

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO  
AMBIENTAL

BILLY FRANK SOLÓRZANO CONTRERAS

AVALIAÇÃO QUALI-QUANTITATIVA DE IMPACTOS DA REVITALIZAÇÃO DO LEITO  
DESCONECTADO DO RIO TUBARÃO

PORTO ALEGRE

2018

BILLY FRANK SOLÓRZANO CONTRERAS

AVALIAÇÃO QUALI-QUANTITATIVA DE IMPACTOS DA REVITALIZAÇÃO DO LEITO  
DESCONECTADO DO RIO TUBARÃO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial à obtenção do grau de mestre.

Orientador: Joel Avruch Goldenfum

Coorientador: Fernando Dornelles

PORTO ALEGRE

2018

CIP - Catalogação na Publicação

Solórzano Contreras, Billy Frank  
Avaliação quali-quantitativa de impactos da  
revitalização do leito desconectado do rio Tubarão /  
Billy Frank Solórzano Contreras. -- 2018.  
87 f.  
Orientador: Joel Avruch Goldenfum.  
  
Coorientador: Fernando Dornelles.  
  
Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do  
Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas  
Hidráulicas, Programa de Pós-Graduação em Recursos  
Hídricos e Saneamento Ambiental, Porto Alegre, BR-RS,  
2018.  
  
1. Revitalização. 2. Restauração. 3. qualidade da  
água. 4. rio Tubarão. I. Avruch Goldenfum, Joel,  
orient. II. Dornelles, Fernando, coorient. III.  
Título.

BILLY FRANK SOLÓRZANO CONTRERAS  
AVALIAÇÃO QUALI-QUANTITATIVA DE IMPACTOS DA REVITALIZAÇÃO DO LEITO  
DESCONECTADO DO RIO TUBARÃO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial à obtenção do grau de mestre

Aprovado em: Porto Alegre, 29 de maio de 2018.

---

Prof. Dr Joel Avruch Goldenfum – IPH-UFRGS  
Orientador

---

Prof. Dr Fernando Dornelles – IPH-UFRGS  
Coorientador

---

Prof. Dr. Juan Martin Bravo – IPH-UFRGS  
Examinador

---

Prof. Dr. Masato Kobiyama – IPH-UFRGS  
Examinador

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Juliana Caroline de Alencar da Silva – EPUSP  
Examinador

*Dedico este trabajo a mis padres:  
Norma Contreras y Mauricio Solórzano*

## AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi desenvolvido no Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, sob a orientação do Professor Dr. Joel Avruch Goldenfum da Universidade Federal do Rio Grande do Sul e coorientado pelo Professor Dr. Fernando Dornelles da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Agradeço aos professores orientadores pela ajuda, pela experiência, pelos ensinamentos repassados e pela paciência e dedicação com no desenvolvimento da dissertação.

Agradeço também à CAPES (coordenação e Aperfeiçoamento de Pessoal a Nível Superior) por ter contemplando-me com a bolsa de estudo que possibilitou a conclusão desta etapa acadêmica, ao município de Tubarão pela ajuda no reconhecimento da área de estudo e as informações facilitadas.

Às professoras Edith B., Lucia R. pela ajuda para concluir com a dissertação. Aos professores Fan F., Gean M., Rafael C. pelo auxílio e a suas disponibilidades para as consultas de qualidade d'água.

Aos amigos do IPH e em especial aos do projeto Tubarão: Ada A., Ana H., Arthur T., Benicio M., Bruno R., Debora K., Fernanda E., Franciele V., Franciele Z., Gabriel N., Juan T., Leonardo M., Karena K., Sly W., Vinicius D.

## RESUMO

A presente pesquisa propõe uma metodologia para definir e estimar elementos para o melhoramento de rios a partir de limitações locais. A metodologia proposta foi dividida em três etapas: A Avaliação do tipo de melhoramento para a definição de elementos, o levantamento de informações da área de estudo e o processamento das informações para a estimativa dos elementos definidos.

A aplicação da metodologia necessitou definir previamente o tipo de melhoramento que se executaria dado a falta de consenso sobre as definições e as intervenções que eles abrangem. Assim, foram definidos os tipos de melhoramentos restauração, reabilitação e remediação que abrange os melhoramentos revitalização e renaturalização. Se observou que a diferença dos demais termos pesquisados, o termo de melhoramento restauração foi o de maior consenso e a partir dele se partiu para definir os demais termos segundo se priorize a estrutura ou a função do ecossistema.

Resumidamente, a pesquisa define a restauração como o melhoramento utópico que devolve ao ecossistema ao estado natural imperturbado, reabilitação como o melhoramento que segue o caminho da restauração, revitalização como o melhoramento que aprimora a função do ecossistema e finalmente renaturalização melhoramento que aprimora a estrutura do ecossistema.

Já definido o tipo de melhoramento, se aplicou a metodologia proposta para o estudo de caso do trecho desconectado do rio Tubarão, o “rio Morto” observando que para esse caso o melhoramento a ser executado seria de “revitalização” e os elementos a serem avaliados seriam a vazão mínima para manter uma adequada qualidade para irrigação de cereais e a vazão máxima para evitar inundações locais.

Os elementos avaliados deram como resultado que as condições atuais do trecho desconectado não seriam suficientes para a revitalização, mas com um incremento e controle das vazões se poderia consegui-lo. Por outro lado, se viu que para esse estudo de caso, os constituintes de qualidade da água avaliados estavam influenciados pela eutrofização que o rio apresenta constantemente e que o oxigênio dissolvido foi o parâmetro que limitou a estimativa da vazão mínima para a revitalização. Em quanto a vazão máxima para o trecho desconectado, se observou que ele está relacionado diretamente com o nível do rio Tubarão na confluência deles.

**Palavras-chave:** Revitalização. Restauração. Qualidade da água. Rio Tubarão.

## ABSTRACT

This research proposes a methodology to define and estimate elements for the improvement of rivers from local limitations. The proposed methodology was divided into three stages: the assessment of the type of improvement for the definition of elements, the collection of information from the study area and the information processing for the estimation of the defined elements.

The application of the methodology had to define previously the type of improvement that would be implemented given the lack of consensus on the definitions and interventions that they cover. For that, it was defined the improvement terms restoration, rehabilitation and remediation which involve the improvements of revitalization and renaturalization. It was observed that in contrast to the others study terms, the improvement term of restoration was the one with the greater consensus and from it was defined the rest of terms according to prioritize the ecosystem structure or function.

Briefly, this research defines restoration as the utopian improvement that returns the ecosystem to its undisturbed natural state, rehabilitation as the improvement that follows the path of restoration, revitalization as the improvement that enhances the ecosystem function and finally renaturation as the improvement that enhances the structure of the ecosystem.

Once, the type of improvement has been defined, the proposed methodology was applied for the study case of the disconnected path of the Tubarão river noting that in this case the improvement to be performed would be revitalization and the elements to be evaluated would be the minimum flow to maintain an adequate water quality for irrigation of cereals and the maximum flow to avoid local flooding.

The elements assessments showed that the current conditions of the disconnected path would not be enough for the revitalization, but with an increase and control of the flow it could be achieved. On the other hand, it was observed that for this case of study, the constituents of water quality evaluated were influenced by the eutrophication that the river presents constantly and that the dissolved oxygen was the parameter that limited the minimum flow estimation for the revitalization. As for the maximum flow for the disconnected path, it was observed that it is directly related to the level of the Tubarão river at the confluence of them.

**Keywords:** Revitalization. Restoration. Water quality. Tubarão river.



## Lista de figuras

Figura 2.1 Diferenças entre os conceitos de restauração, reabilitação e remediação (Adaptada de BRADSHAW, 1996).....	16
Figura 2.2 Termos de melhoramento de rio segundo função e estrutura do ecossistema (Adaptada de BRADSHAW, 1996).....	18
Figura 3.1 Croquis da expansão até 1870 (fonte: <i>Medeiros</i> , 2006).....	31
Figura 3.2 Bacia hidrográfica do rio Tubarão. ....	32
Figura 3.3 Classificação da declividade da bacia hidrográfica do rio Tubarão.....	34
Figura 3.4 Classificação climática Köepen da bacia hidrográfica do rio Tubarão.....	35
Figura 3.5 Estações pluviométricas e fluviométricas da BHRT.....	36
Figura 3.6 Distribuição da precipitação média mensal ao longo do ano da BHRT.....	37
Figura 3.7 Isoietas da BHRT .....	38
Figura 3.8 Descarga líquida da estação 84580000, Rio do Pouso.....	38
Figura 3.9 Uso de solo da BHRTBCL (fonte: SDM; DIMA; GEHID, 2002).....	40
Figura 3.10 Localização do trecho desconectado do rio Tubarão .....	43
Figura 3.11 Trecho desconectado do rio Tubarão: “rio Morto” .....	44
Figura 3.12 Pontilhões ao longo do trecho desconectado do rio Tubarão.....	44
Figura 4.1 Metodologia para definição e estimação de elementos para o melhoramento de rios .....	47
Figura 5.1 Modelo digital de terreno da área de estudo. ....	53
Figura 5.2 Medição de profundidade em seção no trecho desconectado do rio Tubarão.....	53
Figura 5.3 Pontos da coleta de amostras do 20/05/2016 .....	53
Figura 5.4 Condições de uso de solo adjacentes ao trecho desconectado .....	57
Figura 5.5 Condição de contorno a montante do trecho desconectado do rio Tubarão – Casa de bombas. ....	57
Figura 5.6 Condição de contorno a jusante do trecho desconectado do rio Tubarão. ....	58
Figura 5.7 Dados de maré da estação 2904 – Laguna (fonte: CIRAM) .....	58
Figura 5.8 Esquema do modelo de escoamento hidráulico do “rio Morto”. ....	61
Figura 5.9 Perfil longitudinal do trecho desconectado para a data 20/05/2016.....	62

Figura 5.10 Perfil de velocidades do trecho desconectado para a data de 20/05/2016. ....	62
Figura 5.11 Curvas de calibração para o dia 20/05/2016 – OD, NH <sub>3</sub> , temperatura, NO <sub>2</sub> , P <sub>org</sub> , NO <sub>3</sub> . ....	66
Figura 6.1 Curva níveis a jusante – vazão máxima .....	68
Figura 6.2 Áreas inundadas para as condições de jusante vazão.....	69
Figura 6.3 Áreas inundadas para as condições de jusante e uma maior vazão.....	69
Figura 6.4 Curva níveis a jusante – vazão mínima.....	71
Figura 6.5 Curvas simuladas para a condição de jusante 0.0m e 2.20 m <sup>3</sup> /s de vazão de entrada.....	72
Figura 6.6 Vazões mínimas e máximas segundo nível de jusante para a revitalização do trecho desconectado do rio Tubarão. ....	73

## Lista de tabelas

Tabela 2.1 Definições adotadas pelos autores sobre “restauração” .....	12
Tabela 2.2 Definições adotadas pelos autores sobre “reabilitação” .....	13
Tabela 2.3 Definições adotadas pelos autores sobre “remediação” .....	14
Tabela 2.4 Definições adotadas pelos autores sobre “revitalização” .....	14
Tabela 2.5 Definições adotadas pelos autores sobre “renaturalização” .....	15
Tabela 2.6 Sumario de modelos Hidrodinâmicos existentes para simulação de trechos de superfície livre. ....	24
Tabela 2.7 Sumario de modelos existentes para a simulação de qualidade da água em rios (Fonte: FAN M., 2013). ....	25
Tabela 3.1 Parâmetros geomorfológicos das sub bacias hidrográficas do rio Tubarão.....	33
Tabela 3.2 Estimação das áreas (km <sup>2</sup> ) das sub bacias da BHRT segundo a declividade .....	34
Tabela 3.3 Vazões mínimas, medias e máximas da estação 8458000, Rio do Pouso. ....	37
Tabela 3.4 Uso de solo e cobertura vegetal (Adaptado de: SDM; DIMA; GEHID, 2002).....	39
Tabela 5.1 Constituintes e parâmetros de campo das amostras do 20/05/2016.....	54
Tabela 5.2 Valores de rugosidade de Manning para as áreas adjacentes ao “rio Morto” .....	56
Tabela 5.3 População, Uso de solo e número de cabeças de animais por rebanho em tributários do trecho desconectado do rio Tubarão (*Fonte: IBGE 2016). ....	60
Tabela 5.4 Cargas relacionadas à população (hab), cabeças de animais (unid.) e uso de solo (ha). Adaptado de: Silva (1998), Santos (2003) e Larentis (2004).....	60
Tabela 5.5 Coeficientes utilizados para a calibração do modelo de qualidade da água. ....	63
Tabela 5.6 Índices de atenuação. ....	64
Tabela 5.7 vazões e concentrações nos tributários do trecho desconectado.....	64
Tabela 6.1 Vazão necessária para gerar inundação no rio trecho desconectado segundo a condição de jusante.....	67
Tabela 6.2 vazão mínima segundo condição de jusante. ....	71
Tabela 6.3 valores mínimos e máximos de vazões segundo o nível de jusante para a revitalização do trecho desconectado do rio Tubarão.....	73

## Lista de símbolos

- A : Área da seção transversal ( $m^2$ ).
- $K_T$  : Taxa constante à temperatura
- $K_{20}$  : Taxa constante à 20 °C
- n : Rugosidade de Manning.
- $n_1$  : Fator de grau de irregularidade para a rugosidade de Manning.
- $n_2$  : Fator de variação na seção do canal para a rugosidade de Manning.
- $n_3$  : Fator de efeitos de obstrução para a rugosidade de Manning.
- $n_4$  : Fator de quantidade de vegetação para a rugosidade de Manning.
- $n_b$  : Valor de rugosidade de Manning para a planície de inundação.
- m : Fator de grau de sinuosidade para a rugosidade de Manning.
- Q : Vazão ( $m^3/s$ ).
- $Q_{min}$  : Vazão mínima de revitalização ( $m^3/s$ ).
- $Q_{max}$  : Vazão máxima de revitalização ( $m^3/s$ ).
- S : Fontes e sumidouros ( $kg/s$ ).
- T : Temperatura (°C).
- $\theta$  : Coeficiente de correção da temperatura.
- V : Volume da célula de qualidade da água ( $m^3$ ).
- $\Phi$  : Temperatura da água (°C) ou concentração do constituinte ( $kg/m^3$ ).
- $\Gamma$  : Coeficiente de dispersão ( $m^2/s$ ).

## Lista de Siglas e Acrônimos

ABL	Academia Brasileira de Letras
ANA	Agência Nacional de Águas
ARRN	<i>Asian River Restoration Network</i>
AUD	Dólares australianos
BHRT	Bacia Hidrográfica do rio Tubarão
CELESC	Centrais Elétricas de Santa Catarina
CIRAM	Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DIMA	Diretoria de Recursos Naturais e Gestão Ambiental
DNOS	Departamento Nacional de Obras de Saneamento
EFDTC	Estrada de ferro Dona Tereza Cristina
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Estatística
EU	União Europeia
FAURGS	Fundação de Apoio da Universidade Federal do Rio Grande do Sul
FPC	<i>The Flood Pulse Concept</i>
GEHID	Gerência de Gestão de Recursos Hídricos
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IPH	Instituto de Pesquisas Hidráulicas
MDT	Modelo Digital de Terreno
MEA	<i>Millennium Ecosystem Assessment</i>
ONG	Organização Não Governamental
PMT	Prefeitura Municipal de Tubarão
RAE	<i>Real Academia de la lengua española</i>
RCC	<i>The River Continuum Concept</i>
SDM	Secretaria de estado do Desenvolvimento urbano e Médio ambiente
SC	Santa Catarina
WMO	<i>World Meteorological Organization</i>
WWF	<i>World Wildlife Foundation</i>
USD	Dólares americanos

## Sumário

1	Introdução .....	1
1.1	Contextualização do tema .....	1
1.2	Objetivos .....	3
2	Melhoramento de rios .....	4
2.1	Histórico .....	4
2.2	Cenário Atual .....	6
2.3	Benefícios e restrições em experiências de melhoramento de rios .....	8
2.4	Termos de melhoramento de rios .....	10
2.5	Sugestão de definições de melhoramento de rios.....	18
2.5.1	Restauração.....	19
2.5.2	Reabilitação .....	19
2.5.3	Remediação ou recuperação .....	19
2.5.4	Revitalização .....	19
2.5.5	Renaturalização .....	20
2.6	Aspectos para delimitar o melhoramento de rios .....	20
2.6.1	A qualidade da água no melhoramento dos rios.....	22
2.6.2	O controle das inundações no melhoramento dos rios .....	22
2.7	Modelagem dos processos.....	23
2.7.1	Modelagem hidráulica no melhoramento de rios .....	23
2.7.2	Modelagem da qualidade d'água no melhoramento de rios .....	25
2.8	Regulamentações para melhoramento de rios no Brasil .....	27
3	Área de estudo.....	30
3.1	Rio e Cidade de Tubarão .....	30
3.2	Caracterização da bacia hidrográfica do rio Tubarão e cidade de Tubarão. ....	32
3.2.1	Hidrografia.....	32
3.2.2	Geomorfologia.....	33
3.2.3	Clima .....	35
3.2.4	Pluviometria e fluviometria .....	36
3.2.5	Uso do solo .....	39
3.2.6	Aspectos sócio - econômico .....	40
3.2.7	Qualidade da água .....	41
3.3	O Trecho desconectado .....	42
3.4	Relevância da revitalização do trecho desconectado .....	45
4	Metodologia .....	47

4.1	Estratégia metodológica .....	47
4.2	Avaliação do melhoramento do rio .....	48
4.3	Levantamento de informações .....	48
4.4	Processamento das informações.....	49
5	Aplicação .....	50
5.1	Avaliação do melhoramento.....	50
5.2	Levantamento de informações .....	51
5.3	Processamento das informações.....	55
6	Resultados e discussões .....	67
6.1	Vazão máxima no trecho desconectado .....	67
6.2	Vazão mínima no trecho desconectado.....	70
6.3	Discussão dos resultados .....	72
7	Conclusões e recomendações.....	76
8	Referências Bibliográficas.....	79

# 1 Introdução

## 1.1 Contextualização do tema

Os trabalhos de engenharia fluvial e hidráulica durante muito tempo priorizaram alternativas de retificação dos leitos dos rios e córregos. Estes trabalhos tiveram como objetivos principais disponibilizar novas áreas para agricultura ou para urbanização, direcionar o fluxo para aproveitamento na irrigação ou abastecimento de água para a população ou uso industrial e minimizar as inundações ribeirinhas (BINDER, 1998). Estas atividades humanas são conhecidas por impactar significativamente os processos fluviomorfológicos dos corpos de água; como na conectividade do rio nas suas três dimensões espaciais (largura, profundidade e comprimento), na conectividade hidrológica e no regime do fluxo de água (KONDOLF *et al.*, 2006). Alguns destes impactos são percebidos imediatamente, enquanto outros surgem décadas depois das construções, devido à adaptação dos rios a longo prazo (ARNAUD *et al.*, 2015).

O desenvolvimento da humanidade ao longo da história deu-se preferencialmente no entorno dos rios. Desde os nômades até a aparição das primeiras culturas no mundo, a necessidade de ter acesso à água em quantidade e qualidade suficiente foi uma das prioridades básicas para suprirem-se. Desta forma nasceram as técnicas para o controle e manejo dos corpos de água, que no início não consideravam a importância de preservá-los no seu estado natural. A revolução industrial aperfeiçoou essas técnicas de engenharia e, em meados do século XX, grande parte dos rios no mundo encontravam-se alterados, morfologicamente e qualitativamente, em relação ao seu estado natural.

Observou-se, com o passar do tempo, que as alterações nos rios, sem levar em consideração um planejamento adequado, causavam prejuízos ambientais, ecológicos, econômicas, sociais, paisagísticos e culturais. Assim, diversos projetos e estudos sobre melhoramento de rios alterados passaram a ser efetuados (CRISTÓBAL, 1986; BROOKES, 1987; MACEDO; CALLISTO; PEREIRA, 2011; VAN VUREN; PAARLBERG; HAVINGA, 2015).

O controle de inundações é um dos motivos mais frequentes para alterações em cursos d'água (BRAVARD *et al.*, 1999), sendo que, em muitas situações, os leitos dos rios são retificados deixando trechos e planícies de inundação desconectados, como os casos dos rios Piave e Tagliamento nos Alpes italianos (COMITI, 2012), o córrego Cheonggye-cheon na Coreia do Sul (WOO, 2010), rios retificados pela construção de represas nos Estados Unidos



(AADLAND, 2010), córregos na Austrália (RUTHERFURD; JERIE; MARSH, 2000) ou o rio Tubarão em Santa Catarina/Brasil (SDM; DIMA; GEHID, 2002).

A retificação do rio Tubarão foi realizada após da grande inundação de 1974 (CREA-SC, 2011). As intensas chuvas e a morfologia meândrica original do rio foram fatores importantes para que a histórica inundação ocorresse. A cidade de Tubarão, desse modo, para poder escoar as águas de futuras grandes avenidas decidiu retificar o rio Tubarão isolando o alinhamento meandrado que vai desde a cidade de Tubarão até a laguna de Santo Antônio, em Laguna.

A época, provavelmente não eram bem conhecidos os possíveis impactos negativos do isolamento do trecho original meândrico do rio Tubarão que atualmente é conhecido como “rio Morto”. Os impactos mais ressaltantes no âmbito isolado são a perda do atrativo natural e alteração da paisagem devido a construções habitacionais e cultivos, redução drástica da biota lótica e uma grande degradação da qualidade da água devido ao despejo de resíduos sólidos urbanos, lançamento de efluentes domésticos e industriais. Por outro lado, o rio Tubarão perdeu sua conectividade lateral que interrompe o intercambio natural de nutrientes com as planícies de inundação.

A população de município de Tubarão manifesta seu descontento com o estágio atual do trecho desconectado, principalmente os moradores mais antigos do município que tiveram um contato mais direto com o rio quando ainda não tinha sido isolado e degradado. Dentro das demandas que se comenta na população e recuperar a biota, os peixes que costumavam pescar; recuperar a acessibilidade ao rio, melhorar a qualidade da água para usos domésticos e recuperar o fluxo do rio para uma contribuição na redução dos impactos causados pelas inundações.

O presente trabalho visa avaliar condições para o melhoramento (revitalização) do estágio do trecho desconectado do rio Tubarão, a través de uma metodologia para definir e estimar elementos para o melhoramento de rios tendo em conta as condições locais morfológicas e de qualidade de água. A pesquisa foi desenvolvida no âmbito do Plano de Macrodrenagem do município de Tubarão-SC (IPH; FAURGS, 2013), o qual irá propor um conjunto de medidas estruturais e não estruturais visando minimizar os impactos de inundações do município, incluindo áreas rurais e urbanas.

