



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA E ECOLOGIA
GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA

NOIR ROCHA GUIDONI

**MODELAGEM COMPUTACIONAL DA DISPERSÃO DE
ESGOTOS SANITÁRIOS LANÇADOS NA BAÍA DE VITÓRIA
- ES.**

VITÓRIA

2010

NOIR ROCHA GUIDONI

**MODELAGEM COMPUTACIONAL DA DISPERSÃO DE
ESGOTOS SANITÁRIOS LANÇADOS NA BAÍA DE VITÓRIA
– ES.**

Monografia apresentada ao curso de graduação em Oceanografia da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para a obtenção do Título de Bacharel em Oceanografia.

Orientador: Prof. Dr. Daniel Rigo

VITÓRIA

2010

NOIR ROCHA GUIDONI

**MODELAGEM COMPUTACIONAL DA DISPERSÃO DE
ESGOTOS SANITÁRIOS LANÇADOS NA BAÍA DE VITÓRIA
– ES.**

Projeto de monografia apresentado à disciplina de Monografia II, pertencente ao curso de Oceanografia do Departamento de Oceanografia e Ecologia, Universidade Federal do Espírito Santo, como pré-requisito para obtenção do título em Bacharel em Oceanografia.

Aprovado em _____ de _____ de _____.

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof Drº. Daniel Rigo.

Orientador

Prof Drº. Julio Tomás Aquije Chacaltana.

Universidade Federal do Espírito Santo

Msc. Mônica de Souza Mendes Castro.

Grupo de Estudos e Ação em Recursos Hidricos

Vitória, 3 de junho de 2010.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, pela força e perseverança durante todos esses anos.

Sou grato a minha família, minha mãe e irmã que estiveram comigo do início ao fim, me ofereceram muita força e insistência nessa luta. De forma especial, agradeço ao meu Pai, sem ele nada disso teria acontecido. Ele esteve comigo no início e, mesmo não estando juntos agora, sempre andou comigo lado a lado, é fonte de inspiração, força e atitude, obrigado Pai pelo exemplo.

Ao Professor Daniel Rigo, pela confiança e oportunidade dada.

Aos inesquecíveis amigos de turma, Gabriela, Alex, Jacson, Geórgia e outros, e ao meu brother Leandro, desde o começo junto, passamos por muitos desafios, mas conseguimos chegar ao fim, valeu por tudo amigo.

Ao meu amigo Diogo, fiel irmão, pelas horas de companheirismo e cumplicidade, obrigado, essa vitória é nossa.

A banca examinadora, principalmente a Monica, pela paciência e aprendizado, valeu por me aturar esses últimos meses. Aos mestrandos Kátia e Gabriel, obrigado pelo apoio.

Agradeço aos encontros construtivos no período acadêmico, aos professores Jaqueline, Ângelo, Valéria e Jean, que me ajudaram de diversas formas para conclusão do curso.

A todos aqueles que me ajudaram de alguma forma para conclusão dessa etapa, muito obrigado!

“Nunca perca a fé na humanidade, pois ela é como um oceano.
Só porque existem algumas gotas de água suja nele, não quer
dizer que ele esteja sujo por completo.”

(Mahatma Gandhi)

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - distribuição longitudinal da salinidade e da circulação nem estuário parcialmente misturado.....	25
Figura 2 - Localização de algumas das principais bacias de drenagem dos municípios de Serra, Cariacica, Viana, Vila Velha e Vitória, que drenam para a baía de Vitória.....	49
Figura 3 - Localização dos principais pontos de lançamento de drenagem na baía de Vitória pelos municípios de Serra, Cariacica, Viana, Vila Velha e Vitória.....	50
Figura 4 - Baía de Vitória. Parte em marrom representando a cobertura por manguezal.....	52
Figura 5 - modelagem digital de terreno.....	56
Figura 6 - condições de contorno.....	57
Figura 7 - malha utilizada.....	59
Figura 8 - Detalhe da malha de discretização da área de estudo.....	59
Figura 9 - mapa batimétrico processado.....	60
Figura 10 - Curva de maré a partir de dados medidos in situ. Dados de maré inseridos no contorno aberto como fonte de elevação da maré.....	64
Figura 11 - Curva de maré a partir dos dados simulados pelo modelo.....	64
Figura 12 - Campo de velocidades obtido para a maré de quadratura no instante $t = 409\,200$ segundos – maré vazante.....	65
Figura 13 - Detalhamento do campo de velocidades na região próxima ao Porto de Vitória – ES.....	66

Figura 14 - detalhamento do campo de velocidades na região do Porto de Vitória no instante $t = 471\,000$ segundos – maré enchente.....	66
Figura 15 - Campo de velocidades obtido para a maré de Sizígia no instante $t = 1\,084\,200$ segundos – maré enchente.....	67
Figura 16 - detalhamento do campo de velocidades na região do Porto de Vitória no instante $t = 1\,084\,200$ segundos – maré vazante.....	68
Figura 17 - detalhamento do campo de velocidades na região do Porto de Vitória no instante $t = 1\,017\,600$ segundos – maré enchente.....	68
Figura 18 - localização das fontes 4, 5, 6, 10, 11, 12 e 13, emissoras de esgoto na Baía de Vitória.....	69
Figura 19 - Isolinhas de concentração de coliformes termotolerantes para o instante $t = 397\,800$ segundos, representando um período de quadratura de maré enchente.....	70
Figura 20 - detalhamento das isolinhas de concentração em maré enchente.....	70
Figura 21 - detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 421\,800$ segundos – maré vazante.....	71
Figura 22 - detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 1\,075\,800$ segundos – maré enchente.....	72
Figura 23 - detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 1\,011\,000$ segundos – maré vazante.....	72
Figura 24: Isolinhas de concentração de coliformes termotolerantes para o instante $t = 397\,800$ segundos, representando um período de quadratura de maré enchente. Para melhor visualização, adotou-se a concentração mínima de 10^3 NMP/m ³	73
Figura 25 - detalhamento das isolinhas de concentração. Instante 397800 – maré enchente.....	74
Figura 26 - detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 421\,800$ segundos – maré vazante.....	74

Figura 27 - detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 1075800$ segundos – maré enchente.....	75
Figura 28 - detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 1011000$ segundos – maré vazante.....	76
Figura 29 - Isolinhas de concentração de coliformes termotolerantes para o instante $t = 397800$ segundos, representando um período de quadratura de maré enchente.....	77
Figura 30 - detalhamento das isolinhas de concentração. Instante 397800 – maré enchente.....	77
Figura 31 - detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 421800$ segundos – maré vazante.....	78
Figura 32 - detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 1075800$ segundos – maré enchente.....	79
Figura 33 - detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 1011000$ segundos – maré vazante.....	80
Figura 34 - Isolinhas de concentração de coliformes termotolerantes para o instante $t = 397800$ segundos, representando um período de quadratura de maré enchente.....	81
Figura 35 - detalhamento das isolinhas de concentração. Instante 397800 – maré enchente.....	81
Figura 36 - detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 421800$ segundos – maré vazante.....	82
Figura 37 - detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 1075800$ segundos – maré enchente.....	83
Figura 38 - detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 1011000$ segundos – maré vazante.....	84

Figura 38 - Isolinhas de concentração de coliformes termotolerantes para o instante $t = 397800$ segundos, representando um período de quadratura de maré enchente.....	85
Figura 39 - detalhamento das isolinhas de concentração. Instante 397800 – maré enchente.....	86
Figura 40 - detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 421800$ segundos – maré vazante.....	86
Figura 41 - detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 1075800$ segundos – maré enchente.....	87
Figura 42 - detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 1011000$ segundos – maré vazante.....	88
Figura 43 - Isolinhas de concentração de coliformes termotolerantes para o instante $t = 397800$ segundos, representando um período de quadratura de maré enchente.....	89
Figura 44 - detalhamento das isolinhas de concentração. Instante 397800 – maré enchente.....	90
Figura 45 - detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 421800$ segundos – maré vazante.....	90
Figura 46 - detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 1075800$ segundos – maré enchente.....	91
Figura 47 - detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 1011000$ segundos – maré vazante.....	92

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - principais doenças associadas com água.....	29
Tabela 2 - significados de todos os termos das equações 1, 2 e 3 acima.....	39
Tabela 3 - Localização dos principais pontos de lançamento de drenagem na baía de Vitória, originados dos municípios, Cariacica, Vila Velha e Vitória.....	47
Tabela 4 - Dados de vazão total dos pontos de drenagem que atingem a Baía de Vitória.....	51

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	12
2 OBJETIVOS.....	14
2.1 OBJETIVO GERAL.....	14
2.2 OBJETIVO ESPECÍFICO.....	14
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	15
3.1 ESTUÁRIOS.....	15
3.1.1 Circulação e mistura no estuário.....	21
3.2 TIPOS DE ESTUÁRIOS.....	23
3.3 POLUIÇÃO MARINHA COSTEIRA.....	25
3.3.1 Poluição por esgoto sanitário.....	26
3.3.2 Poluição bacteriana de águas costeiras.....	28
3.4 MODELAGEM COMPUTACIONAL.....	30
3.4.1 A modelagem numérica.....	32
3.5 DECAIMENTO BACTERIANO.....	34
3.6 O MODELO SISBAHIA – SISTEMA BASE DE HIDRODINAMICA AMBIENTAL.....	36
3.6.1 Modelo Hidrodinâmico.....	36
3.6.2 Modelo Lagrangeano de transporte advectivo difusivo.....	34

3.6.3 Reações cinéticas no modelo Lagrangeano.....	42
3.7 TRABALHOS RELACIONADOS.....	43
3.7.1 Fontes emissoras de esgoto sanitário na Baía de Vitória – ES.....	45
 4. ÁREA DE ESTUDO.....	 52
 5. METODOLOGIA.....	 54
5.1 O MODELO NUMÉRICO SISBAHIA.....	55
5.2 DADOS DE ENTRADA DO MODELO SISBAHIA.....	56
5.2.1 Modelagem digital de terreno.....	56
5.2.2 Condições iniciais e de contorno.....	56
5.2.3 Malha.....	58
5.2.4 Batimetria.....	59
5.2.5 Modelo de Transporte.....	60
 6 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	 63
6.1 RESULTADOS DO MODELO HIDRODINÂMICO.....	64
6.1.1 Maré de quadratura.....	65
6.1.2 Maré de sizígia.....	67
6.3 RESULTADOS DO MODELO DE DISPERSÃO DE PARTÍCULAS.....	68
 7 CONCLUSÕES.....	 93
 8 REFERÊNCIAS.....	 94

1. INTRODUÇÃO

A população mundial encontra-se localizada preferencialmente nas áreas costeiras, contando com dois terços dessa ocupação nestas áreas. O caráter concentrado do povoamento costeiro seja por atividades industriais, turísticas ou de veraneio, tem impactado fortemente importantes ecossistemas como recifes de corais, estuários, baías e manguezais.

Considerando este aspecto de ocupação, o ambiente marinho torna-se receptor final de diversos elementos de origem antrópicas, provenientes de rios, fontes não pontuais vindas do continente, de direto deságüe de efluentes no mar, despejos de navios ou de deposição atmosférica. Os aportes mais comuns em áreas costeiras são os de origem orgânica, provindos de despejos de esgotos, que são constituídos basicamente de matéria orgânica. Como os esgotos apresentam grandes concentrações de nutrientes em sua composição, majoritariamente nitrogênio e fósforo, muitas vezes estes ocasionam intensa eutrofização do meio onde são depositados (BAPTISTA NETO, J. A.; WALLNER-KERSANACH, M.; PATCHINEELAM, S. M. 2008).

Os esgotos, sem duvida alguma, constituem o maior problema de poluição marinha a nível global, tanto em volume de material poluente despejado quanto aos problemas de saúde publica que causam. Microorganismos patogênicos, como bactérias, vírus e protozoa, entram no esgoto durante o processamento de dejetos colocando em risco as pessoas que ingerem peixes e frutos do mar ou nadam em águas contaminadas. A avaliação da poluição fecal nessas áreas costeiras é, portanto, de considerável importância para a saúde publica, a estética e as razões ecológicas, sendo tradicionalmente determinada pela presença de coliformes fecais ou *Escherichia coli* (VON SPERLING, 1995).

De acordo com Araújo (2005), o conhecimento da qualidade dos corpos d'água é essencial ao adequado gerenciamento dos recursos hídricos e das regiões costeiras, e modelos de simulação numérica apresentam-se como ferramentas a serem utilizadas na avaliação da capacidade de autodepuração de um corpo d'água.

Os modelos matemáticos simulam condições ambientais e suas respostas a uma dada perturbação ou fenômeno, representando uma importante ferramenta para apoio à tomada de decisões no gerenciamento de um corpo hídrico.

A avaliação dos efeitos da poluição das águas decorrentes de despejos de esgoto sanitário pode ser feita através do monitoramento de alguns parâmetros químicos/biológicos de qualidade das águas, como, por exemplo, coliformes termotolerantes, um indicador de contaminação fecal utilizado no presente estudo.

Com isso, este trabalho apresenta uma avaliação da poluição por esgoto sanitário na Baía de Vitória, contribuindo para a solução de problemas ambientais, a partir do uso da modelagem computacional. A proposta do estudo é a aplicação de um modelo de trajetória de partículas para se avaliar a qualidade da água, a partir da simulação de cenários de modelagem de dispersão da pluma de contaminantes. Esta gerada pela carga de esgoto doméstico bruto lançado no Canal por bacias de macrodrenagem existentes na região.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar, através da modelagem computacional, a dispersão de esgotos sanitários lançados na Baía de Vitória – E.S.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Obter maiores conhecimentos sobre a dinâmica oceanográfica da região quanto à dispersão de esgotos sanitários lançados na Baía de Vitória.
- Demonstrar os principais pontos de dispersão e de concentração de dejetos provenientes dos esgotos sanitários lançados na Baía, permitindo a correlação dos resultados obtidos pela modelagem com outros dados existentes na literatura sobre a Baía de Vitória.
- Analisar a contribuição de dejetos lançados na Baía pelos municípios de Vitória e Vila Velha.
- Fornecer subsídios para elaboração de outros trabalhos relacionados à área, que tratem sobre dinâmica e qualidade de água da Baía de Vitória.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Este capítulo apresenta a revisão de literatura realizada para a elaboração desta monografia. No item 3.1 é feita uma revisão genérica sobre estuários, abordando desde sua gênese até as possíveis classificações. No Próximo item é abordado o aspecto da poluição em regiões costeiras, destacando-se a poluição por esgotos sanitários e suas possíveis conseqüências. No item 3.4 é abordada a modelagem computacional de forma geral. Em seguida é descrito o modelo numérico utilizado para reproduzir os fenômenos representados no item 2. Por último, são descritos trabalhos similares realizados por outros pesquisadores.

3.1 ESTUÁRIOS

Um estuário refere-se a um corpo d' água costeiro e semifechado, onde ocorre a transição entre o continente e o oceano, no qual rios encontram com o mar, levando a uma diluição mensurável da água salgada. Águas estuarinas são consideradas biologicamente mais produtivas do que as do rio e oceano adjacente, devido às características hidrodinâmicas da circulação que, aprisionando nutrientes, algas e outras plantas, estimulam a produtividade desses ambientes (RIGO, 2007).

Em termos hidrodinâmicos, um estuário remete as partes do mar de plataforma onde o movimento da água é controlado principalmente pelos esforços termohalinos. São ambientes de épocas geológicas relativamente recentes - menores que cinco mil anos - formados por variações seculares do nível do mar, seja por natureza eustática ou isostática, bem como por processos de origem tectônica. Aspectos como localização, formas e extensões dependem do nível do mar, da topografia do litoral e dos rios, as quais foram alteradas por processos erosivos e deposicionais de sedimentos no início naturais e, mais recentemente, como conseqüência do uso

inadequado das bacias de drenagem (MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B, 2002).

Do ponto de vista físico, trata-se de ambientes complexos pela sua circulação, pelos processos de mistura e estratificação de salinidade, os quais dependem de sua geometria, da descarga da água, da maré, da salinidade, da circulação na região costeira adjacente, do vento, entre outros (RIGO, 2007).

Os processos que afetam a distribuição e a variabilidade de propriedades físicas, a concentração de substâncias naturais (salinidade, nutrientes dissolvidos e sedimentos em suspensão) e dos organismos biológicos, bem como a concentração de poluentes, devem ser analisados de forma interdisciplinar, abrangendo o estuário como um todo, destacando-se a integração de componentes como (MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. 2002):

- Circulação, transporte e mistura nas águas estuarinas e costeiras;
- Efeitos ambientais sobre flora e fauna estuarina;
- Transporte, erosão e deposição de sedimentos.

Da interação das várias propriedades e processos estuarinos – descarga (ou vazão) do rio, correntes de maré, gradiente de pressão, advecção e difusão turbulenta – produz, dentro da delimitação geomorfológica da bacia estuarina, a distribuição de salinidade que é característica de cada estuário.

Dessa forma, pesquisadores subdividem a região estuarina de acordo com fatores como a diluição da água do mar e a parte do rio sujeita à oscilação da maré, como exposto abaixo (MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. 2002):

- a) Estuário inferior ou marinho: região de ligação livre com o oceano aberto;
- b) Estuário médio: região sujeita à intensa mistura da água do mar com a água fluvial;
- c) Estuário superior ou fluvial: caracterizado por água doce mas sujeito à influencia diária da maré.

Ressalta-se que os limites entre esses setores ao longo do estuário são variáveis e dependem da intensidade da descarga fluvial, das correntes de maré e da influencia do vento.

Outra abordagem feita ao subdividir a região estuarina, leva em consideração processos regionais como fatores climáticos, sedimentação recente e forçantes dinâmicas que contribuem para formação desses ambientes e são responsáveis pelo amplo espectro de características geomorfológicas e fisiográficas encontradas na natureza (MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. 2002):

- Zona de Maré do Rio (ZR): parte fluvial com salinidade praticamente igual a zero, mas ainda sujeita a influencia da maré;
- Zona de Mistura (ZM): região onde ocorre a mistura da água doce da drenagem continental com a água do mar;
- Zona Costeira (ZC): região costeira adjacente que se entende até a *frente* da pluma estuarina que delimita a Camada Limite Costeira (CLC).

Na ZR os movimentos são unidirecionais e a água dessa zona é integralmente de origem fluvial. Na transição entre a ZR e a ZM, existe uma região onde a velocidade resultante de movimentos convergentes é praticamente nula. Uma vez que a concentração de nutrientes em suspensão de origem fluvial e marinha é alta nessa região de transição, forma-se a chamada *zona de máxima turbidez* (MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. 2002).

Destaca-se ainda que na interface entre as massas de água costeira e estuarina formam-se as zonas frontais e frentes cuja influencia sobre a produção biológica não é bem compreendida, no entanto, existe evidências da concentração de poluentes na região de convergência.

A pluma estuarina, definida por pesquisadores, refere-se a extensão horizontal no oceano da influencia da descarga do rio, sendo condicionada pela intensidade do fluxo de água doce e da circulação da região costeira.

• FORÇANTES DA CIRCULAÇÃO E DOS PROCESSOS DE MISTURA NOS ESTUÁRIOS

A região estuarina é caracterizada por ser um ambiente de transição entre continente e oceano adjacente, logo, trata-se de uma região de intensa dinâmica

forçada por agentes locais e remotos. Estes agentes são gerados por ação de eventos climáticos, oceanográficos, geológicos, hidrológicos, biológicos e químicos presentes em vários níveis de escala (MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B).

A bacia de drenagem é a origem do sistema de rios que suprirá o estuário de água fluvial, sedimentos, substâncias orgânicas e inorgânicas e eventualmente poluentes. A quantidade de água recebida pela bacia depende das condições climáticas, das características do solo, da cobertura vegetal, da ocupação urbana, agrícola e industrial, assim como da evapotranspiração na região de captação e de suas interações com outros fatores presentes (MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. 2002).

Como principal fonte de energia para o planeta, a radiação solar controla parâmetros como a concentração de calor dos oceanos e das regiões costeiras, fonte de energia para fotossíntese e outros processos biológicos na bacia de drenagem.

O vento é uma forçante que promove a aeração e a mistura de massas de água estuarina e costeira, podendo provocar a desestabilização dos gradientes verticais de salinidade, possibilitando gerar também ondas e correntes nos estuários com grande área superficial, intensificando a mistura vertical (RIGO, 2007).

O balanço existente entre precipitação, descarga fluvial e evapotranspiração na bacia de drenagem deve ser sempre positivo, em concordância com a idéia de que no estuário a água do mar é mensuravelmente diluída pela água da drenagem continental. Os fatores que podem influenciar esse balanço são: a temperatura e a umidade relativa do ar, a direção e a intensidade do vento, a geomorfologia, as características do solo e a cobertura vegetal (MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. 2002).

A descarga fluvial e os gradientes longitudinais de salinidade (densidade) gerados pela diluição da água do mar são fundamentais para a dinâmica do estuário e, conseqüentemente, para os processos de mistura que ocorrem no seu interior. Contudo, a estimativa da descarga fluvial em um estuário não é simples e está condicionada a fatores como quantidade e intensidade de efluentes, área de drenagem, entre outros.

A gênese e localização dos estuários atuais estão intrinsecamente relacionadas às variações seculares do nível relativo do mar. Logo, atingido o nível do mar atual, variações com escalas de tempo de segundos (ondas geradas pelo vento), horas (ondas geradas pela maré astronômica), dias (ondas geradas por influências meteorológicas), meses (meandros e vórtices de correntes oceânicas), anual (variações sazonais nos processos de interação oceano-atmosfera, nível estérico do mar, ondas geradas pela maré astronômica), interanual (alterações climáticas), passaram a exercer influências em diferentes intensidades sobre o comportamento hidrodinâmico dos estuários. Contudo, dentre essas variações, a influência da maré astronômica é, geralmente, dominante tanto em intensidade como em frequência de ocorrência (MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. 2002).

A força produzida pela maré astronômica (principal força nesse estudo) é dominante para gerar movimentos – flutuações turbulentas e correntes – e mistura nos estuários, envolvendo intensos processos advectivo e difusivo, variáveis espacialmente e condicionados pela geometria. Com relação a essa força, distingue-se a maré propriamente dita da co-oscilação da maré: o fenômeno de maré é gerado pelas forças de atração gravitacional da lua e do sol, associadas à aceleração centrípeta agindo diretamente sobre as bacias oceânicas. Esse tipo de maré, propagando-se pela plataforma continental na forma de ondas de diversos tipos, acarreta influências que se propagam estuário acima e abaixo na forma de ondas longas de gravidade. A ação da maré no estuário, com o mesmo período da maré oceânica, é denominado de co-oscilação da maré (MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. 2002).

A co-oscilação da maré na entrada do estuário propaga-se estuário acima como uma onda de águas rasas, pois o seu comprimento é muito grande se comparado com a profundidade local. Os movimentos horizontais associados à oscilação da maré são denominados *correntes de maré*. Esses movimentos são condicionados pela profundidade local, pela geomorfologia do sistema, pela vorticidade relativa devida ao atrito no fundo e também aos efeitos da rotação da Terra (aceleração de Coriolis) (RIGO, 2007).

As marés semidiurnas e diurnas são as controladoras principais das características hidrodinâmicas dos estuários, a saber: refere-se à maré semidiurna ao regime de

maré com periodicidade de cerca de 12,42 horas (meio dia lunar), caracterizado por duas preia-mares e duas baixa-mares em cada período ou ciclo de maré, ou seja, em cada dia lunar (24 horas e 50 minutos). Já a maré diurna possui apenas uma maré alta e uma maré baixa a cada dia, com um período de 24h e 50min.

Os estuários são froçados também por diferentes tipos de maré de acordo com sua máxima altura ($H_{\text{máx}}$). A amplitude da maré é o desnível existente entre a crista e o nível medio do mar, sendo a altura da mare aceânica geralmente menor do que um metro. Assim, ao atravessar a plataforma continental ou penetrar em regioes semifechadas como baías, enseadas e estuários, a altura da maré pode amplificar-se atingindo vários metros. São classificadas como (MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. 2002):

1. Micromaré: $H_{\text{máx}} < 2$ metros;
2. Mesomaré: $2 < H_{\text{máx}} < 4$ metros;
3. Macromaré: $4 < H_{\text{máx}} < 6$ metros;
4. Hipermaré: $H_{\text{máx}} > 6$ metros.

Além das flutuações simidiurnas e diurnas que são dominantes, a maré possui componentes de longo periodo, quinzenal, mensal e anual, principalmente. Os componentes quinzenais são condicionados pelas fases da lua e a altura de sizígia (lua cheia ou nova) é maior do que na quadratura (quarto crescente ou minguante). AS oscilações com periodicidade sazonal fazem com que no outono a na primavera a maré de sizígia alcance o valor máximo, enquanto o mínimo ocorre no inverno e verão (MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. 2002).

Há ainda um outro aspecto importante da propagação da onda de maré no estuário: no ambiente estuarino, a onda de maré passa também a apresentar oscilações harmônicas de curto período ocasionadas pela topografia local, a excursão é bloqueada pela descarga fluvial e, simultaneamente, ocorre dicipação de energia devido ao atrito nas margens e no fundo do estuário. Consequentemente, a onda de maré, ao propagar-se estuário acima, pode ser substancialmente deformada (RIGO, 2007).

A partir de estudos relacionados a previsao da maré astronomica, os valores horários da altura da maré são decompostos num conjunto de componentes

harmônicos, cujos principais componentes semidiurnos e diurnos explicam cerca de 83% da amplitude total da maré. Alguns desse componentes são apresentados juntamente com os valores de suas amplitudes e fases, determinados para o Porto de Vitória - ES e podem ser visualizados junto ao site da Marinha do Brasil.

3.1.1 Circulação e mistura no estuário

A dimensão de um estuário varia entre as escalas pequena e média em relação ao oceano adjacente, e para a maioria dos estuários o seu comprimento L é muito maior do que a largura B . E entre a cabeceira e a boca, a salinidade varia entre a da água fluvial (praticamente zero) e a da região costeira adjacente (S_0), gerando assim, um gradiente longitudinal médio com intensidade S_0/L , com o efeito dessa propriedade termohalina dominante sobre a densidade (MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. 2002).

Como já mencionado anteriormente, os movimentos no ambiente costeiro são gerados por variações no nível do mar, pela descarga de água doce, pelo gradiente de pressão devido à influencia termohalina da salinidade sobre a densidade, pela circulação da plataforma continental e pelo vento agindo diretamente sobre a superfície livre. Essas forçantes são funções do espaço e do tempo e atuam simultaneamente sobre o corpo de água estuarino.

