 8741–8743. DOI: 10.1029/96jb00104.
- Wieczorek, A., D. Dias-Brito e J. C. C. Milanelli (2007). “Mapping oil spill environmental sensitivity in Cardoso Island State Park and surroundings áreas, São Paulo, Brazil”. Em:

- Ocean & Coastal Management* 50.11-12, pp. 872–886. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2007.04.007.
- Williams, J. M., M. L. Tasker, I. C. Carter e A. Webb (2008). “A method of assessing seabird vulnerability to surface pollutants”. Em: *Ibis* 137, S147–S152. DOI: 10.1111/j.1474-919x.1995.tb08435.x.
- Wu, S.-Y., B. Yarnal e A. Fisher (2002). “Vulnerability of coastal communities to sea-level rise: a case study of Cape May County, New Jersey, USA”. Em: *Climate Research* 22.3, pp. 255–270.
- Xia, Z., I. Idowu, C. Marvin, P. J. Thomas, W. Johnson, O. Francisco, J. Stetefeld, B. Crimmins, M. Fry e G. T. Tomy (2019). “Identification of halogenated polycyclic aromatic hydrocarbons in biological samples from Alberta Oil-Sands Region”. Em: *Chemosphere* 215, pp. 206–213. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.10.050.
- Xiang, N., C. Jiang, T. Yang, P. Li, H. Wang, Y. Xie, S. Li, H. Zhou e X. Diao (2018). “Occurrence and distribution of Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in seawater, sediments and corals from Hainan Island, China”. Em: *Ecotoxicology and Environmental Safety* 152, pp. 8–15. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2018.01.006.
- Xu, J., Z. Hao, Y. Wang, J. Liu, G. Liu e Y. Zhang (2019). “Modeling and numerical simulation of oil spill at different positions of blunt body”. Em: *2019 3rd International Forum on Environment, Materials and Energy (IFEME 2019)*. Atlantis Press. DOI: ifeme-19.2019.95.
- Yan, J., J. Liu, X. Shi, X. You e Z. Cao (2016). “Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in water from three estuaries of China: Distribution, seasonal variations and ecological risk assessment”. Em: *Marine Pollution Bulletin* 109.1, pp. 471–479. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.05.025.
- Yang, Z., K. Shah, S. Laforest, B. P. Hollebone, P. Lambert, C. E. Brown, C. Yang e M. Goldthorp (2018). “A study of the 46-year-old Arrow oil spill: Persistence of oil residues and variability in oil contamination along Chedabucto Bay, Nova Scotia, Canada”. Em: *Journal of Cleaner Production* 198, pp. 1459–1473. DOI: 10.1016/j.jclepro.2018.07.112.
- Yoon, S. J., S. Hong, T. Kim, J. Lee, B. Kwon, A. A. Allam, A. A. Al-khedhairi e J. S. Khim (2019). “Occurrence and bioaccumulation of persistent toxic substances in sediments and biota from intertidal zone of Abu Ali Island, Arabian Gulf”. Em: *Marine Pollution Bulletin* 144, pp. 243–252. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.05.008.
- Yuan, K., X. Wang, L. Lin, S. Zou, Y. Li, Q. Yang e T. Luan (2015). “Characterizing the parent and alkyl polycyclic aromatic hydrocarbons in the Pearl River Estuary, Daya Bay and northern South China Sea: Influence of riverine input”. Em: *Environmental Pollution* 199, pp. 66–72. DOI: 10.1016/j.envpol.2015.01.017.
- Zafirakou, A., S. Themeli, E. Tsami e G. Aretoulis (2018). “Multi-Criteria Analysis of Different Approaches to Protect the Marine and Coastal Environment from Oil Spills”. Em: *Journal of Marine Science and Engineering* 6.4, p. 125. DOI: 10.3390/jmse6040125.
- Zakaria, M. P., T. Okuda e H. Takada (2001). “Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAHs) and Hopanes in Stranded Tar-balls on the Coasts of Peninsular Malaysia: Applications of Biomarkers for Identifying Sources of Oil Pollution”. Em: *Marine Pollution Bulletin* 42.12, pp. 1357–1366. DOI: 10.1016/s0025-326x(01)00165-5.

- Zavialov, P., O. O. Möller Jr e E. Campos (2002). “First direct measurements of currents on the continental shelf of southern Brazil”. Em: *Continental Shelf Research* 22.14, pp. 1975–1986. DOI: 10.1016/S0278-4343(02)00049-3.
- Zembruski, S. G. e H. Chaves (1979). *Geomorfologia da margem continental sul brasileira e das bacias oceanicas adjacentes*. Rel. técn. PETROBRÁS-DNPM-CPRM-DHN-CNPq, pp. 129–177.
- Zhang, B., E. J. Matchinski, B. Chen, X. Ye, L. Jing e K. Lee (2019). “Marine Oil Spills—Oil Pollution, Sources and Effects”. Em: *World Seas: an Environmental Evaluation*. Elsevier, pp. 391–406. DOI: 10.1016/b978-0-12-805052-1.00024-3.
- Zhang, D., J. Liu, P. Yin, X. Lin, N. Liu e X. Meng (2016). “Polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments from the Coast of Weihai, China: Spatial distribution, sources and ecotoxicological risks”. Em: *Marine Pollution Bulletin* 109.1, pp. 643–649. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.05.018.
- Zhao, L., M. C. Boufadel, S. A. Socolofsky, E. Adams, T. King e K. Lee (2014). “Evolution of droplets in subsea oil and gas blowouts: Development and validation of the numerical model VDROPI-J”. Em: *Marine Pollution Bulletin* 83.1, pp. 58–69. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2014.04.020.
- Zheng, B., L. Wang, K. Lei e B. Nan (2016). “Distribution and ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in water, suspended particulate matter and sediment from Daliao River estuary and the adjacent area, China”. Em: *Chemosphere* 149, pp. 91–100. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.01.039.