## 1.2 Objetivos

Esta pesquisa tem como objetivo principal propor uma metodologia geral para definir elementos quali-quantitativos visando o melhoramento de rios a partir de limitações locais

Como objetivos secundários se aplicará a metodologia proposta para a avaliação dos possíveis impactos que a revitalização do trecho desconectado do rio Tubarão causaria nas inundações locais e na qualidade da água deste trecho.

- Determinar as máximas vazões que poderão ser conduzidas ao longo do “Rio Morto” de maneira a não causar inundações locais;
- Determinar os valores mínimos de vazão que garantam a qualidade adequada das águas do “Rio Morto” para usos agrícolas.

## 2 Melhoramento de rios

### 2.1 Histórico

O homem primitivo tem conhecido regiões deficitárias de água ao longo da sua vida nômade. Enquanto ele dependia da caça, coleta e pesca, tinha pouca necessidade de um controle planejado da água. Só depois de aprender a utilizar os processos reprodutivos das plantas, começou a desenvolver técnicas para o aproveitamento agrícola das zonas secas (VARGAS, 2006). Foi nestas zonas áridas e semiáridas que as primeiras grandes civilizações desenvolveram-se junto com as técnicas de captação, armazenamento e canalização: Mesopotâmia, localizada entre os rios Eufrates e Tigre; Índia ao longo do rio Ganges; China no Yangzi; Egito no Nilo (MAUCH; ZELLER, 1966).

Na Europa, a manipulação dos rios começou cerca de 6000 anos atrás. No Egito o desenvolvimento da agricultura nas planícies do rio Nilo, o maior em extensão do mundo começou 2000 anos A.C. No Reino Unido, os maiores trabalhos de canalização para navegação e drenagem de áreas de cultivos foram feitos durante o século XVII e XVIII (PETTS, G. E., 1988); Na China, os rios que cortam o seu território estão vinculados às suas atividades de navegação e agricultura.

A bacia do rio Cheong Gye tem sofrido mudanças desde o estabelecimento da cidade de Seoul em 1394, atual capital da Coreia do Sul (KWON, 2011). A primeira mudança registrada deu-se no início do século XV com objetivo de controlar inundações. O leito principal foi aprofundado, aumentou-se a largura do rio e foram construídos diques nas margens com pedra e madeira.

Mika S. (2010) narra que na Austrália, antes da colonização europeia durante o século XIX, a bacia do rio Hunter possuía uma grande diversidade florestal, quase impenetrável que cobria a maior parte das planícies. Na atualidade, essa abundante vegetação tem sido suprimida para utilizar as terras como áreas de cultivo e menos de 1% da mata nativa permanece até hoje. Isto trouxe como consequência a desaparecimento de pequenas cascatas naturais, o aprofundamento do leito do rio e a redução da biota aquática.

Da mesma maneira, no Brasil tem sido realizadas modificações em rios, principalmente para a regularização de vazões e geração de energia elétrica, os quais têm extinto espécies de peixes e os *habitats* naturais produzidos pelos rios e suas planícies alagáveis (BORZACHIELLO DA SILVA; CRUZ LIMA; ELIAS, 2006).

Nos Estados Unidos e Europa, a revolução industrial incrementou fortemente os projetos de engenharia, os quais incluem construções de barragens e diques, deixando grande porcentagem dos rios contaminados ou alterados de alguma forma. (LAUB; PALMER, 2009; NIENHUIS; LEUVEN, 2001).

É justamente após a revolução industrial, que intensificaram-se as alterações dos rios com as canalizações para facilitar o transporte fluvial e amenizar as ondas de cheia, os isolamentos das planícies de inundação para ganhar terras para cultivo e urbanização; e mais adiante, na era moderna de regulações de rios, como definem Petts e Geoffrey (1988), efetuaram-se as grandes construções de represas para a geração de energia, o controle do regime natural de inundações e estiagem, abastecimento de água e navegação. Segundo Graf (2001) aproximadamente 2% dos rios nos Estados Unidos permanecem inalterados pelas construções de represas. São provavelmente as represas as intervenções antrópicas mais daninhas nos ecossistemas. Aquela estrutura impede a passagem natural das águas, retém os nutrientes que seriam depositados a jusante, bloqueia a passagem de peixes, altera o balanço hídrico e altera a biota nativa no seu entorno.

No Brasil o processo de industrialização iniciou-se na década de 1930. Nesta época se estimulou a implantação de indústrias e se reduziu os incentivos às atividades agrícolas o qual forçou a população rural migrar para as cidades (ALANO GUIMARÃES, 2011). Como resultado desta migração populacional, áreas as margens dos rios foram ocupadas sem planejamento algum e sem instalações de saneamento, saúde e transporte. Com o tempo essas ocupações afiançaram-se isolando aos rios das suas planícies de inundação que agora são apropriadas por ferrovias e rodovias, áreas com solos impermeabilizados.

Por outro lado, não só alterações de tipo estrutural têm degradado o estado dos rios. Por exemplo o incremento do comércio de peles de castores nos estados unidos durante o século XVIII provocou uma caça extensiva deles. Em consequência as represas naturais que eram criadas por eles desapareceram o que provocou um incremento drástico no transporte de sedimentos que com o tempo alterou o leito de muitos rios e córregos (WOHL, 2005). Assim também, por exemplo, o corte indiscriminado de árvores em regiões montanhosas tem alterado do mesmo jeito os rios ao longo do mundo (MAUCH; ZELLER, 1966) Ou o desmatamento das florestas dos rios no Rio de Janeiro para lavouras de café e pastagens para agropecuária (SELLES, 2001).

Com isto, surge a necessidade de atuar frente as tais intensivas alterações nos rios. Durante a década de 1970 a questão ambiental passou a ganhar maior visibilidade. A

preservação dos rios passou a ser reconhecida pela população de forma que foram incorporados dentro do planejamento das cidades (ALANO GUIMARÃES, 2011). Durante a década de 1980 países com maior desenvolvimento têm elaborado projetos de melhoramento de rios e seus recursos, e na década de 1990, diversos projetos de melhoramento foram concretizados (GORSKI, 2010). Se observa que as técnicas para melhora-los surgem após o uso indiscriminado, a alteração intensiva deles e do reconhecimento dos prejuízos que foram causados por algum sistema que superou aos benefícios derivados para a sociedade (LAUB; PALMER, 2009).

## 2.2 Cenário Atual

Atualmente muitos rios em todo o mundo têm sido requalificados nas últimas décadas, e vários estudos pesquisaram os efeitos na biota (KAIL *et al.*, 2015), qualidade da água (RICHARDSON *et al.*, 2011), áreas de lazer e recreação (ÅBERG; TAPSELL, 2013) e no controle de inundações (KONDOLF; MICHELI, 1995).

Dos primeiros esforços de melhoramento de rios podem se encontrar a preservação do rio Tâmesa na Inglaterra. Smith B.(2014) relata que em 1535 redigiu-se a “*preservation of the Thames Act*” no qual se proíbe a qualquer pessoa intervir negativamente no rio para poder frear a degradação que vinha sofrendo. No entanto, esse mandato não foi acatado pela povoação, e em 1858, o rio apresentou tal grau de degradação que os odores que vinham dele eram insuportáveis o qual levou ao fechamento temporário de prédios vizinhos. Nos Estados Unidos acham-se registros de 1860 em que se trata de recuperar a biodiversidade aquática do rio Connecticut e seus tributários.

Durante a década de 1960 e 1970, como mencionou-se, começam a aparecer os primeiros movimentos ambientalista motivado pelas grandes degradações ambientais. A maioria dos movimentos ambientalistas foram fundados após a I Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente Humano realizada em Suécia em 1972. Exemplos disto temos: Movimento Japonês Ambientalista fundada em 1973 que discute as ampliações de produções industriais; Greenpeace formado inicialmente por Alemanha Ocidental, Reino Unido e Irlanda em 1977, que faz campanhas para a proteção da biodiversidade, diminuição da contaminação ambiental e atualmente focado no terreno da educação ambiental; o Partido Verde de Alemanha fundada na cidade de Frankfurt em 1979 que se concentra sua preocupação no controle da chuva ácida que ameaça a floresta alemã.

Experiências de intervenções estruturais em cursos d’água no Brasil, direcionadas ao melhoramento de rios ocorreram em Curitiba (Paraná) na década de 1970 (CASTELNOU,

2006; MACEDO; CALLISTO; PEREIRA, 2011). Os parques criados ao longo do rio Barigüi, que possibilitaram a criação de lagos artificiais, serviram para atenuar as constantes inundações que a cidade sofria anualmente. E para 1985 a cidade de Curitiba passou de ter 0,7 m<sup>2</sup>/hab de áreas verde a 55 m<sup>2</sup>/hab com o qual ganhou o título de “capital ecológica”.

Atualmente continuam-se desenvolvendo estudos para trabalhos de melhoramento de rios no Brasil. Por Exemplo propõe-se procedimentos de avaliação de trabalhos de “revitalização” das bacias a montante do Campus UFSC em Joinville-SC (RIGOTTI; POMPEO, 2011), geração de informação hidráulica e hidrológica para “renaturalizar” o riacho Parnamirim em Recife (OLIVEIRA *et al.*, 2009), proposta de renaturalização das áreas ribeirinhas do córrego Bananal em São Paulo com a construção de parque lineares (THADEU *et al.*, 2007) ou também as orientações técnicas para revitalização de córregos urbanos e rurais para o estado de Rio de Janeiro (SELLES, 2001).

A tendência pelo melhoramento dos rios degradados no mundo trouxe consigo o desenvolvimento de conceitos e teorias sobre os processos naturais que abrangem os rios que buscam explicar os padrões estruturais e bio-funcionais deles. “*The River Continuum Concept*” (RCC), um dos conceitos mais citados na literatura, descreve a estrutura e função da biota ao longo do sistema do rio. Basicamente, o conceito proposto e desenvolvido por Vannote *et al.* (1980) em ecossistemas não perturbados, indica que entender os processos biológicos e a dinâmica dos rios requer a consideração dos fatores físicos formados pela rede de drenagem.

Outro dos conceitos lógicos com maior aceitação é “*The Flood Pulse Concept*” (FPS) proposto por W. Junk (1989). Definido como a maior força que controla a biota nas planícies de inundação, é um conceito basicamente hidrológico, pois se nem uma matéria orgânica exceto animais vivo fossem intercambiados entre planícies de inundações e os leitos principais, não haveria mudanças na qualidade da água, e ainda mais, limitados câmbios na quantidade ocorreriam nas planícies. Estudos posteriores expandem esse conceito com a inserção do “*Flow Pulses*” (TOCKNER; MALARD; WARD, 2000), que mostram a interação das variações de temperatura e fluxo do rio-planície com a estruturação das condições do habitat e a biota.

Esses conceitos, RCC, *Flow Pulse*, *Flood Pulse*, têm como finalidade explicar a relação entre a biota e seus processos; e os fenômenos físicos e hidrológicos. Alterações no meio físico, que é onde o homem tem maior incursão, irão produzir mudanças no âmbito biológico, na biota, que tem tido naturalmente um equilíbrio nos seus ciclos.

No ano 2000, as Nações Unidas (U.N.) introduziu o conceito “*Ecosystem Services*” (Serviços do ecossistema) a través de “*The Millennium Ecosystem Assessment*” (2005)

(Avaliação Ecológica do Milênio). Esta avaliação se focou nas relações dos ecossistemas e o bem-estar humano e particularmente em ditos Serviços do Ecossistema. Os serviços do ecossistema, definido como os benefícios que as pessoas obtêm do ecossistema, é separada em serviços de abastecimento (alimento, água, matérias de construção, combustível e outros), serviços de regulação (regulamento de qualidade da água, clima, inundações e erosão; processos biológicos como polinização, enfermidades e pragas), serviços culturais (estéticos, lazer, espiritual, educacional e recreativo) e serviços de suporte (ciclo bioquímico, produção, habitat e biodiversidade).

Esse Conceito, facilita a integração das ciências ambientais, ecológicas, sociais e econômicas e ajuda no processo de tomada de decisões da gestão dos recursos naturais incluindo os benefícios ambientais na análise de custo benefício da avaliação em vez de atribuir apenas investimento para sua conservação.

Desta forma, avaliar um projeto de melhoramento de um ecossistema ou rio em particular, precisa do conhecimento do estado inicial ou natural dele, precisa quantificar quanto variaram as condições iniciais, quando foi que variaram as funções e estruturas dos ecossistemas e conjuntamente conhecer quais são serviços do ecossistema a recuperar.

Nos países industrializados, ao redor do mundo, se observa um crescimento no desenvolvimento de melhoramentos de rios. Num levantamento realizado pelo “*National River Restoration Science Synthesis*” (NRRSS), de todos os programas de restauração de cursos d’água executados nos Estados Unidos, encontrou-se que foram relatados 37.099 programas (até julho/2004), alguns com intervenções em poucos metros, e outros chegando a quilômetros (BERNHARDT *et al.*, 2005) o qual representa uma grande indústria que maneja pelo menos USD 1bi/ano. Na Austrália estima-se uma inversão em AUD 100m/ano, entanto no Japão USD 1.2 bi/ano na conservação e melhoramento de rios (SMITH; CLIFFORD; MANT, 2014). Isto destaca a importância da conservação dos rios não alterados e do melhoramento dos rios degradados. Além disso a importância do desenvolvimento destes projetos não só abarca o âmbito ambiental, senão também, abrange interesses do tipo econômico e sociais.

### 2.3 Benefícios e restrições em experiências de melhoramento de rios

Os projetos de melhoramento de rios são vistos como projetos benéficos para um ecossistema que foi degradado anteriormente, porém a intervenção é vista como necessária. No entanto existem experiências de intervenções de “melhoramento” que não conduziram ao melhoramento previsto, pelo contrário acabou num estado menos favorável causando prejuízos ou impactos negativos no uso social e econômico das terras.

Experiências disto tem-se com os projetos de reabilitação nas bacias dos rios Heihe e Shiyang na China. Os projetos desenvolvidos nestas bacias deram como resultado de melhoria das condições ambientais proibindo o cultivo, pastagem e corte das árvores. A economia da população residente, que baseia-se nas atividades mencionadas foi impactada severa e negativamente, apesar das medidas econômicas compensatórias adotadas pelo governo, resultando num empobrecimento da população e rejeição do projeto de reabilitação (FENG *et al.*, 2015). Igualmente, as experiências no projeto de melhoramento do Rio Sacramento nos Estados Unidos, concebido para recuperação da biota natural, encontrou oposição da população devido à perda de terras de cultivo, à aparição de insetos nativos e às inundações das planícies (BUCKLEY; CRONE, 2008).

Existe um amplo reconhecimento que as condições sociais e econômicas no melhoramento de rios são parâmetros restritivos para o seu desenvolvimento. E. Åberg (2012), baseando-se em pesquisas sobre a percepção do melhoramento pré, pós e a longo prazo nos rios Skerne e Cole na Inglaterra, concluiu que as intervenções nos rios trouxeram benefícios sociais (áreas de lazer, aumento da percepção de segurança no entorno do rio, paisagem mais agradável) e que envolver a população no processo de melhoramento mostrou atitudes positivas e interesse no cuidado e conservação do entorno. Por outro lado afirma que ignorar o público no desenvolvimento do melhoramento do rio poderia trazer rejeição e descontentamento, o qual poderia pôr em risco a sua realização (ÅBERG; TAPSELL, 2012).

A ARRN (2012) e a ECRR (2013) apresentam estudos de caso na Europa e na Ásia onde destacam os benefícios dos trabalhos de melhoramento com o envolvimento da população. Os principais benefícios mencionados são:

- Melhoramento de espaços de lazer e acessos a estruturas recreativos.
- Recuperação da biodiversidade.
- Envolvimento ambiental da população.
- Melhoramento da qualidade da água.
- Redução dos riscos de inundação.
- Redução de custos de manutenção da drenagem dos rios.
- Redução dos custos de tratamentos da água.
- Incremento dos valores das terras.
- Contribui nos objetivos de planejamento de ordenamento territorial.
- Satisfaz objetivos de políticas de planejamento nacional e local.



Segundo diversas pesquisas revisadas (ÅBERG; TAPSELL, 2013; BUCKLEY; CRONE, 2008; FENG *et al.*, 2015; LAUB; PALMER, 2009), a restrição urbana (social-econômica) poderia se considerar como a variável principal para o desenvolvimento do projeto de melhoramento. Assim, para poder atingir o êxito do projeto, é necessário conhecer uma estimativa dos possíveis impactos negativos e positivos, os aproveitamentos que a população pode ter com o rio, a herança cultural (MULLER; KOLL, 2004), a infraestrutura existente no meio e entender a relação entre as características hidrogeomorfológicas do trecho do rio e os serviços que ele provê.

#### 2.4 Termos de melhoramento de rios

Na literatura sobre melhoramento de rio têm sido aplicados diversos conceitos para definir os trabalhos a ser efetuados. Conceitos tais como restauração, reabilitação, remediação revitalização e renaturalização são utilizados comumente para os trabalhos a se desenvolver no meio. Todos estes conceitos, baseados em atingir o retorno a um estado inicial, ideal, não alterado ou o mais perto possível a esse, carecem de um consenso global ou mesmo em âmbitos locais.

Esses conceitos sofrem influências provenientes de abordagens de diferentes áreas do conhecimento, como biologia, agronomia, antropologia, economia, entre outras. Ademais, permeiam também influências das experiências estrangeiras com linguagens e culturas diferentes (LIMEIRA; SILVA; CÂNDIDO, 2010). Por exemplo Asakawa S. (2004) utiliza o termo restauração para descrever trabalhos de melhoramento de rios se referindo unicamente a criação de acessos a áreas de recreação e lazer; ou Kang T. (2012) para a recuperação da avifauna apenas com a remoção de algumas estruturas civis do rio Cheonggyecheon e a inserção de mata ao longo dele.

O termo Restauração, que tem sido o conceito de melhoramento de rios utilizado com maior frequência é definido pelo Dicionário da Língua Portuguesa (FERREIRA, 1999) como o restabelecimento de uma situação histórica anterior, voltar a um estado primitivo, reparar, pôr em um bom estado. A definição mencionada é demarcada de um jeito geral; pode ser utilizada não só para se referir ao melhoramento de ecossistemas, se não também para falar da recuperação de objetos ou estruturas arquitetônicas com valor histórico, ou inclusive para mencionar a recuperação de situações políticas.

O dicionário define também o prefixo “re” como movimento para trás, mudança de estado; remediação, como curar, suprir de alguma falta ou necessidade ao estado anterior;

reabilita, como restituir ao estado anterior; revitalizar, como dar nova vida. Renaturalizar, como recuperação das condições nativas (FERREIRA, 1999).

Segundo a “*Real Academia de la lengua española*” (RAE, 2014), instituição encarregada de regular a língua espanhola, “*restaurar*” define-se como colocar algo ao seu estado inicial, e o prefixo “*re*” é definido como repetição ou voltar para atrás. Desta forma, deriva as definições em termos ambientais de: Reabilitação, como trazer o ecossistema a um estado anterior para fazer uma tarefa determinada da qual era capaz; remediar, como corrigir ou emendar algo; revitalização, como trazer a vitalidade ou energia do ecossistema ao seu estado inicial; renaturalizar, como recuperar as condições nativas do ecossistema.

O “*Oxford English Dictionary*” (1971) define “*restoration*” (restauração) como o ato de restabelecer um estado antigo anterior ou uma condição intacta ou perfeita. “*rehabilitation*” e definido como restabelecer a um estado ou condição anterior. Ambos términos parecem similares, mas existe uma pequena implicância de não perfeição na reabilitação. “*remediation*”, processo de melhorar ou corrigir algo errado, especialmente detendo dano ao meio ambiente; “*revitalize*”, fazer algo mais forte, ativo ou saudável; “*re-naturalize*”, como o ato de restabelecer animais ou plantas no seu lugar de origem ou algum outro exterior.

O Art. 2 da Lei Nº 9985 (Brasil, 2000) define recuperação como “*restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada a uma condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original*”; e restauração como “*restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo possível da sua condição original*”

Das fontes mencionadas, observa-se que existe consenso a respeito da definição de restauração para se referir a melhoramento de ecossistemas: restabelecer a uma situação anterior, que se entende sem alteração, estado natural ou original. Ao mesmo tempo a definição de reabilitação entende-se como um sinônimo que pode substituir a restauração. Por outro lado, a remediação indica uma correção a um estado que não necessariamente é o estado natural; revitalização e renaturalização referem-se a recuperar as condições nativas, ou seja, as condições biológicas e morfológicas do ecossistema.

Por outro lado, existem organizações que tem definido independentemente ditas terminologias. A União Europeia (EU), a través do “*European Center for River Restoration*” (E.C.R.R. 2013), define restauração como a remoção de estruturas do leito do rio e de suas planícies de inundação para recuperar os processos naturais do rio e de sua geometria. A “*Asian River Restoration Network*” (A.R.R.N. 2012), organização estabelecida por China, Coréia do

Sul e Japão, define como restauração, retornar ao rio seu original ciclo da água por seus próprios meios mediante a redução da influência da atividade humana. A “*Society for Ecological Restoration*” diferente das organizações mencionadas, adiciona o termo “ecológica” ao se referir à restauração de ecossistemas, assim restauração ecológica é definida como processos para recobrar a biodiversidade e os serviços dos ecossistemas que tem sido degradados (S.E.R. 2015).

Com a inserção do conceito de serviços do ecossistema, benefícios que a natureza pode prover aos humanos (M.E.A. 2005), na definição de restauração ecológica, a identificação dos componentes alterados tem sido avaliada com maior facilidade. No entanto, esta inserção fez que o termo restauração passe a ser utilizado como recuperação do ecossistema em sua totalidade para a recuperação de específicos serviços do ecossistema (PALMER; FILOSO; FANELLI, 2014), o qual difere muito da definição original de restauração. Nas tabela 2.1, Tabela 2.2, Tabela 2.3, Tabela 2.4 e Tabela 2.5 se apresentam algumas definições que tem sido adotadas por pesquisadores sobre restauração, reabilitação, remediação, revitalização e renaturalização.

**Tabela 2.1 Definições adotadas pelos autores sobre “restauração”**

Autor	Definição de Restauração
Gore J. (1985)	Processo de recuperação obtido pela manipulação de várias combinações hidrológicas, qualidades da água, estrutura do habitat aquática e zonas ribeirinhas.
Cairns J. (1989)	O completo retorno estrutural e funcional para um estado pre-perturbado.
Lewis (1990)	Retorno de uma condição perturbada ou totalmente alterada a uma condição anterior natural.
Kondolf G. (1995)	Retorno do ecossistema perto da sua condição antes da perturbação.
Bradshaw A. (1996)	Retornar o ecossistema ao estado original.
Henry et. al. (2002)	Retornar um ecossistema para a sua condição antes da perturbação (se é conhecido, e possível).
Wohl E. (2005)	Melhoramento dos processos hidrológicos, geomorfológicos e ecológicos em numa bacia degradada e substituir os elementos danados, perdidos ou comprometidos do sistema natural.