A escala de tempo de resposta do corpo de água estuarino a essas forçantes é ampla e separada em movimentos nos domínios de alta e baixa frequência. Assim, o efeito dinâmico gerado pela maré (alta frequência) é independente da profundidade e possui natureza barotrópica, ou seja, sua intensidade é proporcional ao valor negativo da inclinação da superfície livre estuarina. Essa forçante assume valores distintos nas marés enchente e vazante, impulsionando correntes de maré estuário acima e abaixo. Logo, na mudança de maré de vazante para enchente, o efeito dinâmico dessa forçante é nulo, e esse instante é denominado *estofa*, no caso, *estofa de enchente*; no mesmo instante, na maré cheia, quando há de enchente para

vazante ocorre a *estofa vazante* (MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. 2002)

Quanto ao processo de mistura, este é gerado pelo transporte macroscópico (advectivo) e por fluxos simultâneos microscópicos e em pequena escala de propriedades, tais como: quantidade de movimento, energia cinética, calor, sal e contaminantes introduzidos no estuário. O processo de mistura é qualificado e/ou evidenciado pela diluição ou concentração de sal nas águas estuarinas, e os fluxos existentes são inerentes aos seguintes movimentos (MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. 2002):

- Movimento médio ou macroscópico – gerado pela maré, descarga fluvial e diferenças de densidade – esse processo que contribui para a mistura é denominado *advectivo*;
- Movimentos aleatórios em escala microscópica, cujos efeitos sobre a mistura são denominados de *difusão molecular* e *turbulenta*, respectivamente.

Em estuário onde a amplitude da maré é pequena e a água doce que penetra na zona de mistura move-se continuamente na superfície em direção ao oceano. No movimento estuário abaixo, a água doce arrasta elementos de volume de água do mar para a camada superficial e a salinidade aumenta com a profundidade e em direção ao mar. Essa transferência de água da camada inferior para a superior é unidirecional e o fenômeno denominado *entranhamento* (Rigo, 2007).

O fenômeno entranhamento origina um movimento estuário acima de água do mar da camada de fundo, constituindo um mecanismo interno adiciona à advecção e à difusão turbulenta para ocasionar a mistura estuarina e, em consequência, o aumento da salinidade da camada superficial.

Assim, como o escoamento no estuário ocorre em regime de transição ou turbulento, gerado pelos movimentos em pequena escala espacial e temporal, o entranhamento, a difusão turbulenta e a advecção são os processos responsáveis pela mistura da água doce com a do mar e pela variação local de salinidade, bem como da concentração de propriedades naturais e aquelas lançadas pelo homem (MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. 2002).

3.2 TIPOS DE ESTUÁRIOS

A variedade de condições hidrográficas, topográficas e climáticas dos estuários é muito diversificada, apresentando situações muitas vezes conflitantes, que impossibilitam generalizações oceanográficas.

Os critérios para classificação desses ambientes costeiros foram desenvolvidos com a finalidade de comparar diferentes estuários, organizando-os adequadamente com uma base de dados e estabelecendo uma estrutura de princípios gerais de funcionamento. Esses critérios tornam possível a previsão das principais características de circulação e processos de mistura.

Na classificação abaixo foram abordados aspectos ecológicos que levam em conta critérios interdisciplinares relacionados às fontes de energia e ao diagnóstico ecológico (MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. 2002).

- CLASSIFICAÇÃO GEOMORFOLOGICA

De acordo com eventos geológicos e geomorfológicos que ocorreram durante a formação, os estuários foram agrupados em quatro tipos (MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. 2002):

Estuários de planície costeira, comuns em regiões tropicais e subtropicais, esse estuários foram formados pela inundação de vales de rios como consequência da elevação do nível do mar ao longo do tempo geológico. Apresentam pouca sedimentação, de modo que o antigo vale do rio ainda determina a topografia estuarina. Geralmente são estuários rasos, com profundidades raramente superiores a 30 metros.

Apresentam uma área de seção transversal geralmente aumentando estuário abaixo – às vezes de forma exponencial – com uma configuração geométrica da seção

transversal em forma de V. Possuem uma razão largura/profundidade predominantemente grande, embora seja condicionada pelo tipo de rocha onde o vale do rio foi escavado. Essas características tornam a razão de fluxo dependente da intensidade da descarga fluvial e da altura da maré.

Devido ao processo recente de sedimentação, o fundo é preenchido com lama e sedimentos finos na sua parte superior, que se tornam mais grossos em direção à entrada. Em estuários alimentados por rios muito caudalosos, ocorre elevado transporte de sedimentos em suspensão. O estuário da Baía de Vitória é classificado como estuário de planície costeira.

Os outros três tipos de classificação de estuários são os fiordes, estuários construídos por barra e estuários restantes.

- CLASSIFICAÇÃO DE ACORDO COM A ESTRATIFICAÇÃO DE SALINIDADE

Os diferentes tipos de estuários apresentam significativas diferenças nos padrões de circulação, estratificação de salinidade e processos de mistura. Sendo assim, de acordo com a estratificação vertical de salinidade, distinguem-se os seguintes tipos de estuários: cunha salina, moderadamente ou parcialmente misturado, verticalmente bem misturado e lateralmente estratificado, e bem misturado. A transição entre os diversos tipos depende da descarga do rio, da amplitude da maré, do componente baroclínico de velocidade e de características geométricas como a razão largura/profundidade (MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. 2002).

Estuários moderadamente ou parcialmente misturados são caracterizados como estuários com gradientes verticais moderados de salinidade, estes estuários possuem uma energia de maré suficientemente grande para realizar trabalho tanto contra o atrito nos limites geométricos do estuário, quanto contra a ação estabilizadora do empuxo, produzindo turbulência interna, a qual domina todo o volume do estuário.

Os vórtices turbulentos então produzidos apresentam sua energia dissipada realizando por meio do trabalho realizado contra as forças estabilizadoras de

empuxo, ocasionado a erosão dos gradientes verticais de salinidade por meio da mistura entre a água doce e a água do mar. Com isso, a energia potencial da coluna de água aumenta devido ao aumento da salinidade – densidade – da camada superficial. Simultaneamente, o transporte de água estuário acima nas camadas mais profundas também aumenta, desenvolvendo-se um movimento em duas camadas e de sentidos opostos.

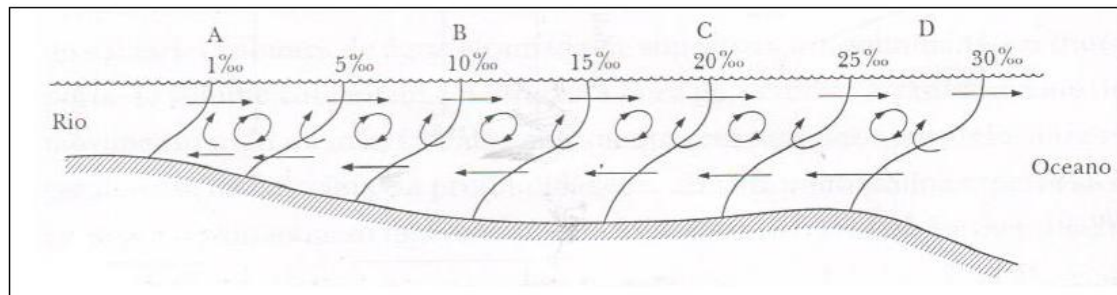


Figura 1: distribuição longitudinal da salinidade e da circulação nem estuário parcialmente misturado.

Fonte: MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. (2002)

Estuários parcialmente misturados apresentam características relevantes como:

- I. A salinidade presente nas camadas superiores aumenta em direção ao mar, em consequência da adição da água salgada da camada inferior através de vórtices turbulentos.
- II. A salinidade na camada inferior decresce em direção à cabeça do estuário devido à adição de água doce da camada superior através dos vórtices turbulentos.
- III. Perfis de salinidade verticais para esse tipo de estuário demonstram um aumento gradual da salinidade da superfície para o fundo com um gradiente vertical Maximo próximo à interface entre as duas camadas.

3.3 POLUIÇÃO MARINHA COSTEIRA

3.3.1 Poluição por esgoto sanitário

O esgoto consiste em uma mistura complexa de dejetos humanos, água e compostos químicos derivados de produtos de uso doméstico ou industrial. Muitos poluentes, como, por exemplo, metais pesados, hidrocarbonetos do petróleo, compostos organoclorados, tornam-se constituintes comuns no esgoto devido a sua facilidade para adsorção na matéria orgânica particulada (VON SPERLING, 1995).

As possíveis fontes de esgoto para o ambiente marinho, particularmente para os ecossistemas costeiros, podem ser pontuais ou não-pontuais, incluindo efluentes municipais e indústrias, drenagens urbanas e agrícolas, materiais dragados e lodo de esgoto doméstico. A grande parte das descargas de esgoto é feita por córregos e canais com destino final nas praias. Outros fatores condicionantes para a presença de esgotos nas praias são: a afluência turística, que aumenta o aporte dos esgotos e sobrecarregam fossas sépticas; a fisiografia da praia, que pode dificultar a dispersão dos esgotos; a ocorrência de chuvas, que carregam esgotos e vários tipos de detritos antes estagnados nos arredores de canais de drenagem; e condições de maré, quando as enchentes barram cursos d' água contaminados e quando as vazantes causam drenagem das águas desses cursos para o mar (BAPTISTA NETO, J. A.; WALLNER-KERSANACH, M.; PATCHINEELAM, S. M).

Os esgotos, sem dúvida alguma, constituem o maior problema de poluição marinha a nível global, tanto em volume de material poluente despejado quanto aos problemas de saúde pública que causam. O nitrogênio e o fósforo orgânicos, contidos no material fecal humano e nos restos de matéria orgânica lançados ao mar, são normalmente reciclados pelas bactérias para as suas formas inorgânicas. Entretanto, a introdução pontual e contínua de nitrogênio e fósforo em baías, lagunas ou ambientes costeiros de baixa circulação, podem levar a um crescimento exponencial das algas planctônicas (eutrofização), reduzindo a diversidade de espécies. O enriquecimento excessivo desses compostos também acelera a produção primária que pode levar a condições anóxicas ou hipoxia nas águas

de fundo (BAPTISTA NETO, J. A.; WALLNER-KERSANACH, M.; PATCHINEELAM, S. M. 2008).

Os sistemas costeiros mais rasos normalmente são mais suscetíveis a diminuição do oxigênio dissolvido. Entretanto, estuários estratificados com canais mais profundos também apresentam períodos de águas anóxicas ou hipoanóxicas em muitas regiões costeiras devido à eutrofização.

Microorganismos patogênicos, como bactérias, vírus e protozoa, entram no esgoto durante o processamento de dejetos colocando em risco as pessoas que ingerem peixes e frutos do mar ou nadam em águas contaminadas. O consumo de produtos marinhos contaminados por esgoto causa sérios problemas de saúde como hepatite viral e cólera (tabela). Patógenos e contaminantes também são responsáveis por doenças em peixes e macroinvertebrados que habitam áreas impactadas por esgoto. Por exemplo, a putrefação das nadadeiras em peixes ósseos e exoesqueleto em crustáceos (caranguejo, lagostas) são doenças comuns observadas em organismos expostos ao lodo de esgoto. A poluição bacteriana fecal tem um impacto econômico direto nas comunidades litorâneas através da perda de moluscos e restrições recreativas (BAPTISTA NETO, J. A.; WALLNER-KERSANACH, M.; PATCHINEELAM, S. M. 2008).

A crescente urbanização e o desenvolvimento econômico dos últimos anos têm implicados em uma alta produção de esgotos, tanto domésticos quanto industriais. Em diversas áreas costeiras, isso é um fator preocupante, pois diversas cidades e regiões não possuem estações de tratamento adequadas ou suas bases de lançamentos ao mar vem sendo inoperante ou ineficiente (BAPTISTA NETO, J. A.; WALLNER-KERSANACH, M.; PATCHINEELAM, S. M. 2008).

A introdução de esgoto no oceano tem sido considerada uma alternativa financeiramente viável quando comparada com sistemas de tratamento de custo mais elevado. Entretanto, o poder de dissolução do oceano não é infinito principalmente em áreas costeiras abrigadas onde os dejetos de esgoto são normalmente laçados.

A avaliação da poluição fecal nessas áreas é, portanto, de considerável importância para a saúde pública, a estética e as razões ecológicas, sendo tradicionalmente

determinada pela presença de coliformes fecais ou *Escherichia coli*. A especificidade dessas bactérias no esgoto e o grande número em que se encontram facilitam a sua quantificação. Entretanto, estes organismos não sobrevivem por longo tempo em ambientes marinhos, especialmente devido à ação das radiações solares, temperatura, salinidade, predação e competição e antibióticos produzidos por organismos marinhos, enquanto muitos patógenos podem sobreviver por mais tempo sob tais condições e representar risco potencial à saúde pública. Além das bactérias, alguns vírus podem sobreviver aos processos convencionais de tratamento das águas e de esgoto (BAPTISTA NETO, J. A.; WALLNER-KERSANACH, M.; PATCHINEELAM, S. M. 2008).

Desta maneira, torna-se uma tarefa difícil encontrar indicadores adequados que sejam específicos para o esgoto doméstico e que apresentem o mesmo destino dos agentes patogênicos no ambiente marinho. Como a ausência de coliformes fecais nem sempre indica um ambiente livre da ação de patógenos, como os vírus, vários indicadores químicos e microbiológicos tem sido sugeridos, como, por exemplo, esteróides, surfactantes de uso doméstico e enterovírus (VON SPERLING, 1995).

3.3.2 Poluição bacteriana de águas costeiras

A poluição das águas consiste na adição de substâncias ou de formas de energia que, de uma forma ou outra, alterem a natureza do corpo d' água em uma proporção que prejudique os legítimos usos que dele são feitos.

A determinação da potencialidade de uma água transmitir doenças pode ser efetuada de forma indireta, através de organismos indicadores de contaminação fecal, pertencentes principalmente ao grupo de coliformes.

No estudo de parâmetros da água quanto à contaminação por fezes humanas ou de animais, e, por conseguinte, a sua potencialidade para transmitir doenças, os chamados organismos indicadores de contaminação fecal, os quais não são patogênicos, oferecem uma satisfatória indicação de quando uma água apresenta

este tipo de contaminação. Os organismos mais comumente utilizados com tal finalidade são as bactérias do grupo coliforme (VON SPERLING, 1995).

Os principais indicadores de contaminação fecal comumente utilizados são (VON SPERLING, 1995):

- Coliformes totais (CT)
- Coliformes fecais (CF)
- Estreptococos fecais (EF)

O grupo de coliformes totais (CT) representa um grande grupo de bactérias que tem sido isolada de amostras de águas e solos poluídos e não poluídos, bem como de fezes de seres humanos e outros animais de sangue quente. Dificuldades associadas com ocorrência de bactérias não fecais tornam-se um problema quando usado como indicador de contaminação.

Os coliformes fecais (CF) referem-se a um grupo de bactérias indicadoras de organismos provenientes do trato intestinal humano e outros animais. A *Escherichia coli* é uma bactéria pertencente a este grupo.

Os estreptococos fecais (EF) incluem varias espécies ou variedades de estreptococos, tendo no intestino dos seres humanos e outros animais o seu habitat usual.

É, portanto, de fundamental importância o conhecimento do comportamento dos agentes transmissores de doenças em um corpo de água, a partir do seu lançamento até os locais de utilização. Sabe-se que a maioria destes agentes têm no trato intestinal humano as condições ótimas para o seu crescimento e reprodução. Uma vez submetido a condições adversas no corpo de água, esses decrescem em número, caracterizando o chamado decaimento (item 3.5).

A seguir é apresentada uma tabela com as principais doenças associadas à água contaminada:

Tabela 1: principais doenças associadas com água.

Doença	Agente causal	Sintomas
Ingestão de água contaminada		

Disenteria bacilar	Bactéria (<i>Shigella SP.</i>)	Forte diarreia
Cólera	Bactéria (<i>Vibrio sp.</i>)	Diarreia forte, desidratação, alta taxa de morte.
Leptospirose	Bactéria (<i>Leptospira</i>)	Ictirícea, febre
Febre tifóide	Bactéria (<i>Salmonella</i>)	Febre alta, diarreia, ulcera.
Salmonelose	Bactéria (<i>Salmonella</i>)	Febre, náusea, diarreia.
Paralisia infantil	Vírus (<i>Poliomielites vírus</i>)	Paralisia
Contato com água contaminada		
Escabiose	Sarna (<i>Sarcoptes sp.</i>)	Úlcera na pele
Tracoma	Clamídea (<i>Chlamydia sp.</i>)	Inflamação nos olhos, cegueira.
Vermínose, tendo a água como em estágio no ciclo		
Esquistossomose	Helminto (<i>Schistosoma</i>)	Diarreia, hemorragias.

Fonte: VON SPERLING (1995).

3.4 MODELAGEM COMPUTACIONAL

A necessidade da aplicação de modelos para estudos, projetos e auxílio a gestão de recursos hídricos é inquestionável, face à complexidade do ambiente em corpos de água naturais, especialmente em lagos, reservatórios, estuários e zonas costeiras adjacentes as bacias hidrográficas. Modelos são ferramentas integradoras, sem as quais dificilmente se consegue uma visão dinâmica de processos nestes complexos sistemas ambientais (ROSMAN, 2009).

Os modelos matemáticos apresentam-se como uma ferramenta útil para descrever, numa linguagem matemática, os eventos ambientais. Eles permitem simular modificações nos ecossistemas devido a mudanças na população, uso e ocupação do solo ou gerenciamento dos recursos hídricos. Desta forma, pode-se prever

aspectos positivos ou negativos de mudanças no ecossistema devido a ações de controle da poluição (ROSMAN, 2009).

A melhor descrição de um fenômeno seria aquela que reproduzisse de forma tridimensional os processos que ocorrem na natureza. Porém tal tarefa não é fácil, além do custo computacional, existe a complexidade envolvida na determinação dos parâmetros das equações governantes dos processos físico-químicos e biológicos (ROSMAN, 2009).

Segundo estudiosos, modelos tridimensionais têm sido usados com sucesso para descrever fenômenos meteorológicos de previsão do tempo. Já em corpos d'água rasos, como baías e estuários, os modelos bidimensionais são utilizados de forma satisfatória uma vez que apresentam escalas horizontais de escoamento muito maiores que as verticais.

O emprego de modelos integrados na vertical é aceitável quando os fluxos de quantidade de movimento são predominantemente horizontais e existe pouca ou nenhuma estratificação no corpo d'água a ser estudado. Para que a solução dessas equações matemáticas seja única num determinado domínio é necessário, ainda, prescrever condições de contorno às mesmas (CHACALTANA *et al.*, 2004).

Um corpo d'água raso, com profundidade H , pode ser formalmente definido como aquele cujo comprimento característico do fenômeno estudado é, no mínimo, vinte vezes maior que a profundidade H (ROSMAN, 2009).

Independente do tipo de modelo, uni, bi ou tridimensional, todos se baseiam nas Leis de Conservação, que são: Conservação da Massa (Continuidade), Conservação da Quantidade de Movimento (Momentum), Conservação da Energia e Conservação de Constituintes. As duas primeiras equações governam a hidrodinâmica de um corpo d'água, para fluidos incompressíveis, e devem ser resolvidas para avaliar o padrão de escoamento de uma determinada região (ROSMAN, 2009).

Essas equações devem representar da melhor forma possível as muitas variáveis envolvidas no processo de modelagem para que o modelo ofereça bons resultados.

Uma vez calibrado, o modelo permitirá rápida simulação de cenários, a custos reduzidos, para o gerenciamento do corpo d'água no qual foi implementado.

3.4.1 A modelagem numérica

Existem duas formas de solução que podem ser usadas para a reprodução dos fenômenos físicos presentes na natureza: por meio de modelos físicos ou de modelos matemáticos. Estes últimos nem sempre possuem soluções analíticas, necessitando então, de métodos numéricos para serem resolvidos.

Historicamente, os modelos físicos auxiliaram estudos de avaliação de impacto ambiental, comportamento hidrodinâmico, correntes (devido à maré e vento), identificação de áreas alagadas, tendência à erosão, posicionamento de emissários submarinos e dispersão de poluentes. Aqueles usados em áreas costeiras são muito caros e exigem equipamentos sofisticados para simulação de marés e granulometria, por exemplo, e normalmente envolvem custos cerca de dez vezes maiores que os modelos computacionais (ROSMAN, 2009).

Os modelos numéricos são traduções dos modelos matemáticos adaptados para diferentes métodos de cálculo, por exemplo, diferenças finitas, volumes finitos e elementos finitos, além de modelos estocásticos. Com a viabilização de se fazer um grande número de contas muito rapidamente através de computadores, esta se tornou o meio mais comum para resolver os modelos matemáticos. Praticamente qualquer modelo matemático pode ser resolvido através de um modelo numérico, e em geral há relativamente pouca perda de informações na tradução de um pra outro (ROSMAN, 2009).

Em dias atuais, praticamente é impossível de se fazer adequadamente a gestão ambiental de bacias hidrográficas e de corpos de água naturais sem modelos numéricos para previsão da quantidade e da qualidade dos recursos hídricos da bacia. O mesmo é verdade para se projetar obras e intervenções em corpos de água, bem como no processo de licenciamento ambiental da maioria dos empreendimentos em bacias hidrográficas.

Os modelos numéricos permitem a solução de uma gama de problemas muito mais abrangente que qualquer outra modalidade de modelos. Há muito mais casos que podem ser adequadamente modelados numericamente e que são inviáveis em modelos físicos, que o oposto (ROSMAN, 2009).

A etapa de montagem, pré-processamento, definição de parâmetros e similares, trata-se de uma etapa comum a qualquer tipo de modelo usado para obter informações quantitativas do modelo conceptual e do modelo matemático. De fato, qualquer que seja o modelo usado para obter-se informações quantitativas, antes de obtê-las será necessário preparar o modelo e organizar os dados de entrada. Evidentemente o tipo de pré-processamento a ser feito depende do modelo adotado.

Após a etapa de pré-processamento, para cada tipo de modelo haverá uma rota diferente para se obter os resultados quantitativos desejados. Para os modelos físicos, as informações quantitativas são obtidas através de medição direta, através de diversos equipamentos específicos. Para os modelos numéricos, os resultados quantitativos desejados serão obtidos via um **Modelo Computacional**, que é a tradução de um modelo numérico para uma linguagem computacional que possa ser compilada e executada em um computador por um operador experiente. Os computadores estão para o modelo numérico como os equipamentos de medição estão para os modelos físicos. No caso dos modelos analíticos, as informações quantitativas são obtidas diretamente através de cálculo. E, por fim, no caso dos modelos analógicos podem ser obtidos por meio de cálculo e medição (ROSMAN, 2009).

A etapa do pós-processamento de modelagem também é comum a todos os modelos. O fato de o cérebro humano ser incapaz de assimilar um grande número de informações quantitativas, estas necessitam ser oraganizadas de maneira adequada. Por isso a etapa do pós-processamento é uma importante etapa de modelagem na qual se faz tradução da massa de informações quantitativas saída dos modelos, em formas que possam mais facilmente ser assimiladas (ROSMAN, 2009).

Comumente, na etapa de pós-processamento os resultados quantitativos dos modelos são transformados em mapas, gráficos e tabelas. Mais recentemente, resultados de modelos computacionais tem sido apresentados também através de

animações. Dependendo do fenômeno sendo modelado, a animação auxilia na compreensão da dinâmica do fenômeno.

Hoje em dia os modelos computacionais são prevalecentes em quase todos os campos ligados à gestão ambiental de recursos hídricos e corpos de água naturais. No entanto, os modelos computacionais são áridos, e dificilmente seus resultados são facilmente compreendidos por leigos, ainda que expressos através de mapas, gráficos e tabelas. Os modelos computacionais carecem da enorme vantagem visual intrínseca aos modelos físicos. Por isso, muitas vezes faz-se um esforço em comutação gráfica, para gerar animações com os resultados de modelos computacionais, pois deste modo, geralmente as informações são muito mais facilmente entendidas por pessoas leigas. E, a compreensão por pessoas em geral, a respeito do que está sendo feito em um determinado estudo ou projeto é fundamental na gestão ambiental de recursos hídricos (ROSMAN, 2009).

É na etapa de calibração e validação do processo de modelagem que se comprova a eficiência do modelo gerado. É nesta etapa que se pode de fato verificar e validar um dado modelo, na qual tanto resultados satisfatórios quanto insatisfatórios podem ser gerados. Para o caso de resultados insatisfatórios, o modelo não está validado e entra-se no processo de calibração efetivamente, retornando à fase de pré-processamento via ajustes de montagem e de parâmetros, acertos de dados de entrada e coeficientes; isso para qualquer tipo de modelo. No caso de resultados satisfatórios, o modelo então está validado e o processo de modelagem termina na efetiva incorporação dos resultados do modelo ao acervo de informações a serem consideradas no processo de tomada de decisões (ROSMAN, 2009).

O relatório para auxílio no processo de tomada de decisões é o objetivo final do processo de modelagem, ou seja, produzir informações organizadas para auxiliar um processo de tomada de decisões. Por fim, vale repetir que um modelo não substitui a arte do modelador.

3.5 DECAIMENTO BACTERIANO

A modelagem do decaimento de bactérias indicadoras de contaminação fecal é de extrema importância na determinação dos níveis de concentração destes microrganismos em águas costeiras. A distribuição e a quantidade de bactérias de origem entérica, indicadoras de contaminação fecal no ambiente marinho, dependem da advecção e dispersão promovidas pelas correntes oceânicas e por fatores responsáveis pelo decaimento ou crescimento das populações bacterianas (FEITOSA, 2007).

Vale ressaltar que na modelagem numérica de bactérias indicadoras, a taxa de decaimento é comumente representada pelo parâmetro T_{90} , que corresponde ao tempo necessário para que ocorra uma redução de 90% na população original de bactérias.

Os principais fatores influentes nas concentrações de bactérias podem ser convenientemente classificados em três categorias: físicos, físico-químicos, bioquímico-biológicos (FEITOSA, 2007).

Dos fatores físicos envolvidos, os que possuem maior relevância são: Foto-oxidação (induzida pela radiação solar), Adsorção, Floculação, Coagulação, Sedimentação e Temperatura (FEITOSA, 2007).