Findlay S. (2006)	Retorno total do ecossistema a seu estado natural.
Buckley M. (2008)	Restabelecer o predomínio histórico dos serviços e funções dos ecossistemas dominados socialmente.
Sear D. (2009)	Restaurar os processos a uma condição definida por uma condição natural de referência.
Aadland L. (2010)	Recuperação dos processos hidrológicos, morfológicos e a sua conectividade com a planície de inundação.
Limeira M. (2010)	Ações que envolvem objetivos para retornar o rio à sua condição original.
Cengiz B. (2013)	Recuperar o estado físico inalterado, os estados físico e químico nativos do rio. Se requer recuperar os estados imperturbados das funções e estruturas do ecossistema.
Rosgen D. (2013)	Estabelecer as condições físicas, químicas e funções biológicas do sistema do rio que se auto regulam e emulam o estado natural segundo as restrições e condições da bacia.
Arnaud F. (2015)	Recobrar processos hidro geomorfológicos e as funções do ecossistema

**Tabela 2.2 Definições adotadas pelos autores sobre “reabilitação”**

Autor	Definição de Reabilitação
Large A. (1996)	Recuperação das margens do rio baseando-se na história dele e seu estado atual.
Bradshaw A. (1996)	Retornar à condição anterior, mas não necessariamente em sua totalidade (não completamente natural ou primitivo).
Schoor M. (1999)	Reinserção de processos naturais em rios regularizados e recuperação das suas planícies de inundação.
Rutherford I. (2000)	Melhorar os aspectos mais importantes do entorno do rio deixando ele perto da sua condição inicial.
Findlay S. (2006)	Melhoramento do ecossistema ao longo do mesmo vetor de restauração onde alguns dos elementos do sistema biofísico natural são recuperados.
Reichert P. (2007)	Restabelecer parte do ecossistema restrito pelo entorno social.
Thonon I. (2007)	Remoção de estruturas civis para recuperação das planícies de inundação.

Sear D. (2009)	Modificação física à forma do rio para recrear as características físicas do habitat danado de um estado natural de referência (inserção de meandros, material dragado, recuperação da morfologia do leito).
Limeira M. (2010)	Manutenção de apenas alguns aspectos do rio que o retornam a uma condição mais natural.
Åberg E. (2012, 2013)	Recuperação da conectividade com a planície de inundação, melhoramento da qualidade da água, criação de acessos a áreas de lazer, recuperação da estética natural conservando condições urbanas e sociais.
Cengiz B. (2013)	Recuperação parcial das funções e/ou estruturas do rio ou habilitar condições funcionais.
McCormick (2015)	Esforços por recuperar a morfologia, ecológica e hidráulica preservando as condições sócio culturais.

**Tabela 2.3 Definições adotadas pelos autores sobre “remediação”**

Autor	Definição de Remediação
Bradshaw A. (1996)	Oferecer uma solução diferente que pode terminar, em alguns casos, num estado com maior valor econômico.
Rutherford I. (2000)	Melhorar a condição ecológica do trecho que não necessariamente são as condições naturais anteriores à perturbação.
Findlay S. (2006)	Melhoramento de algumas funções do ecossistema e riqueza de espécies.
Limeira M. (2010)	Reconhecimento que a recuperação da condição original não seria tão relevante e se optaria por uma condição inteiramente nova.
Loar J. (2011)	Refere-se a trabalhos de melhoramento da qualidade da água e estabilização de taludes dos trechos avaliados.
Wang J. (2012)	Melhoramento da qualidade da água a través da inserção de plantas e animais aquáticos, e técnicas físicas e químicas.

**Tabela 2.4 Definições adotadas pelos autores sobre “revitalização”**

Autor	Definição de Revitalização
Selles I. (2001)	Desenvolvimento do trajeto do rio mais natural (meândrico, entrelaçado, etc.), conservação ou reinserção de mata ciliar nativa, melhoramento de qualidade da água conservação do material depositado naturalmente do rio e criação de áreas de lazer e recreação.

Zellhuber A. (2007)	Melhoria dos principais aspectos de um ecossistema. Recuperação de processos e elementos-chave para cessar e reverter o estado degradado do mesmo; combater as causas que geram degradação.
Machado A. (2008)	Ações que promovam o uso sustentável dos recursos naturais, a melhoria das condições sócio ambientais da Bacia e o aumento da quantidade e da qualidade da água.
Filho K. (2009)	Buscar a morfologia mais natural do rio, restabelecer a continuidade do curso d'água para fauna migratória, arborizar e/ou estabelecer a vegetação espontânea marginal, criação de áreas de lazer e recreação.
Rigotti J (2011)	Restabelecer funções ecológicas com algumas características do ecossistema original incluindo as necessidades das pessoas em seu escopo.
Pataki B. (2013)	Refere-se a restaurar a conectividade dos meandros abandonados por causa da retificação do leito e a recuperação da retenção de nutrientes nas planícies por meio da construção de vertedores nestes meandros.

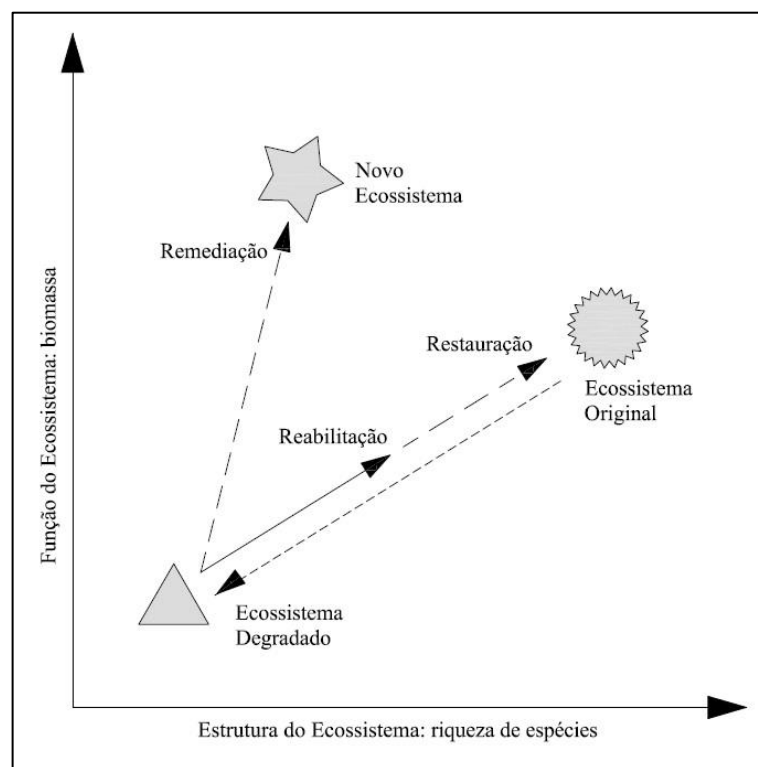
**Tabela 2.5 Definições adotadas pelos autores sobre “renaturalização”**

Autor	Definição de Renaturalização
Binder W. (1998)	Recuperar o mais próximo possível a biota natural, preservar as áreas naturais de inundação e impedir quaisquer usos que inviabilizem tal função sem colocar em risco as zonas urbanas e vias de transporte, e sem causar desvantagens para a população e para os proprietários das áreas vizinhas.
V. Lüderitz (2004)	Renaturalização ou revitalização é caracterizado pelo melhoramento da variedade da biota e a sua capacidade de se-purificar
Filho K. (2009)	Refere-se à recuperação da biodiversidade e da mata ciliar, desassoreamento do rio, implementação de políticas para ocupação das margens mais consentânea (implementação de sistemas de esgoto e retirada de ocupação muito próxima ao leito principal), criação de parques lineares.
Limeira M. (2010)	Recuperação do rio de modo a regenerar o mais próximo possível à biota natural.
Cengiz B. (2013)	Recuperar um estado natural do ecossistema sem apontar ao estado original.
Baptista M. (2014)	Recuperação das funções hidrológicas: recarga de aquíferos, vazão natural.

Observa-se que restauração, referindo-se ao melhoramento de rios degradados, é o conceito de partida para as demais definições de melhoramento mencionados por ser este o mais geral com objetivos apontando ao estado natural, primitivo sem alteração. Se bem é uma definição de condição ideal, difícil de alcançar pelos altos custos que representariam as

intervenções no meio, pela falta de conhecimento das condições ambientais originais ou pelas condições hidrológicas atuais (WADE; LARGE; DE WAAL, 1998); esse conceito de melhoramento tem sido uma das definições com maior consenso pelos pesquisadores.

Em 1996, Bradshaw A. na publicação “*Underlying principles of restoration*” destaca a relação entre os termos restauração, reabilitação e remediação e a estrutura e funções do ecossistema. Na Figura 2.1 amostra-se uma adaptação do esquema que relaciona os termos mencionados. Nele se observa um estado inicial chamado de “ecossistema original”. Tal estado, devido na maioria dos casos a intervenções antrópicas, é conduzido a um estado de degradação, artificial o qual lhe faz perder diversidade tanto em estrutura como em função.



**Figura 2.1** Diferenças entre os conceitos de restauração, reabilitação e remediação (Adaptada de BRADSHAW, 1996)

Tais funções do ecossistema referem-se às interações dos elementos biológicos e não biológicos. Essas funções são as condicionantes que modelam a estrutura do ecossistema a qual refere-se à riqueza de espécies. Por exemplo, se um rio fosse canalizado, a conectividade lateral se perderia, impedindo que os nutrientes que naturalmente chegavam à planície de inundação não sejam depositados. A perda da conectividade lateral do rio, que representava a força motriz nas funções do ecossistema (CASTELLA *et al.*, 2012) quebra o nexo da cadeia trófica, o qual representa perda da biodiversidade vegetal e animal, perda da estrutura do ecossistema.

Com a inserção dos conceitos de funções e estruturas do ecossistema a avaliação deles no estado que encontrarem-se virou objetivo. Os conceitos permitem estimar quantitativamente as variações que aconteceram e ao mesmo tempo permitiriam visualizar se são factíveis trabalhos de remediação, reabilitação ou no melhor dos casos atingir a restauração.

Segundo a literatura revisada, o conceito de reabilitação descreve uma condição ao longo de mesmo vetor de restauração, onde elementos do ecossistema são recuperados, mas não todos por causa de restrições urbanas (FINDLAY; TAYLOR, 2006). Segundo os autores citados a reabilitação teria como fator principal a recuperação da geometria natural original do rio: planícies de inundação, trajetórias meândricas, profundidade do leito; o qual permitiria recuperar a maior parte das funções e estruturas do ecossistema por tanto também os serviços aproveitados dele (FENG *et al.*, 2015; GILVEAR; SPRAY; CASAS-MULET, 2013; RUTHERFURD; JERIE; MARSH, 2000; SCHOOR *et al.*, 1999; THONON; KLOK, 2007).

Em contraste com o conceito de reabilitação, remediação aponta a uma recuperação do ecossistema a uma condição ecológica diferente que possa terminar num valor econômico, social, ou ambiental melhor ao estado alterado prévio (serviços). Recuperação, da mesma forma como remediação (BRASIL, 2000), buscam a restituição do ecossistema para um estado não degradado que não necessariamente é o original.

A revitalização é mencionada como melhoramento de elementos chaves tais como a qualidade da água, reinserção de mata nativa, recuperação da conectividade de meandros isolados tendo em conta as necessidades da população do entorno. Renaturalização é descrito como os esforços para recuperar a biota natural tendo também como restrição a população que habita as zonas adjacentes.

Segundo Bradshaw (1996) o melhoramento de um ecossistema degradado pode seguir dois caminhos: o caminho da reabilitação o qual segue o sentido da restauração e o caminho da remediação que segue um caminho distinto dentro das dimensões de função e estrutura do ecossistema. Apesar que os termos de revitalização e renaturalização não são mencionados pelo autor, eles podem ser considerados como formas de remediação por terem restrições urbanas, que em comparação à reabilitação, não permitiriam a recuperação das áreas que naturalmente pertencem ao rio, se não, de outra forma, optam por se adaptar em novas condições espaciais.

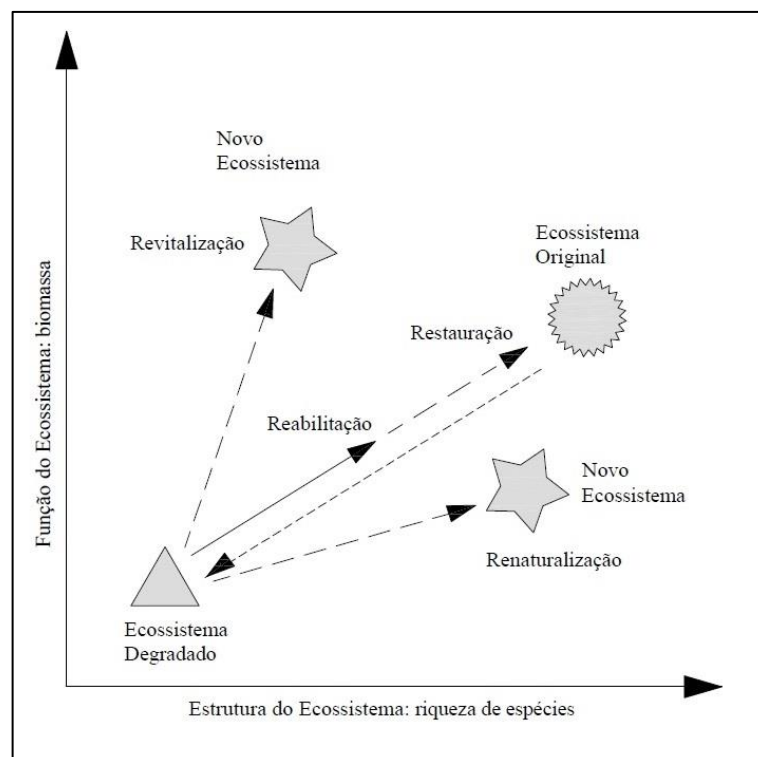
Adicionalmente, revitalização e renaturalização podem ser diferenciados pelos escopos a serem atingidos. A revitalização procura prioritariamente recuperar as funções do ecossistema (qualidade da água, regime hidrológico, outros); e no caso da renaturalização, a tendência é priorizar a recuperação da estrutura do ecossistema (riqueza de espécies).



Visto que o melhoramento de um ecossistema para seu estado inicial não alterado é pouco viável, o que ocorre na prática são reabilitações ou algumas das formas de remediação (revitalização ou renaturalização) as quais são as opções mais pragmáticas e adequadas no melhoramento de rios, já que na maioria das vezes as condições históricas nativas da bacia não são conhecidas. No entanto, não significa que a restauração não possa ser atingível. A restauração pode se dar se os esforços de melhoramento são encaminhados na direção certa e depois permitir ao ecossistema auto recuperar-se a través do tempo (BRADSHAW, 1996).

## 2.5 Sugestão de definições de melhoramento de rios

Segundo as definições adotadas nas pesquisas dos autores, organizações e publicações mencionadas anteriormente para os termos de restauração, reabilitação, remediação, revitalização e renaturalização; sugerem-se as definições apresentadas a seguir, baseando-se nas funções, estruturas e serviços dos ecossistemas. A Figura 2.2 mostra graficamente a proposta dos termos de melhoramento de rios onde se destaca a diferença entre revitalização e renaturalização segundo se aprimore o melhoramento da função ou da estrutura do ecossistema respectivamente.



**Figura 2.2** Termos de melhoramento de rio segundo função e estrutura do ecossistema (Adaptada de BRADSHAW, 1996)

### 2.5.1 Restauração

Restabelecimento total das funções e estruturas originais naturais do rio (físicas, químicas e biológicas) anterior à intervenção antrópica.

A restauração do rio implicaria a retirada de qualquer condição antrópica tanto no leito do rio quanto em suas planícies de inundação e bem como em qualquer ponto da bacia hidrográfica, o que define um melhoramento de realização utópica.

### 2.5.2 Reabilitação

Restabelecimento limitado das funções e estruturas do rio, que necessariamente são os naturais originais para a recuperação parcial dos serviços do ecossistema conservando condições antropizadas no meio.

Reabilitar refere-se a devolver ao ecossistema algo original que fazia parte dele, algo físico. Entende-se por planícies de inundação, desenvolvimento meândrico, regime hidrológico.

Não será considerado reabilitação se a recuperação das funções e estruturas são alheias às condições naturais originais. Por exemplo inserção de meandros num alinhamento que não é o original do rio.

### 2.5.3 Remediação ou recuperação

Melhoramento das funções e estruturas do ecossistema do rio a um estado diferente ao original natural para obter novos ou similares serviços conservando condições urbanas ou antropizadas no meio.

Considera-se remediação trabalhos de melhoramento que sejam alheios às condições originais do rio. Por exemplo construção de parques lineares, áreas de lazer, mudança da qualidade da água para irrigação, consumo humano ou industrial, inserção de biota não necessariamente nativa.

### 2.5.4 Revitalização

Remediação do ecossistema alterado procurando melhorar prioritariamente a função do ecossistema do rio para a obter novos ou similares serviços conservando condições urbanas ou antropizadas existentes.

Considera-se revitalização aos trabalhos de reconexão de meandros abandonados, recuperação parcial de regimes hidrológicos, melhoramento da qualidade da água, estabilização de taludes.

#### 2.5.5 Renaturalização

Remediação do ecossistema alterado procurando melhorar prioritariamente estrutura do ecossistema do rio para obter novos ou similares serviços conservando condições urbanas ou antropizadas existentes.

Considera-se renaturalização a trabalhos de reinserção de biota (não necessariamente a nativa original), construções de parques lineares e áreas de lazer adjacentes ao rio, controle de erosão, revegetação das margens.

#### 2.6 Aspectos para delimitar o melhoramento de rios

O melhoramento de rios não se dá simplesmente intervindo no ecossistema lótico alterado para recuperar algum estado anterior à alteração sofrida. O melhoramento precisa ter uma avaliação dos componentes locais e o conhecimento de como foi variando o ecossistema no tempo (JOHNSON; RICHARDSON; NAIMO, 1995; KRISTENSEN, E. A. *et al.*, 2014).

Para isso, a continuação se enumera aspectos que delimitam o melhoramento de rios e os elementos que podem ser considerados para avaliação dele:

- Biota:

Sobre esse tipo de aspectos se pode mencionar que a biota do ecossistema é uma condição importante que está fortemente ligado à morfologia do rio e aos regimes de vazão líquida e sólida (KAIL *et al.*, 2015). Mudanças drásticas nestes regimes de vazão alterariam os ciclos bióticos de distintas espécies causando mudanças primordialmente na quantidade deles.

Os elementos que se recomenda avaliar são os regimes de vazões e a qualidade da água.

- Corpo de águas

Os rios não se encontram isolados unicamente à calha principal e às planícies de inundação. Eles têm conexão com fluxos subterrâneos que os conecta com outros corpos de água como lagoas, mananciais ou aquíferos. Mudanças nas vazões ou na qualidade das águas nos rios poderia impactar diretamente no volume ou nas características

originais destes corpos de água. As consequências seriam mudança de volumes dos corpos, mudança na qualidade que poderia afetar a biota local.

Para esse caso se recomenda a avaliação dos regimes necessários de vazões para evitar grandes mudanças no volume e na qualidade deles.

- Morfológicos

Os maiores impactos que tem acontecido nos rios foram as mudanças nas suas morfologias: isolamento das planícies, retificações e canalizações, isolamento de meandros. E com o tempo passou-se a ver os canais lineares como um estado “natural”. A modificação drástica da morfologia traz mudanças na sua dinâmica como resposta. Principalmente se observa o aumento de erosão nas margens devido ao fluxo que agora está condicionado a passar unicamente pela calha principal. Se observa também assoreamento por causa da mudança do alinhamento do rio que traz sedimentos de montante da retificação para jusante da mesma.

Se recomenda a avaliação dos regimes de vazões máximas do rio, dos níveis máximos, da topografia adjacente a calha do rio, da estabilidade dos taludes das margens e dos câmbios geomorfológicos dos meandros.

- Aspectos sociais e econômicos

A avaliação deste fator passa pelo conhecimento do que a população requer do rio que pretende ser melhorado e de como tem utilizado ou utilizam atualmente ele. Pode ocorrer o caso de a população não requer melhoramento algum, porque encontram a situação atual do rio é satisfatória para eles (MULLER; KOLL, 2004). É importante o relato dos habitantes mais antigos do local para estimar as condições do rio e como eles o aproveitavam: pesca, irrigação, lazer, visual estético. Com isso, direcionar o melhoramento ao desejado.

Neste caso pode-se avaliar a qualidade da água que se precisaria para alguma atividade específica: pesca, irrigação, lazer. Se pode avaliar também as testemunhas dos moradores para saber se o melhoramento do rio é desejado.

Com tudo, diversos aspectos que podem delimitar a escolha do tipo melhoramento de rio e os elementos para ser avaliados estarão de acordo ao escopo do melhoramento escolhido.

### 2.6.1 A qualidade da água no melhoramento dos rios

A reabilitação ou remediação de um rio não poderia se dar se a avaliação da qualidade da água dele não fosse considerada no desenvolvimento do melhoramento. Assim, o rio não teria tido mudado na sua qualidade de água, mas sim outras funções. É importante o conhecimento da sua condição base como registro histórico.

Pode-se afirmar que a qualidade da água é a principal função num ecossistema. A interrupção do fluxo através de barragens, o incremento do fluxo de sólidos por causa de solos expostos da deflorestação ou por lançamentos antrópicos diretos ao rio variarão as concentrações naturais de sedimentos e nutrientes que o rio transportava, concentrações que tomaram centos de anos em chegar a um equilíbrio que condicionavam aos ecossistemas que atravessavam.

Na Califórnia, EU, esforços no melhoramento dos processos fluviais e biológicos nos rios alterados têm abrangido a modificação das barragens construídas e importação artificial do material retido a montante deles com a finalidade de acrescentar o aporte de sedimentos ou de material granulado, tentar reabilitar um estágio anterior da qualidade da água (KONDOLF, 1998; KONDOLF *et al.*, 2007).

Na Alemanha por exemplo, o rio Ohrenbach após a inserção de sistemas de irrigação durante o século XIV, a qualidade das águas do rio tinha sido melhorada significativamente devido à filtração pela qual passava através da grama. Após um recente “melhoramento” do rio, os sedimentos em suspensão dele aumentaram provocando a desaparecimento do mexilhão o qual existiu desde vários séculos atrás pela intervenção antrópica e além disso, a grama utilizada para pastagem desapareceu devido à paralização da irrigação (MULLER; KOLL, 2004)

Observa-se que a qualidade d'água é um importante variável no processo de melhoramento de um rio. A importância dele está no conhecimento e previsão de possíveis estágios para os quais será destinado como por exemplo de irrigação ou a conservação da qualidade para usos como pesca e lazer. Desta forma, tratando-se de trabalhos de remediação, uma adequada modelagem da qualidade d'água evitaria transtornos no meio socioeconômico da população que veio aproveitando os recursos do rio.

### 2.6.2 O controle das inundações no melhoramento dos rios

Define-se “inundação”, segundo a WMO (2012), como elevação rápida do nível da água que ocupa planícies durante esses períodos. No Brasil se define como submersão de áreas fora dos limites normais de um curso principal de água em zonas que normalmente não se encontram

submersas conhecidas como áreas marginais ou planícies de inundação (CARVALHO; MACEDO; OGURA, 2007; MIN, 2012). Como se relatou anteriormente, as planícies de inundação dos rios têm sido ocupadas pela cercania aos recursos que fornecia e para o aproveitamento das terras no cultivo, pastagem e moradia, e por causa do desconhecimento destes fenômenos naturais, a população que ocupou as planícies tem sido prejudicada.

Como na maioria dos casos das cidades, as planícies de inundação têm sido fortemente ocupadas, porém os projetos de melhoramento são focados na remediação ou seja: ou na revitalização ou na renaturalização, os quais têm em conta as condições urbanas no processo de melhoramento. Como por exemplo o caso do rio Ritobäcken Brook na Finlândia, rio que tem sido isolado da sua planície de inundação (ECRR, 2013). O rio Ritobäcken tem sido retificado para aproveitar suas planícies como áreas de cultivo, no entanto o rio periodicamente extravasava aquela nova calha prejudicando as áreas de cultivo da população. Para poder controlar as inundações do rio Ritobäcken dragou-se e desenhou-se uma seção de rio mais larga para, assim, permitir a passagem de vazões maiores. A terra dragada foi utilizada para aterrar as áreas de menor cota, assim, com essas medidas reduziu-se o risco de inundação das áreas de cultivo e os custos de manutenção do rio reduziram-se.

Com o desenvolvimento das teorias lóxicas, entendeu-se que os rios naturalmente faziam uso das planícies durante curtos períodos de tempo como parte do ciclo natural dos ecossistemas onde os nutrientes são carregados pela água em pulsos (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989) No entanto, as demandas por terras para o aproveitamento antrópico levam à população a ocupar planícies de inundação pelo fácil acesso e morfologia a pesar que à época é mais difundido e conhecido os impactos prováveis dessas práticas.

## 2.7 Modelagem dos processos

### 2.7.1 Modelagem hidráulica no melhoramento de rios

Os modelos computacionais ajudam no processamento e entendimento dos fenômenos hidrodinâmicos que acontecem nos rios. As coletas de dados em campo delimitam as condições de contorno que se adotarão na modelagem para uma adequada representação da realidade. Os melhoramentos de rio podem fazer um bom proveito da modelagem hidráulica para seus desenvolvimentos.

No país de Gales, no rio Afon Morlais, simulou-se hidraulicamente um trecho meândrico de 3km para estimar as velocidades profundidades e esforços de corte com a finalidade de desenhar adequadamente o melhoramento do rio para a estimar os processos de recolonização

de espécies nativas na área (BOCKELMANN *et al.*, 2004). Da mesma forma nos Estados Unidos, em Piedmont (VIOLIN *et al.*, 2011), estudaram-se e modelaram-se córregos para estimar os níveis de água com a finalidade de conhecer se as condições físicas são suficientes para recobrar as funções biológicas antigamente existentes.

Assim, a modelagem hidráulica além de ter sido utilizadas amplamente no campo da engenharia, serve também como ferramenta auxiliar na análise dos ecossistemas; ajuda ao entendimento das características físicas do meio que se pretende promover um melhoramento. A Tabela 2.6 mostra um resumo de modelos existentes para simulação de trechos de superfície livre.

**Tabela 2.6 Sumario de modelos Hidrodinâmicos existentes para simulação de trechos de superfície livre.**

Modelo (Referência)	Descrição
HEC-RAS 5.0.3 (BRUNNER, 2015)	Modelo desenvolvido pelo USACE com capacidade de simular fluxo unidimensional e bidimensional de propagação de trechos em régimen permanente e não permanente. O modelo pode incluir estruturas hidráulicas nas simulações como Pontes, barragens, alcantarillas e outros. Possui módulos de análises de qualidade da água e transporte de sedimentos.
WSPRO (SHEARMAN, 1990)	Modelo desenvolvido pelo USGS com capacidade de simular fluxo unidimensional em regímenes crítico, subcrítico e supercrítico para escoamento permanente e não permanente. WSPRO é aplicado em análises de perfis de superfície d'água para desenho de estradas como também para mapeamento de inundações e estudos de curvas chaves.
FESWMS-2DH (FROEHLICH, 1989)	Modelo desenvolvido pelo USGS que simula escoamento bidimensional em régimen permanente e não permanente. Desenvolvido para análises do fluxo na intersecção de córregos com pontes onde pode existir condições hidráulicas complicadas. Também é aplicado em modelamentos de rios pouco profundos, modelamentos de planícies de inundação e áreas costeiras onde o modelamento bidimensional é essencial.
FLO 2D (FEMA, 1986)	Foi contextualizado em 1986 para predição de fluxo de lamas. Tem capacidade de simular escoamento unidimensional e bidimensional em canais abertos e planícies de inundação. Inclui módulos de simulação hidrológica.
MIKE flood (DHI, 1990)	Modelo desenvolvido pelo DHI (instituto da água e médio ambiente) com capacidade de simular escoamento unidimensional e bidimensional que envolva inundação de planícies, áreas urbanas, planícies costeiras, represas, redes de drenagem, barragens e outros.
(BLADÉ <i>et al.</i> , 2014)	Iber é um modelo bidimensional para a simulação de escoamento libre e processos de transporte em rios. Foi desenvolvido pelo GEAMA (Universidade de Coruña) e o instituto Flumen (Universidade de Catalunya). O modelo possui módulos de transporte de sedimentos, fluxo de marés em estuários e simulação de rotura de barragens.

## 2.7.2 Modelagem da qualidade d'água no melhoramento de rios

Os modelos de qualidade das águas de rios vêm sendo utilizados desde o desenvolvimento do modelo de OD (oxigênio dissolvido) e DBO (demanda bioquímica de oxigênio) de Streeter Phelps (VON SPERLING, 2007) onde devido à baixa capacidade computacional disponível os problemas eram resolvidos para trechos de rios com geometria simples (FAN M., 2013).

Fan M. (2013) menciona que é possível estimar as concentrações de um parâmetro de qualidade em todo o corpo hídrico em um intervalo de tempo desejado  $t$ , não obstante, para cursos de água a dispersão transversal dos constituintes nas direções  $z$  e  $y$  ocorreram de forma rápida permitindo desconsiderar nos cálculos.

Os modelos de qualidade d'água são ferramentas que permitem analisar os efeitos das ações naturais e antrópicas integradas sobre diferentes seções do sistema fluvial (LARENTIS, D.; COLLISCHONN; TUCCI, 2008). Ao mesmo tempo, ajudam a tomada de decisões para o melhor desenvolvimento de cidades como o caso da bacia do lago Taihu na China, onde se utilizou o software Qual-2K para a eleição de programas de melhoramento da qualidade d'água (ZHANG, R. *et al.*, 2012). Também, o caso do rio Minnessota, onde se utilizou o software HEC-RAS para poder prever as concentrações dos parâmetros de qualidade d'água (ZHANG, Z.; JOHNSON, 2014).

Á época, tem se desenvolvido uma série de modelos que ajudam a tomada de decisões em relação à qualidade da água. A Tabela 2.7 mostra um sumário de modelos existentes para a simulação de qualidade da água em rios.

**Tabela 2.7 Sumario de modelos existentes para a simulação de qualidade da água em rios (Fonte: FAN M., 2013).**

Modelo (Referência)	Descrição
AQUASIM (EAWAG, 1998)	Desenvolvido no Instituto Suíço de Ciência Ambiental e Tecnologia, o modelo executa além das simulações, análises de sensibilidade e estimativas de parâmetro que usam dados medidos. O AQUASIM permite que o usuário modifique estrutura do modelo e os valores dos parâmetros com facilidade.
AQUATOX (USEPA, 2000)	Modelo de simulação de ecossistemas aquáticos. O AQUATOX permite avaliar o comportamento de vários poluentes, como nutrientes e produtos químicos orgânicos e seus efeitos nos peixe, invertebrados e plantas aquáticas. O principal objetivo do modelo é permitir avaliar os riscos ecológicos de ecossistemas aquáticos.



BASINS (USEPA, 2012)	É um sistema de análise ambiental de uso múltiplo atualmente integrado ao SIG denominado MapWindow GIS® e projetado para o uso das agências regionais, estatais, e locais para os estudos de qualidade de água, focado em bacias dos Estados Unidos.
CE-QUAL- R1V1 (USACE, 1990)	Modelo hidrodinâmico e unidimensional para simular a qualidade de água em rios onde a variação longitudinal é importante, mas as variações na profundidade e na lateral podem ser desprezadas. Conveniente para vazões não permanentes. Os constituintes modelados são: temperatura, coliformes, nitrogênio, DBO, algas, fósforo, OD e metais.
CE-QUAL- W2 (Cole, 2003)	Modelo bidimensional (longitudinal/vertical) e hidrodinâmico. Pode ser aplicado a rios, lagos, reservatórios e estuários. As versões atuais têm a capacidade de modelar bacias de rios inteiras, interligando rios e lagos, reservatórios e/ou estuários. Esse modelo pode simular 21 constituintes além da temperatura.
MIKE 11 (Danish Hydraulic Institute, 1990)	Modelo desenvolvido pelo Instituto Dinamarquês de Hidráulica para simular processos de águas pluviais/escoamento em bacias e hidrodinâmica e qualidade da água em corpos de água unidimensionais. A hidrodinâmica é baseada em uma solução diferencial finita para as equações completas de St. Venant para escoamento de canal aberto; é simulado escoamento não permanente. É utilizado para simulação de poluição urbana para a avaliação de descargas intermitentes. Os usos desse modelo são: a) análise de riscos de inundação; b) previsão de inundação de tempo real; c) avaliação de qualidade de água em rios, reservatórios e áreas alagadas; d) previsão de qualidade de água e rastreamento de poluente; e) transporte de sedimentos e morfologia de rio; f) integração da água superficial e subterrânea para análise de água, sendo indicado para rios, canais e sistema de irrigação, pois simula escoamento superficial. Os constituintes simulados são OD, DBO, coliformes, nitrogênio, fósforo, metais e indicadores aquáticos (fitoplâncton, zooplâncton e demanda bentônica).
WASP7 (Ambrose et al., 1993)	Modelo hidrodinâmico de sistemas aquáticos (coluna d'água e camada bentônica). Permite que o usuário estude 1, 2, e 3 dimensões e vários tipos de poluente. Os processos de advecção, dispersão e carga difusa e pontual são representados no modelo. Os constituintes modelados são: nitrogênio, fósforo, OD, DBO, algas, produtos químicos orgânicos, metais, mercúrio, agentes patogênicos e temperatura.
QUAL-2E (Brown e Barnwell, 1987)	Modelo de qualidade de água abrangente e versátil de reconhecimento internacional. Ele pode simular até 15 constituintes de qualidade de água: OD, DBO, temperatura, algas, amônia, nitrito, nitrato, nitrogênio orgânico, fósforo orgânico, fósforo dissolvido, coliformes, três substâncias conservativas e uma arbitrária não conservativa. O modelo pode operar em regime permanente ou dinâmico. Considera múltiplas descargas de esgoto, retiradas de água, afluências e entradas incrementais. É um modelo unidimensional. Metais podem ser simulados arbitrariamente como constituintes conservativos ou não. A hidrodinâmica é baseada na equação unidimensional de advecção-dispersão.
QUAL-2K (Chapra e Pelletier, 1996)	Modelo distribuído pela USEPA ( <i>United States Environmental Protection Agency</i> ), é eficiente para simular as condições hidrológicas e de qualidade da água de pequenos rios quando os dados de entrada são confiáveis. O modelo se baseia em equações diferenciais ordinárias para sistemas unidimensionais e de fluxo constante, ou seja, a concentração do material em estudo é homogênea numa mesma seção transversal. Também é eficiente para simular condições de rios com descargas de efluentes difusas.

QUAL-UFMG (Von Sperling, 2007)	Ferramenta de modelagem criada por Von Sperling (2007). Tem como objetivo possibilitar a modelagem de rios através da utilização de um modelo baseado no QUAL-2E.
HEC-RAS (HEC, 2010)	O HEC-RAS é um modelo desenvolvido para realização de análises unidimensionais de propagação em trechos de rios. Ele possui um módulo de simulação de qualidade da água que possibilita a solução da equação de advecção- dispersão com um esquema numérico. Ele permite a análise dos seguintes constituintes: Nitrogênio, Fósforo, Algas, Oxigênio dissolvido, DBO e constituintes arbitrários.
SisBahia (Rosman, 2001)	O modelo SisBaHiA® – Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental é um sistema brasileiro de modelos computacionais registrado e desenvolvidos pela COPPE/UFRJ, para simulação acoplada de até 11 (onze) parâmetros de qualidade da água. O modelo é bidimensional e apresenta a opção de transporte Euleriano ou Lagrangeano para solução da equação da advecção-dispersão.
SIMCAT (Warn, 1987)	O SIMCAT é um modelo de balanço de massa baseado em simulações de Monte Carlo. Ele combina a distribuição de qualidade da água com a distribuição das estações de tratamento de efluentes e de entrada de cursos de água. Entre outras opções, ele permite a avaliação de cenários de alteração das cargas de entrada para atingir os padrões de qualidade da água.
IPH-MGBq (Larentis, 2004; Larentis et al., 2009)	Modelo distribuído de simulação hidrológica e de qualidade de água aplicável principalmente a grandes bacias (maiores que 1.000 km <sup>2</sup> ). Desenvolvido no IPH- UFRGS, trabalho com concentração de OD, DBO, nitrogênio e fósforo totais e coliformes fecais. O modelo permite a análise temporal das condições hidrológicas e de qualidade da água de toda a bacia, discretizada por células, com trechos de rios e reservatórios.
IPH-ECO (Fragoso Jr et al., 2009)	Modelo hidrodinâmico, ecológico e de nutrientes para simulação de lagos e estuários. É desenvolvido no IPH/UFRGS. Pode ser utilizado para simulações em diversas dimensões. Possui interface gráfica amigável.

Como se observa existem diversas ferramentas para a modelagem de rios, alguns com ampla aplicabilidade na modelagem da água e outros de alta exatidão. Pode se optar pelo uso dos softwares com maior abrangência, mas isso precisaria de altos custos computacionais e de grande registro de dados para adequadas simulações.

## 2.8 Regulamentações para melhoramento de rios no Brasil

A Política Nacional de Defesa Civil apenas menciona sobre a recuperação de áreas degradadas, ou seja, recuperação de unidades habitacionais, infraestrutura para o serviço público por causa de fenômenos naturais. Não menciona a recuperação de ecossistemas ou especificamente sobre o melhoramento de rios alterados (SECRETARIA NACIONAL DE DEFESA CIVIL, 2007). Por outro lado, o “Mapeamento de Riscos em Encostas e Margem de Rios” (CARVALHO; MACEDO; OGURA, 2007) menciona dentro das suas medidas estruturais, na área de drenagem, que no caso em que as áreas ocupadas estiverem em zona de

alto risco de desastres, a medida a se adotar seria a remoção e realocação das pessoas em caráter permanente visando à recuperação estrutural do canal de drenagem e suas planícies de inundação; e no caso das áreas onde o risco seja menor pode ser permitida a construção de moradias que suportem os impactos gerados por uma eventual inundação.

As medidas que se adotam pela defesa civil e pelo ministério das cidades são focadas no bem-estar da população. O melhoramento ou recuperação é mencionado implicitamente no “Mapeamento de Riscos” só no caso que a população tenha que ser removida das planícies como uma medida extraordinária onde não se tenha outra solução alterna.

A constituição de 1988 (BRASIL, 1988) no seu art. 225 indica: “*todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações*”; Indica também que incumbe ao poder público “*preservar e restaurar os processos ecológicos essenciais e prover o manejo ecológico das espécies e ecossistemas*”.

A constituição brasileira refere-se como poder público aos municípios e menciona no artigo 182 que o plano diretor “*é o instrumento básico da política de desenvolvimento e de expansão urbana*”. Porém, os municípios são os encarregados da preservação dos ecossistemas que se encontram na sua jurisdição e do melhoramento dos que se encontrem degradados. Observa-se na Europa a través da *EU Water Framework Directive (WFD)*, legislação que procura alcançar um bom estágio ecológico para todos os corpos de água, que as entidades estaduais e municipais são as encarregadas da preservação dos ecossistemas, e além disso procuram o envolvimento da população no desenvolvimento dos projetos porquê parte do êxito do melhoramento dos rios encontra-se na informação e consulta deles (EUROPEAN COMMISSION, 2000), e por outro lado os programas de melhoramento de rios beneficiam-se da colaboração da ciência natural e social.

O atual código florestal (BRASIL, 2012) menciona sobre áreas de proteção permanente (APPs) como áreas “cobertas ou não por vegetação nativa com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem estar das populações humanas” onde especificamente, sobre os cursos de águas são definidas as larguras mínimas das faixas a partir das margens da calha principal.

Como se observa atualmente, tanto o trecho desconectado quanto o rio Tubarão ao longo da área urbana até sua foz na lagoa Santo Antônio se encontram isolados das suas margens,

com o qual não se respeita o imposto pelo código florestal sendo que os atuais alinhamentos do rio Tubarão e o “rio Morto” foram desenhados após a grande inundação de 1974 e o primeiro código florestal foi definido no ano 1965 pela Lei nº 4.771/65 (BRASIL, 1965).

A cidade de Tubarão, por ser uma cidade desenvolvida e assentada há muitos anos, faz inviável a sua remoção das planícies de inundação do rio como é recomendada na Política Nacional da Defesa Civil (2007). Do mesmo jeito, recuperar as margens ou pelo menos as larguras mínimas das faixas marginais que recomenda o código florestal resultam inviável pelo atual uso e ocupação das margens.

Assim, os trabalhos de melhoramento ficam limitados não só pelas condições políticas, se não também por condições sociais, econômicas, naturais ou a combinação delas (LAUB; PALMER, 2009). Porém, o melhoramento dos córregos e rios urbanos se integra às pautas das políticas à consulta pública de uma maneira que já não se restringe ao campo específico da engenharia civil, hidráulica ou de saneamento básico (SÁNCHEZ; JACOBI, 2012). Com efeito, a abordagem pressupõe uma visão complexa, multidimensional e multidisciplinar, que considere os rios como sistemas socioambientais prestadores de serviços ecossistêmicos, fonte de abastecimento, objeto de recuperação paisagística e elemento da memória coletiva (FOLKE *et al.*, 2005; THORP; THOMS; DELONG, 2006).

### 3 Área de estudo

#### 3.1 Rio e Cidade de Tubarão

De acordo com o historiador Amadio Vettoretti (1992) Tub-Nharô é a palavra que dá origem ao nome da cidade de Tubarão. Originalmente, Tub-Nharô foi o nome de um cacique importante que habitou na região. Tub-Nharô, palavra de origem Tupi-Guarani, significa “pai feroz”. Segundo o historiador, os índios de aquele lugar tinham a costume de nomear aos índios destacados e importantes com elementos da natureza, que neste caso, tratava-se do rio que as vezes se apresentava calmo e em outras situações impetuoso devido às inundações repentinas. O nome, mal-entendido pelos colonizadores como Tubarão passou a ser o nome da cidade fundada.

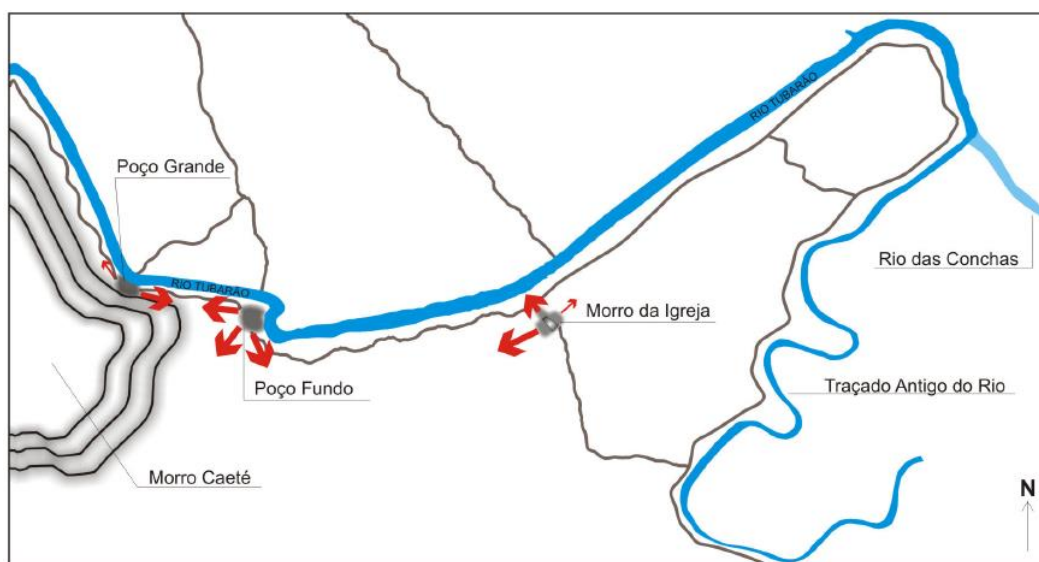
A cidade Tubarão tem um registro de grandes inundações desde a sua fundação. Entre elas se tem a grande inundação de 1887 que desacelerou o crescimento da cidade destruindo obras civis como pontilhões e trechos da ferrovia “Estrada de Ferro Dona Tereza Cristina EFDTTC” (MEDEIROS, 2006).

A magnitude da inundação de 1887 fez que o rio Tubarão utilizasse o alinhamento existente do “rio das Conchas” (trecho a jusante da cidade de Tubarão aproveitado com fins de irrigação das plantações de arroz) em conjunto com sua antiga morfologia meândrica (o “rio Morto”) para escoar as águas. Dita inundação definiu melhor a calha do rio das conchas a qual passou a ser a calha principal do rio Tubarão (MEDEIROS, 2006). A Figura 3.1 mostra os vetores de expansão da cidade de Tubarão no ano 1870 e a hidrografia da época.