A radiação solar é um dos fatores mais importantes no decaimento de bactérias (foto-oxidação), sendo encontradas correlações significativas entre as taxas mortalidade de coliforme e a quantidade de radiação solar incidente. Estudos evidenciam que a variabilidade das taxas de decaimento de coliformes em águas marinhas pode ser atribuída majoritariamente à intensidade luminosa na superfície livre e a outros fatores que influenciam no perfil de luminosidade ao longo da coluna de água (FEITOSA, 2007).

A radiação solar afeta fortemente a sobrevivência de coliformes termotolerantes (fecais) nos primeiros 30 metros abaixo da superfície, sendo seu efeito muito pouco pronunciado abaixo deste limite. A ação bactericida da radiação solar através da coluna d'água é atenuada por reflexão e absorção e a porção de luz solar transmitida depende da profundidade em questão, turbidez e comprimento de onda da radiação solar incidente (FEITOSA, 2007).

Dos fatores físico-químicos responsáveis pelo decaimento bacteriano, efeitos osmóticos, pH e Toxidade química são os principais (FEITOSA, 2007).

Quanto aos fatores bioquímicos–biológicos, níveis de nutrientes, presença de substâncias orgânicas, predação, bacteriófagos (vírus) e algas merecem destaque (FEITOSA, 2007).

3.6 O MODELO SISBAHIA – SISTEMA BASE DE HIDRODINAMICA AMBIENTAL.

O SisBaHiA é um sistema profissional de modelos computacionais registrado pela Fundação Coppetec, órgão gestor de convênios e convênios e contratos de pesquisa do COPPE/UFRJ – Instituto Aberto Luiz Coimbra de Pós Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE) da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ).

Novas versões do SisBAHIA têm sido continuamente implementadas no COPPE/UFRJ desde 1987, com ampliações de escopo e aperfeiçoamentos feitos através de várias teses de mestrado e doutorado, além de projetos de pesquisa. O sistema tem sido adotado em dezenas de estudos e projetos contratados à Fundação Coppetec envolvendo modelagem de corpos de água naturais.

3.6.1 Modelo Hidrodinâmico

O SisBahia possui um modelo hidrodinâmico da linhagem FIST (*Filtered in Space and Time*), otimizado para corpos d'água naturais. A linhagem FIST representa um sistema de modelagem de corpos de água com superfície livre composta por uma série de modelos hidrodinâmicos, nos quais a modelagem da turbulência é baseada nas técnicas de filtragem, semelhantes àsquelas empregadas na Simulação de Grandes Vórtices (*LES – Large Eddy Simulation*). Esse sistema utiliza para o seu módulo 2DH as equações governantes do modelo 3D integradas analiticamente na dimensão vertical (ROSMAN, 2009).

- **Equações da continuidade (conservação de massa) e quantidade de movimento para o modelo 2DH.**

Rosman (2009), em Referência Técnica do SisBaHia (um sistema profissional de modelos computacionais registrado pela Fundação coppetec), discute aspectos da formulação matemática dos diferentes módulos de modelo hidrodinâmico do SisBaHia.

Discute-se que, a mecânica do movimento para o escoamento em regime turbulento é governada pelas equações de Navier-Stokes. Tais equações representam o princípio da conservação da quantidade de movimento, e, em conjunto com a equação da continuidade, uma equação de estado e uma equação de transporte para cada constituinte da equação de estado, compõem o modelo matemático fundamental para qualquer corpo de água.

Com isso, para cada intervalo de tempo, o modulo 2DH (usado neste estudo) pertencente ao modelo hidrodinamico FIST3D (inserido no modelo Sisbahia), determina as componentes das velocidades medias na vertical, na direção x e y, $U(x, y, t)$ e $V(x, y, t)$, respectivamente, e as elevações da superfície livre, $z = \zeta(x, y, t)$.

As três equações necessárias para determinar as três incógnitas de circulação hidrodinamicas em um escoamento 2DH integrado na vertical, (ζ , U , V), são resumidas abaixo:

- Equação da quantidade de movimento 2DH para um escoamento integrado na vertical, na direção x (Equação 1):

$$\frac{\partial U}{\partial t} + U \frac{\partial U}{\partial x} + V \frac{\partial U}{\partial y} = -g \frac{\partial \zeta}{\partial x} - \frac{gH}{2\rho_o} \frac{\partial \bar{p}}{\partial x} + \frac{1}{\rho_o H} \left(\frac{\partial (H \bar{\tau}_{xx})}{\partial x} + \frac{\partial (H \bar{\tau}_{xy})}{\partial y} \right) + \frac{1}{\rho_o H} (\tau_x^S - \tau_x^B) + 2\Phi \sin \theta V - \frac{U}{H} \Sigma q$$

- Equação da quantidade de movimento 2DH para um escoamento integrado na vertical, na direção y (Equação 2):

$$\frac{\partial V}{\partial t} + U \frac{\partial V}{\partial x} + V \frac{\partial V}{\partial y} = -g \frac{\partial \zeta}{\partial y} - \frac{gH}{2\rho_o} \frac{\partial \bar{\rho}}{\partial y} + \frac{1}{\rho_o H} \left(\frac{\partial (H \bar{\tau}_{xy})}{\partial x} + \frac{\partial (H \bar{\tau}_{yy})}{\partial y} \right) + \frac{1}{\rho_o H} (\tau_y^S - \tau_y^B) - 2\Phi \sin \theta U - \frac{V}{H} \Sigma q$$

- Equação da continuidade (do volume) integrado ao longo da vertical (Equação 3):

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{\partial UH}{\partial x} + \frac{\partial VH}{\partial y} = \Sigma q$$

Utilizando a equação de quantidade de movimento na direção x como exemplo, a seguinte tabela explica o significado de cada termo nas equações. Ressalta-se que o significado dos termos semelhantes na equação de quantidade de movimento na direção y é o mesmo.

Tabela 2: significados de todos os termos das equações 1, 2 e 3 acima.

$\frac{\partial U}{\partial t}$	Representa a aceleração local do escoamento 2DH, i.e., em uma dada posição, a taxa de variação temporal da quantidade movimento média na vertical por unidade de massa. Em escoamentos permanentes, esse termo é igual a zero.
$U \frac{\partial U}{\partial x} + V \frac{\partial U}{\partial y}$	Representa a aceleração advectiva do escoamento 2DH, i.e., em um determinado instante, representam o balanço dos fluxos advectivos médios na vertical, por unidade de área, de quantidade de movimento na direção x,

	por unidade de massa. Em escoamentos uniformes, esses termos são iguais a zero.
$-g \frac{\partial \zeta}{\partial x}$	Representa a variação da pressão hidrostática na direção x (gradiente de pressão), devido à declividade da superfície livre na direção x. Conforme indicado pelo sinal negativo, este termo força escoamentos de lugares onde o nível de água é mais alto para onde o nível de água é mais baixo.
$-\frac{gH}{2\rho_o} \frac{\partial \bar{\rho}}{\partial x}$	Representa a variação da pressão hidrostática na direção x (gradiente de pressão), devido as diferenças de densidade da água na direção x. Conforme indicado pelo sinal negativo, este termo força escoamentos de lugares de maior densidade para onde a densidade é menor.
$\frac{1}{\rho_o H} \left(\frac{\partial (H \bar{\tau}_{xx})}{\partial x} + \frac{\partial (H \bar{\tau}_{xy})}{\partial y} \right)$	Representa a resultante das tensões dinâmicas turbulentas 2DH no escoamento i.e., em um determinado instante, representa o balanço dos fluxos difusivos médios na vertical, por unidade de área, de quantidade de movimento na direção x, por unidade de massa. Por exemplo, esses termos são responsáveis pela geração de vórtices horizontais em zonas de recirculação.
$2\Phi \sin \theta V$	Representa a aceleração de Coriolis decorrente do referencial estar se movendo com a rotação da Terra. Esse termo é irrelevante próximo ao equador, i.e., em baixas latitudes, é pouco relevante em corpos de água relativamente pequenos, como a Baía de Vitória, por exemplo.
$\frac{1}{\rho_o H} \tau_x^s$	Representa a tensão do vento em superfície livre por unidade de massa. Se o vento estiver na mesma direção do escoamento, esse termo irá acelerar o escoamento; se estiver oposto, irá retardar o escoamento.
$\frac{1}{\rho_o H} (-\tau_x^B)$	Representa a tensão de atrito no fundo durante o escoamento 2DH por unidade de massa. Conforme indicado pelo sinal negativo, esse termo sempre tende a desacelerar o escoamento. É sempre oposto ao escoamento.

$\frac{U}{H} \Sigma q$	Representa os efeitos na quantidade de movimento devido as variações de massa em função dos fluxos, por unidade de área, de precipitação q_p , evaporação q_E e infiltração q_I .
------------------------	---

Fonte: ROSMAN (2009)

Para a equação da continuidade 2DH, tem-se que:

$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{\partial UH}{\partial x} + \frac{\partial VH}{\partial y} = \Sigma q$	Observando a equação ao lado, pode-se observar que a altura da coluna da água ($\zeta + h$) varia no tempo como resultado dos fluxos efetivos através da coluna de água nas direções x e y respectivamente, $\frac{\partial UH}{\partial x}$ e $\frac{\partial VH}{\partial y}$, e do balanço dos fluxos de precipitação, evaporação e infiltração (Σq), por unidade de área.
--	--

3.6.2 Modelo Lagrangeano de transporte advectivo difusivo

O modelo de transporte de partículas adotado nesse estudo refere-se ao modelo de transporte lagrangeano, é um modelo de uso geral para simulação de transporte advectivo-difusivo com reações cinéticas (MTLADR), para camadas selecionadas de escoamentos 3D ou 2DH (ROSMAN, 2009).

O modelo de transporte Lagrangeano é ideal para simular o transporte de escalares que possam estar flutuando, misturados ou ocupando apenas uma camada na coluna de água. Esse tipo de modelo é o mais adequado para simular o transporte de manchas ou plumas contaminantes que sejam pequenas em relação ao domínio do modelo hidrodinâmico ou que apresentem fortes gradientes. O modelo Lagrangeano pode incluir qualquer processo cinético de ganho ou perda de quantidade do escalar sendo transportado, que seja função do tempo transcorrido após o lançamento da parcela de contaminante em questão (ROSMAN, 2009).

Esse tipo de modelo utiliza o campo de velocidades gerado pelo modelo hidrodinâmico sem estar restrito às limitações de escalas impostas pela grade de discretização. Portanto, pode ser eficientemente aplicado a problemas com fontes de

pequena escala em relação ao domínio do modelo hidrodinâmico, ou com fortes gradientes, comum em muitos casos práticos (ROSMAN, 2009).

Com o modelo Lagrangeano, as fontes contaminantes são representadas por um dado número de partículas lançadas na região fonte, em intervalos de tempo regulares. Após lançadas as partículas são dispostas na região fonte aleatoriamente e são advectadas pelas correntes computadas através do modelo hidrodinâmico. A cada nova posição das partículas pode ser incluído um desvio aleatório causado pelos movimentos em escalas não resolvíveis que geram velocidades difusivas, a magnitude desse desvio é função da variação temporal da difusividade turbulenta (ROSMAN, 2009).

Cada partícula representa o centróide de uma mancha individual de tal forma que, ao se adicionar todas as nuvens individuais de partículas, obtém-se como resultado a nuvem de contaminante global. Cada partícula é transportada por advecção, com uma velocidade na escala resolvível u_i , e sofre um desvio aleatório da sua advecção resolvível devido a velocidades difusivas u_i' , sendo ainda sujeita à difusão (ROSMAN, 2009).

As fontes contaminantes são pontos de lançamento com uma dada carga. Regiões fonte são sempre volumes prismáticos, com seção horizontal elíptica ou retangular. Para efluentes saindo de uma fonte, a quantidade de massa, M_a , de uma dada espécie, a , presente em cada partícula quando essa entra no domínio modelado é dada por (ROSMAN, 2009):

$$M_a = \frac{QC_a \times \Delta\tau}{N_p}$$

(Equação 4)

Onde:

Q é a descarga oriunda da fonte;

C_a é a concentração da substância a presente na descarga da fonte,

N_p é o número de partículas que entra no domínio pela fonte por passo de tempo $\Delta\tau$.

A posição inicial de cada partícula é atribuída aleatoriamente dentro da região fonte. As dimensões da região fonte são de tal forma que a concentração na região da fonte é igual àquela que se observa ao final do processo inicial de diluição, dentro do campo próximo de mistura da pluma de contaminante. Outras formas de determinação de massa inicial de uma dada espécie em cada partícula depende extremamente do tipo de fonte. Descrição mais detalhada é encontrada no Manual de Referencia Técnica do SisBaHia.

3.6.3 Reações cinéticas no modelo Lagrangeano

A quantidade total de constituinte, QT , que é liberada por uma dada região fonte em cada intervalo de tempo $\Delta\tau$ pode ser escrita como:

$$QT = QQ/s \times \Delta\tau \quad (\text{Equação 5})$$

Onde QQ/s é a concentração efluente.

Se em cada $\Delta\tau$ são lançadas NP partículas, a quantidade inicial de cada partícula, m_o , será:

$$m_o = \frac{QT}{N_p} = \frac{QQ/s \times \Delta\tau}{N_p} \quad (\text{Equação 6})$$

O SisBaHia aceita que ao longo do tempo, a quantidade remanescente em cada partícula, $m(tv)$, seja função de seu tempo de vida, tv . Isto é, pode-se especificar

reações cinéticas, $R(t_v)$, que alterem a quantidade inicial de cada partícula da seguinte forma:

$$m(t_v) = m_o R(t_v) \quad (\text{Equação 7})$$

As reações cinéticas de primeira ordem, tipo exponencial, por serem um tipo de reação cinética bastante comum, podem se especificadas através da prescrição do parâmetro T90, o tempo de vida necessário para decaimento de 90% do valor inicial. Desta forma a reação cinética é escrita como:

$$R(t_v) = \exp(-K_d t_v) \quad (\text{equação 8})$$

Sendo a constante da reação, K_d , condicionada pelo T90.

3.7 TRABALHOS RELACIONADOS

Visando retratar as mudanças causadas no campo de velocidades do Canal da Passagem devido ao estreitamento provocado pela Ponte da Passagem, localizada no município de Vitória-ES, Leone (2007) utilizou o programa SisBaHiA (Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental). Os resultados obtidos mostraram que houve mudanças na velocidade do escoamento do Canal da Passagem principalmente no entorno do estreitamento, chegando a diferenças de velocidades superiores a 40%. Côco (2008) avaliou a zona de não conformidade e os principais fatores que devem ser considerados no processo de modelagem para estabelecimento da zona de mistura para o efluente de uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) no Canal de Guarapari, ES, através de um modelo de transporte lagrangeano. Para isto, fez-se necessário o estudo dos padrões de escoamento na região, realizado com a utilização do modelo hidrodinâmico SisBaHiA.

Saldanha (2007) utilizou o programa SisBaHiA para avaliar a influência do rio Santa Maria da Vitória no padrão de escoamento e na qualidade da água na região estuarina de Vitória. Para isso, utilizou o modelo hidrodinâmico de circulação e o modelo euleriano para avaliar o transporte de constituintes. Com estas simulações foi possível analisar a influência da vazão do rio no comportamento da intrusão salina, correlacionar as condições de vazão fluvial e maré com as concentrações geradas na região do estuário da Baía de Vitória, depois de realizado o lançamento de um constituinte conservativo e avaliar a qualidade das águas na região, fazendo uso de diversos cenários de vazão do rio e marés.

Vieira (2007) utilizou o modelo lagrangeano de partículas do SisBaHiA para avaliar a abrangência da pluma de poluentes lançada por uma galeria de esgotos e por uma ETE no Canal da Passagem na Baía do Espírito Santo. A modelagem mostrou que a implantação da estação de tratamento de esgoto desenvolve um papel fundamental para a despoluição de águas costeiras levando concentrações quase nulas ao corpo d'água receptor.

Santiago (2004) propôs o estudo da circulação das águas do canal de acesso ao Porto de Vitória, utilizando o modelo computacional DIVAST, visando contribuir para o entendimento de sua hidrodinâmica e de processos advectivos e dispersivos em suas águas. A avaliação dos resultados dos campos de velocidade gerados pelas simulações numéricas puderam auxiliar na compreensão do padrão geral de escoamento no canal de acesso ao Porto de Vitória e de regimes de circulação local, indicando a ocorrência de vórtices ou recirculações em algumas regiões ao longo do canal.

Rigo (2004) estudou o escoamento provocado por marés em estuários com manguezais, onde a área estudada foi a Baía de Vitória, utilizando-se do modelo DIVAST, em uma modelagem 2DH com intuito de estudar a influência do manguezal na hidrodinâmica da região. Os resultados indicaram que o manguezal tem um papel importante na deformação da onda de maré, propiciando a dominância das correntes de vazante, e que o volume armazenado no manguezal é determinante nesta dominância.

GOMEZ-GESTEIRA (1998) utilizaram um modelo 2D de transporte de partículas para descrever como a hidrodinâmica pode controlar a qualidade da água em

estuários espanhóis. A análise foi feita baseada na dispersão de traçadores passivos. Com este trabalho pôde ser observado que a modelagem de um traçador passivo pode ser utilizada para estudar o transporte de qualquer contaminante lançado na coluna d'água.

Menezes (2005) estudou as correntes residuais eulerianas na Baía do Espírito Santo, correntes essas que segundo o autor possibilitam a utilização direta ou indireta na identificação, análise, e gestão de inúmeros processos, seja de ordem econômica, biológica, física ou química.

Feitosa (2007) apresentou em seu estudo uma metodologia de acoplamento entre modelos de campo próximo e campo afastado, integrados a um modelo de decaimento bacteriano e radiação solar. O procedimento adotado incluiu a combinação dos modelos de campo próximo NRFIELD com os modelos de circulação hidrodinâmica e de transporte Lagrangeano para avaliação de qualidade de água no campo afastado, contidos no SisBaHiA. Foi admitido como a radiação solar sendo o fator mais importante no decaimento de bactérias no ambiente marinho. A modelagem do campo próximo determinou as principais características da pluma tais como espessura e profundidade de confinamento, além da diluição inicial, permitindo mensurar a intensidade de radiação solar incidente sobre a pluma, e conseqüentemente quantificar a variação horária das taxas de decaimento bacteriano. O acoplamento dos modelos foi aplicado na avaliação do impacto provocado pelo lançamento conjunto de efluentes dos emissários submarinos de esgotos do Rio Vermelho e Jaguaribe, localizados na cidade de Salvador. Os índices de concentração de *E.coli* no meio apresentaram uma elevada correlação com os níveis de radiação solar incidente. Todos os parâmetros meteorológicos e oceanográficos que interferem direta e indiretamente na intensidade de radiação solar mostraram grande influência na modelagem da pluma de *E.coli* no campo afastado. Assim como Feitosa (2007), o presente estudo sobre a dispersão de esgoto sanitário na Baía de Vitória também se baseou em taxas decaimento bacteriano a partir do parâmetro T_{90} .

3.7.1 Fontes emissoras de esgoto sanitário na Baía de Vitória – ES.

A dissertação de Andréa Castro de Moraes, apresentada ao programa de pós-graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da UFES, como requisito parcial para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental, intitulada como **Estimativa das cargas poluidoras na Baía de Vitória com uso de sistemas de informações geográficas e sensoriamento remoto**, em 2008, foi utilizada pelo presente estudo como fonte de dados essenciais à modelagem da dispersão de esgotos sanitários lançados na Baía de Vitória. Dentre os dados extraídos da referente dissertação, citam-se: o número de emissários de lançamento de esgoto na Baía, a coordenada geográfica destes, estimativa de vazão de esgoto, estimativa da concentração de contaminantes no esgoto, entre outros.

O resumo sobre a dissertação e os principais dados extraídos da mesma encontram-se descritos a seguir:

O principal objetivo do trabalho realizado por Andrea Moraes foi utilizar técnicas de sistemas de informações geográficas e sensoriamento remoto para avaliar a carga de esgotos sanitários gerada pelo município de Vitória, que pode chegar à baía de Vitória e canal da Passagem, visando auxiliar o gerenciamento da qualidade de suas águas. Também foi determinada a distribuição temporal desses lançamentos, uma vez que os mesmos sofrem influência da maré. A quantificação da carga de esgotos sanitários foi baseada em dados populacionais do Censo 2000 do IBGE, em dados de domicílios atendidos por redes de abastecimento de água da CESAN e em dados de renda média familiar. Dentre os métodos de cálculo de carga de DBO5 avaliados, os mais satisfatórios foram os fundamentados em dados da literatura e de renda média familiar. As análises laboratoriais das amostras de água coletadas, em dias sem incidência de pluviosidade, em alguns dos principais pontos de lançamento de esgotos sanitários na baía de Vitória e canal da Passagem, mostraram uma variação periódica, com ciclo semi-diurno controlado pela maré, no aporte de esgotos sanitários nesses locais. Os seguintes parâmetros foram analisados: salinidade, nitrogênio amoniacal, fósforo total, coliformes termotolerantes e *Escherichia coli*.

Os resultados obtidos intencionam auxiliar o gerenciamento costeiro da baía de Vitória e canal da Passagem, por meio do controle da poluição hídrica, favorecendo usuários diretos e indiretos dessa região, bem como, contribuir com a produção de conhecimento científico que poderá orientar a formulação de ações de intervenção, as tomadas de decisões e o planejamento urbano no município de Vitória.

- **Delimitação de algumas das principais bacias de drenagem**

Os dados cartográficos foram obtidos junto ao Instituto Estadual de Meio Ambiente – IEMA, a Companhia Espírito Santense de Saneamento – CESAN, a qual também forneceu dados de consumo de água faturado das áreas de estudo e prefeitura dos municípios de Vitória, Vila Velha, Serra e Cariacica, exceto Viana, pois este município não possui tais dados. Também foram obtidos dados populacionais do Censo 2000 do IBGE junto a essas prefeituras.

Foram delimitadas algumas das principais bacias de drenagem dos municípios de Vitória, Serra, Cariacica, Viana e Vila Velha, e mapeados os principais pontos de lançamento de efluentes domésticos na baía de Vitória. Isso foi feito com o auxílio de uma imagem do satélite Spot do ano de 2005 (20,0 m de resolução), da ferramenta *Hydrology* do aplicativo ArcGis 9.2 e do *shape* de curvas de nível. As bacias geradas foram submetidas a correções de algumas delimitações, pois se trata de uma região que apresenta muitas áreas planas, o que pode causar algumas distorções nas bacias geradas pelo programa. Os pontos de lançamento de efluentes domésticos foram aferidos em campo com o auxílio de GPS.

Os principais pontos de lançamento de drenagem na baía de Vitória que permitiram a amostragem foram 13, sendo seis no município de Vitória (BDP1 a 6), dois no município de Serra, três no município de Cariacica e dois no município de Vila Velha. Foram traçadas as bacias de drenagem de cada ponto, as quais se encontram identificadas na Figura 02. As coordenadas dos principais pontos de lançamento de drenagem na baía estão descritas na figura 01 e suas respectivas localizações podem ser observadas na Figura.

A partir do exposto acima, as principais bacias de drenagem pluvial do município de Vitória e que possuem um único ponto de lançamento de seus esgotos sanitários na Baía de Vitória, utilizados neste estudo são: galeria da Estação de Bombeamento de Água Pluvial da CESAN (EBAP) (BDP4), galeria da Av. Paulino Muller (BDP5) e galeria da Rua Duarte Ferreira (BDP6), representas pelos pontos 4, 5 e 6. Para Vila Velha, os pontos 10, 11, 12 e 13 foram utilizados como fontes poluentes.

Tabela 3: Localização dos principais pontos de lançamento de drenagem na baía de Vitória, originados dos municípios, Cariacica, Vila Velha e Vitória.

Pontos	Localização	Coordenadas UTM
--------	-------------	-----------------

Ponto 4	Galeria da EBAP da CESAN	364111/7759744
Ponto 5	Galeria a Av. Paulino Muller	362297/7752411
Ponto 6	Galeria da rua Duarte Ferreira	360706/7752814
Ponto 10	Rio Itanguá	357301/7752990
Ponto 11	Rio Marinho	358645/4451176
Ponto 12	Rio Aribiri	361466/7750525
Ponto 13	Canal da Costa	366068/7751704

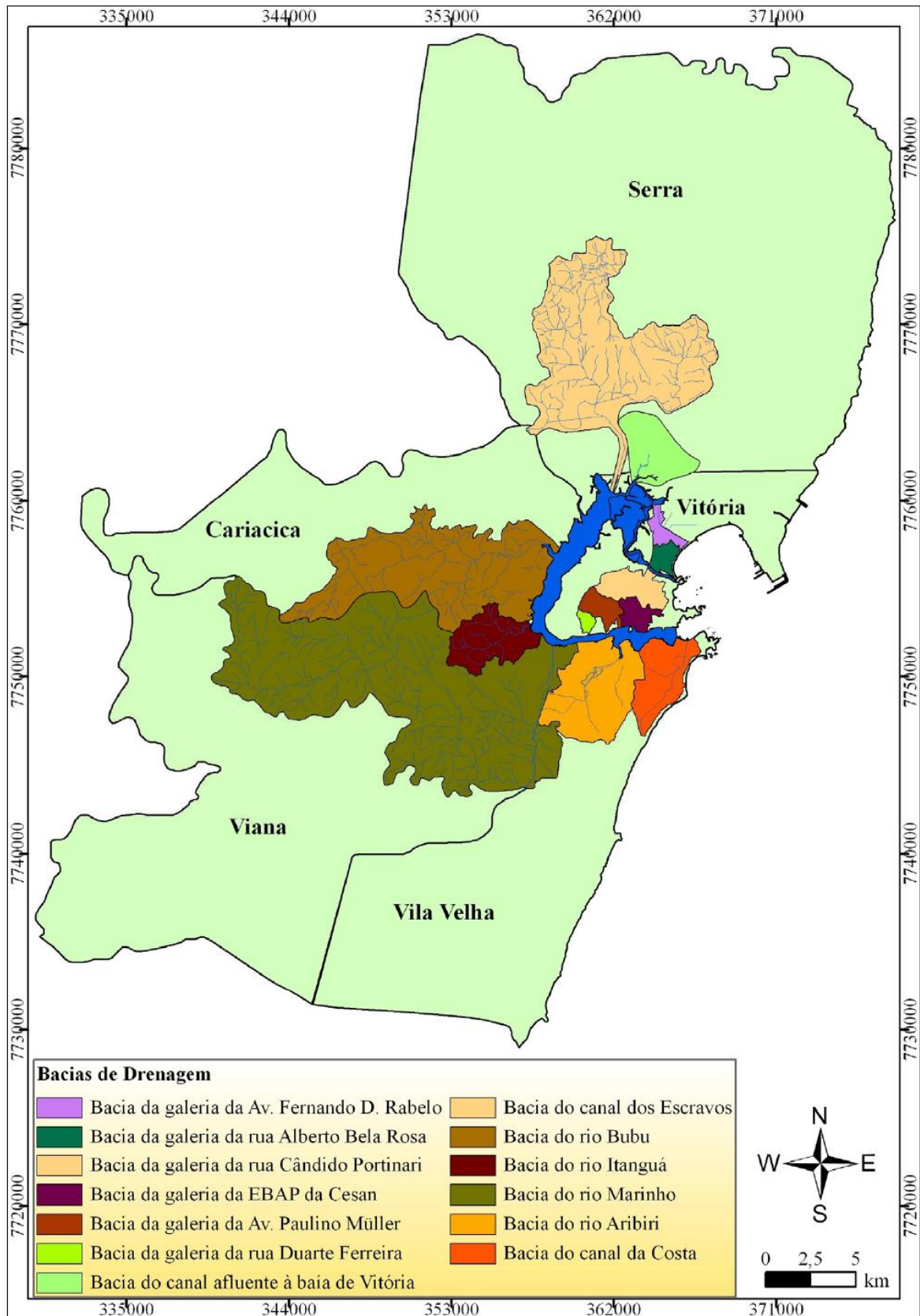


Figura 2: Localização de algumas das principais bacias de drenagem dos municípios de Serra, Cariacica, Viana, Vila Velha e Vitória, que drenam para a baía de Vitória.
Fonte: Moraes (2008).