Mais adiante, para a década 1970, o crescimento econômico do município viu-se bruscamente interrompido pela grande inundação de 1974. Esta inundação, em comparação com à 1887, trouxe maiores prejuízos em termos de perdas humanas e materiais devido à maior ocupação das planícies de inundação pela cidade na época. Se estimou que ao redor de 1000 e 1500 pessoas faleceram, entre 30 mil habitantes (40% da população na época) abandonaram o município e dentro dos maiores prejuízos materiais se registrou a destruição da linha férrea que conectava o município de Tubarão com o município de Lauro Müller (P.M.T., 2010).

Após a grande inundação de 1974, o rio Tubarão foi retificado e dragado (SDM; DIMA; GEHID, 2002). A retificação do leito do trecho do rio a montante da área urbana do município até a foz na Lagoa de Santo Antônio foi executada de 1978 a 1982 a qual aproveitou o novo percurso do rio Tubarão (antigo percurso do “rio das Conchas”). A retificação deixou

completamente desconectado um trecho em meandro do rio Tubarão, que atualmente é conhecido pela população da cidade como “rio Morto”.



**Figura 3.1** Croquis da expansão até 1870 (fonte: Medeiros, 2006)

Essa catástrofe de 1974, que marcou aos cidadãos tubaronenses, fez com que muitas famílias procurassem outras cidades para morar e recomeçar a vida. Praticamente a década do 70 foi despendida para a reconstrução da cidade.

Na atualidade, após os trabalhos de retificação, o rio Tubarão possui uma largura média de 130 m e 7 m de profundidade nas imediações da cidade de Tubarão. O percurso do rio foi reduzido, passando de 27 quilômetros de trajeto meândrico para 24 quilômetros de trajeto retificado. Estas medidas estruturais foram planejadas com a finalidade de evacuar grandes vazões; por outro lado, estas medidas fizeram do rio Tubarão um rio isolado das suas planícies naturais de inundação, que agora encontram-se ocupadas por estradas e prédios com escasso ou nem um planejamento urbano.

A retificação e canalização do rio Tubarão ajudou ao controle de inundações de futuras avenidas, mas, por outro lado, provocou o isolamento de um trecho de rio de 21 km de longitude o qual atualmente recebe águas do rio Tubarão através de um sistema de bombeamento. Entre os impactos que o isolamento do trecho trouxe se pode destacar a degradação da qualidade das águas. A ocupação adjacente ao trecho despeja as águas utilizadas sem prévio tratamento que faz com que a baixa qualidade da água seja um dos principais problemas que o trecho desconectado apresenta, juntamente com os maus odores e a presença de mosquitos. Por outro

lado, as pessoas que moravam adjacentes ao trecho desconectado deixaram de aproveitar o rio como a sua fonte de recursos para irrigação.

### 3.2 Caracterização da bacia hidrográfica do rio Tubarão e cidade de Tubarão.

#### 3.2.1 Hidrografia

A Bacia hidrográfica do rio Tubarão (BHRT) localiza-se na Região Hidrográfica Sul Catarinense – RH9, que conjuntamente com a bacia hidrográfica do rio D’Una formam a bacia hidrográfica do rio Tubarão e Complexo Lagunar (BHRTCL).

A BHRT possui uma área aproximada de 4740 km<sup>2</sup>, sendo dividida em 4 sub bacias: Bacia do rio Capivari, bacia Braço do Norte, bacia Formadores do rio Tubarão e bacia do Baixo Tubarão. O rio Tubarão percorre uma distância aproximada de 120 km atravessando 19 municípios e unindo-se ao rio D’Una na Lagoa Santo Antônio dos Anjos no município de Laguna para finalmente desaguar no oceano atlântico. A Figura 3.2 mostra a bacia hidrográfica do rio Tubarão.



Figura 3.2 Bacia hidrográfica do rio Tubarão.

### 3.2.2 Geomorfologia

A BHRT apresenta duas morfologias principalmente. Por um lado, os relevos escarpados e montanhosos que se concentram na região ocidental formando uma franja com sentido N – S com elevações que variam entre 100m e 1800m e vales profundos onde nascem os afluentes do rio Tubarão; e por outro lado o relevo ondulado nas planícies da região leste onde localiza-se o município de Tubarão. De forma geral o relevo de Tubarão pode ser definido como relevo montanhoso nas suas elevações contrastando com as planícies de acumulações diversas (P.M.T., 2010).

**Tabela 3.1 Parâmetros geomorfológicos das sub bacias hidrográficas do rio Tubarão**

Parâmetros geomorfológicos	Sub bacias				Bacia
	Formadores Tubarão	Rio Braço do Norte	Rio Capivari	Tubarão Baixo	Tubarão
Área (km <sup>2</sup> )	933,3	1778,1	1059,5	969,5	4740,4
Perímetro (km)	198,7	249,2	215,9	191,4	473,3
Comprimento rio (km)	119,0	94,0	124,0	28,0	120,0
Declividade rio (%)	0,66	0,11	0,45	0,63	0,64
Declividade bacia (%)	21,6	19,5	19,9	7,4	17,5
Cota min (msnm)	20,0	23,0	2,0	2,0	2,0
Cota max (msnm)	1815,0	1773,0	1204,0	533,0	1815,0
Fator de forma	0,1	0,2	0,1	1,2	0,3
Índice de Compacidade	1,8	1,7	1,9	1,7	1,9

A Tabela 3.1 mostra os parâmetros geomorfológicos das sub bacias do rio Tubarão. O fator de forma da bacia Baixo Tubarão estimou-se em 1.2 o qual interpreta-se como uma área com maior probabilidade de ocorrências de inundações. Por outra parte, o índice de compacidade das quatro sub bacias não tendem à unidade o qual interpretasse como bacias com geometrias não circulares.

Outro fator importante da geomorfologia de uma bacia e a declividade do solo. O Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) classificam os relevos como plano (0-3%), suave (3-8%), ondulado (8-20%), forte ondulado (20-45%), Montanhoso (45-75%) e escarpado(>75%) (LADEIRA NETO, 2010).

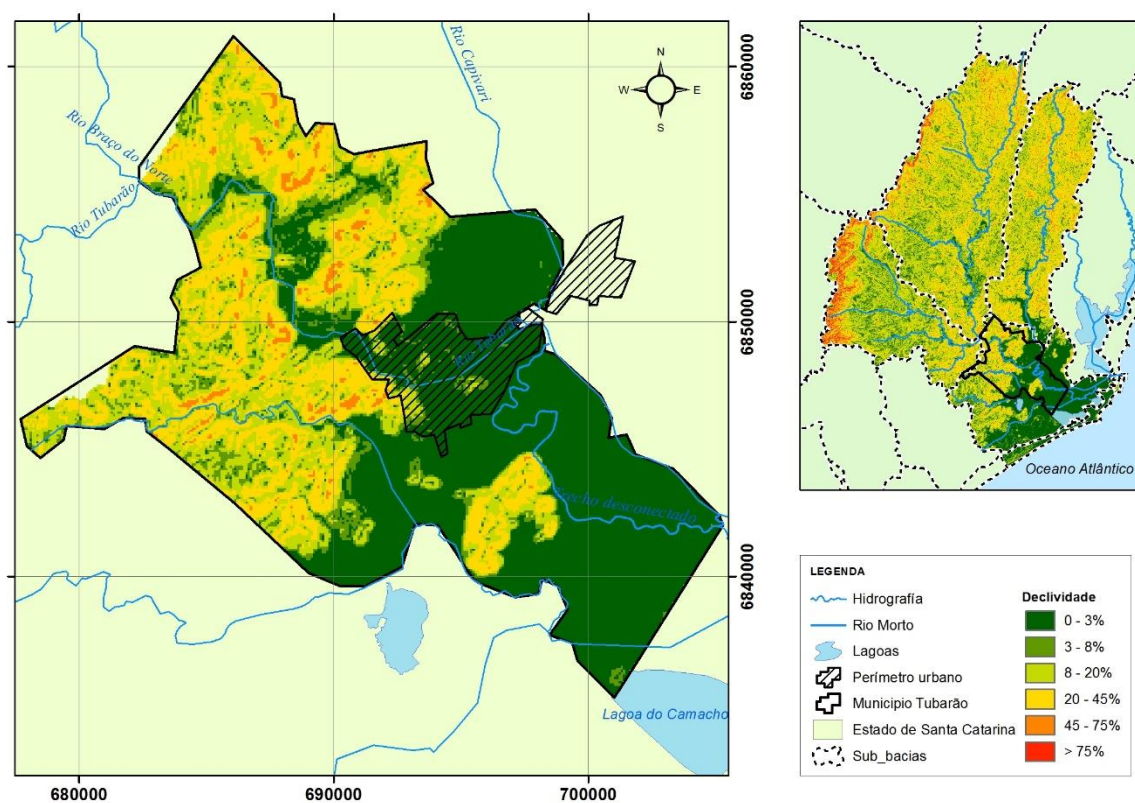
Na Tabela 3.2 apresenta-se a estimacão das áreas das sub-bacias da BHRT segundo a classificação mencionada. A Figura 3.3 mostra a classificação da declividade. Observa-se que



grande parte da área urbana se localiza em relevos planos e da mesma forma as áreas adjacentes ao trecho desconectado, o “rio Morto”.

**Tabela 3.2 Estimação das áreas (km<sup>2</sup>) das sub bacias da BHRT segundo a declividade**

Faixa de declividade	Sub bacia				Bacia	Município
	Formadores Tubarão	Rio Braço do Norte	Rio Capivari	Tubarão Baixo	Tubarão	Tubarão
0 - 3%	50,5	66,1	59,3	528,2	704,1	138,1
3 - 8%	173,9	249,1	106,7	133,5	663,1	26,3
8 - 20%	371,3	734,1	399,6	174,1	1679,1	61,8
20 - 45%	215,1	639,9	456,9	125,9	1437,9	67,2
45 - 75%	85,4	73,4	36,4	7,8	203,0	5,1
> 75%	37,2	15,4	0,5	0,02	53,1	0,0



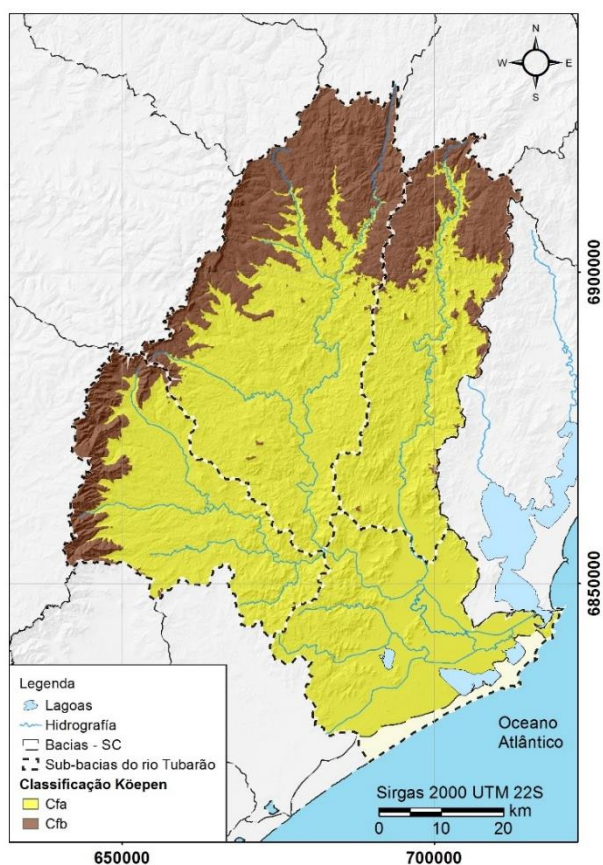
**Figura 3.3 Classificação da declividade da bacia hidrográfica do rio Tubarão**

O município de Tubarão possui um relevo que sofreu influências das alterações do nível do mar ocorridas durante o quaternário, possuindo planícies de acumulações diversas e montanhas escarpadas de vertentes abruptas formadas pela intensa dissecação fluvial (P.M.T., 2010). Um dos grandes agentes naturais que tem influência direta na formação deste relevo é o rio Tubarão que atravessa o município.

D'Aquino et. al. (2011) afirma que a bacia de tubarão encontra-se em fase de mudanças as quais contribuem para a geomorfologia costeira; menciona que o material transportado da encosta é proveniente do desmonte de rochas sedimentarias, o material do centro da bacia é proveniente do desmonte do granito e apresenta grande quantidade de resíduo de areia quartzosa e que parte planar e sedimentar da bacia é menos contribuidor caracterizando-se como área de deposição.

### 3.2.3 Clima

Segundo a classificação climática Köepen (ALVARES *et al.*, 2013), a BHRT enquadra-se em dois tipos climáticos: Subtropical Mesotérmico Úmido e Verão Quente “Cfa”, e Temperado Mesotérmico Úmido e Verão Ameno “Cf. A Figura 3.4 mostra a classificação climática da BHRT.



**Figura 3.4** Classificação climática Köepen da bacia hidrográfica do rio Tubarão.

O município de Tubarão está situado em terreno com altitudes variando entre 0 e 530 metros acima do nível do mar com uma altitude média de 96 m, entanto que a bacia do rio Tubarão tem altitudes variando entre 0 e 1820 metros acima do nível do mar e uma altitude média de 334 m. A declividade média do município do Tubarão se estima em 12% e a

declividade média da bacia do rio Tubarão em 19%. No entanto a área de estudo tem uma declividade média de 1% sendo considerado como terreno plano segundo a classificação da declividade do relevo do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e EMBRAPA (LADEIRA NETO, 2010)

### 3.2.4 Pluviometria e fluviometria

Para a análise pluviométrica e fluviométrica da bacia utilizaram-se os dados disponibilizados pela Agência Nacional de Águas, Hidroweb (ANA, 2016). Escolheram-se 44 postos pluviométricos na BHRT e entorno, e 24 estações fluviométricas (Figura 3.5).

A média anual da BHRT, considerando todos os postos selecionados, é de, aproximadamente, 1578 mm. Os valores máximos de precipitação mensal são encontrados no mês de fevereiro e os valores mínimos no mês de junho (ver Figura 3.6).

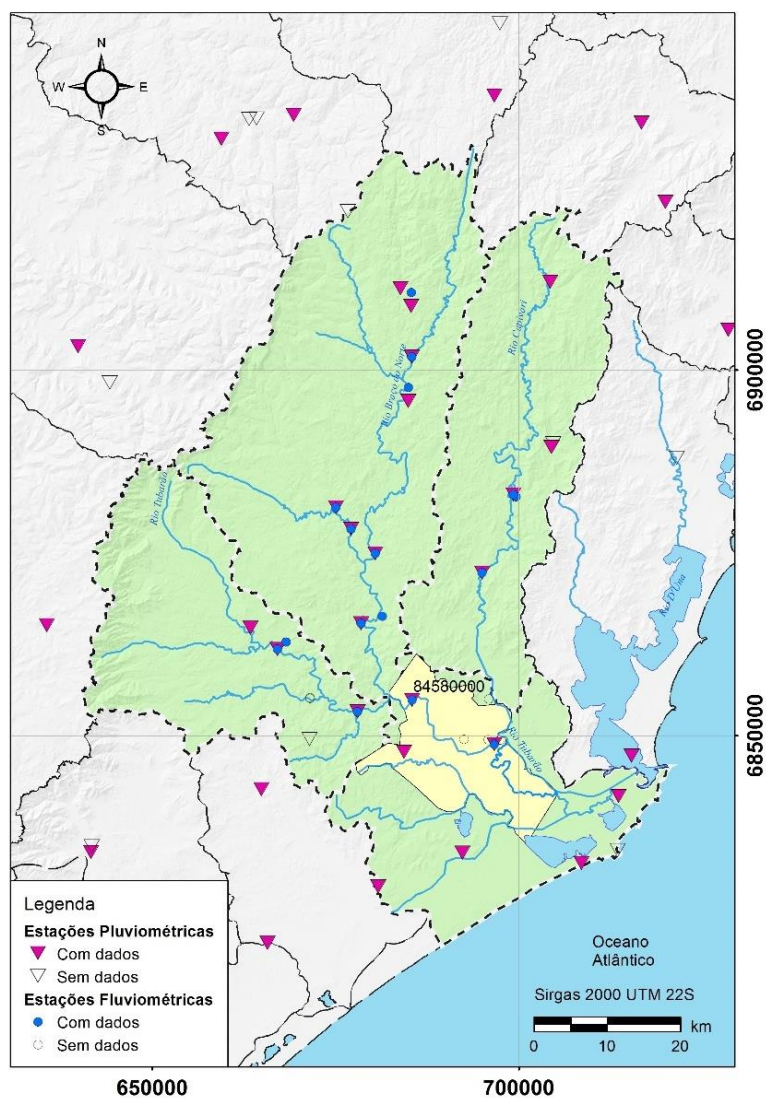
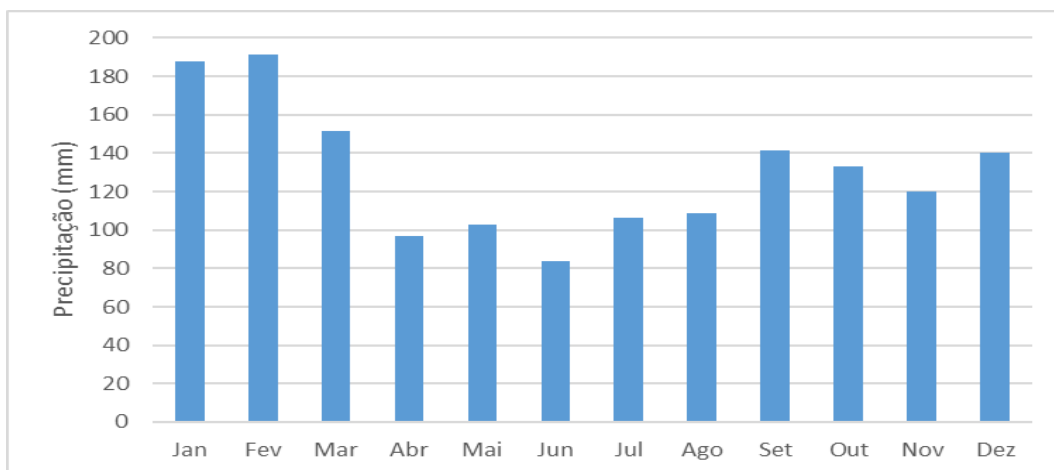


Figura 3.5 Estações pluviométricas e fluviométricas da BHRT

As isoietas de precipitação média anual da BHRT são apresentadas na Figura 3.7 para representar a distribuição da chuva no espaço. Pode-se observar também que a distribuição da chuva média na bacia varia entre 1200 e 2000 mm, com a maior parte de sua superfície localizada entre as isoietas 1400 e 1700 mm.



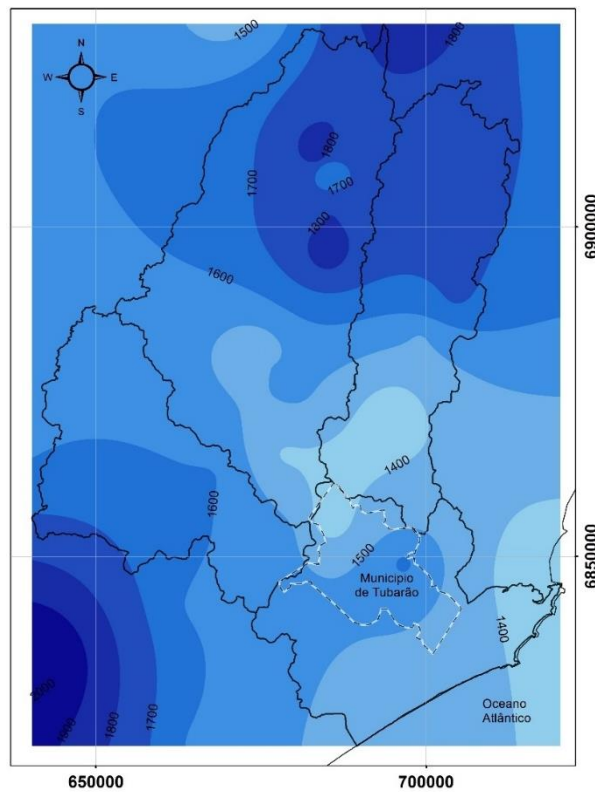
**Figura 3.6 Distribuição da precipitação média mensal ao longo do ano da BHRT**

Sobre a caracterização fluviométrica do rio Tubarão, analisou-se especificamente o posto 84580000, estação “rio do Pouso” localizada a montante da cidade de Tubarão. A estação possui uma área de drenagem de 2740 km<sup>2</sup> e 64 anos (1940 – 2004) de dados consistidos sendo as vazões mínimas médias e máximas as apresentadas na Tabela 3.3.

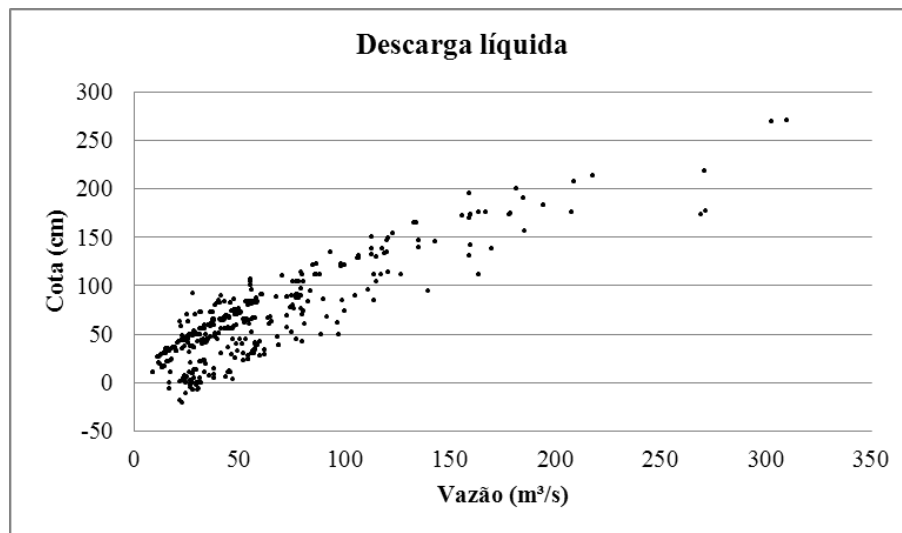
**Tabela 3.3 Vazões mínimas, medias e máximas da estação 8458000, Rio do Pouso.**

	vazão min (m <sup>3</sup> /s)	vazão med (m <sup>3</sup> /s)	vazão max (m <sup>3</sup> /s)
min	5,4	25,0	198,0
med	19,0	67,5	607,3
max	42,0	128,6	1315,0

Elaborou-se a curva chave do posto com as vazões medidas no posto dando como resultado a Figura 3.8



**Figura 3.7 Isoietas da BHRT**



**Figura 3.8 Descarga líquida da estação 84580000, Rio do Pouso.**

Observa-se na figura anterior que existe incerteza na estimacão das vazões para uma mesma cota. Pressupõe-se que esta incerteza se deve  falta de consideraco do efeito de jusante de maré, que segundo pesquisas recentes (LOITZENBAUER; MENDES, 2016) a propagaco da onda de maré poderia influenciar 20.7 km a montante para a vazão mínima afluyente do rio.

### 3.2.5 Uso do solo

Antes da descoberta do Brasil pelos portugueses, se estima que mais do 80% da área total do estado de Santa Catarina era coberta por floresta nativa, sendo a área da BHRTCL em sua quase totalidade pelos diversos agrupamentos que compõem a Mata Atlântica. Já pelo século XIX, com a chegada dos imigrantes alemães, italianos e poloneses ocorreram maiores modificações nas relações socioeconômicas que impactaram diretamente no uso de solo, que basicamente foi a substituição das áreas florestais para o aproveitamento agropecuário e cultivos (SDM; DIMA; GEHID, 2002).

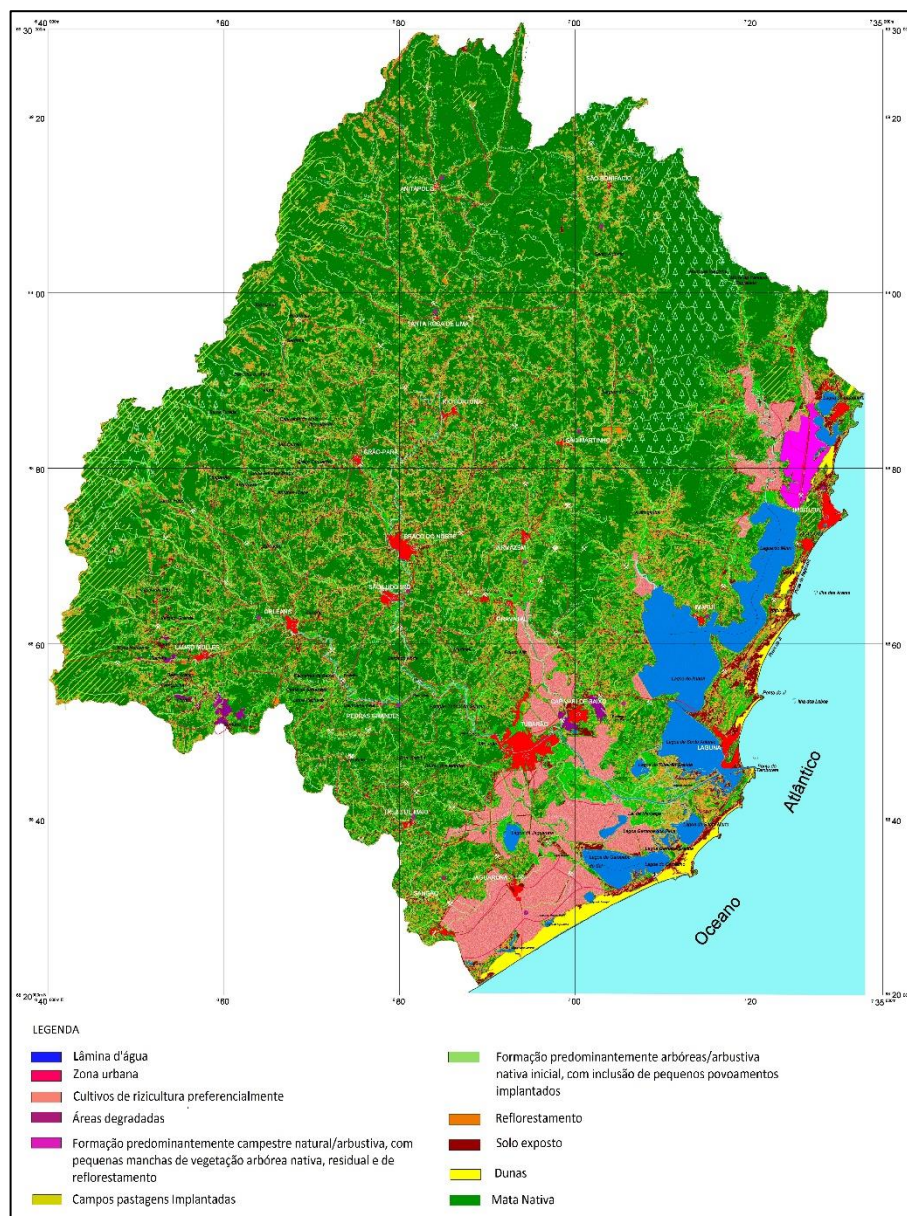
Acordo com o mapeamento realizado no Plano de Recursos Hídricos da BHRTCL (SDM; DIMA; GEHID, 2002), a bacia possui uma considerável área coberta por mata nativa, em quanto que as áreas urbanizadas representam uma pequena área da bacia; e as áreas utilizadas para rizicultura tem uma parcela mais representativa da área total. A Tabela 3.4 apresenta as áreas das classes de uso de solo no ano 2002 e a Figura 3.9 a distribuição das classes.

**Tabela 3.4 Uso de solo e cobertura vegetal** (Adaptado de: SDM; DIMA; GEHID, 2002)

Classe	Área (km <sup>2</sup> )	%
Mata nativa	2956,56	49,60
Campos pastagens implantadas	1120,56	18,80
Formação predominantemente arbórea/arbustiva nativa inicial, com inclusão de pequenos povoamentos implantados	962,85	16,16
Áreas de rizicultura principalmente	319,77	5,37
Lâmina d'água	271,63	4,56
Solo exposto	183,86	3,08
zona urbana	50,19	0,84
Dunas	46,57	0,78
Formação predominantemente campestre natural/arbustiva, com peq. manchas de vegetação arbórea nativa, residual e de reflorestamento	32,68	0,55
Áreas degradadas	11,65	0,20
Reflorestamento	3,65	0,06
<b>Total</b>	<b>5959,97</b>	<b>100,00</b>

O uso de solo na área do trecho desconectado é principalmente destinado a lavouras de arroz, pastagens de gado e em uma porcentagem menor é ocupada por edificações nas margens.





**Figura 3.9** Uso de solo da BHRTBCL (fonte: SDM; DIMA; GEHID, 2002)

### 3.2.6 Aspectos sócio - econômico

O Plano de Recursos Hídricos da BHRTCL (SDM; DIMA; GEHID, 2002) indica que as principais atividades econômicas desenvolvidas são a agricultura, suinocultura, a extração de carvão e a pesca.

Especificamente no município de Tubarão, na área de estudo, destaca-se a agricultura como a principal atividade econômica a qual é dividida em lavouras permanentes e temporária. As permanentes são caracterizadas pelo plantio de culturas que, após a colheita, não necessitam de novo plantio, ocorrendo a produção por vários anos sucessivos. A lavoura temporária

compreende as culturas de curta duração, que normalmente são inferiores há um ano, e que necessitam de novo plantio após a colheita.

Em relação às lavouras temporárias, predomina-se a rizicultura como principal cultura agrícola em termos de área plantada, quantidade produzida e valor da produção na bacia (P.M.T., 2010). Por outro lado, a suinocultura destaca como a segunda atividade econômica mais importante (SDM; DIMA; GEHID, 2002).

### 3.2.7 Qualidade da água

Durante o início da colonização das terras do atual município de tubarão, E. Alano (2011) relata que além do rio servir como via de circulação das embarcações, o rio era utilizado como fonte direta para suprimento de água e alimento a través da pesca. O poder público municipal tinha proibido práticas poluidoras ao longo do perímetro central da cidade (lavado de roupas, lançamento de desperdícios). Isto garantia uma boa qualidade de água para o consumo humano assim como para a manutenção das casas.

O desenvolvimento econômico, acompanhado do aumento e da concentração populacional em áreas urbanas modificou significativamente a qualidade das águas da BHRT. A degradação dos recursos hídricos na BHRT deram-se principalmente pelos pesticidas e herbicidas nas atividades agropecuárias, pelo resfriamento industrial, pelos efluentes industriais altamente tóxicos, pela eutrofização em função dos altos níveis de dejetos animais e humanos, e pelos processos de extração e lavagem de carvão mineral (P.M.T., 2010).

O lançamento de metais pesados devido a extração mineral de carvão no município de Lauro Muller até Orleans é o principal problema da poluição nas nascentes, em quanto nas áreas mais baixas da bacia, desde Orleans a Tubarão e de Capivari até a foz em Laguna, o principal contaminante são os resíduos orgânicos devido à falta de sistema e tratamento de esgoto doméstico. Além disso, a qualidade da água do rio tubarão está influenciada pelo transporte de sal que penetra ao longo dele cerca de 28 km como cunha salina estratificada (D'ALQUINO; COUCEIRO; SCHETTINI, 2011) chegando perto da estação pluviométrica 2849027.

Com mencionado anteriormente, se observa que a qualidade da água do rio Tubarão tem tido mudanças significativas na sua composição natural a qual tem afetado diretamente as estruturas e as funções de seu ecossistema; e em uma forma mais severa, o antigo percurso do rio tubarão: o “rio Morto” devido ao isolamento.



Thorp et. al. (2010) afirma que a relação custo do melhoramento de rios variará com o tipo de área de estudo de uma forma não linear, o tipo de serviço do ecossistema mais valioso na área e a quantidade de área a ser melhorada

### 3.3 O Trecho desconectado

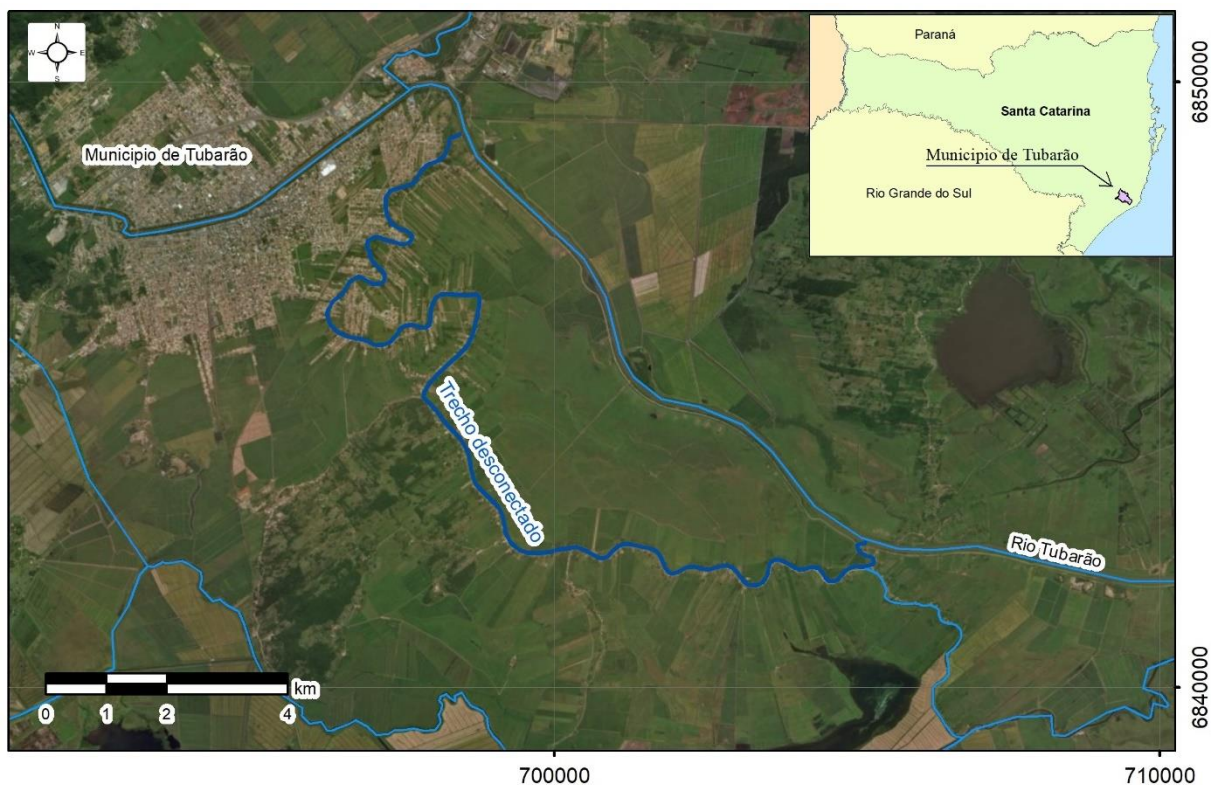
Como descreveu-se anteriormente, O trecho desconectado do rio Tubarão, conhecido pela população local como “rio Morto” foi antigamente o percurso principal do rio Tubarão (1887) e deve a sua isolação total aos trabalhos de retificação e canalização realizados ao longo da cidade de Tubarão até a laguna Santo Antônio dos Anjos no município de Laguna após a grande inundação do 1974.

A inundação do 1974 foi a catástrofe mais significativa que a cidade sofreu. Registrou-se 199 vidas perdidas e quase 60 mil moradores ficaram prejudicados. A partir de aquele fato, o antigo Departamento Nacional de Obras de Saneamento (DNOS) elaborou um projeto onde se consideravam medidas estruturais para futuras avenidas extraordinárias, as quais consideravam a construção de três barragens e a retificação e dragagem do rio tubarão. A data, executou-se unicamente a retificação do rio Tubarão o qual deixou isolado do trecho meândrico original, a jusante da área urbana, por onde escoavam as águas do rio (CREA-SC, 2011). A principal justificativa técnica do isolamento foi evitar o represamento das águas que o trecho meândrico provocava devido as baixas velocidades de escoamento. Dessa forma, o novo alinhamento, retificado e canalizado evacuará as águas de uma nova eventual avenida extraordinária mais rapidamente. A Figura 3.10 apresenta a localização do trecho desconectado do rio Tubarão.

O trecho desconectado do rio Tubarão possui amplas planícies naturais de inundação que são aproveitadas para pastagem e lavouras de rizicultura principalmente. Atravessa atualmente os bairros de Passagem, Campestre, Passo do Gado, São Clemente, Santa Luzia, Praia Redonda, Morrinhos e Mato Alto; tem um comprimento de 21,4 km com uma Largura que varia entre 10 e 40 m e uma profundidade média de 2 e 4 m na confluência com o rio Tubarão no limite do município de Tubarão.

Atualmente a cota inicial do isolamento do trecho desconectado encontra-se acima da cota do leito do rio Tubarão, isto devido aos trabalhos de dragagem no novo percurso do rio Tubarão. O fluxo no trecho desconectado é realizado por meio do acionamento de bombas hidráulicas com capacidades de 0,25, 0,30 e 0,40 m<sup>3</sup>/s. As bombas não possuem um controle contínuo de operários e é utilizada basicamente para manter uma qualidade de água menos precária ao longo do trecho em comparação com águas estancadas. Por outro lado, os

loteamentos habitacionais e de lavouras que ocupam as planícies de inundação deste antigo trecho do rio Tubarão têm suas redes de esgoto e drenagem dirigidas ao leito desconectado mudando a qualidade das águas bombeadas.



**Figura 3.10 Localização do trecho desconectado do rio Tubarão**

Alguns setores ao longo do trecho apresentam forte eutrofização com densa cobertura de plantas aquáticas, outros apresentam forte odores devido às águas servidas e ao lançamento de lixo. Segundo entrevistas sobre a percepção ambiental com professores de escolas localizadas nas proximidades do trecho desconectado (BRAGA, 2011), o antigo curso do rio Tubarão, era um rio com águas de boa qualidade onde podiam pescar, ter contato recreativo. A interpretação das entrevistas concluiu que existia um vínculo afetivo entre os professores com o rio por ter formado parte das suas infâncias e vínculo histórico e de aproveitamento de recursos pelos familiares para com o rio.

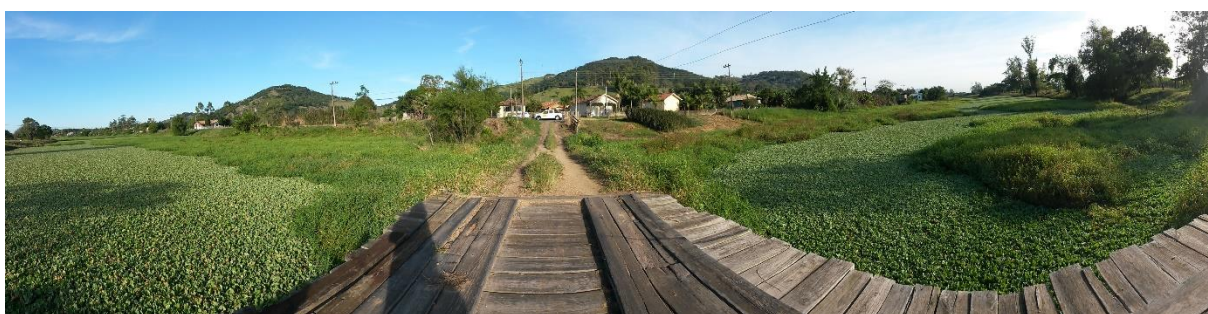
A forte eutrofização apresentada ao longo do alinhamento do trecho desconectado deve-se às altas concentrações de nitrogênio e fósforo na composição das águas. A presença destas plantas aquáticas ajuda evitar odores desagradáveis e no melhoramento da qualidade da água já que elas consomem esses excessos de concentração. Por outro lado, a eutrofização em conjunto com a baixa qualidade da água causa uma grande proliferação de insetos que se intensifica

durante a estação de verão, o qual faz das áreas adjacentes ao rio um lugar incômodo e pouco salubre para se habitar (Figura 3.11).



**Figura 3.11 Trecho desconectado do rio Tubarão: “rio Morto”**

Se observa também ao longo do trecho desconectado, a construção de pontilhões (Figura 3.12) com aterros que ocupam grande parte do leito do rio estrangulando a passagem das águas. O fluxo ao longo deste trecho é um fluxo lento devido à pouca vazão que é bombeada do rio Tubarão além disso, ocorrem retiradas d’águas por bombas dos agricultores de arroz para a irrigação de lavouras.



**Figura 3.12 Pontilhões ao longo do trecho desconectado do rio Tubarão**

O trecho desconectado é percebido como um córrego poluído. Os moradores reivindicam que o “rio Morto” seja melhorado em questões de qualidade de água e que, principalmente, tenha se em conta que uma eventual reconexão do trecho poderia trazer inundações por causa dos efeitos da maré a qual está condicionado pela proximidade com o mar. Do mesmo modo, os entrevistados na pesquisa de Braga (2011) percebiam ao rio como

um córrego que traz problemas de saúde, carente de recursos aproveitáveis, um lugar para evitar ter contato, um “rio Morto”.

Apesar de não ter tido cuidado na preservação do “rio Morto” desde que foi isolado, a população de Tubarão crê que o rio ainda possa ser recuperado, que as águas possam ser melhoradas, que seja possível recuperar o contato que desejam ter há muito tempo.

#### 3.4 Relevância da revitalização do trecho desconectado

A Pesquisa de Braga (2011) é um primeiro manifesto registrado dos povoadores que moram nos arredores do trecho desconectado para a revitalização do trecho desconectado. Os povoadores manifestam que gostariam de ter um rio com melhor paisagem onde consigam acessar, que consigam pode-lo aproveitar como recurso, revitaliza-lo.

Esse desejo da população de Tubarão pelo melhoramento do rio é uma tendência que se observa ao redor do mundo que ultimamente vem incrementando-se (NASSAUER; KOSEK; CORRY, 2001), não só focando-se em trabalhos da morfologia alterada, se não também, nas interações entre funções, estruturas e serviços do ecossistema (BRADSHAW, 1996; MEA, 2005), assim como também no pós-monitoramento e avaliação deles (ÅBERG; TAPSELL, 2013).

Segundo autores, os projetos de melhoramento precisam ser desenhados para se ajustar às restrições do meio urbano. Além disso, para o projeto ser apoiado, ele precisa fornecer valor à comunidade, como por exemplo: áreas de lazer, acessos ao rio e outros (ASAKAWA; YOSHIDA; YABE, 2004; MCCORMICK; FISHER; BRIERLEY, 2015; PETTS, 2007). Isso não quer dizer que os projetos de melhoramento de rios seja unicamente estético e não possua relevância ecológica (ÅBERG; TAPSELL, 2013). Diversos autores destacam que atingir as metas sociais e ambientais são as chaves para que os projetos de melhoramento sejam exitosos (PALMER *et al.*, 2005; PETTS, J., 2006) e não só para eles ser sociavelmente aceitos, se não também para ser desejados e cuidados (MCDONALD *et al.*, 2004).

No caso do trecho desconectado, a revitalização demanda acesso ao rio, melhor qualidade da água, recuperação da biota, a utilização do rio como recurso aproveitável.

O acesso ao trecho desconectado permitiria a visita e recreação ao longo dele, criando emoções positivas, sentimentos e bem-estar (ARRN, 2012; CHIESURA, 2004; ECRR, 2013), o melhoramento da qualidade da água complementaria os trabalhos de acessibilidade ao trecho e conseqüentemente recuperar-se-ia a biota aquática que habitava. Adicionalmente, melhorar a qualidade da água aprimoraria o estágio das funções atuais do trecho o qual permitiria, além

dos benefícios ambientais mencionados, atingir a demanda de ter o rio como recurso aproveitável que neste caso seria para a irrigação das lavouras de arroz principalmente.

Além do mais, os trabalhos de melhoramento devem ser de conhecimento público. Câmbios drásticos no entorno, especialmente em combinação com a exclusão pública, pode gerar forte desaprovação (ÅBERG; TAPSELL, 2012).

A avaliação de impactos da revitalização do trecho desconectado do rio Tubarão fornecerá informações técnicas parte o projeto de macrodrenagem da cidade de Tubarão.

## 4 Metodologia

### 4.1 Estratégia metodológica

A estratégia metodológica propõe definir elementos para o melhoramento de rios a partir de limitações locais. Para isso a metodologia divide a análise como segue: a avaliação do melhoramento do rio que abrange a definição do tipo de melhoramento do rio, o reconhecimento das limitações da área de estudo e a avaliação da estrutura e função do ecossistema que delimitaram os elementos a serem avaliados; a recolecção de dados da área de estudo em campo e existente para a caracterização da área de estudo; e finalmente o processamento das informações que abrange a eleição da modelagem adequada para a estimativa dos elementos.

A Figura 4.1 mostra de maneira esquemática a proposta de metodologia para definir e estimar os elementos a serem avaliados para o melhoramento de rios. Cada etapa é detalhada na sequência, contendo as informações sobre os procedimentos e os seus objetivos.