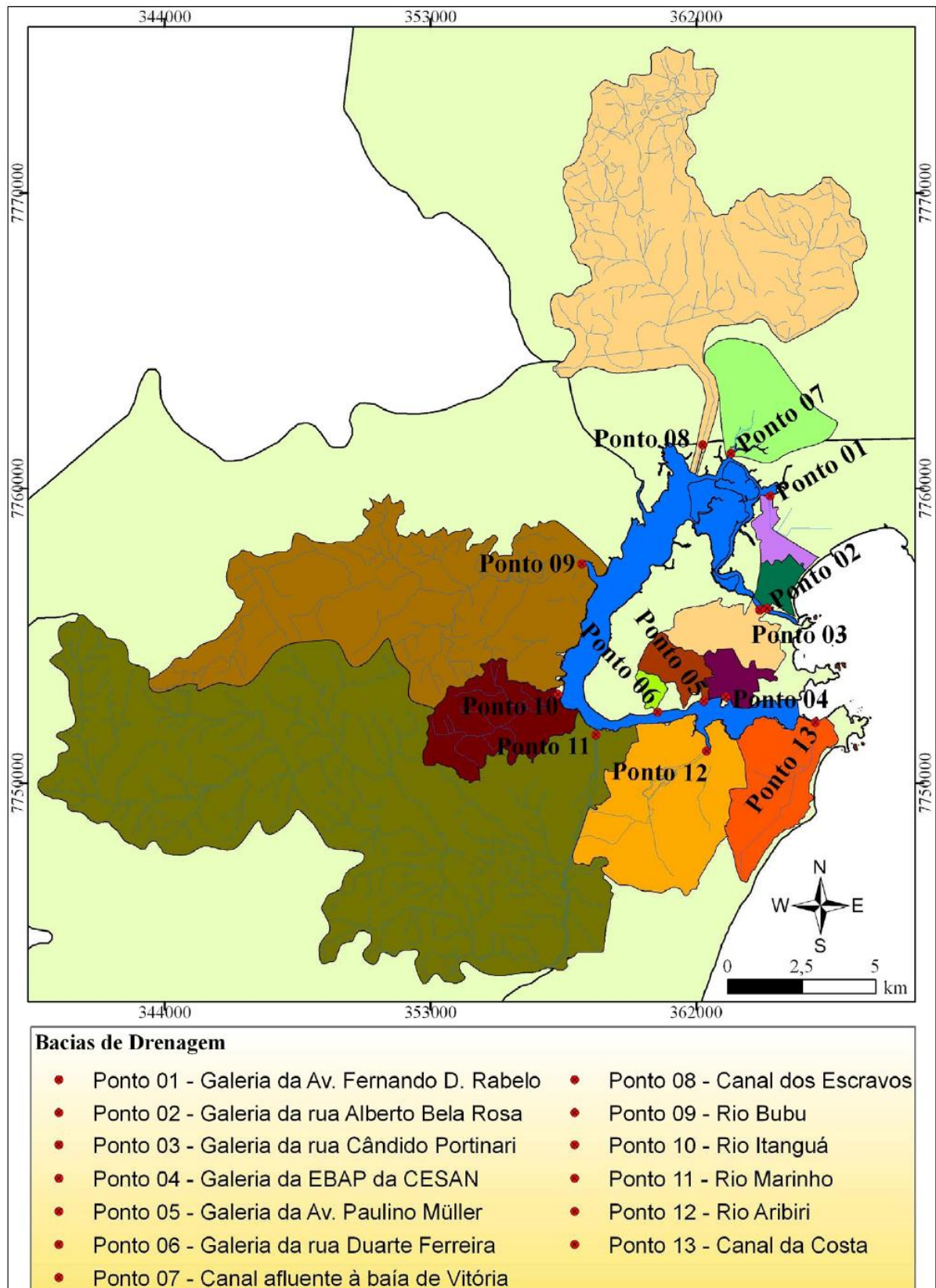


Figura 3: Localização dos principais pontos de lançamento de drenagem na baía de Vitória pelos municípios de Serra, Cariacica, Viana, Vila Velha e Vitória.
Fonte: Morais (2008).

- **Estimativa de vazões de esgoto**

Segundo VON SPERLING (1995), uma cidade pode ter esgotos originados de três fontes diferentes: esgotos domésticos, provenientes de residências, instituições e comércio; águas de infiltração, e despejos industriais, de diversas origens e tipos de indústrias. Número de contribuintes, valor da contribuição “per capita”, número, porte e tipo de indústrias contribuintes, e infiltrações de água de chuva e do lençol freático são fatores diretamente ligados à quantidade total de esgoto gerado. As condições de construção e manutenção das redes coletoras de esgotos possibilitam infiltrações de água na rede, o que também contribui para o aumento da vazão dos efluentes. Outros fatores que também podem aumentar o volume dos esgotos são: indústrias com abastecimento próprio, instalações particulares com abastecimento próprio e inadequada ligação de ralos de águas pluviais à rede de esgotos predial.

Segundo Martins (1977) o consumo de água varia conforme a região, a cidade e conforme o distrito de uma mesma cidade. Os principais fatores são: clima, padrão de vida, hábitos da população, uso comercial, uso industrial, uso público, custo da água, mediação do serviço, qualidade da água, pressão na rede de distribuição, tipo e qualidade dos aparelhos sanitários, extensão da rede de esgotos, frequência de incêndios, continuidade dos abastecimentos de água.

Os dados de vazão foram divididos em três classes de consumo: residencial, comercial e pública, como pode ser observado na tabela abaixo, estimada para algumas das principais bacias de drenagem utilizadas nesse estudo:

Tabela 4: Dados de vazão total dos pontos de drenagem que atingem a Baía de Vitória.

VAZÃO MÉDIA DIÁRIA DE ESGOTO (m ³ /s)	
Pontos de drenagem	Vazão média total
Ponto 4	0,050
Ponto 5	0,024
Ponto 6	0,029
Ponto 10	0,067
Ponto 11	0,246
Ponto 12	0,221
Ponto 13	0,297

4. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo refere-se à Baía de Vitória, localizada no Município de Vitória, capital do Estado do Espírito Santo. Situada entre as coordenadas geográficas 20°18'S e 20°15'S e 40°09'W e 40°17'W (Figura 4), esta região destaca-se pela presença, em suas imediações, de um grande complexo portuário e industrial - Complexo de Tubarão e Porto de Vitória - além da área urbana de Vitória. (OLIVEIRA, 2006).

É uma região caracterizada por intenso movimento de navios, pela poluição por esgoto in natura nela lançados e por aterros para construção civil. Possui ainda no entrono da ilha uma vasta área de floresta de manguezais que totaliza quase 2 mil hectares.



Figura 4: Baía de Vitória. Parte em marrom representando a cobertura por manguezal.

Na porção oeste do município de Vitória deságua o rio Santa Maria da Vitória, formando uma região estuarina – a baía de Vitória (Figura 4). Essa região também recebe a contribuição de rios de pequeno porte, como: Bubu, Itanguá, Marinho e Aribiri, que por sua vez, recebem intensa descarga de esgotos sem tratamento das regiões/municípios vizinhos.

O estuário da Baía de Vitória é orientado no sentido leste-oeste (Figura 4) e encontra-se entre as coordenadas 40°16' e 40°22' W e 20°19' e 20°20' S. Segundo Rigo (2004), dos tipos geomorfológicos de estuários mais comuns, o estuário da Baía de Vitória pode ser classificado como um estuário de planície costeira, possuindo a maior parte das características descritas no item 3.2. As marés encontradas nesta região são classificadas como micromarés (possuem altura máxima menor que 2 metros), sendo semidiurnas com desigualdades diurnas. O estuário possui ainda cerca de 8,5 km de extensão, largura variando de 180m no estreitamento junto ao Morro do Penedo a 1400m próximo a terceira ponte e sua profundidade média é de cerca de 7 m, havendo em seu eixo longitudinal um canal dragado continuamente que pode chegar a 24 m de profundidade para o acesso de navios ao Porto de Vitória.

O município de Vitória está inserido em uma área de 93 km² e de acordo com a última contagem populacional realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, no ano de 2009, sua população residente era de 320.156 habitantes. A temperatura, segundo informações da Prefeitura Municipal de Vitória, varia de 24° a 30,4°C (SEBASTIÃO, 2007).

5. METODOLOGIA

Neste estudo é analisado o padrão da dispersão de esgotos sanitários lançados no Canal do Porto na Baía de Vitória, para tal fenômeno foi elaborado seis cenários distintos sob duas condições de lançamento diferentes. A primeira condição diz respeito à estimativa total feita por Moraes (2008), em que ela estima o despejo de esgoto na Baía de Vitória baseado na quantidade de água total que chega aos domicílios da Grande Vitória, ou seja, admite-se que toda a quantidade de água que chega às residências da Grande Vitória retorna à Baía de Vitória sob a forma de esgoto. A partir dessa condição, são gerados três cenários distintos, a saber:

- Cenário 1: análise da dispersão de esgotos sanitários lançados na Baía de Vitória a partir de fontes pontuais oriundas de bacias de drenagem pluvial que abrangem apenas o município de Vitória – pontos 4, 5 e 6.
- Cenário 2: análise da dispersão de esgotos sanitários lançados na Baía de Vitória a partir de fontes pontuais oriundas de bacias de drenagem pluvial que abrangem o Município de Vitória e Vila Velha – pontos 4, 5, 6, 10 (parte de Cariacica), 11, 12 e 13.
- Cenário 3: análise da dispersão de esgotos sanitários lançados na Baía de Vitória a partir de fontes pontuais oriundas de bacias de drenagem pluvial que abrangem o Município de Vila Velha.

A segunda condição diz respeito ao trabalho realizado por Cassini (2010) (em fase de elaboração) no qual elabora uma estimativa mais realista sobre a quantidade de esgoto sanitário que chega à Baía de Vitória a partir dos dados produzidos por Moraes (2008). Cassini (2010) estima que cerca de 50% do total estimado por Moraes (2008) chega a Baía de Vitória. Segundo essa condição, são gerados três cenários distintos, a saber:

- Cenário 4: análise da dispersão de esgotos sanitários lançados na Baía de Vitória a partir de fontes pontuais oriundas de bacias de drenagem pluvial que abrangem apenas o município de Vitória – pontos 4, 5 e 6 – com a emissão reduzida em 50%.

- Cenário 5: análise da dispersão de esgotos sanitários lançados na Baía de Vitória a partir de fontes pontuais oriundas de bacias de drenagem pluvial que abrangem o Município de Vitória e Vila Velha – pontos 4, 5, 6, 10 (parte de Cariacica), 11, 12 e 13 - com a emissão reduzida em 50%.
- Cenário 6: análise da dispersão de esgotos sanitários lançados na Baía de Vitória a partir de fontes pontuais oriundas de bacias de drenagem pluvial que abrangem o Município de Vila Velha – pontos 10, 11, 12 e 13 - com a emissão reduzida em 50%.

5.1 O MODELO NUMÉRICO SISBAHIA

O modelo numérico aplicado neste trabalho é o SisBaHiA (Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental) na sua versão 7.0. O SisBaHiA é capaz de realizar modelagem ambiental de corpos d'água costeiros e é composto por um modelo de circulação hidrodinâmica para corpos d'água rasos e com densidade constante, por modelos de transporte de contaminantes euleriano e lagrangeano e o modelo de qualidade de água, que inclui ainda reações de transformação. Sua permissão para utilização pode ser obtida a partir de um acordo de cooperação técnica (ROSMAN, 2009).

O modelo SisBaHiA foi desenvolvido de forma amigável, para fácil manuseio pelo usuário. Apresenta interfaces com diversos programas de uso corrente no mercado, como: um gerador de malhas denominado Arguns One; Surfer, para geração de mapas dos campos de velocidade e a trajetória de partículas; Grafher, para gráficos de elevação, componentes das velocidades e perfis verticais das componentes das velocidades em pontos determinados no escoamento. Assim, para a implementação do modelo é necessário o cumprimento de algumas etapas –domínio da modelagem - descritas a seguir.

5.2 DADOS DE ENTRADA DO MODELO SISBAHIA

5.2.1 Modelagem digital de terreno

Para representação da área a ser modelada foi realizada a digitalização da imagem referente à região de interesse, obtida por imagem de satélite, além de dados fornecidos pelo Gearh. A digitalização foi produzida no programa Surfer e depois importada pelo SisBaHiA. (Figura 5).

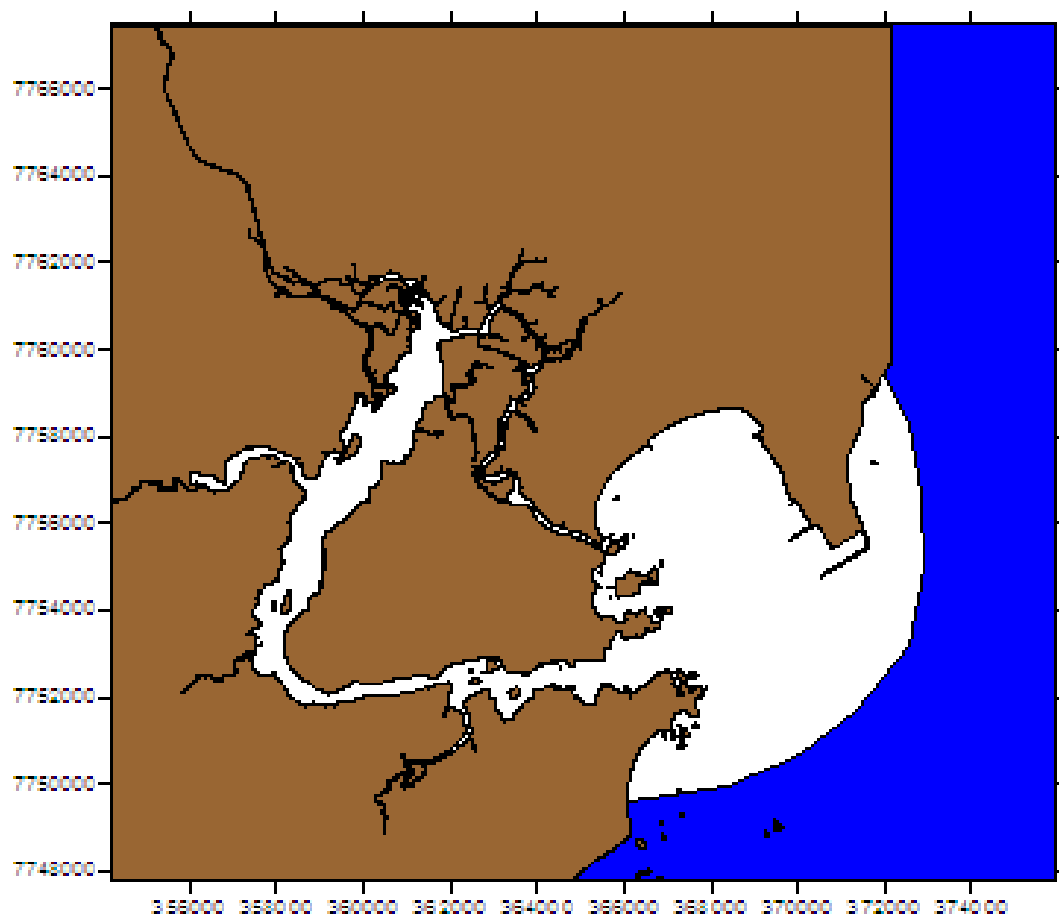


Figura 5: modelagem digital de terreno.

5.2.2 Condições iniciais e de contorno

Com relação às condições de contorno existem dois tipos: contornos de terras e contornos abertos. Contornos de terra em geral representam as margens do corpo de água e possíveis pontos com afluxo ou efluxo, como por exemplo, rios e estuários – são delimitados pelos pontos em marrom. Contornos abertos geralmente representam os limites do domínio de água modelado, e não uma fronteira física – são delimitados pelos pontos verdes. (figura:).

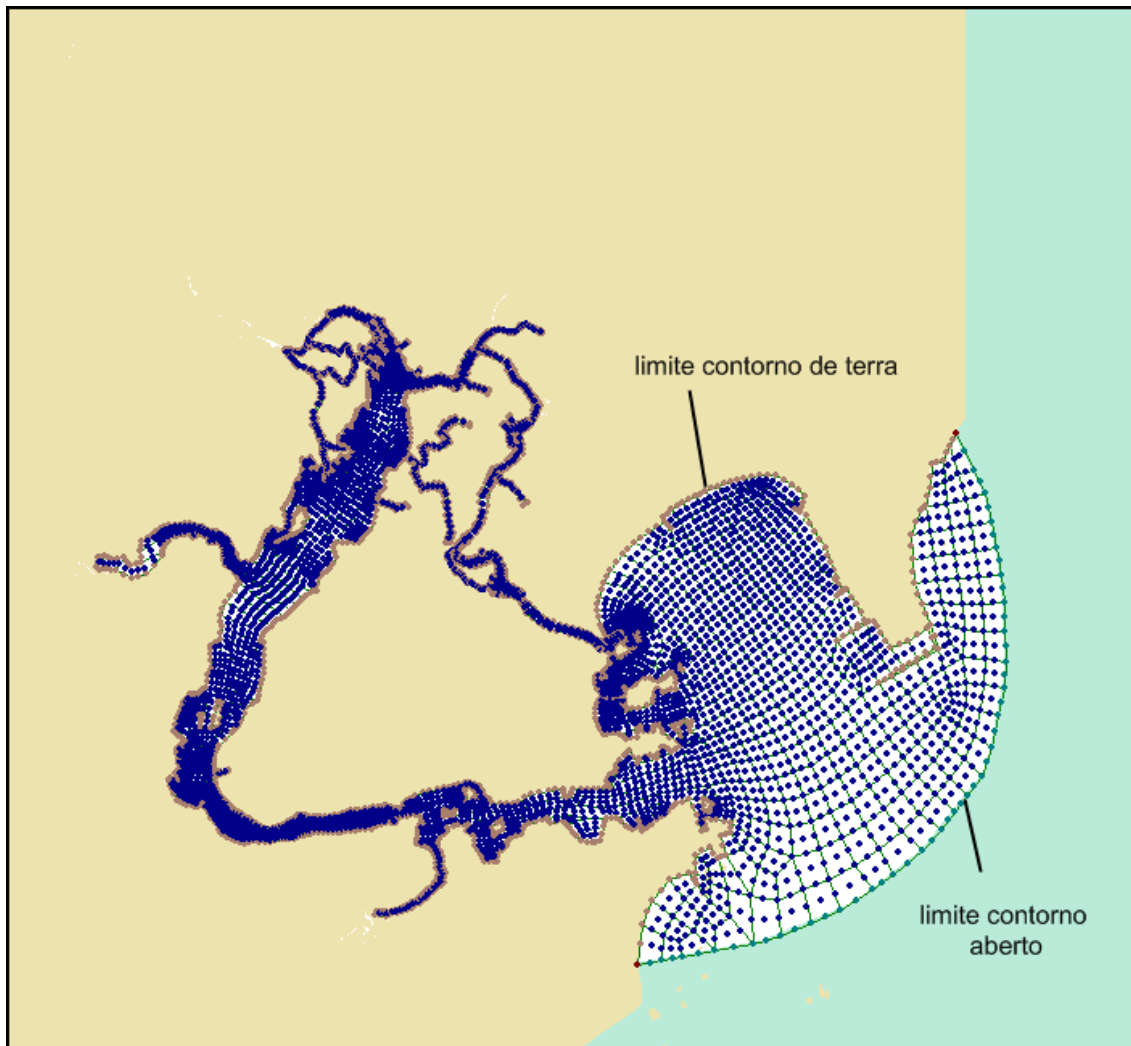


Figura 6: condições de contorno.

No contorno aberto foi introduzida a elevação de maré, fornecida pelo GEARH, correspondente às medições feitas por um marégrafo localizado na região do Porto Tubarão. Nos contornos fechados admitiu-se que não existe fluxo através da fronteira.

De forma a fornecer um parâmetro inicial ao modelo (diferente de zero), as simulações realizadas neste estudo foram iniciadas a partir de momentos de preamar, ou seja, realizando-se um prévio “enchimento” do modelo com elevação de 0,680 metros.

Admitiu-se uma rugosidade de fundo de 0,030 m considerando que no leito do canal ocorre transporte de sedimento.

Na implementação do modelo lagrangeano de partículas admitiu-se que ao atingir a fronteira de terra as partículas retornariam para o domínio modelado sem sofrer qualquer tipo de perda de massa. Já na nos contornos abertos, quando uma partícula atravessa um segmento de contorno, ela sai do domínio modelado, sem retornar.

5.2.3 Malha

A discretização espacial foi feita via elementos finitos quadrangulares biquadráticos. A malha foi gerada no *software* ArgosONE e apresenta elementos sem padrão de dimensão se adequando ao contorno (Figura), com maior refinamento na região que compreende o Canal do Porto na Baía de Vitória.

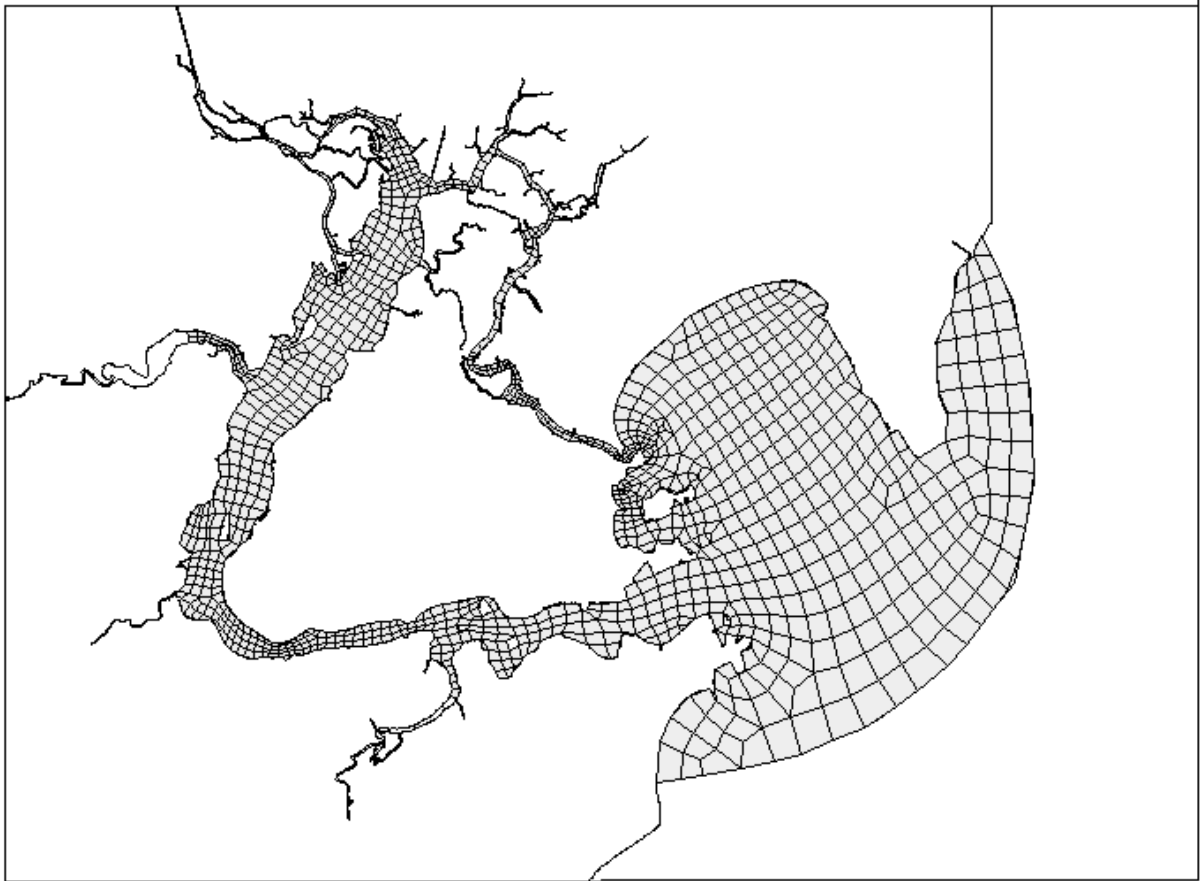


Figura 7: malha utilizada.

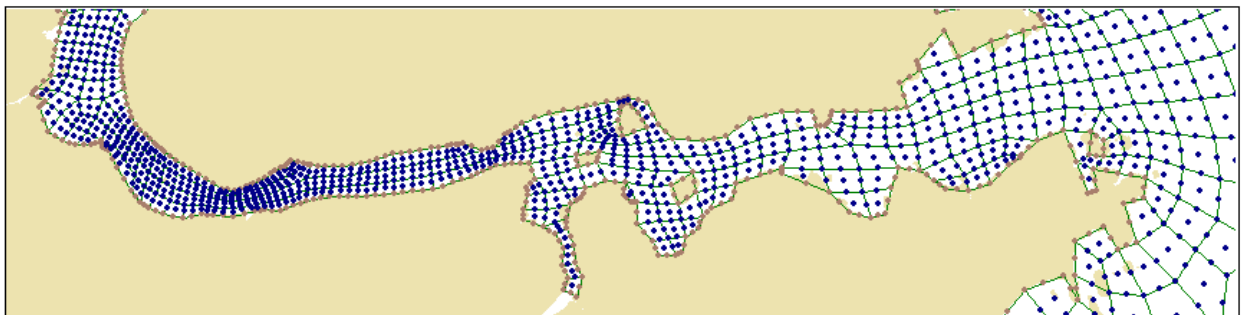


Figura 8: Detalhe da malha de discretização da área de estudo.

5.2.4 Batimetria

Os dados batimétricos utilizados neste estudo foram fornecidos pelo GEARH, e referem-se aos dados de batimetria obtidos pelo professor Dr. Daniel Rido em sua tese de doutorado realizada na região em questão. O conjunto de dados estava

organizado em x, y, z, sendo x, y as coordenadas, com o z representando a cota de fundo.

A fim de evitar que o nível de água durante o processamento do modelo alcance valores negativo (“secagem”), foi necessário impor valores mínimos de profundidade aos registros batimétricos. O valor adotado corresponde 2,0 metros. Isso equivale a modelar apenas as regiões de domínio que se encontram permanentemente submersas (não “secam”).

Depois de interpolados a batimetria pode ser vista em formato de mapa batimétrico (figura 9):

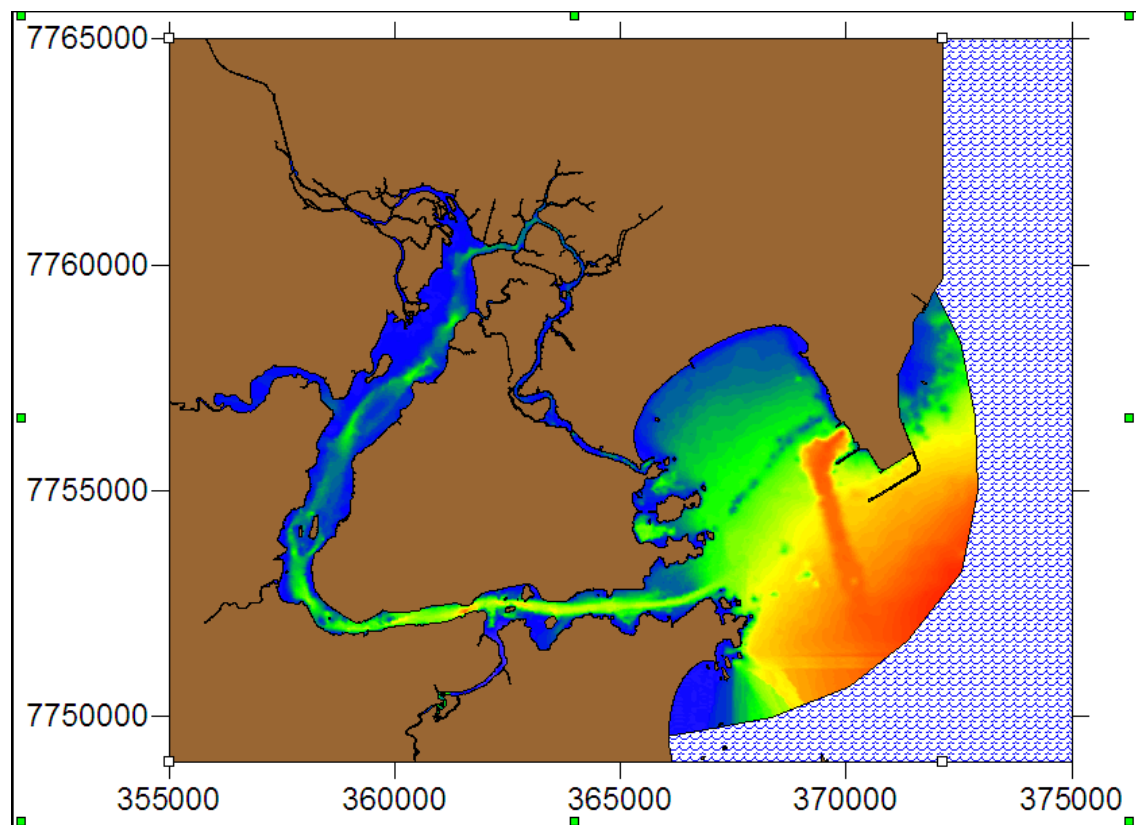


Figura 9: mapa batimétrico processado.

5.2.5 Modelo de Transporte

- **Construção dos cenários**

Para elaboração dos cenários foi necessário extrair dados referentes à dissertação de Moraes (2008) e ainda recalculá-los de acordo com estimativas feitas por Cassini (2010). Dentre os dados extraídos, citam-se: vazão efluente das BDP, concentração de coliformes termotolerantes, coordenadas geográficas dos pontos de lançamento, entre outros.

Para todos os cenários elaborados, foi utilizado uma concentração padrão de coliformes termotolerantes para esgoto bruto de 1.10^{11} org/m³ (VON SPERLING, 1995). Todas as simulações de transporte de partículas tiveram início num ciclo de maré de quadratura, em um instante de preamar com altura de 0,68 m. O período de simulação está compreendido em 20 dias, tempo suficiente para simulação de um ciclo de maré de quadratura e de sizígia, além de possibilitar eficiente ajuste do modelo. A dimensão de todas as fontes é de 10 metros de comprimento e 5 metros de largura.

O cenário 1 buscou simular a dispersão de esgotos lançados por três pontos de despejo oriundos de bacias de drenagem do Município de Vitória. Neste cenário foi incluído três pontos de despejo de esgotos, a saber: pontos 4, 5 e 6 correspondentes às BDP 4, 5 e 6 (figura). Cada ponto possui uma vazão de 0,05 m³/s, 0,024 m³/s e 0,029m³/s respectivamente. A posição de cada fonte de lançamento está posicionada conforme descrito na tabela.

O cenário 2 buscou demonstrar a dispersão de esgotos lançados tanto pelo Município de Vitória quanto pelo Município de Vila Velha. Neste cenário foram incluídos sete pontos de despejo de esgotos, a saber: pontos 4, 5, 6, pertencentes ao Município de Vitória e os pontos 10, 11, 12 e 13, pertencentes ao Município de Vila Velha. Os pontos 10, 11, 12 e 13 possuem vazão de 0,067 m³/s, 0,246 m³/s, 0,221 m³/s e 0,297 m³/s, respectivamente.

O Cenário 3 demonstra a dispersão de esgotos lançados apenas pelo Município de Vila Velha. Neste cenário foram incluídos quatro pontos de lançamento, a saber: pontos 10, 11, 12 e 13.

O mesmo procedimento foi utilizado para elaboração dos cenários 4, 5 e 6, contudo, os valores de vazão citados acima foram reduzidos em 50%.

A taxa de decaimento das bactérias coliformes é considerada função do tempo ou distância decorrida a partir do ponto de lançamento, além de fatores ambientais como temperatura, salinidade, turbidez e intensidade luminosa. Neste estudo, o decaimento adotado foi baseado em curvas de decaimento bacteriano. Foram usadas 24 curvas de decaimento bacteriano – 1 curva para cada hora do dia – calculadas para um período do ano em estação de inverno, salinidade local em aproximadamente 31, temperatura em cerca de 24 °C, espessura da pluma de 2 metros e profundidade de Secchi de 1 metro. Mais detalhes sobre a curva de decaimento e sobre a tabela T90, ver Feitosa (2007).

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 RESULTADOS DO MODELO HIDRODINÂMICO

A modelagem hidrodinâmica da região foi realizada para uma simulação de maré para 20 dias, com passo de tempo de 40 segundos e número de Courant médio de 5,2. A comparação da maré simulada com a medida, correspondente às medições feitas por um marégrafo na região de Santo Antônio – Vitória, pode ser visualizada na Figura 6 para todo intervalo de tempo simulado.

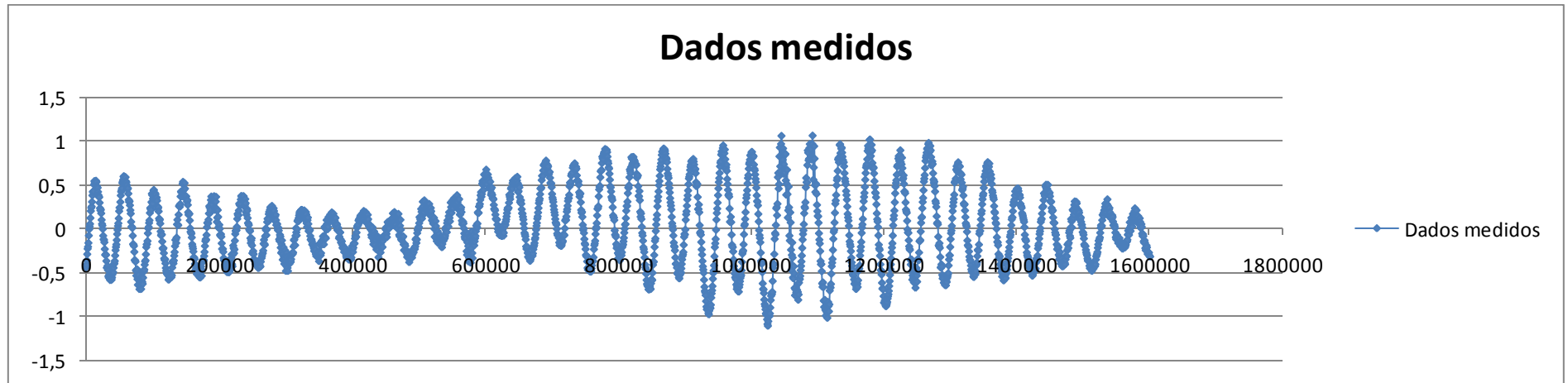


Figura 10: Curva de maré a partir de dados medidos in situ. Dados de maré inseridos no contorno aberto como fonte de elevação da maré.

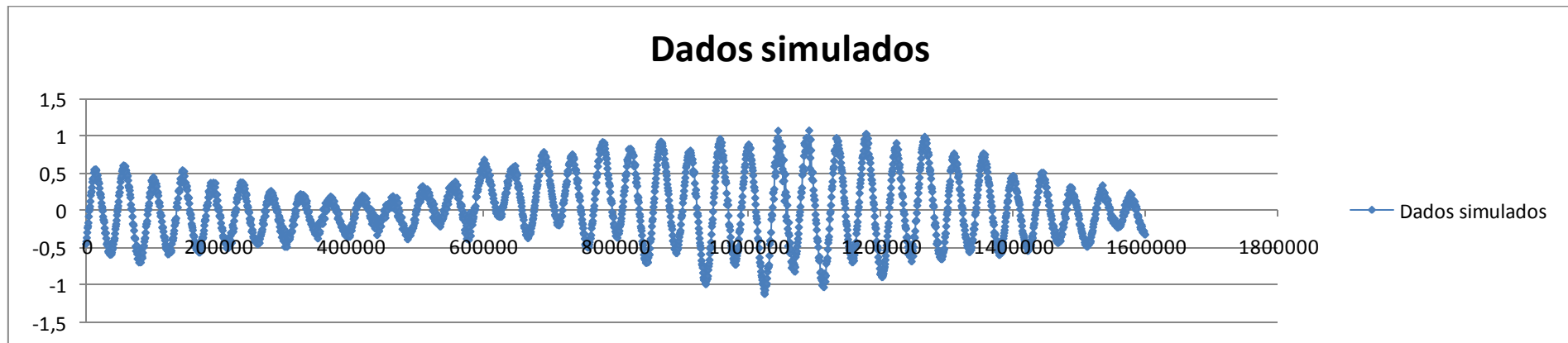


Figura 11: Curva de maré a partir dos dados simulados pelo modelo.

Os resultados apresentados a seguir foram divididos em dois períodos, quadratura e sizígia da maré, em intervalos de tempo críticos, ou seja, instantes de tempo onde as velocidades encontradas possuem valores mínimos e máximos tanto na enchente quanto na vazante.

6.1.1 Maré de quadratura

O período de maré de quadratura selecionado para representar a circulação partiu de 300.000 segundos até 500.000 segundos (Figura 12). As figuras 13 e 14 ilustram os resultados da simulação envolvendo uma maré de quadratura para um momento de maré vazante e de maré enchente.

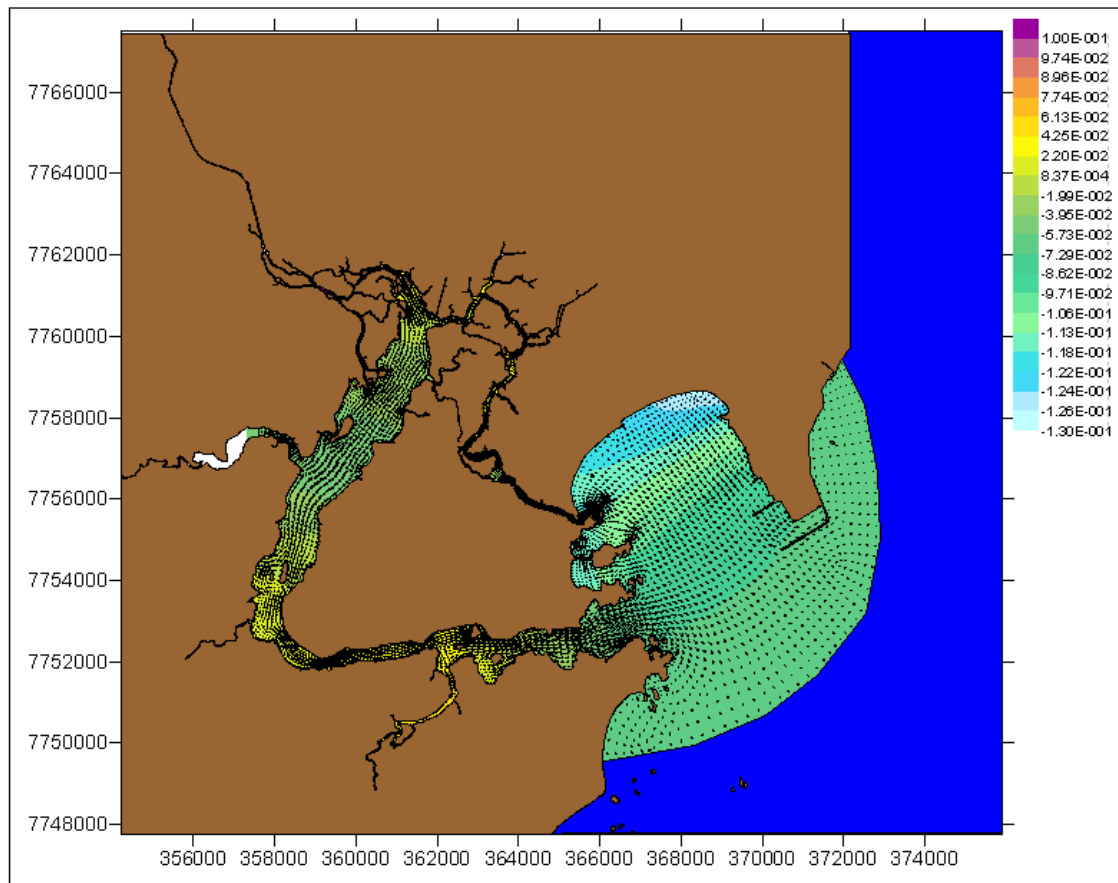


Figura 12: Campo de velocidades obtido para a maré de quadratura no instante $t = 409\,200$ segundos – maré vazante.

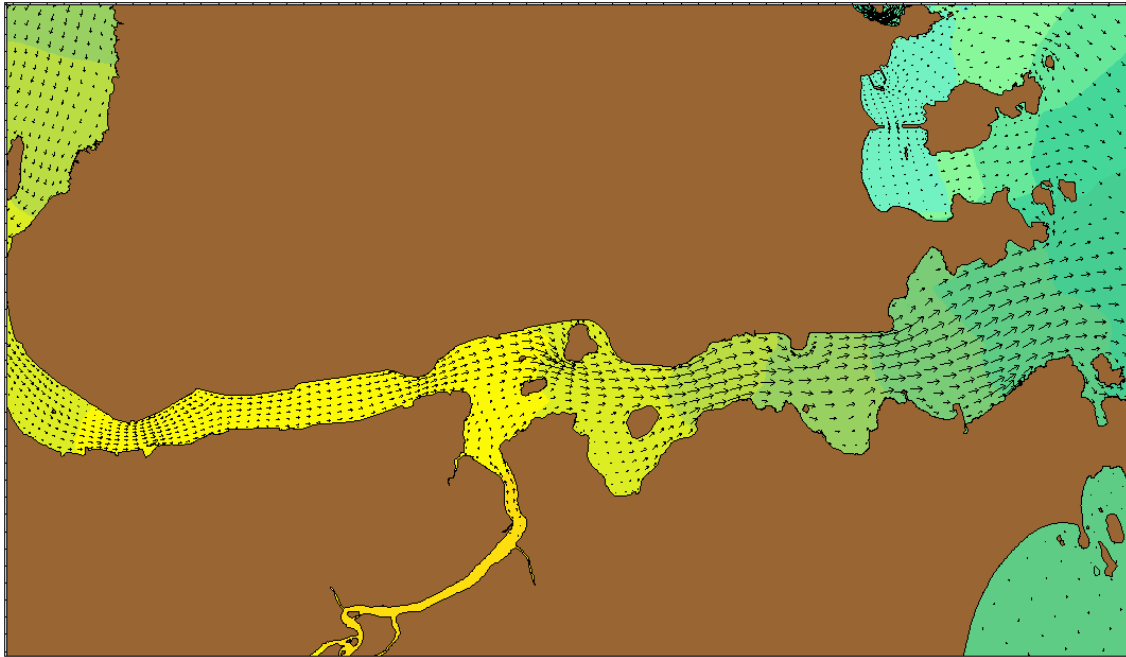


Figura 13: Detalhamento do campo de velocidades na região próxima ao Porto de Vitória – ES.



Figura 14: detalhamento do campo de velocidades na região do Porto de Vitória no instante $t = 471\,000$ segundos – maré enchente.

6.1.2 Maré de sizígia

O período de maré de sizígia selecionado para representar a circulação esta compreendido de 300.000 segundos até 500.000 segundos (Figura 15). As figuras 16 e 17 ilustram os resultados da simulação envolvendo uma maré de sizígia para um momento de maré vazante e de maré enchente.

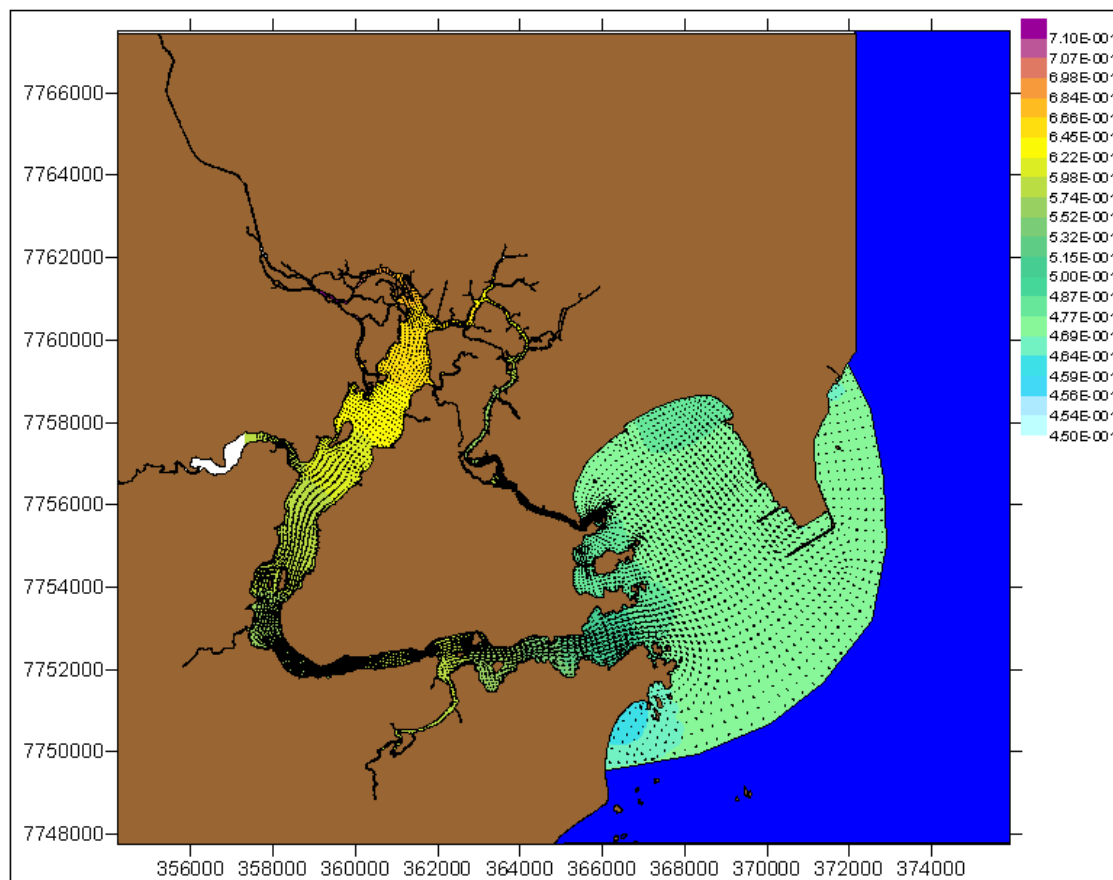


Figura 15: Campo de velocidades obtido para a maré de Sizígia no instante $t = 1\,084\,200$ segundos – maré enchente.

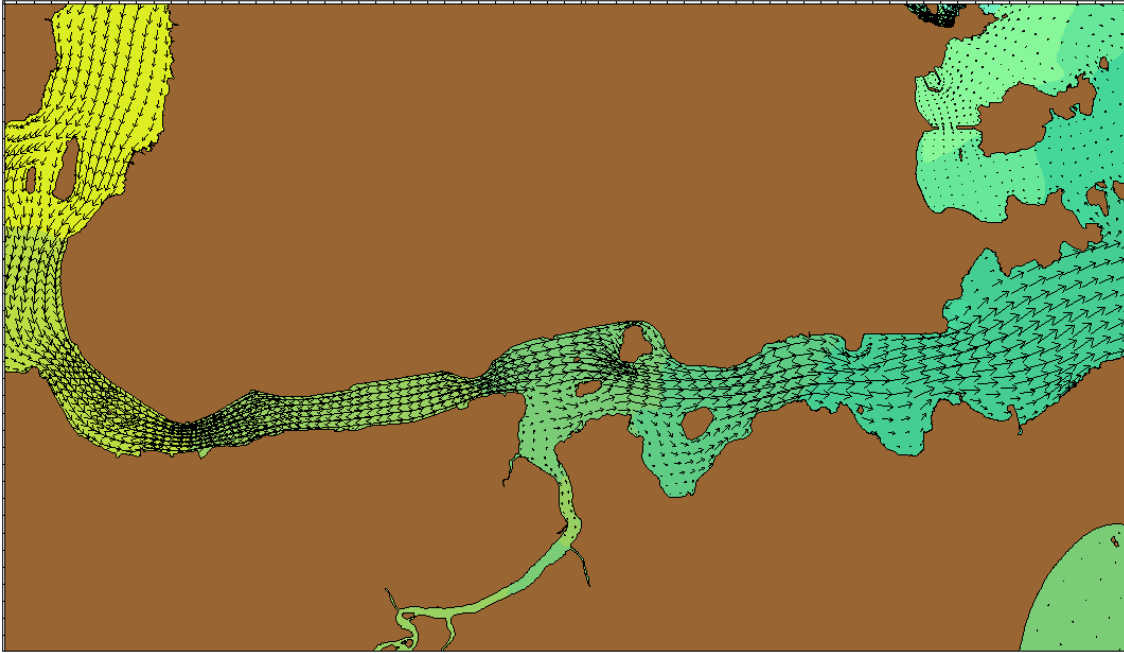


Figura 16: detalhamento do campo de velocidades na região do Porto de Vitória no instante $t = 1084200$ segundos – maré vazante.

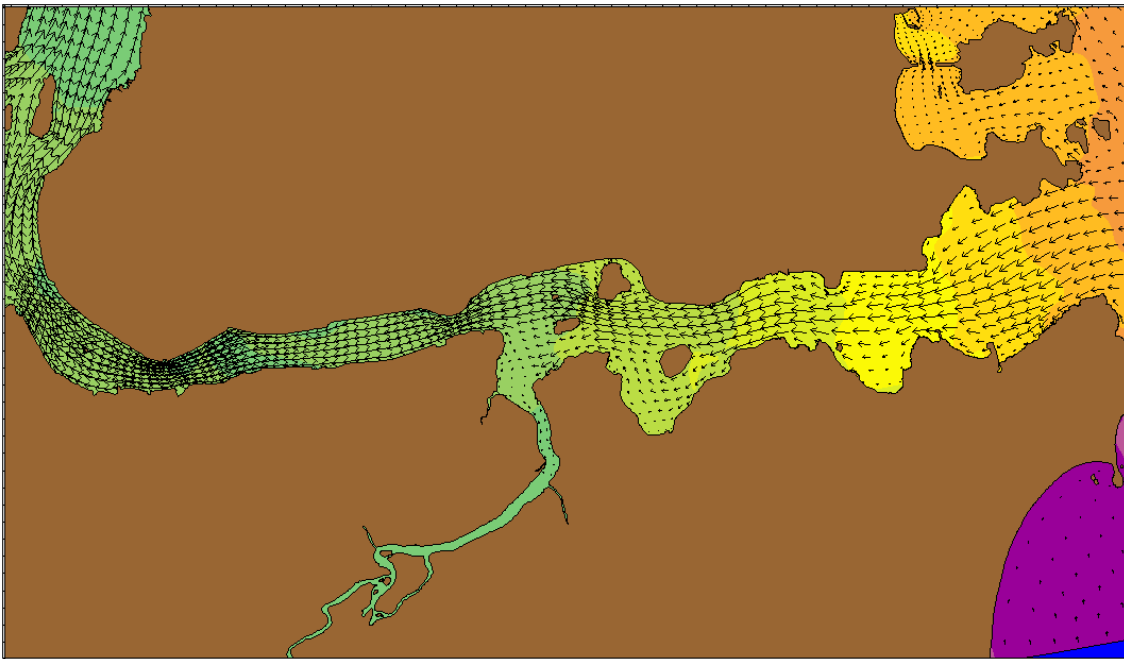


Figura 17: detalhamento do campo de velocidades na região do Porto de Vitória no instante $t = 1017600$ segundos – maré enchente.