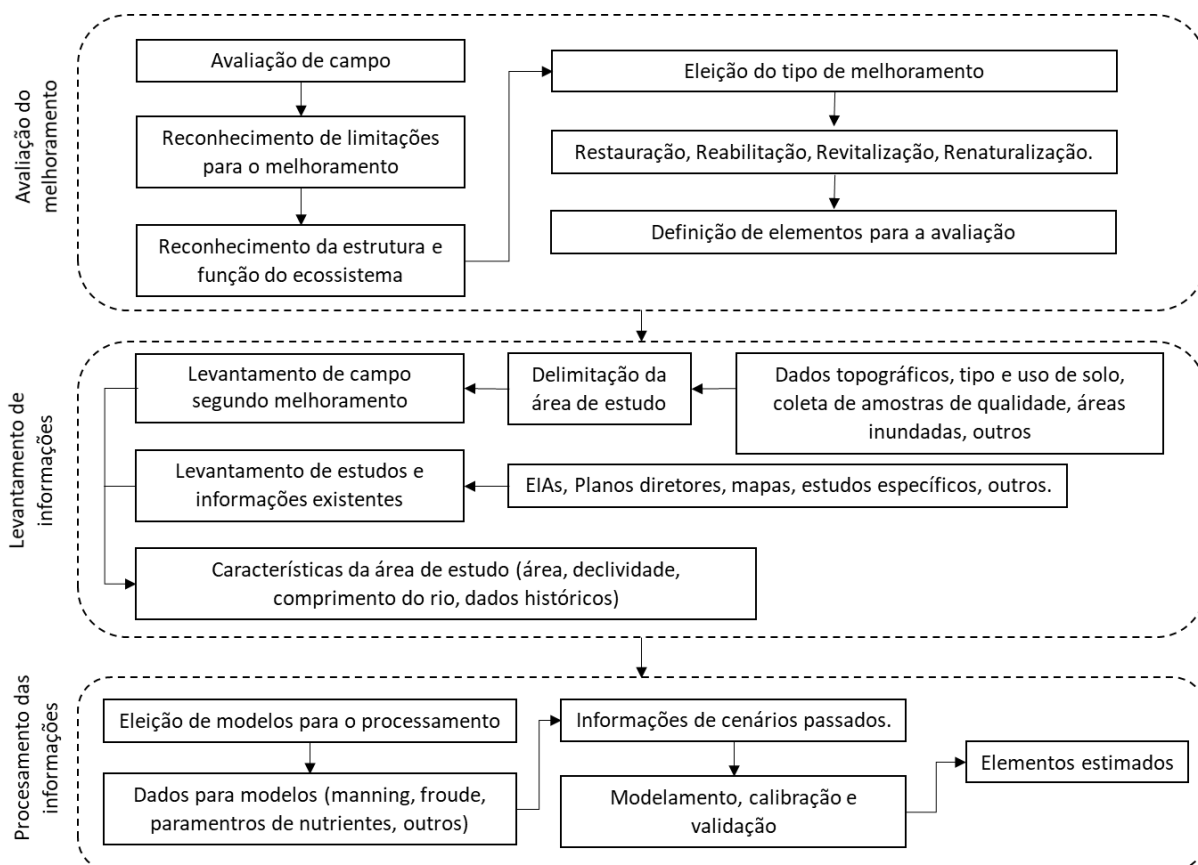


Figura 4.1 Metodologia para definição e estimativa de elementos para o melhoramento de rios



## 4.2 Avaliação do melhoramento do rio

A avaliação do melhoramento do rio identifica as limitações locais, as condições ao redor do rio. A limitação que dá-se majoritariamente é a ocupação urbana das margens dos rios como mencionado em Kwon (2011), Feng (2015), Kristensen (2011), Downs (2002).

A avaliação de campo é o primeiro passo da metodologia o qual permitirá o reconhecimento visual da área de estudo, além disso, a recopilação da testemunha dos povoadores adjacentes a ele sobre como vem aproveitando (serviços) ou tem aproveitado o ecossistema do rio.

A avaliação de campo também permitirá avaliar as limitações para o melhoramento, que como mencionado poderiam ser urbanísticas, ecológicas; geomorfológicas: erosão de margens, assoreamento da calha do rio; vazões condicionantes para usos de água: abastecimento para consumo humano, geração de energia; aspectos estéticos.

Além disso, de uma forma mais aprofundada e direcionada ao curso de água, se reconhecem as estruturas e funções do ecossistema atuais, e de igual forma, os originais antes das intervenções antrópicas. O reconhecimento da função do ecossistema poderia ser difícil por causa do tempo de observação que se requer, mas a testemunha dos moradores pode ajudar a recopilar aquela falta de informação. Por outro lado, a estrutura do ecossistema é uma avaliação mais rápida que só precisaria de observação em campo e de dados históricos da área de estudo.

Com as limitações reconhecidas e com os resultados que se esperam no ecossistema pode se indicar qual é o tipo de melhoramento que será proposto segundo as definições do item 2.5, e, com isso, propor os elementos que podem ser avaliados como recomendado no item 2.6. que ajudem atingir ao melhoramento de serviços do ecossistema.

## 4.3 Levantamento de informações

A obtenção de dados deve ser em função ao tipo de melhoramento que se deseja realizar e ao escopo dos elementos a serem avaliados.

Para a delimitação da área de estudo, no caso da restauração do rio, os dados deveriam abranger o reconhecimento total das estruturas antrópicas dentro da área de estudo, um levantamento topográfico detalhado das áreas alteradas, reconhecimento detalhado do ecossistema. Por outro lado, se tratasse da remediação do rio, os dados não precisariam ser tão exigentes sobre o estado original; os dados só deveriam estar focados aos resultados que

desejam se atingir, como por exemplo, dados de qualidade de água atual para o conhecer que tanto difere do estado ao qual se deseja alcançar, topografia da área que se deseja remediar.

No que se refere aos estudos e informações existentes, se recomenda pesquisar toda a informação disponível, ainda mais, se os trabalhos de melhoramento desejam atingir a restauração. Se recomenda recopilação de imagens de satélite antes das intervenções ou ocupações, estudos de impacto ambiental onde se descreva a linha base, planos diretores dos municípios, pesquisas científicas que podem se focar em temas mais específicos dentro da área de estudo.

#### 4.4 Processamento das informações

Com os dados obtidos para o melhoramento do rio, se opta pela modelagem mais adequada segundo os elementos que desejam-se estimar, cenários requeridos, e inclusive segundo as experiências de resultados obtidos de modelagem na área de estudo.

Por exemplo para casos de avaliação de inundação de rios se tem software de modelagem hidráulica de 1d, 2d e 3d, sendo esses últimos de alto custo computacional. De igual forma, para modelagem da qualidade d'água se conta com um grande número de modelos, como visto na Tabela 2.6, que podem abranger outros tipos de simulações além da qualidade.

A processamento computacional para a avaliação dos elementos para o melhoramento precisara de parâmetros de calibração como por exemplo: rugosidade de Manning, taxas de decaimento, taxas de reaeração

O processamento dos dados terminará quando os registros de dados tenham cumprido uma adequada calibração e validação que representem adequadamente a realidade simulada segundo ao ajuste dos cenários passados. Não obstante, nem sempre se conta com longos registros de dados para as simulações e as vezes tem que se recorrer a dados padrões de pesquisas similares de áreas de estudo com características semelhantes.



## 5 Aplicação

Para a presente pesquisa, a metodologia é aplicada para a o trecho desconectado do rio Tubarão, conhecido também como “rio Morto” apresentado no capítulo 3. Se definiu como elementos para avaliação a vazão mínima para obter uma qualidade da água adequada para irrigação de cultivos de cereais e a vazão máxima que não provoque inundações locais ao longo do trecho desconectado.

### 5.1 Avaliação do melhoramento

- Avaliação de campo

Segundo viu-se na revisão bibliográfica sobre melhoramento de rios, as alterações frequentemente realizadas nos cursos de água e suas bacias prejudicam diretamente na qualidade da água e a biota que a rodeia. Ainda mais, os trabalhos de melhoramento nem sempre acabam por resultar em benefícios para a população circundante por ter ignorado condições sócio-econômicas específicas ou condições naturais tais como: morfologia ou efeitos de remanso no caso de rios costeiros como o rio Tubarão.

Conforme as visitas feitas à área de estudo e a revisão do Plano Diretor Municipal (P.M.T., 2010), a água do “rio Morto” é aproveitada para irrigação de lavouras, que são em sua maioria de arroz. São analisados parâmetros de qualidade de água que contribuem no desenvolvimento de ditas lavouras de arroz: Nitrogênio, fósforo, OD.

- Reconhecimento das limitações para o melhoramento

A vazão do trecho desconectado é transferida do rio Tubarão através de uma casa de bombas com capacidade máxima de bombeamento de 0,7 m<sup>3</sup>/s.

Se observou também que o “rio Morto” apresenta ocupação urbana ao longo de seu percurso, o que condiciona ao rio a ter uma vazão máxima que não extravase a calha para assim evitar prejuízos por inundações (ver Figura 5.4). Por outro lado as águas do “rio Morto” apresentam despejos de sólidos, águas servidas ao longo dele, uma grande concentração de macrófitas na sua superfície e aterros e pontilhões para o transito entre as margens (ver Figura 3.11 e Figura 3.12).

- Reconhecimento da estrutura e função do ecossistema

Segundo o observado em campo, o “rio Morto” carece de um regime hidrológico natural, as planícies do trecho têm ocupações urbanas e de cultivos, a qualidade da água tem sido degradada reduzindo drasticamente a biota aquática. Assim se observa que o maior problema na degradação de esse ecossistema tem sido na função dele, o qual desencadeia a perda da estrutura (riqueza de espécies).

- Eleição do tipo de melhoramento

Desta forma, tendo em conta as avaliações feitas em campo, as limitações da área de estudo e o reconhecimento da estrutura e função do ecossistema o presente trabalho determinou que o melhoramento mais adequado para o trecho desconectado é a “revitalização” o qual abordará a avaliação dos impactos da mudança na qualidade da água e das possíveis inundações nas áreas adjacentes.

- Definições dos elementos para avaliação

A avaliação dos impactos na mudança na qualidade da água e das possíveis inundações estão condicionados às limitações observadas na área de estudo. Já que o trecho desconectado não possui um regime natural de vazões, se deve estimar a “vazão mínima” transferida desde o rio Tubarão para poder atingir a adequada qualidade da água para irrigação de culturas cerealíferas; por outro lado, para evitar as possíveis inundações nas áreas adjacentes se deve avaliar a “vazão máxima” que a calha do trecho possa transportar.

Assim os elementos a serem avaliados são: “vazão máxima” para evitar inundações e “vazão mínima” para melhorar a qualidade da água.

## 5.2 Levantamento de informações

- Levantamento de campo segundo a revitalização

Para estimar de forma mais aproximada os elementos definidos para a revitalização ( $Q_{max}$ ,  $Q_{min}$ ) são necessários dados topo-batimétricos detalhados da área de estudo, medições de níveis e vazões de eventos passados, dados granulométricos do fundo e planícies de inundação, série de dados sazonais da qualidade das águas que entram no sistema do trecho desconectado como também a localização deles.

No entanto, o trecho desconectado não conta com tais registros de informações detalhados. Assim, para poder estimar os elementos foi utilizado o modelo digital de terreno (MDT) do município de Tubarão. O MDT foi fornecido pelo município de Tubarão e tem uma resolução de 1m por pixel. Na Figura 5.1 observa-se o modelo digital de terreno da área de estudo, onde as áreas de cor azul claro e verde representariam as áreas de menor cota entre 0 m e 2 m. Nestas áreas localizam-se os cultivos de arroz e áreas de pastagem majoritariamente. As áreas de cor vermelho seriam áreas acima de 2 m e onde se encontram ocupações urbanas. A batimetria do trecho desconectado foi aproximada baseando-se em medições realizadas em campo. As seções medidas foram feitas em trechos que foram limpos pelos moradores adjacentes nos quais se mediu profundidades. Seguidamente, as profundidades foram referenciadas às cotas das margens segundo os valores do MDT do Município de Tubarão (ver Figura 5.2). Ambas informações foram acopladas e processadas com o software *ARC GIS 10.3*.

O trecho desconectado possui uma densa cobertura de macrófitas ao longo de seu percurso, o qual limitou as medições de seções batimétricas. Por outro lado, considerou-se foram adotados dois valores distintos de declividade no percurso do trecho desconectado. A declividade do primeiro trecho, de 0,0001 m/m, foi adotada desde o início do alinhamento (casa de bombas) até 5 km a jusante perto da “ponte do Andrino” (ver Figura 5.1). Essa declividade, segundo os relatos de moradores, seria em sentido contrário ao fluxo em direção à casa de bombas. A declividade do segundo trecho, de 0,0002 m/m foi adotada desde a ponte mencionada até a confluência com o rio Tubarão, seguindo o sentido do fluxo. Ambas declividades mencionadas foram estimadas segundo as declividades das margens do trecho desconectado com ajuda do MDT do município de Tubarão.

Os dados de qualidade da água foram estimados a partir de coletas efetuadas no dia 20 de maio de 2016 em 8 pontos ao longo do trecho desconectado e em 2 pontos no rio Tubarão. A Figura 5.3 mostra a distribuição espacial dos pontos de coleta. Se consideraram tributários ao longo do trecho desconectado como lançamentos pontuais os quais foram localizados a 100 m a montante dos pontos de coleta a partir do TD3 até o TD9. Os dados da coleta mencionada foram utilizados para a calibração do módulo de qualidade da água para assim representar as condições do dia da amostragem. A Tabela 5.1 mostra os parâmetros medidos em campo e os resultados das análises de laboratório.

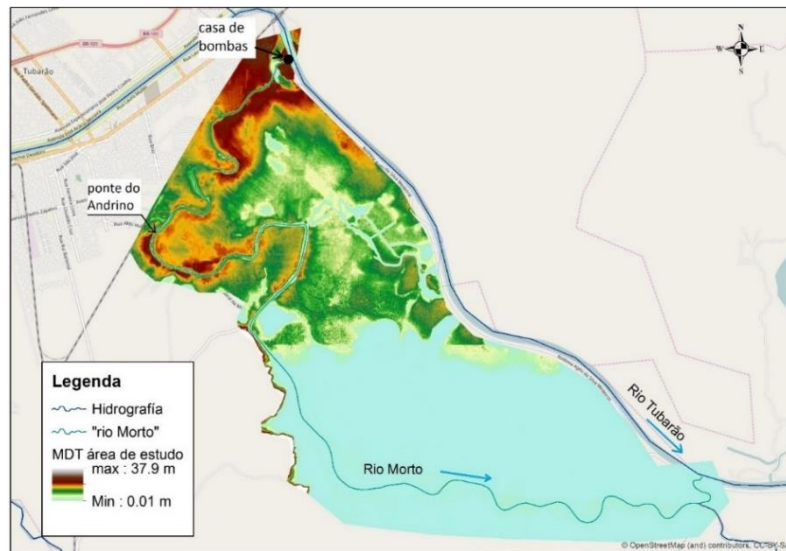


Figura 5.1 Modelo digital de terreno da área de estudo.



Figura 5.2 Medição de profundidade em seção no trecho desconectado do rio Tubarão.

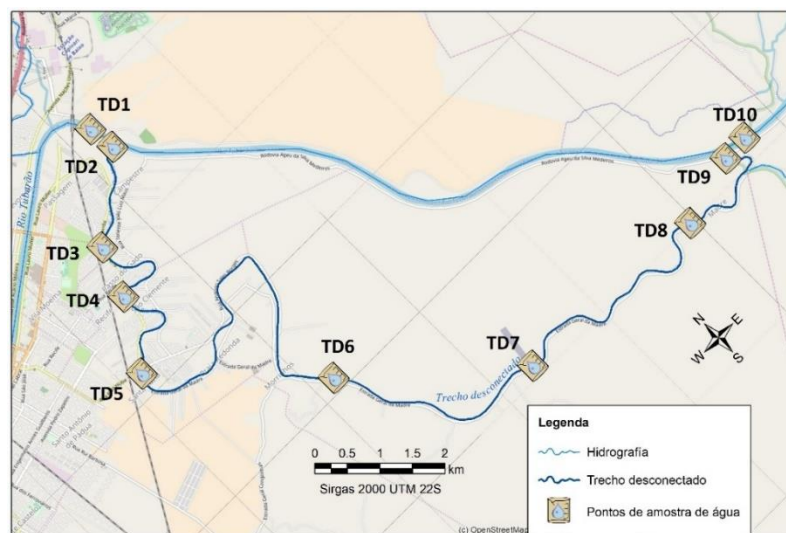


Figura 5.3 Pontos da coleta de amostras do 20/05/2016

Os resultados obtidos em campo indicam altos valores de condutividade elétrica ao longo do trecho, o que corrobora a grande influência da intrusão salina pelo efeito do remanso da maré na área de estudo. Entretanto não só a condutividade é influenciada pelo remanso da maré; todos os outros parâmetros também são modificados por essa situação. Apesar dessas influências, para refinamento da calibração, a modelagem e classificação das águas frente à resolução Conama 357/2005 o trecho desconectado é considerado como rio de águas doces.

**Tabela 5.1 Constituintes e parâmetros de campo das amostras do 20/05/2016**

Amostra	Nitrogênio Total (mg/L)	Fósforo total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Clorofila b (µg/L)	Clorofila c (µg/L)	Nitrito (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fosfato (mg/L)	Parâmetros de campo				
									T (°C)	P (mm Hg)	OD (mg/L)	C (µS/cm)	pH
TD 1	1,052	0,06	2,161	0,420	1,031	< 0,001	0,049	<0,001	20,7	766,6	8,56	436,0	6,70
TD 2	1,396	0,304	5,428	< 0,01	< 0,01	<0,001	0,548	<0,001	17,3	766,3	6,24	587,0	6,46
TD 3	2,265	0,152	1,050	0,979	1,325	<0,001	0,244	<0,001	17,2	766,4	4,36	668,0	6,41
TD 4	10,408	1,072	0,796	0,309	1,428	<0,001	0,288	<0,001	16,4	766,9	3,42	489,9	6,84
TD 5	6,906	0,684	1,361	1,279	1,971	<0,001	0,039	<0,001	16,3	766,5	3,53	448,1	6,72
TD 6	3,297	0,132	1,072	1,449	2,858	<0,001	0,115	<0,001	15,8	766,9	3,60	517,0	6,77
TD 7	2,55	0,527	16,642	2,367	5,313	<0,001	0,186	<0,001	15,8	766,9	3,21	366,8	6,61
TD 8	1,793	0,233	5,742	1,869	0,746	<0,001	0,041	<0,001	16,4	766,7	3,51	155,2	6,58
TD 9	1,063	0,164	6,206	0,618	1,862	<0,001	0,349	<0,001	16,4	766,7	5,65	975,3	6,52
TD 10	1,083	0,054	1,349	0,514	4,851	<0,001	0,172	<0,001	18,1	767,0	8,80	940,0	6,49

- Levantamento de estudos e informações existentes.

As informações mais importantes revisadas na área de estudo são o “Plano Diretor do município do Tubarão” (P.M.T., 2010), o “Plano Integrado dos Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do rio Tubarão e Complexo Lagunar” (SDM; DIMA; GEHID, 2002); estudo sobre percepção de antigos povoadores sobre o “rio Morto” (BRAGA, 2011), estudos sobre o efeito de maré no Município de Tubarão (D’Aquino, 2011; Loitzenbauer, 2016); entre outros citados no capítulo 3 da presente pesquisa.

- Caracterização da área de estudos

Resumidamente, o “rio Morto” se caracteriza por ser um trecho de baixas declividades, amplas planícies de inundação, a qualidade da água atualmente se encontra degradada. Apresenta uma grande cobertura de macrófita na superfície e não se conta com série de dados de vazões e níveis que permitam uma adequada calibração.

### 5.3 Processamento das informações

- Definição do modelo para o processamento

As modelagens propostas para a avaliação das vazões máximas e mínimas para a presente pesquisa estão limitadas pelas informações existentes de topografia, registro de vazões, níveis de água e valores de parâmetros de qualidade da água.

Além do mais, as características locais do rio (trecho de 21 km) e o atual e futuro manejo dele limita-o a uma simulação hidráulica em regime permanente cujo fluxo não extravase da calha principal e a modelagem de qualidade da água a uma simulação longitudinal (1D) já que a dispersão transversal dos constituintes nas direções z e y podem se desconsiderar nos cálculos.

Assim, com o registro de informações que a presente pesquisa conta e as limitações da modelagem, as simulações serão realizadas no software HECRAS, já que este abrange as avaliações dos elementos definidos segundo os aspectos que a revitalização do “rio Morto” demarca: vazão máxima e vazão mínima. Além disto, o HEC-RAS tem sido frequentemente utilizado para estudos e pesquisas na área de estudo (LOITZENBAUER; MENDES, 2016; SDM; DIMA; GEHID, 2002).

A vazão máxima que pode escoar ao longo do “rio Morto” está limitada pela condição de início de inundação das áreas adjacentes à calha dele; e como mencionado anteriormente, a vazão mínima para o trecho desconectado baseia-se na estimativa da vazão necessária para atingir valores do enquadramento Classe 3 da resolução CONAMA 357/2005 (CONAMA, 2005), o qual é o mínimo requerido para irrigação das culturas cerealíferas, que no caso da área de estudo seriam as lavouras de arroz ao longo do trecho desconectado. A avaliação é feita com modelagem no software HEC-RAS o qual permite uma análise unidimensional de propagação para trechos de rios.

O módulo de qualidade da água possibilita a solução da equação da advecção-dispersão (2) com um esquema numérico: *Quickest-Ultimate* (BRUNNER, 2015; LEONARD, 1979, 1991);

$$\frac{\partial}{\partial x}(V\phi) = \frac{\partial}{\partial x}(Q\phi)\Delta x + \frac{\partial}{\partial x}\left(\Gamma A \frac{\partial \phi}{\partial x}\right)\Delta x \pm S \quad (2)$$

Onde:

$V$  : Volume da célula de qualidade d'água (m<sup>3</sup>).

$\Phi$  : Temperatura da água(°C) ou concentração dos constituintes(kg/m<sup>3</sup>).

- $Q$  : Vazão (m<sup>3</sup>/s).  
 $\Gamma$  : Coeficiente de dispersão (m<sup>2</sup>/s).  
 $A$  : Área da seção transversal (m<sup>2</sup>).  
 $S$  : Fontes e sumidouros (kg/s).

Algumas reações dos constituintes estão fortemente influenciadas pela temperatura. A maioria das taxas deles estão especificamente referenciados à temperatura de 20 °C e são corrigidos para a temperatura local (BRUNNER, 2015).

$$K_T = K_{20}\theta^{(T-20)} \quad (3)$$

Onde:

$K_T$  : taxa constante à temperatura  $T$ .

$K_{20}$ : taxa constante à 20 °C.

$\theta$  : Coeficiente de correção da temperatura.

- Dados para o modelo.