6.3 RESULTADOS DO MODELO DE DISPERSÃO DE PARTÍCULAS

Os resultados das simulações de coliformes termotolerantes lançados pelos esgotos na Baía de Vitória, com a utilização do modelo de transporte lagrangeano de partículas, para os diferentes cenários, será mostrado nesta seção. As partículas começaram a ser lançadas no instante inicial de 600 segundos até o instante final de 1728000 segundos, o que equivale aos 20 dias no qual o perfil de escoamento do modelo hidrodinâmico foi gerado. Foram implantadas 7 fontes de emissão de esgoto, 3 no Município de Vitória e 4 no Município de Vila Velha (figura 18). As imagens que seguem são oriundas dos perfis de concentração de coliformes gerados pelo modelo.

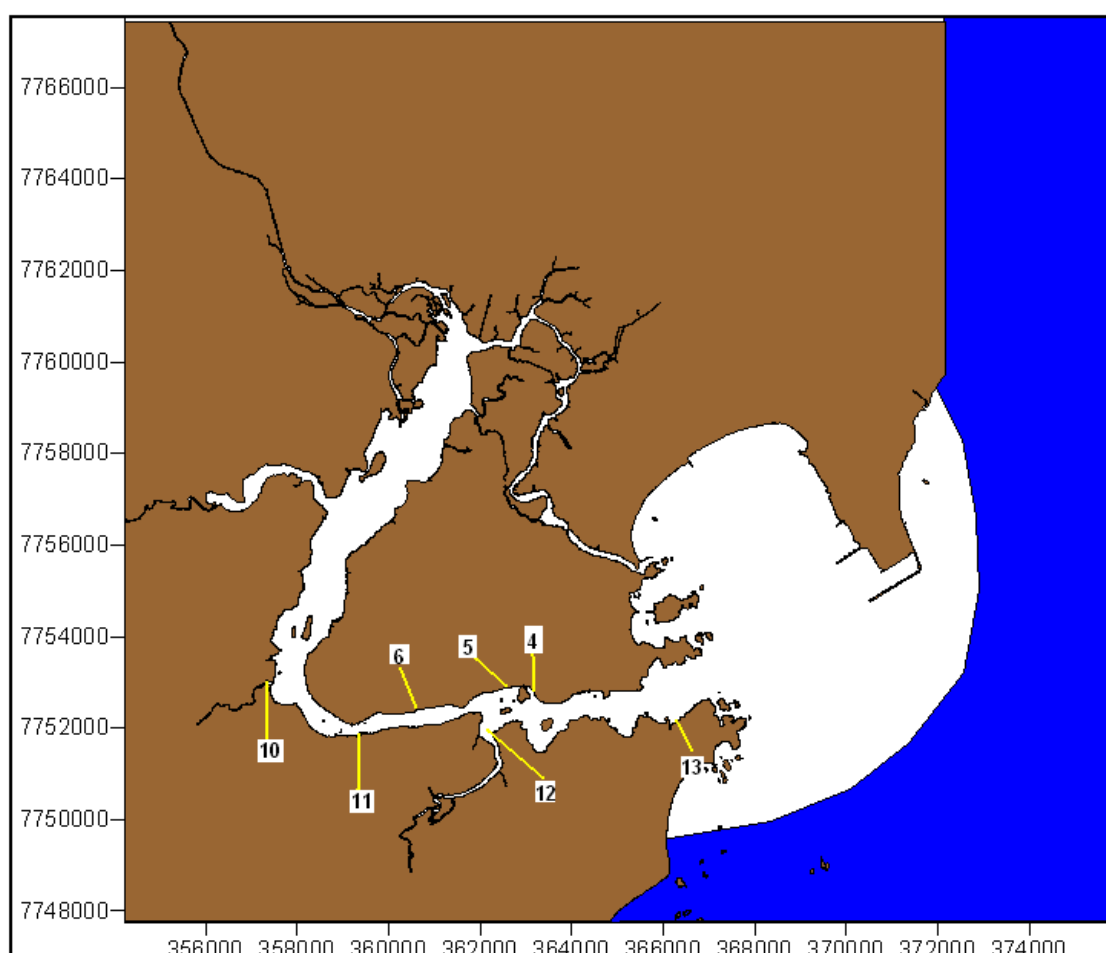


Figura 18: localização das fontes 4, 5, 6, 10, 11, 12 e 13, emissoras de esgoto na Baía de Vitória.

- **Cenário 1**

Neste cenário é representada a pluma de coliformes termotolerantes lançados apenas pelo município de Vitória. A concentração mínima detectável pelo modelo é

de 100 NMP/m³. As Figuras apresentam as isolinhas de concentração de coliformes representando, nos ciclos de quadratura e sizígia selecionados, períodos de maré vazante e enchente, assim como o alcance máximo da pluma.

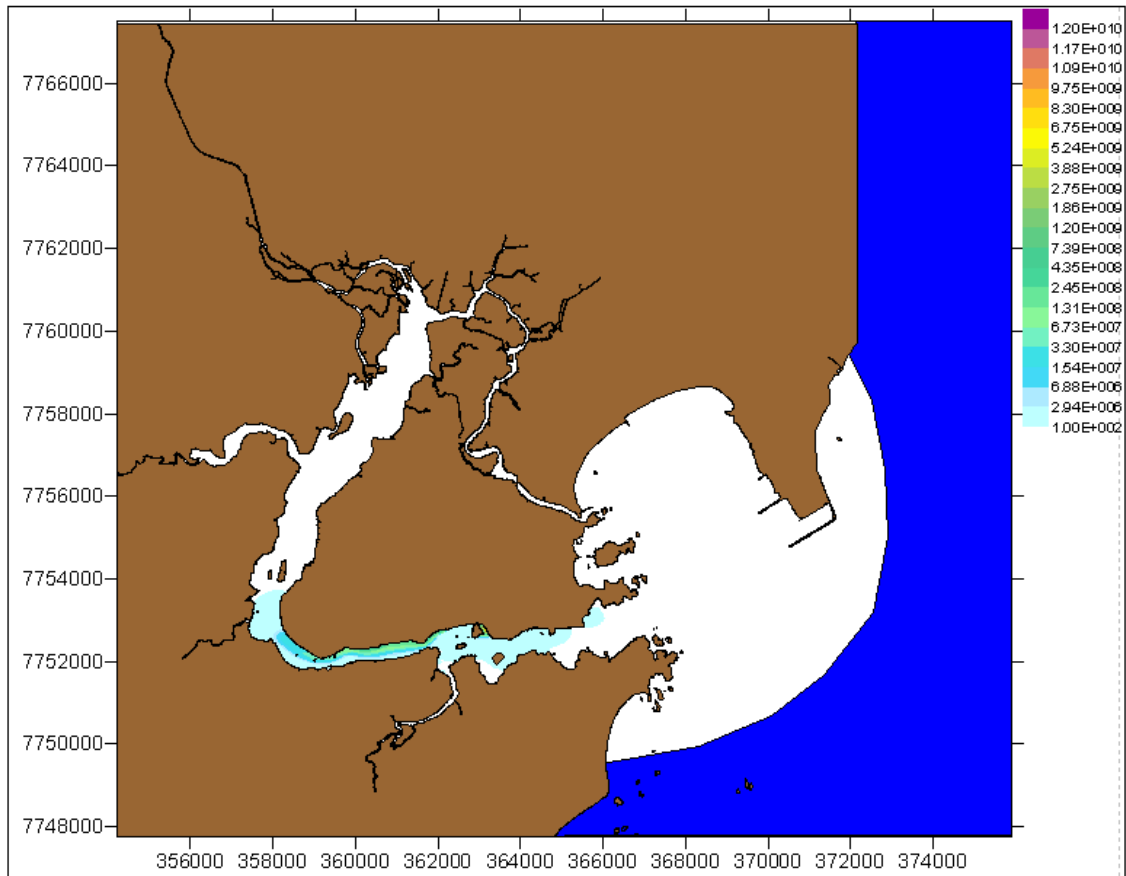


Figura 19: Isolinhas de concentração de coliformes termotolerantes para o instante $t = 397800$ segundos, representando um período de quadratura de maré enchente.

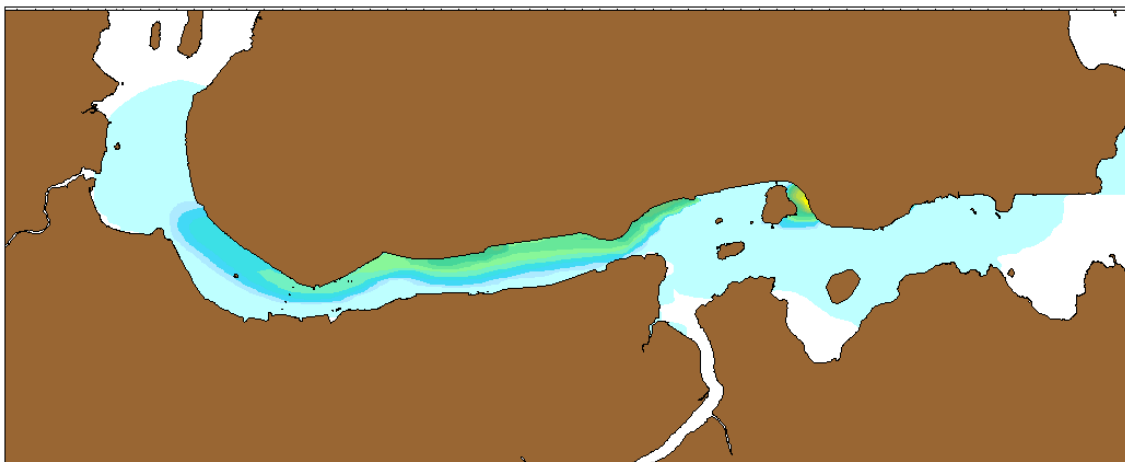


Figura 20: detalhamento das isolinhas de concentração em maré enchente.

Como pode ser observado, a pluma de coliformes durante uma maré enchente pode chegar até a região de Santo Antonio. A máxima concentração de coliformes está em torno de $3 \cdot 10^9$ NMP/m³ próximo às fontes emissoras, decaindo até a concentração mínima detectável pelo modelo à medida que a pluma se distancia dos pontos de lançamento.

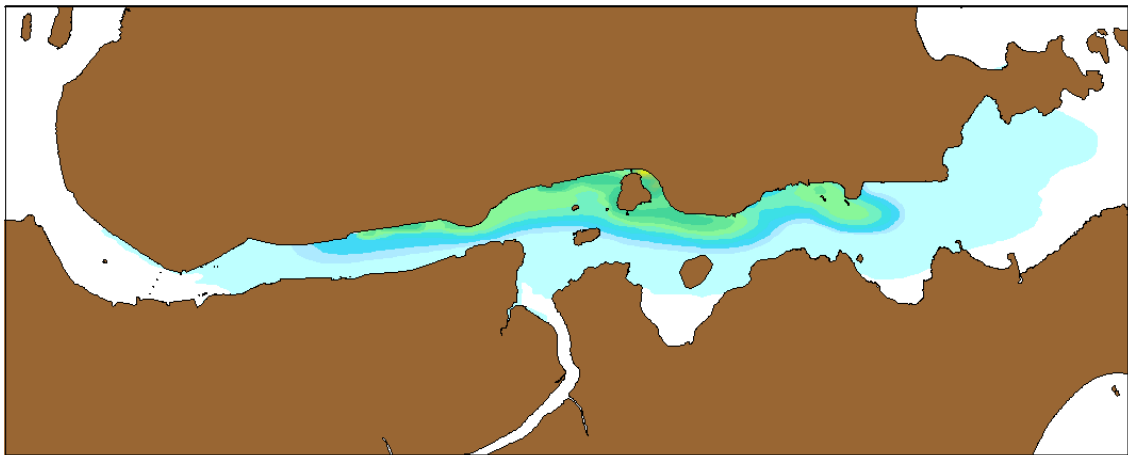


Figura 21: detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 421800$ segundos – maré vazante.

Como se pode observar, a pluma sofre considerável influencia da variação da maré, sendo carregada até a boca do estuário em maré vazante. Destaque para junção das plumas dos pontos 6, 5 e 4, onde a concentração de coliformes chega a $2,8 \times 10^8$ NMP/m³.

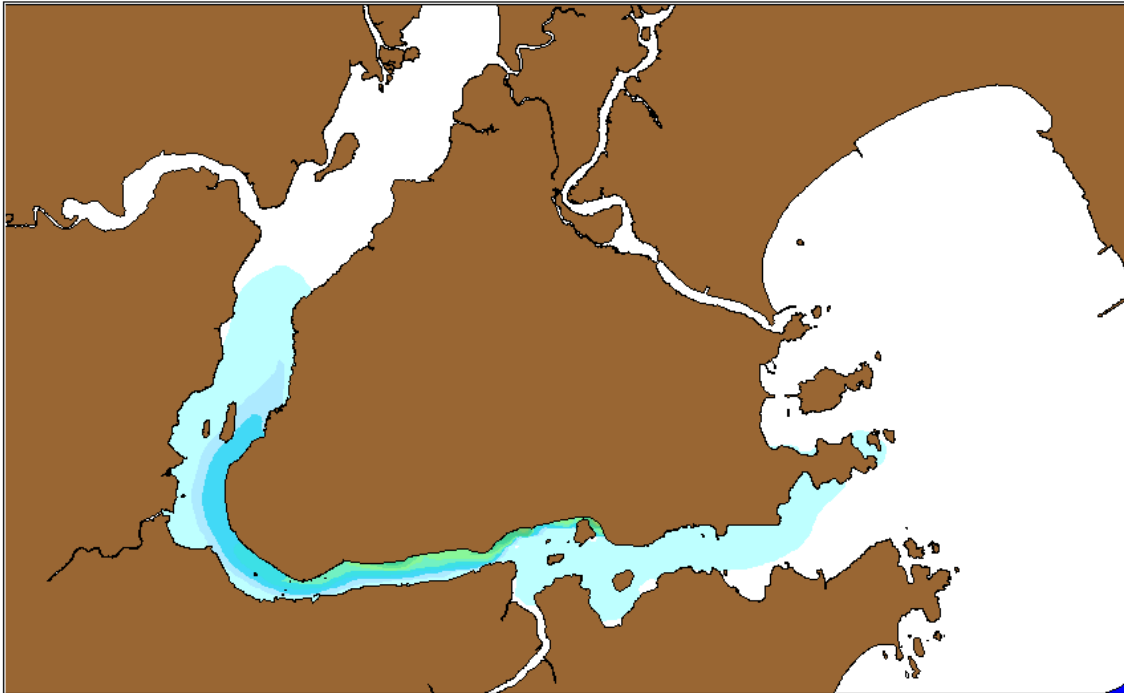


Figura 22: detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 1075800$ segundos – maré enchente.

Para uma maré de sizígia enchente, a pluma de coliformes pode chegar até a região próxima a Ilha das Caieiras. A máxima concentração de coliformes está em torno de $3 \cdot 10^9$ NMP/m³ próximo às fontes emissoras, decaindo até a concentração mínima detectável pelo modelo à medida que a pluma se distancia dos pontos de lançamento.

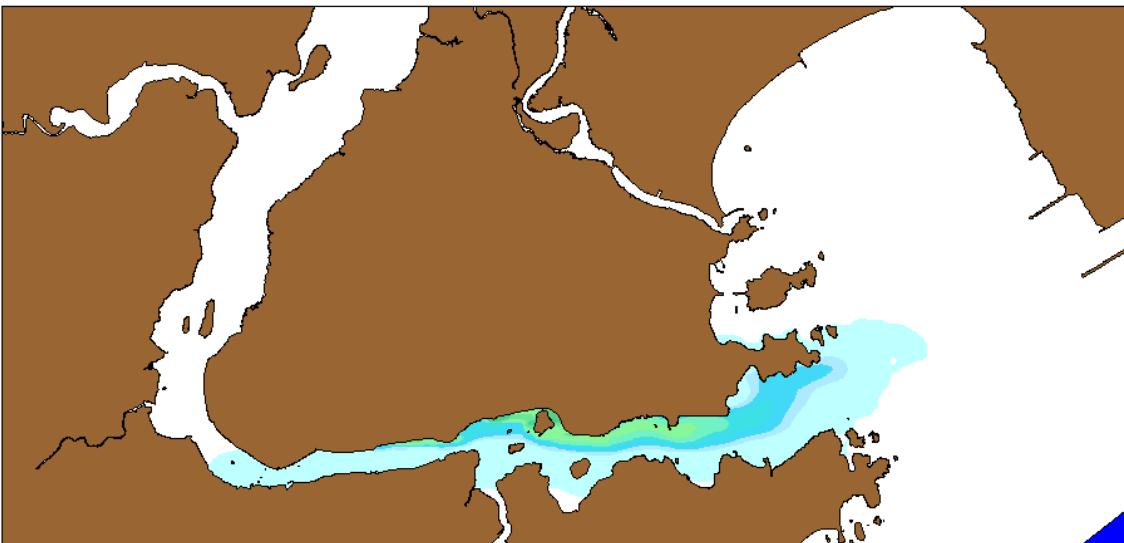


Figura 23: detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 1011000$ segundos – maré vazante.

No período de máxima vazante de sizígia, as águas da Baía de Vitória empurram com maior vigor as águas para Baía do Espírito Santo. A concentração de coliformes na boca do Canal do Porto é de aproximadamente $7,9 \times 10^7$ NMP/m³, como pode ser observado na figura acima.

- **Cenário 2**

Neste cenário é representada a pluma de coliformes termotolerantes lançados apenas pelo município de Vila Velha. As Figuras apresentam as isolinhas de concentração de coliformes representando, nos ciclos de quadratura e sizígia selecionados, períodos de maré vazante e enchente, assim como o alcance máximo da pluma.

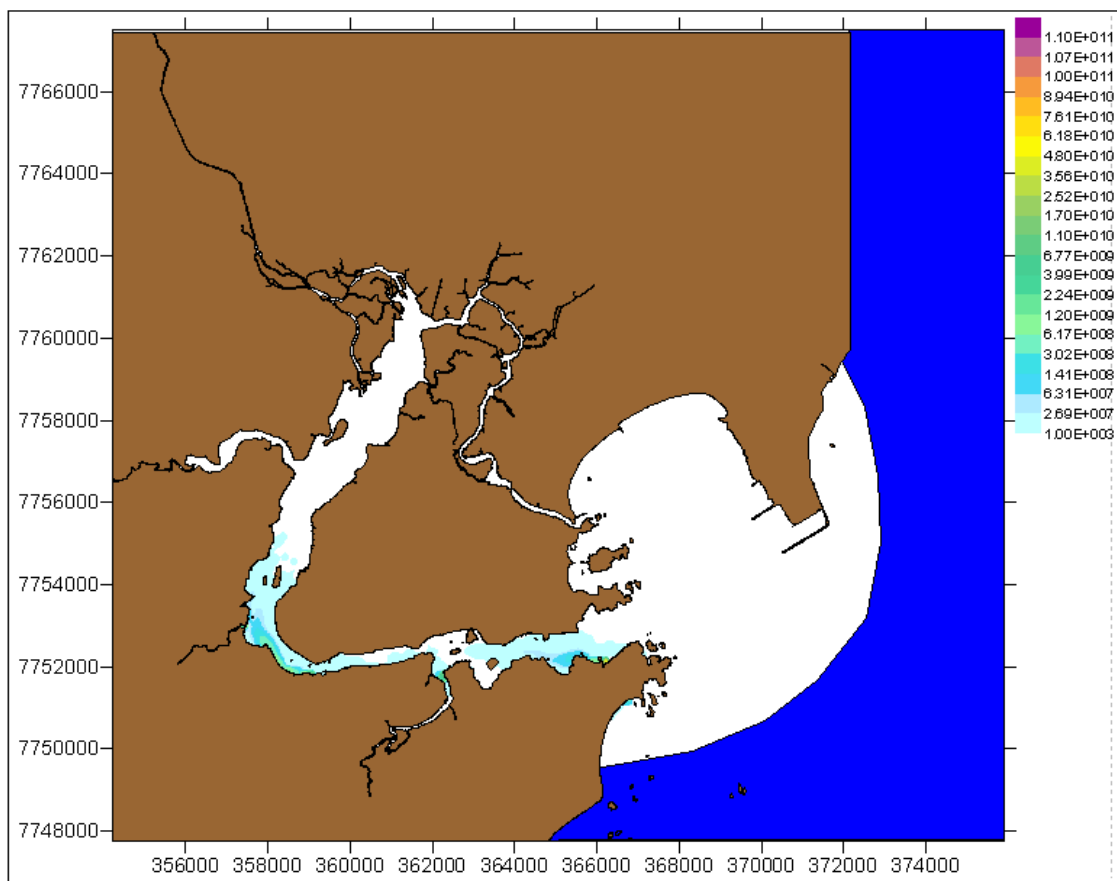


Figura 24: Isolinhas de concentração de coliformes termotolerantes para o instante $t = 397800$ segundos, representando um período de quadratura de maré enchente. Para melhor visualização, adotou-se a concentração mínima de 10^3 NMP/m³.



Figura 25: detalhamento das isolinhas de concentração. Instante 397800 – maré enchente.

Como pode ser observado, a pluma de coliformes durante uma maré enchente chega até a região de Santo Antonio. Maior evidencia de deslocamento baía adentro das plumas provenientes do Canal da Costa e Rio marinho. A máxima concentração de coliformes está em torno de $2,5 \cdot 10^{10}$ NMP/m³ próximo às fontes emissoras, decaindo até a concentração mínima detectável pelo modelo à medida que a pluma se distancia dos pontos de lançamento.

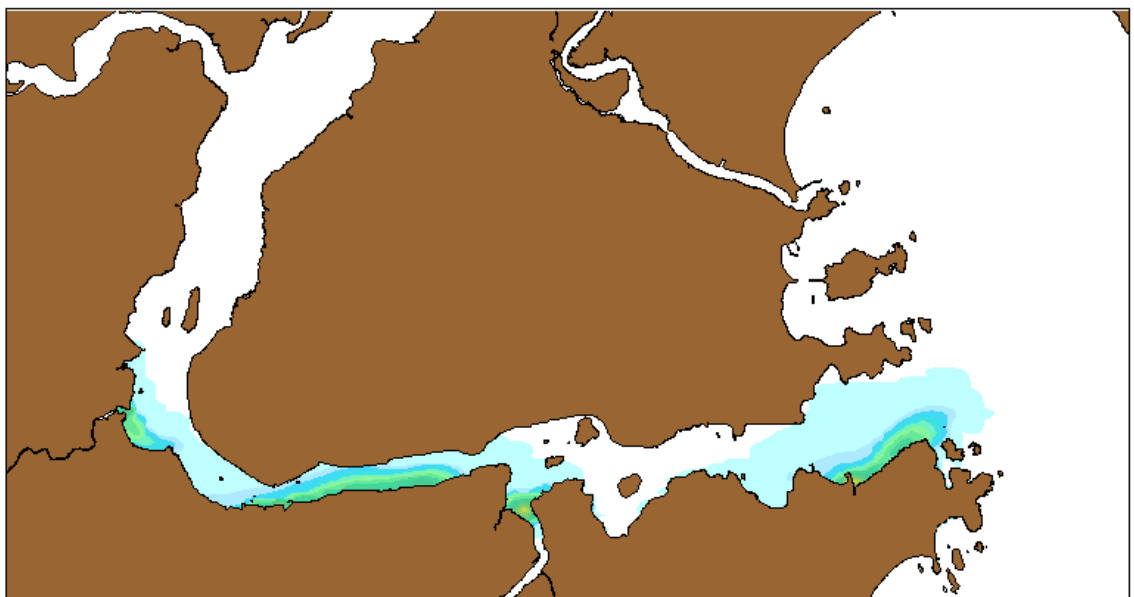


Figura 26: detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 421800$ segundos – maré vazante.

Como se pode observar, a pluma sofre considerável influencia da variação da maré, sendo carregada até a boca do estuário em maré vazante, onde a concentração de coliformes chega a $3,3 \times 10^8$ NMP/m³, próximo ao Canal da Costa.

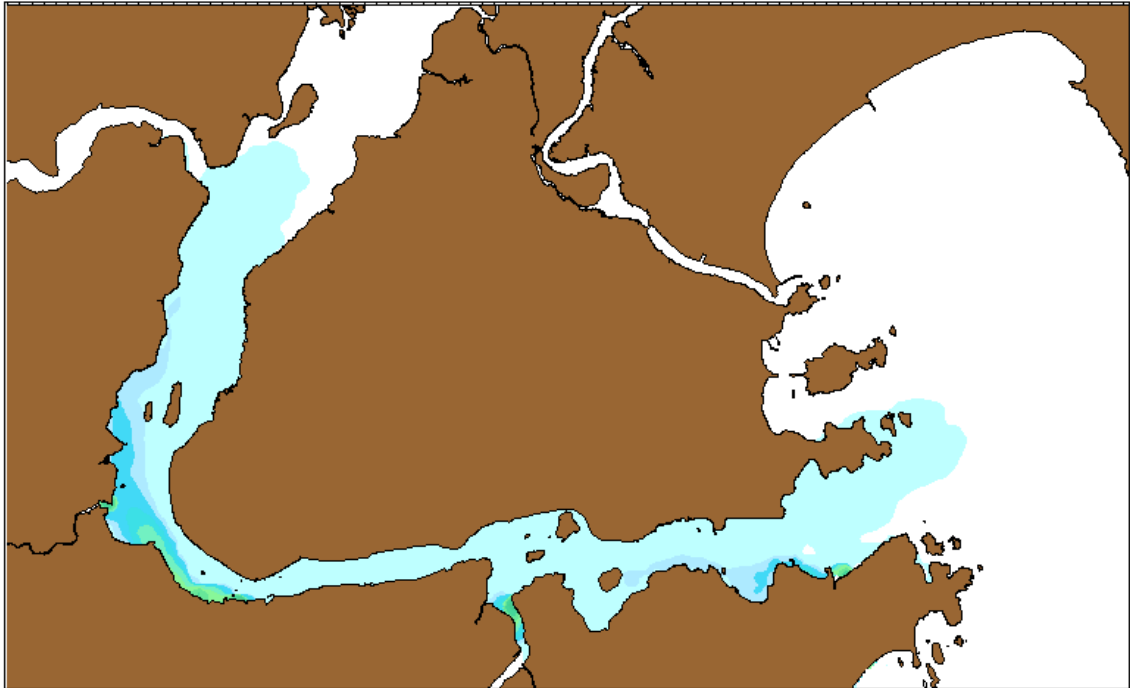


Figura 27: detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 1075800$ segundos – maré enchente.

Para uma maré de sizígia enchente, a pluma de coliformes pode chegar até a região da Ilha das Caieiras. A máxima concentração de coliformes está em torno de $5,9 \times 10^9$ NMP/m³ próximo às fontes emissoras, decaindo até a concentração mínima detectável pelo modelo à medida que a pluma se distancia dos pontos de lançamento.

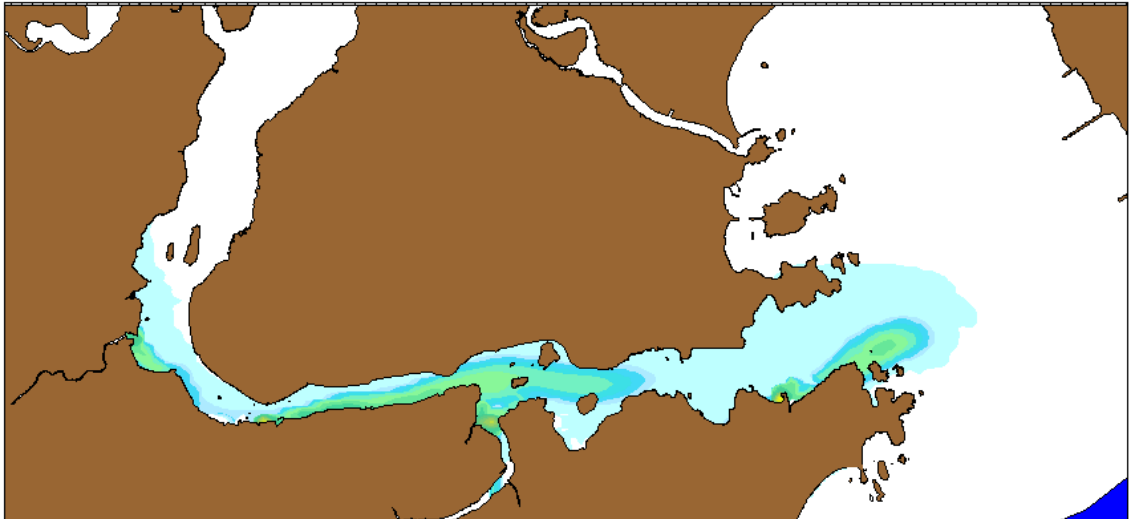


Figura 28: detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 1011000$ segundos – maré vazante.

No período de máxima vazante de sizígia, as águas da Baía de Vitória empurram com maior vigor as águas para Baía do Espírito Santo. A concentração de coliformes na boca do Canal do Porto pode chegar até $2,4 \times 10^7$ NMP/m³ e a $4,4 \times 10^{10}$ próximo às fontes emissoras, como pode ser observado na figura acima.

- **Cenário 3**

Neste cenário é representada a pluma de coliformes termotolerantes lançados pelos município de Vitória e Vila Valha. A concentração mínima detectável pelo modelo é de 100 NMP/m³. As Figuras apresentam as isolinhas de concentração de coliformes representando, nos ciclos de quadratura e sizígia selecionados, períodos de maré vazante e enchente, assim como o alcance máximo da pluma.

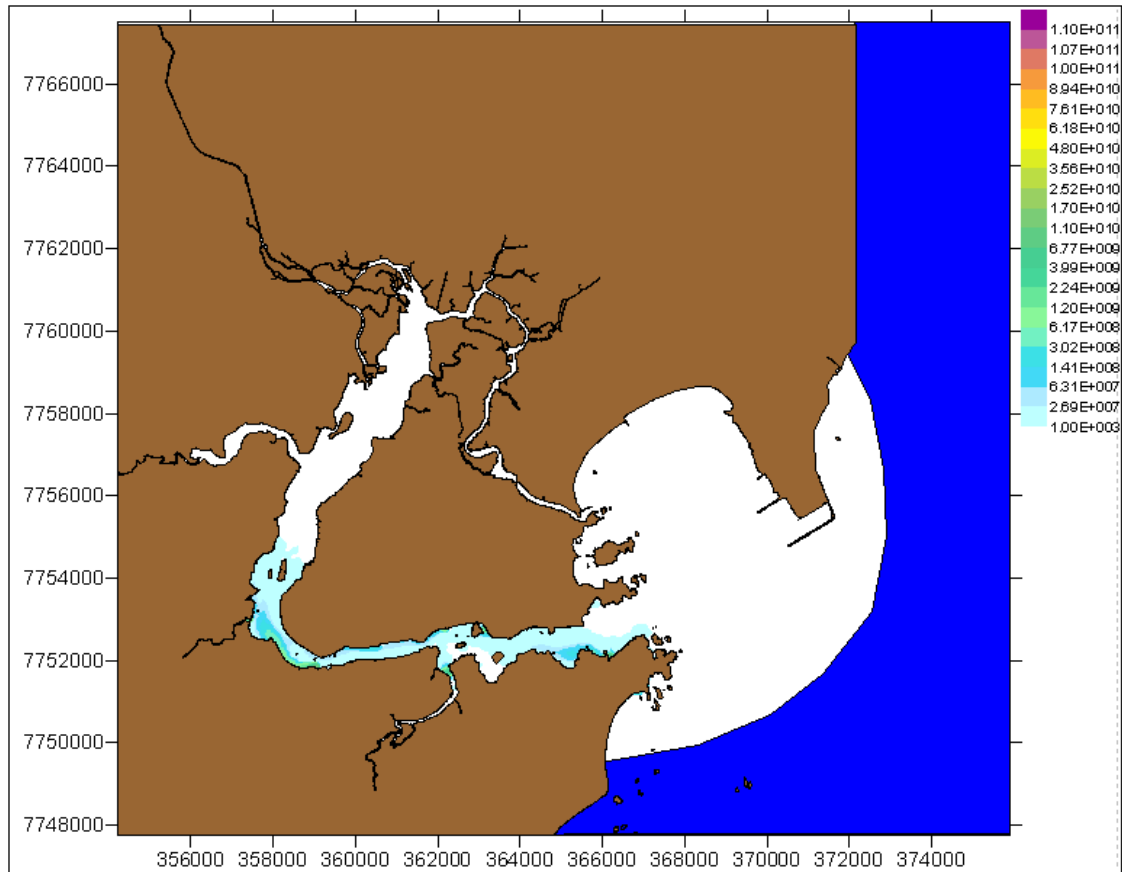


Figura 29: Isolinhas de concentração de coliformes termotolerantes para o instante $t = 397800$ segundos, representando um período de quadratura de maré enchente.

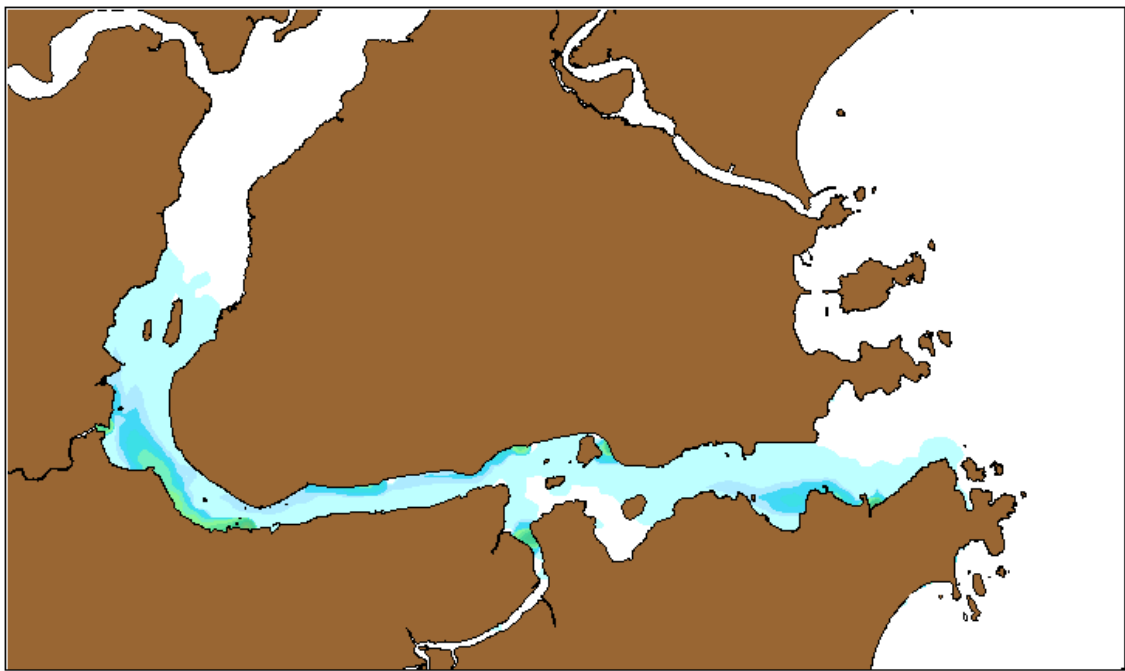


Figura 30: detalhamento das isolinhas de concentração. Instante 397800 – maré enchente.

Como pode ser observado, a pluma de coliformes durante uma maré enchente chega até a região de Santo Antonio. Maior evidencia de deslocamento baía adentro das plumas provenientes do Canal da Costa, Rio marinho e pontos 5 e 6. A máxima concentração de coliformes está em torno de $2,5 \times 10^{10}$ NMP/m³ próximo às fontes emissoras, decaindo até a concentração mínima detectável pelo modelo à medida que a pluma se distancia dos pontos de lançamento.

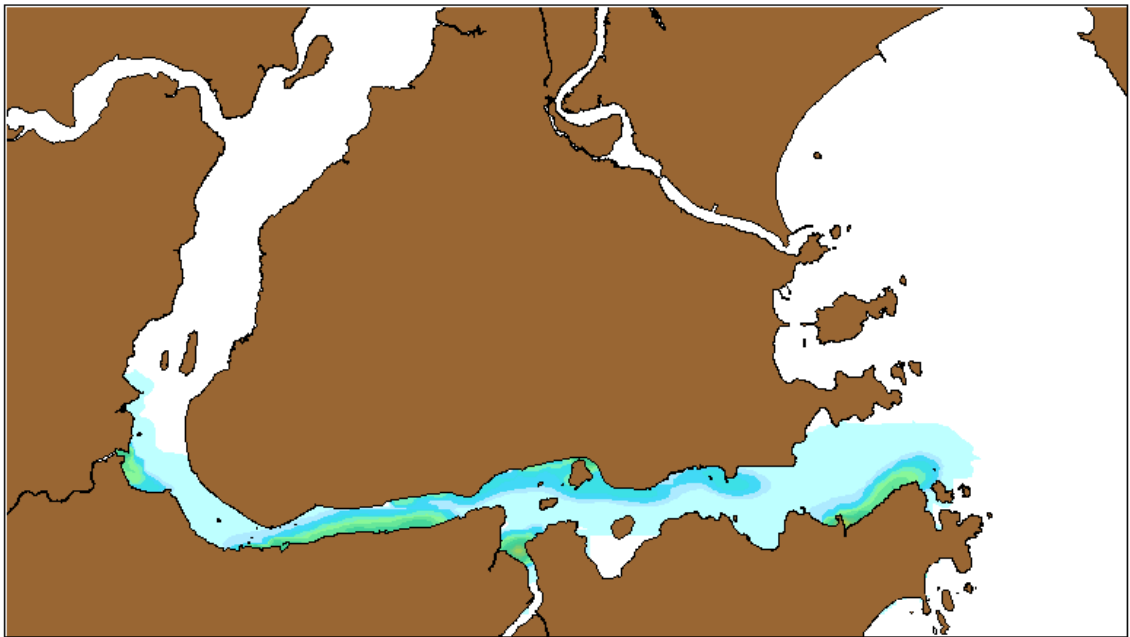


Figura 31: detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 421800$ segundos – maré vazante.

Como se pode observar, a pluma sofre considerável influencia da variação da maré, sendo carregada até a boca do estuário em maré vazante, onde a concentração de coliformes chega a próximo ao Canal da Costa.



Figura 32: detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 1075800$ segundos – maré enchente.

Para uma maré de sizígia enchente, a pluma de coliformes pode chegar até a região próxima a Ilha das Caieiras. A máxima concentração de coliformes está em torno de $3 \cdot 10^9$ NMP/m³ próximo às fontes emissoras, decaindo até a concentração mínima detectável pelo modelo à medida que a pluma se distancia dos pontos de lançamento.

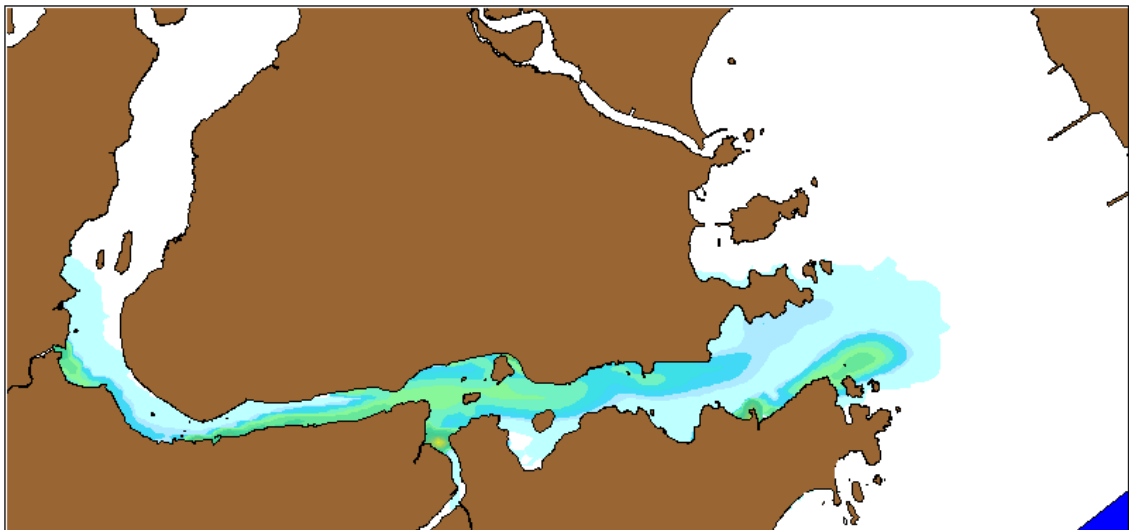


Figura 33: detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 1011000$ segundos – maré vazante.

No período de máxima vazante de sizígia, as águas da Baía de Vitória empurram com maior vigor as águas para Baía do Espírito Santo. A concentração de coliformes na boca do Canal do Porto pode chegar até $1,24 \times 10^{10}$ NMP/m³ e a $2,3 \times 10^{10}$ próximo às fontes emissoras, como pode ser observado na figura acima. Maior evidência para junção das plumas oriundas do Rio Marinho com Rio Aribiri e os pontos 4 e 5, onde a concentração de coliformes chega a.

- **Cenário 4**

Neste cenário é representada a pluma de coliformes termotolerantes lançados apenas pelo município de Vitória, com vazão reduzida em 50%, conforme estudos feitos por Cassini (2010). A concentração mínima detectável pelo modelo é de 100 NMP/m³. As Figuras apresentam as isolinhas de concentração de coliformes representando, nos ciclos de quadratura e sizígia selecionados, períodos de maré vazante e enchente, assim como o alcance máximo da pluma.

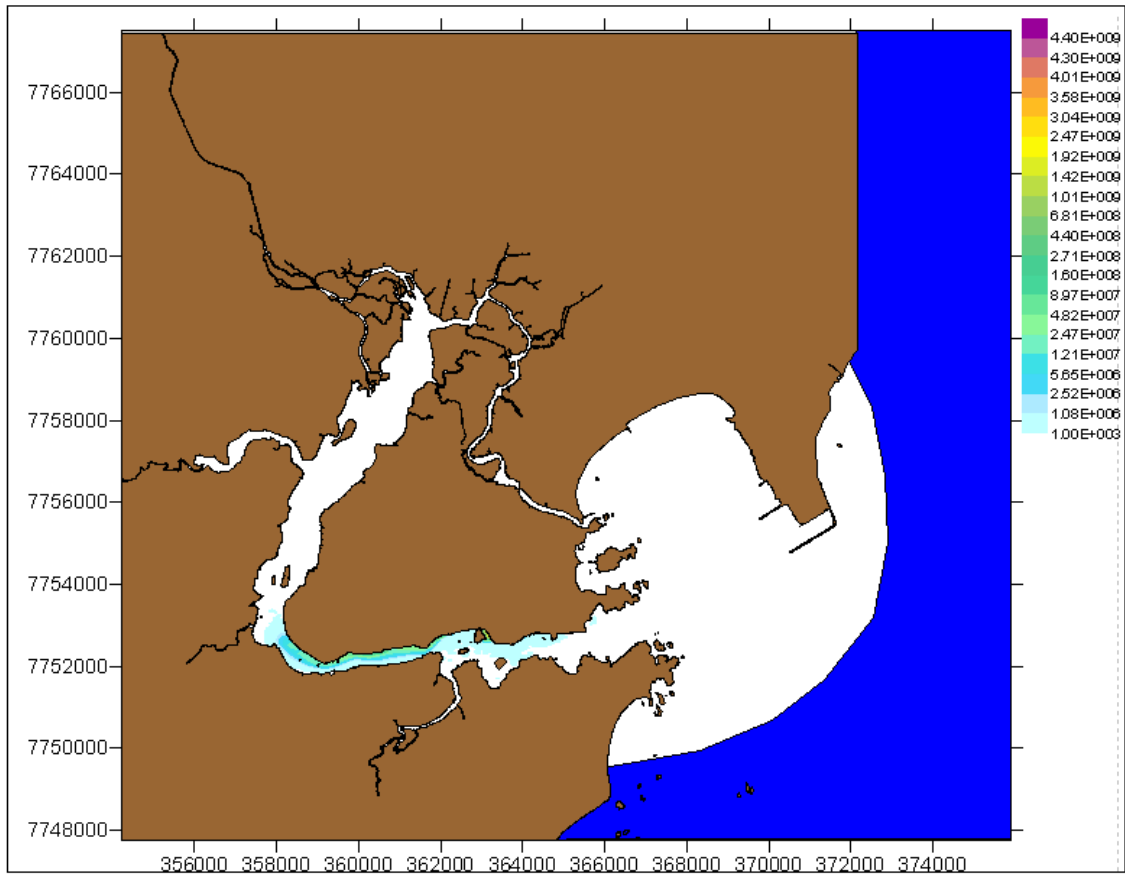


Figura 34: Isolinhas de concentração de coliformes termotolerantes para o instante $t = 397800$ segundos, representando um período de quadratura de maré enchente.

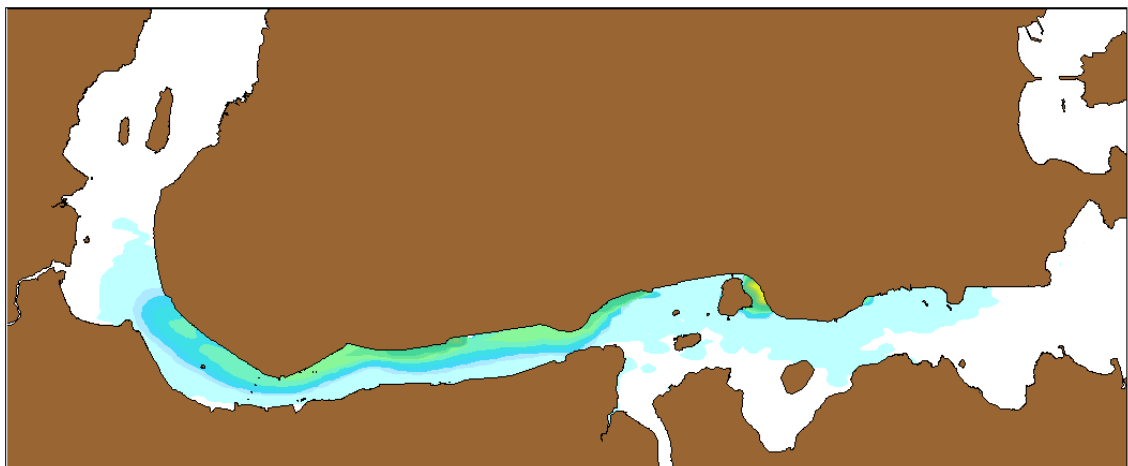


Figura 35: detalhamento das isolinhas de concentração. Instante 397800 – maré enchente.

Como pode ser observado, a pluma de coliformes durante uma maré enchente chega até a região de Santo Antonio. A concentração de coliformes é de 1×10^9 NMP/m³ próximo as fontes emissoras, decaindo até o mínimo detectável pelo

modelo com os distanciamento das fontes. Maior evidencia de deslocamento baía adentro das plumas provenientes dos pontos 5 e 6.

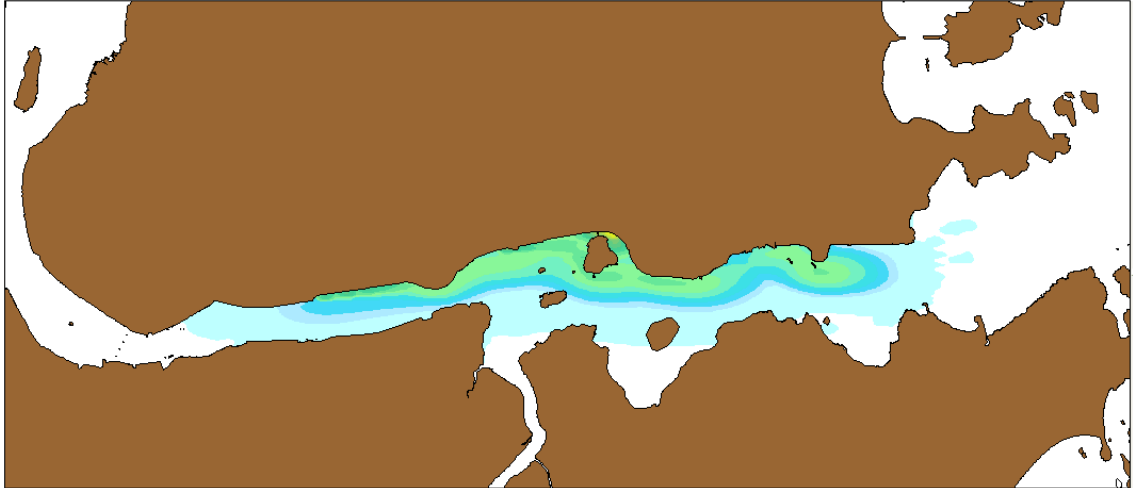


Figura 36: detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 421800$ segundos – maré vazante.

Como se pode observar, a pluma sofre considerável influencia da variação da maré, sendo carregada até a boca do estuário em maré vazante, onde a concentração de coliformes chega a $3,9 \times 10^6$ NMP/m³. Destaque para junção das plumas oriundas dos pontos 6, 5 e 4, onde a concentração de coliformes chega a $3,7 \times 10^9$ NMP/m³.



Figura 37: detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 1075800$ segundos – maré enchente.

Para uma maré de sizígia enchente, a pluma de coliformes pode chegar até a região próxima a Ilha das Caieiras. A máxima concentração de coliformes está em torno de $1,8 \times 10^9$ NMP/m³ próximo às fontes emissoras, decaindo até a concentração mínima detectável pelo modelo à medida que a pluma se distancia dos pontos de lançamento.

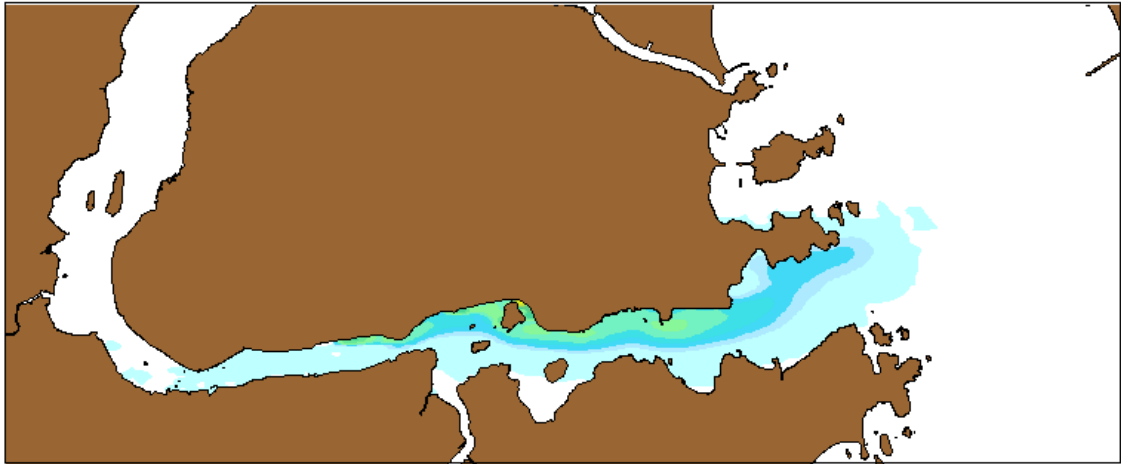


Figura 38: detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 1011000$ segundos – maré vazante.

No período de máxima vazante de sizígia, as águas da Baía de Vitória empurram com maior vigor as águas para Baía do Espírito Santo. A concentração de coliformes na boca do Canal do Porto pode chegar até $1,3 \times 10^7$ NMP/m³ e a $5,3 \times 10^9$ NMP/m³ próximo às fontes emissoras, como pode ser observado na figura acima. Maior evidencia para junção das plumas dos pontos 4 e 5, onde a concentração de coliformes chega a $3,5 \times 10^9$ NMP/m³.

- **Cenário 5**

Neste cenário é representada a pluma de coliformes termotolerantes lançados apenas pelo município de Vila Velha, com vazão reduzida em 50%, conforme estudos feitos por Cassini (2010). A concentração mínima detectável pelo modelo é de 100 NMP/m³. As Figuras apresentam as isolinhas de concentração de coliformes representando, nos ciclos de quadratura e sizígia selecionados, períodos de maré vazante e enchente, assim como o alcance máximo da pluma.

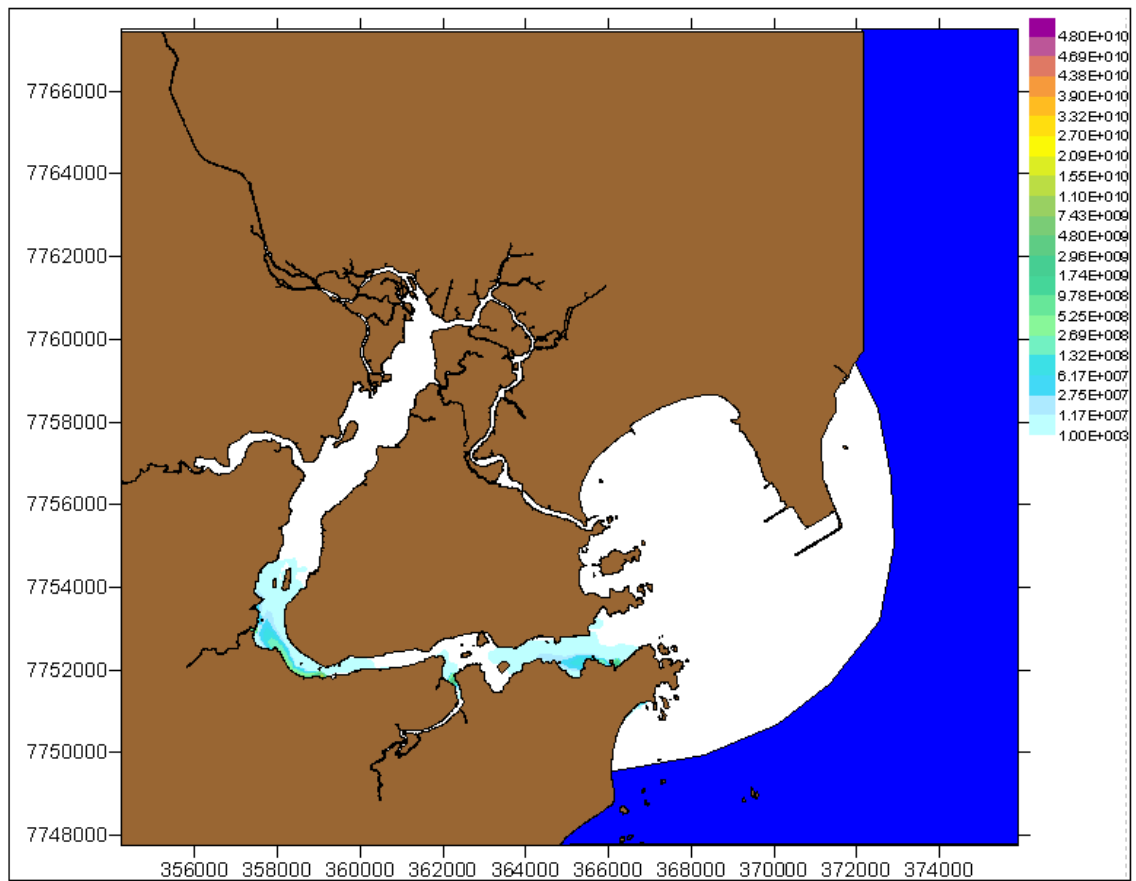


Figura 38: Isolinhas de concentração de coliformes termotolerantes para o instante $t = 397800$ segundos, representando um período de quadratura de maré enchente.

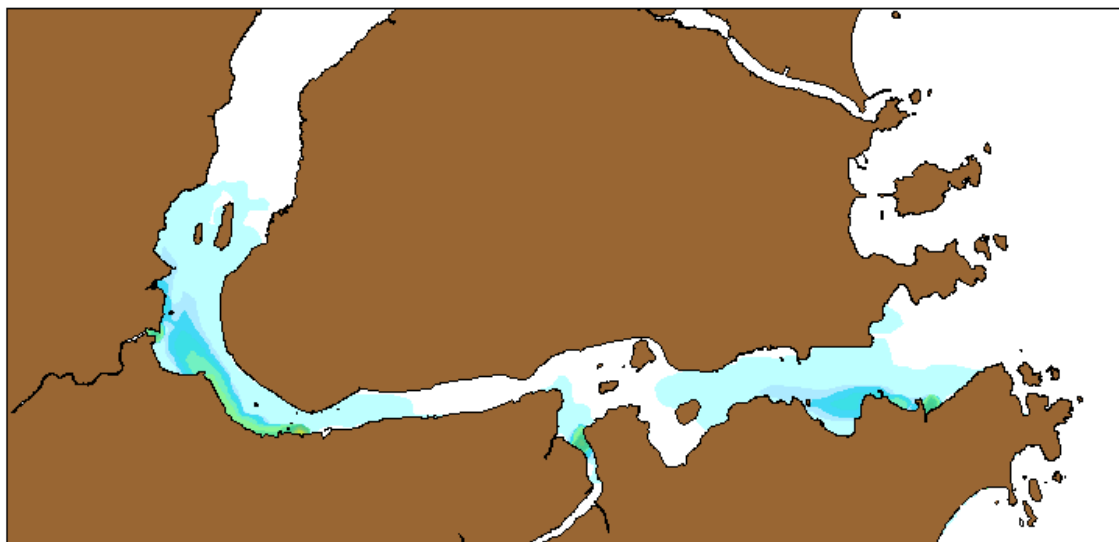


Figura 39: detalhamento das isolinhas de concentração. Instante 397800 – maré enchente.

Como pode ser observado, a pluma de coliformes durante uma maré enchente chega até a região de Santo Antonio. Maior evidencia de deslocamento baía adentro das plumas provenientes do Canal da Costa e Rio marinho. A máxima concentração de coliformes está em torno de $1,5 \times 10^{10}$ NMP/m³ próximo às fontes emissoras, decaindo até a concentração mínima detectável pelo modelo à medida que a pluma se distancia dos pontos de lançamento.

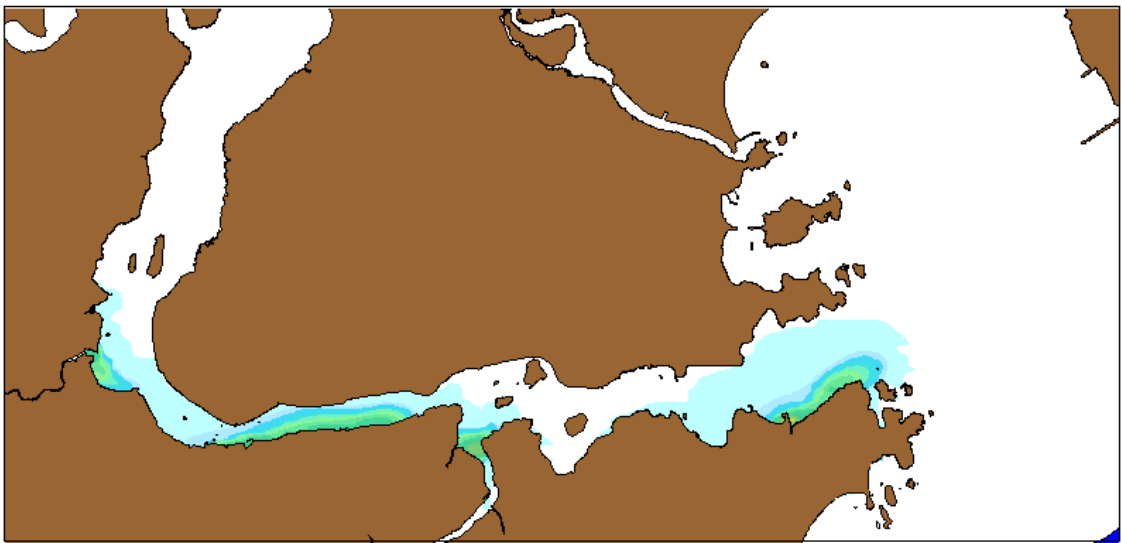


Figura 40: detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 421800$ segundos – maré vazante.

Como se pode observar, a pluma sofre considerável influencia da variação da maré, sendo carregada até a boca do estuário em maré vazante, onde a concentração de coliformes chega a $7,7 \times 10^9$ NMP/m³ próximo ao Canal da Costa.



Figura 41: detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 1075800$ segundos – maré enchente.

Para uma maré de sizígia enchente, a pluma de coliformes pode chegar até a região próxima a Ilha das Caieiras. A máxima concentração de coliformes está em torno de $3 \cdot 10^9$ NMP/m³ próximo às fontes emissoras, decaindo até a concentração mínima detectável pelo modelo à medida que a pluma se distancia dos pontos de lançamento. Destaque para a dispersão da pluma do Rio Marinho com a do Rio Itanguá, com concentração média de $1,5 \times 10^7$ NMP/m³.

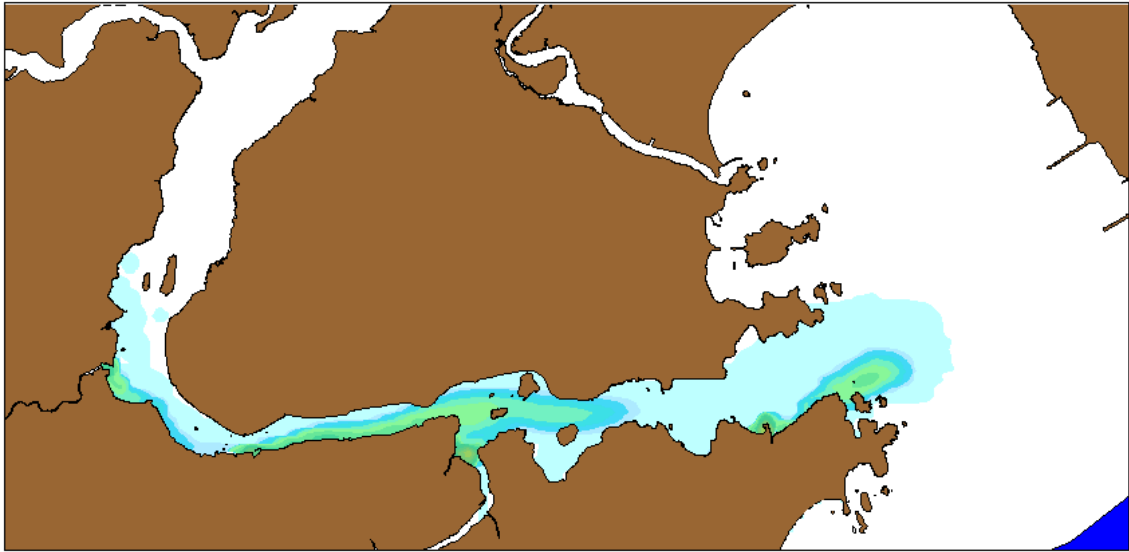


Figura 42: detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 1011000$ segundos – maré vazante.

No período de máxima vazante de sizígia, as águas da Baía de Vitória empurram com maior vigor as águas para Baía do Espírito Santo. A concentração de coliformes chegar a $1,2 \times 10^{10}$ NMP/m³ próximo às fontes emissoras, até a $1,2 \times 10^7$ NMP/m³ como na boca do estuário, como pode ser observado na figura acima.

- **Cenário 6**

Neste cenário é representada a pluma de coliformes termotolerantes lançados pelos municípios de Vitória e Vila Velha, com vazão reduzida em 50%, conforme estudos feitos por Cassini (2010). As Figuras apresentam as isolinhas de concentração de coliformes representando, nos ciclos de quadratura e sizígia selecionados, períodos de maré vazante e enchente, assim como o alcance máximo da pluma.

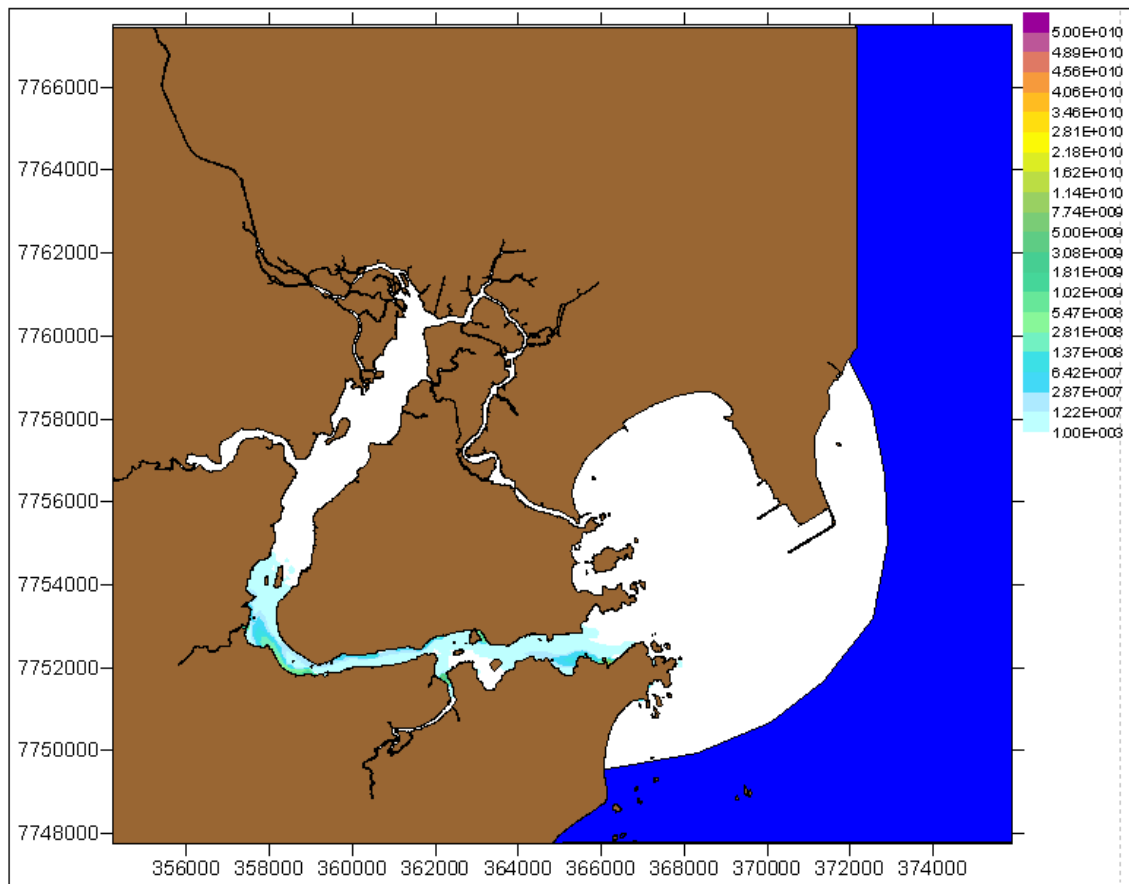


Figura 43: Isolinhas de concentração de coliformes termotolerantes para o instante $t = 397800$ segundos, representando um período de quadratura de maré enchente.



Figura 44: detalhamento das isolinhas de concentração. Instante 397800 – maré enchente.

Como pode ser observado, a pluma de coliformes durante uma maré enchente pode chegar até a região de Santo Antonio. A máxima concentração de coliformes está em torno de $1,4 \cdot 10^{10}$ NMP/m³ próximo às fontes emissoras, decaindo até a concentração mínima detectável pelo modelo à medida que a pluma se distancia dos pontos de lançamento.

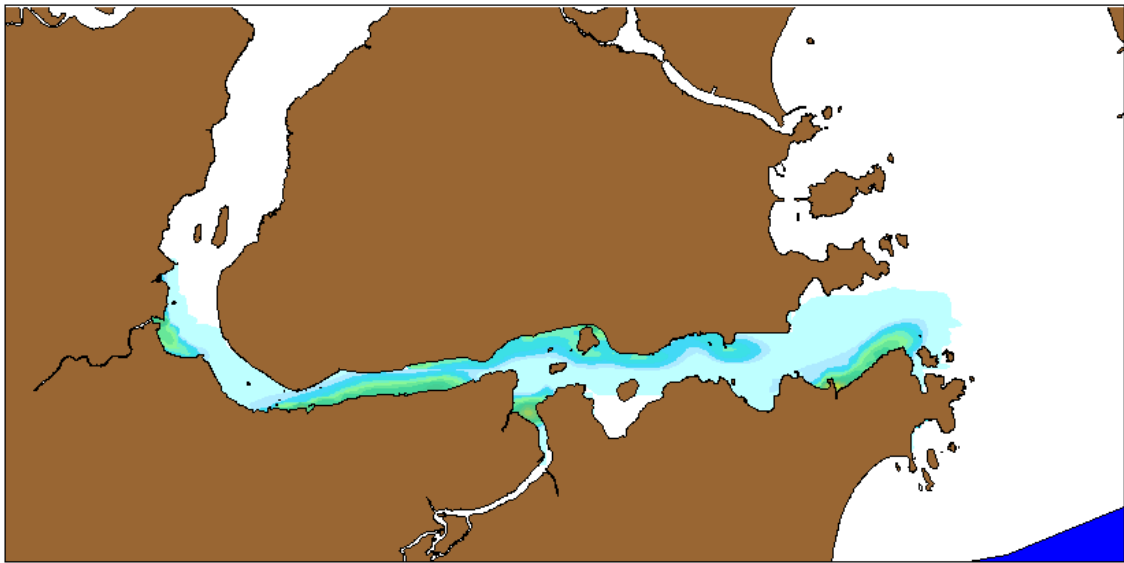


Figura 45: detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 421800$ segundos – maré vazante.

Como se pode observar, a pluma sofre considerável influencia da variação da maré, sendo carregada até a boca do estuário em maré vazante.



Figura 46: detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 1075800$ segundos – maré enchente.

Para uma maré de sizígia enchente, a pluma de coliformes pode chegar até a região próxima a Ilha das Caieiras. A máxima concentração de coliformes está em torno de $3 \cdot 10^9$ NMP/m³ próximo às fontes emissoras, decaindo até a concentração mínima detectável pelo modelo à medida que a pluma se distancia dos pontos de lançamento.

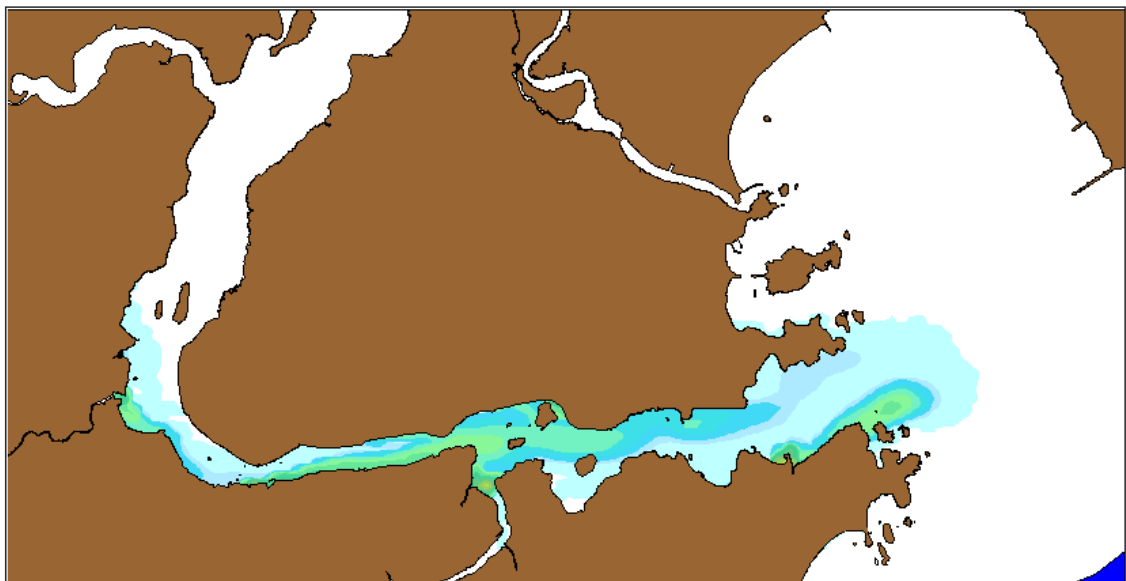


Figura 47: detalhamento das isolinhas de concentração. Instante $t = 1011000$ segundos – maré vazante.

No período de máxima vazante de sizígia, as águas da Baía de Vitória empurram com maior vigor as águas para Baía do Espírito Santo. A concentração de coliformes na boca do Canal do Porto pode chegar até $1,24 \times 10^{10}$ NMP/m³ e a $2,3 \times 10^{10}$ próximo às fontes emissoras, como pode ser observado na figura acima.

7 CONCLUSÕES

A partir do exposto, podemos considerar que a dispersão das plumas de esgoto existentes na Baía de Vitória são fortemente influenciadas pelo padrão hidrodinâmico presente na região. De modo geral, o alcance das plumas de coliformes termotolerantes atingiu níveis semelhantes, tanto em períodos de maré de quadratura quanto de sizígia. Contudo, uma contaminação mais acentuada da Baía do Espírito Santo pelas águas da Baía de Vitória é observada em períodos de maré de sizígia.

As concentrações de coliformes apresentaram considerável variação de acordo com as curvas de decaimento implantadas. Foi possível observar concentrações que variaram de 1×10^3 a 1×10^6 NMP/m³ nos pontos mais distantes da pluma, e as concentrações que variaram de 1×10^8 a 1×10^{10} nos pontos próximos às fontes emissoras de esgoto.

Assim, para trabalhos futuros sugere-se que um criterioso levantamento de dados necessários para a implementação dos modelos seja estabelecido, pois muitas dessas informações possuem influência significativa nas simulações, como um bom resultado de calibração do modelo hidrodinâmico, taxas de decaimento de coliformes que variam de acordo com a intensidade solar, levantamento das vazões fluviais aportadas na região, levantamento das contribuições difusas e clandestinas na região, dentre outras.

8 REFERÊNCIAS

ARAÚJO, S.C.S. **Modelos de Simulação baseados em Raciocínio Qualitativo para Avaliação da Qualidade da água em Bacias Hidrográficas**. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de Brasília. Instituto de Biologia. Departamento de Ecologia, Brasília, 2005.

BAPTISTA NETO, J. A.; WALLNER-KERSANACH, M.; PATCHINEELAM, S. M. **Poulição Marinha**. Rio de Janeiro: Interciência, 2008.

CASSINI, P. **Quantidade real de nutrientes que chega a Baía de Vitória**. S.l.: s. n., 2010.

CHACALTANA, J., T., A. et al. **Influência do manguezal no padrão de escoamento do sistema estuarino da ilha de Vitória - ES**. 2004.

CÔCO, K. M.; **Utilização da modelagem computacional para avaliação de zonas de não conformidade no corpo receptor geradas a partir do lançamento do efluente de uma ETE**. Monografia (graduação em Engenharia Ambiental). Departamento de Engenharia Ambiental. Universidade Federal do Espírito Santo – UFES. Vitória, 2008.

FEITOSA, R. C. **Acoplamento de modelos de campo próximo e campo afastado com cinética de decaimento bacteriano variável – aplicações em emissários submarinos**. 2007. 206 f. Tese (Doutorado em Ciencias em Engenharia Oceanica) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

LEONE, G. C. **Influência do estreitamento da Ponte da Passagem no campo de velocidades do Canal da Passagem, Vitoria-ES**. Monografia (graduação em Oceanografia). Departamento de Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2007.

MARTINS, J. A. **Quantidade de líquidos a esgotar**. In: CETESB. Sistemas de Esgotos Sanitários. 2ª. ed. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB, 1977. cap. 4. p.29-42.

MENEZES, G. S. C. **Modelagem de correntes residuais na Baía do Espírito Santo (Vitória-ES)**. Monografia (graduação em Oceanografia). Departamento de Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.

MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. **Princípios de Oceanografia Física de Estuários**. São Paulo: Edusp, 2002

MONTEIRO, T. C. N.; ROSMAN, P. C. C.; CUNHA, C. L. N. **Avaliação da poluição por esgoto sanitário na Baía de Sepetiba usando modelagem ambiental**. Artigo apresentado no XXVIII Congresso Internacional de Engenharia Sanitária e Ambiental, Cancun, México, 2002.

MORAIS, A. C.; **Estimativa de cargas poluidoras na Baía de Vitória com uso de sistemas de informações geográficas e sensoriamento remoto**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2008.

OLIVEIRA, R. J.; **Avaliação da qualidade de água da Baía do Espírito Santo no período de 2000 a 2005**. Monografia (graduação em Oceanografia). Departamento de Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Federal do Espírito Santo – UFES. Vitória, 2006.

RIGO, D. **Análise do escoamento em Regiões Estuarinas com Manguezais – Medições e Modelagem na Baía de Vitória, ES**. Dissertação (Doutorado em

Ciências em Engenharia Oceânica) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Oceânica, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, 2004.

RIGO, D. **Oceanografia Física Costeira e Estuarina**: notas de aula. Vitória, 2007.

ROSMAN, P. C. C. **Referência Técnica do SisBaHiA**. Rio de Janeiro, 2009. Disponível em: < www.sisbahia.coppe.ufrj.br > Acesso em: 08 de ago. 2009.

SALDANHA, J. D. S. **Análise da influência do rio Santa Maria da Vitória na baía de Vitória, através da modelagem computacional: uma contribuição ao processo de enquadramento. Dissertação de Mestrado**. Departamento de Engenharia Ambiental. Universidade Federal do Espírito Santo – UFES. Vitória, 2007.

SANTIAGO, D. I.; **Simulação Numérica do Padrão de Escoamento no Canal de Acesso ao Porto de Vitória, ES**. Monografia (graduação em Oceanografia). Departamento de Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Federal do Espírito Santo – UFES. Vitória, 2004.

VIEIRA, S. D. A. **Modelagem do transporte advectivo-difusivo da pluma de coliformes lançada pelo canal da passagem na baía do Espírito Santo**. Monografia (graduação em Oceanografia). Departamento de Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Federal do Espírito Santo – UFES. Vitória, 2007.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 2ª edição. Minas Gerais: SEGRAC, 1995.