As condições de contorno consideradas no modelo hidráulico limitam-se a entrada e saída do fluxo do trecho desconectado e a característica física do solo do trecho.

O fluxo no início do alinhamento do trecho desconectado é uma transposição com tomada no rio Tubarão através de uma casa de bombas, no entanto o final no alinhamento está condicionado ao nível que o rio Tubarão possa atingir. Quanto às condições de rugosidade, as características físicas adotadas são as mostradas na Tabela 5.1 segundo a metodologia proposta pela United States Geological Survey para estimar a rugosidade de Manning para canais naturais (ARCEMENT; SCHNEIDER, 1984).

**Tabela 5.2 Valores de rugosidade de Manning para as áreas adjacentes ao “rio Morto”**

Área	m	nb	n1	n2	n3	n4	<b>n</b>
cultivos de arroz	1,00	0,040	0,001	0,001	0,001	0,001	<b>0,0440</b>
urbana	1,00	0,013	0,001	0,000	0,000	0,001	<b>0,0150</b>
cauce principal	1,30	0,010	0,001	0,005	0,017	0,002	<b>0,0455</b>

A Figura 5.4 amostra condições típicas ao longo do trecho desconectado. Sendo predominantemente o uso de solo para cultivos de arroz e para vivenda (urbano).



**Figura 5.4 Condições de uso de solo adjacentes ao trecho desconectado**

A vazão de entrada atualmente é subministrada através de um conjunto de 3 bombas de 0,25, 0,30 e 0,40 m<sup>3</sup>/s. Considera-se que no máximo duas bombas trabalham juntas ao mesmo tempo. Portanto a máxima vazão transposta do rio Tubarão para o trecho desconectado pelo conjunto de bombas seria de 0,70 m<sup>3</sup>/s.

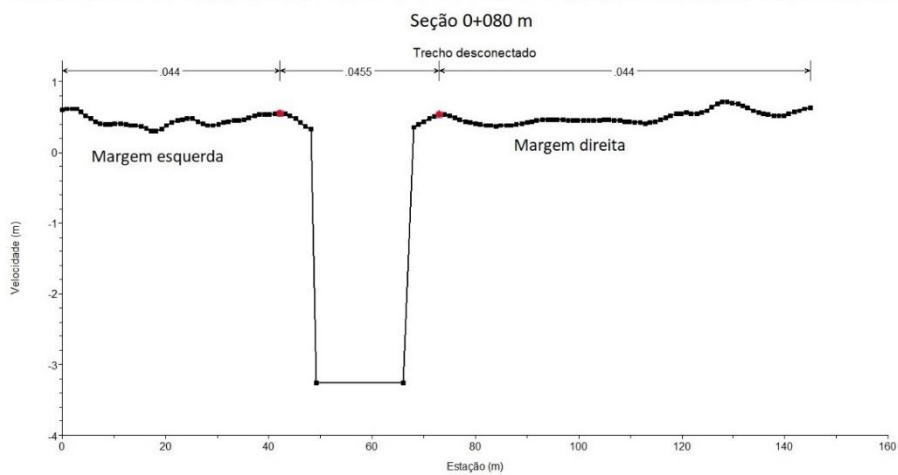
Por outro lado, a condição de jusante do “rio morto” depende unicamente dos níveis do rio Tubarão, o qual possui uma forte dependência da maré na foz. A Figura 5.5 mostra a atual condição de contorno a montante no trecho desconectado e a Figura 5.6 a seção 0+080 que servirá como condição de contorno a jusante com os níveis d’água do rio Tubarão.

Dados de maré foram obtidos da estação 2904-Laguna do Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina (CIRAM) e observou-se que nos dias de medições das seções batimétricas aconteceu maré alta. A Figura 5.7 mostra os dados de maré da estação 2904-Laguna para os dias 18, 19 e 20 de maio de 2016, onde se observa em média que as marés foram 80 cm, 65 cm e 50 cm respectivamente.

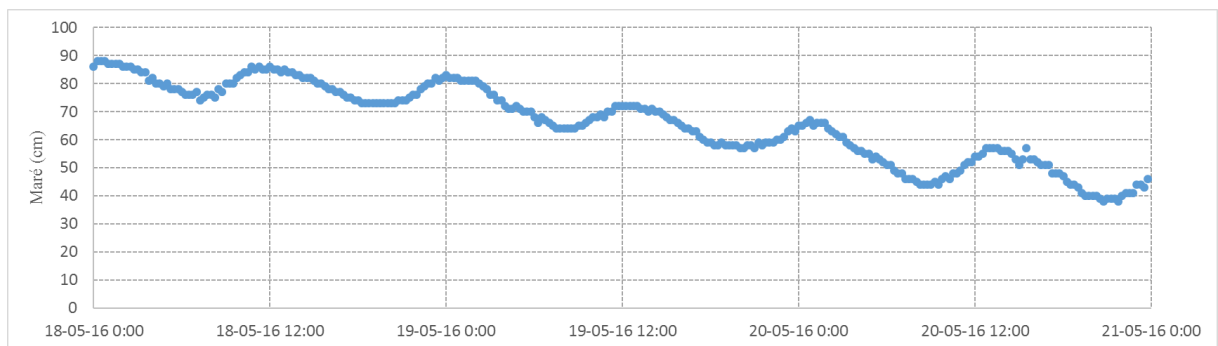


**Figura 5.5 Condição de contorno a montante do trecho desconectado do rio Tubarão – Casa de bombas.**





**Figura 5.6** Condição de contorno a jusante do trecho desconectado do rio Tubarão.



**Figura 5.7** Dados de maré da estação 2904 – Laguna (fonte: CIRAM)

Segundo as estimações batimétricas (feitas no dia 20/5/2016), o nível d'água na confluência do rio Tubarão com o rio Morto foi de 0,40 m o qual faz pressupor que o efeito de remanso pela maré é amortecido durante o trajeto ao longo do rio Tubarão.

Devido ao desconhecimento atual da dinâmica entre os níveis do rio Tubarão e os níveis de marés, a condição de jusante do “rio Morto” simulou-se para diferentes possíveis níveis do rio Tubarão para poder estimar vazões máximas ao longo do trecho desconectado segundo as características físicas consideradas.

Os níveis de jusante considerados mantiveram-se constantes durante todo o processamento das simulações. Essa condição influencia principalmente na estimativa de concentrações dos constituintes no trecho devido a que essa variável depende dos volumes em que se dilui.

Por outro lado, as condições de contorno para o modulo de qualidade da água do HEC-RAS consideradas estão diretamente relacionadas com as condições de contorno do modelamento hidráulico. O modelo de qualidade considera os resultados e condições de contorno da modelagem hidráulica tais como velocidade, geometria das seções e vazão. Assim, a informação necessária para completar a modelagem de qualidade são as condições meteorológicas da área estudo, as series temporais das concentrações e as constantes para os parâmetros dos nutrientes modelados segundo as condições do rio.

Considerou-se os resultados da amostra TD2 como a condição de contorno de montante para representar o fluxo observado no dia das coletas, por outro lado as cargas aportantes pelos tributários ao longo do trecho desconectado foram estimadas a partir das condições de uso de solo, quantidade de cabeças de animais por tipo de rebanho, pelo número de habitantes nas áreas aportantes e por índices de atenuação de cargas. Essas cargas estimadas foram utilizadas para aproximar as concentrações que são lançadas através dos tributários considerados como lançamentos pontuais ao longo do rio Morto, como se mostra na Figura 5.3.

A Tabela 5.3 apresenta a população atual estimada, as áreas contribuintes ao longo do trecho desconectado segundo uso de solo e o número de cabeças de animais segundo rebanho por setor aportante ao trecho desconectado. A Tabela 5.4 apresenta as cargas de poluentes segundo população, cabeça de animais e uso de solo.

Com os dados das tabelas apresentadas se podem estimar aproximadamente as cargas lançadas em cada tributário consideradas no trecho desconectado com as vazões que contribuem ao fluxo do rio morto. Em vista de não contar com um registro de fluxos contribuintes para o dia das medições das amostras, os dados de vazões foram utilizados como um parâmetro de calibração do modelo de qualidade de água.

**Tabela 5.3 População, Uso de solo e número de cabeças de animais por rebanho em tributários do trecho desconectado do rio Tubarão (\*Fonte: IBGE 2016).**

Tributario	População (*)	Uso de solo (ha)						Numero de cabeça de animais por rebanho (*)				
		Solo Exposto	Floresta	Campo e Lavoura	Rizicultura	Hidrografia	Área urbana	Aves	Bovinos	Equinos	Ovinos	Suínos
1	5621	2,69	0,00	10,84	0,00	0,32	107,3	32	44	1	1	2
2	1507	2,63	0,00	2,02	0,03	3,06	50,91	15	21	0	1	1
3	7524	1,69	0,00	0,00	0,00	1,25	42,61	58	81	2	2	3
4	3957	5,04	1,10	43,57	725,79	8,73	87,6	228	320	7	8	12
5	503	0,63	0,00	24,28	631,84	2,81	8,07	175	245	5	6	9
6	503	0,63	0,00	24,28	631,84	2,81	8,07	175	245	5	6	9
7	168	0,21	0,00	8,09	210,61	0,94	2,69	58	82	2	2	3

**Tabela 5.4 Cargas relacionadas à população (hab), cabeças de animais (unid.) e uso de solo (ha). Adaptado de: Silva (1998), Santos (2003) e Larentis (2004)**

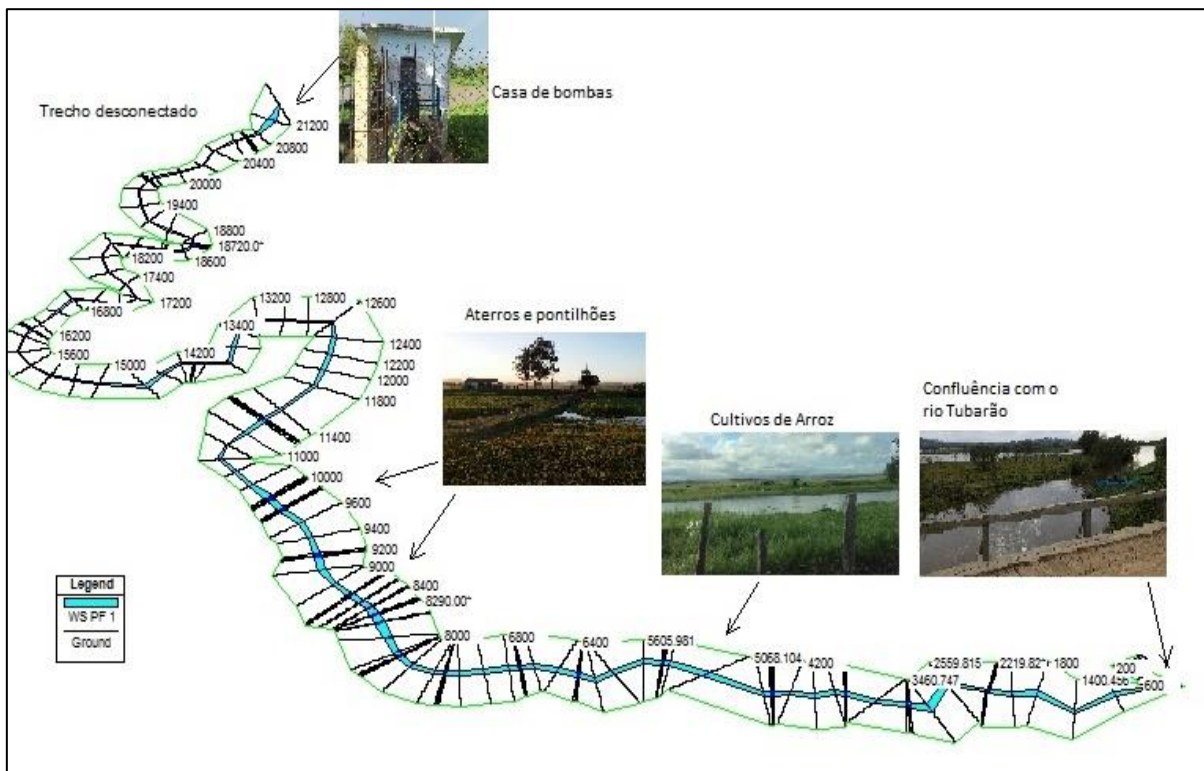
Unidade	Carga de poluente por unidade (g/U.dia)		
	DBO	N total	P total
População (hab)	54,0	8,0	2,5
Aves (unid)	20,0	1,1	0,3
Bovinos (unid)	730,0	1788,0	43,0
Equinos (unid)	770,0	136,0	32,0
Ovinos (unid)	160,0	190,0	39,0
Suinos (unid)	460,0	236,0	82,0
Agricultura (ha)	49,0	13,7	2,9
Floresta (ha)	5,5	7,4	1,1
Ocupação urbana (ha)	137,0	23,3	5,5
Reflorestamento (ha)	5,5	7,4	1,1

- Informações de cenários passados.

O trecho desconectado não conta com dados de cenários passados. Os dados que com os quais se conta são apenas as medições feitas do dia 20/05/2016 o qual foi utilizado como único ponto para a calibração dos módulos quali quantitativos do HEC-RAS.

- Modelagem e calibração

Como mencionado, a modelagem quali quantitativa se realizou no software HEC-RAS no qual se considerou fluxo permanente dadas as possíveis condições da futura revitalização e as atuais, que são de ter fluxos constantes regulados pela casa de bombas ou pela possível alternativa de extravasamento do rio Tubarão para o “rio Morto”. A Figura 5.8 mostra o esquema do modelo dentro do programa HEC-RAS destacando características de condições de contorno ao longo dele.



**Figura 5.8 Esquema do modelo de escoamento hidráulico do “rio Morto”.**

As planícies de inundação e a calha do trecho do “rio Morto” possuem baixa precisão devido à falta de estudos topográficos e batimétricos mais detalhados que abrangiam todo o percurso. Essa falência de dados pode aumentar o grau de incerteza para a estimativa das vazões máximas que escoaria ao longo dele sem causar inundações e na localização do ponto de início das inundações.

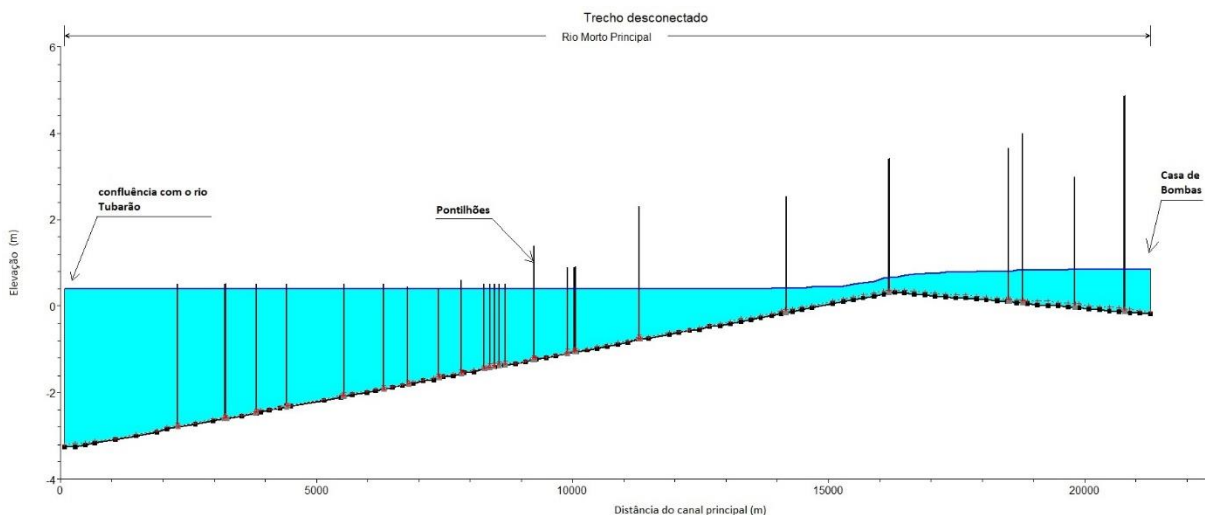
A calibração consiste em verificar se o modelo representa aproximadamente a realidade simulada. Para a calibração do modelo utilizaram-se dados de níveis d’água do dia 20/05/2016, também se tomou o testemunho de moradores sobre as áreas que comumente são inundadas. Segundo os testemunhos as áreas que são constantemente inundadas são as que se localizam ao redor da confluência com o rio Tubarão e estes dão-se principalmente por causa da maré alta.

Em campo, estimou-se uma baixa velocidade do escoamento, da ordem de apenas centímetros por segundo e em alguns setores perto da confluência com o rio Tubarão podia considerar-se sem fluxo. Também se observou que o nível d’água encontrava-se elevado a poucos centímetros de extravasar as margens como também os pontilhões.

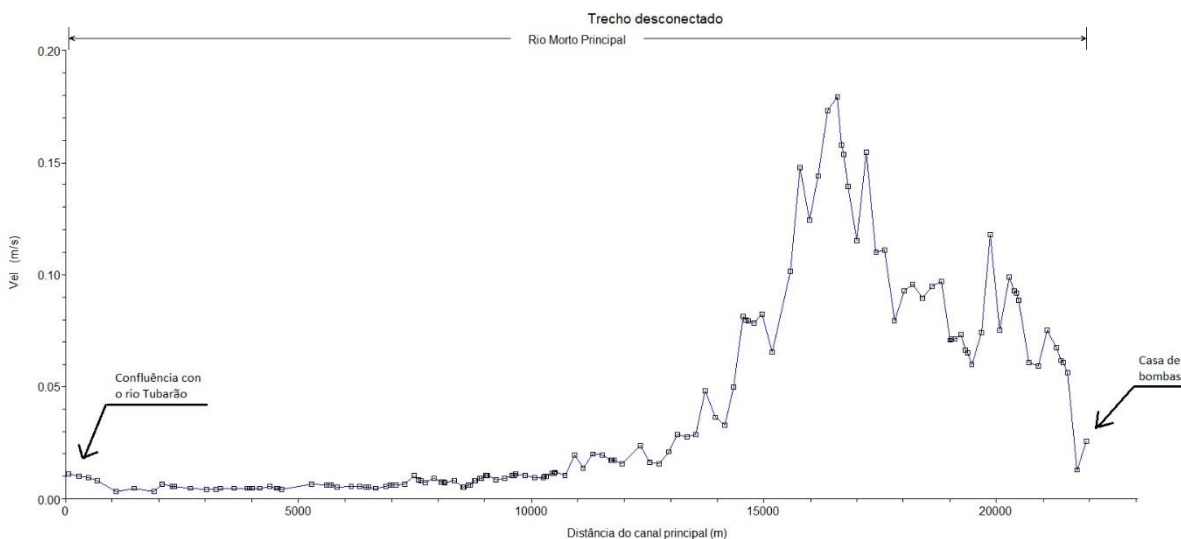
Com essa informação coletada e a existente (o MDT do município de Tubarão), simulou-se o cenário do dia 20/05/2016 com condição de contorno na confluência de 0,40 m de cota de água obtendo-se os níveis de água da Figura 5.9. Como observa-se o nível de água de 0,40 m mantém-se constante até a seção 13+400 onde começa a se mostrar uma pequena declividade

nela. Isto se deve à pequena vazão existente ao longo do trecho e a baixa declividade do leito do trecho.

Adicionalmente, como se observa na Figura 5.10, as velocidades da simulação representam com boa aproximação o observado em campo: baixas velocidades ao longo do trecho e velocidades quase nulas perto da confluência com o rio Tubarão da ordem de 1 cm/s.



**Figura 5.9 Perfil longitudinal do trecho desconectado para a data 20/05/2016.**



**Figura 5.10 Perfil de velocidades do trecho desconectado para a data de 20/05/2016.**

O trecho desconectado não conta com registro de vazões ou níveis que possam melhorar a calibração de modelos hidráulicos, além do mais a batimetria utilizada teve considerações de aproximação segundo a informação existente (o MDT do município de Tubarão e a medição

em campo) e as testemunhas dos moradores. A escassa informação topo-batimétrica e registros de vazões e níveis d'água consideram-se como os principais elementos limitantes para o desenvolvimento do modelo o qual não permite calibrar de forma mais exata parâmetros envolvidos no modelo hidráulico.

A falta de uma calibração mais precisa, e ainda mais, de validação do modelo, não permitiu uma correta representação da dinâmica do trecho desconectado o qual influencia na estimativa do comportamento de variáveis tais como velocidades, e profundidades, que a sua vez, formam parte da modelagem dos constituintes de qualidade d'água. No entanto se simularam o mesmo cenário para outras condições de rugosidade de Manning (valores entre 0.03 e 0.06) para a calha principal onde se observou que a cota da superfície da água para as está mais influenciada pelo efeito de remanso da maré que existe na confluência do trecho com o rio Tubarão.

A calibração do módulo de qualidade da água do HEC-RAS foi efetuada manualmente e consistiu na adequação das taxas dos constituintes, as cargas e vazões de entrada no sistema. Para poder lidar com ampla fonte de incerteza se utilizou os coeficientes dentro das faixas recomendadas na literatura existente que são mostrados na Tabela 5.5.

**Tabela 5.5 Coeficientes utilizados para a calibração do modelo de qualidade da água.**

Coeficiente		Unit	Faixa	valor utilizado	autor
O <sub>2</sub> Absorção por repiração por unidade de amonia	$\alpha_5$	mg-O <sub>2</sub> /mg-NH <sub>3</sub>	3 - 4	3	Von Sperling (2007)
O <sub>2</sub> Absorção por repiração por unidade de Nitrito	$\alpha_6$	mg-O <sub>2</sub> /mg-NO <sub>2</sub>	1 - 1.14	1	Von Sperling (2007)
O <sub>2</sub> Coeficiente de reaeração atmosferica	k <sub>2</sub>	dia <sup>-1</sup>	1 - 100	0,37	Fair et al (1973), Arceivala (1981)
O <sub>2</sub> Demanda do sedimento	k <sub>4</sub>	dia <sup>-1</sup>	> 0	0,01	Von Sperling (2007)
CBOD taxa de decaimento	k <sub>1</sub>	dia <sup>-1</sup>	0,02 - 3,4	0,32	Fair et al (1973), Arceivala (1981)
CBOD taxa de sedimentação	k <sub>3</sub>	dia <sup>-1</sup>	-3,6 - 3,6	0,02	Chapra (1997)
Taxa de hidrólises do Nitrogenio organico a amonia	$\beta_3$	dia <sup>-1</sup>	0,02 - 0,4	0,02	Von Sperling (2007)
Taxa de oxidação de amonia a nitrito	$\beta_1$	dia <sup>-1</sup>	0,1 - 1	0,5	Von Sperling (2007)
Taxa de oxidação de nitrito a nitrato	$\beta_2$	dia <sup>-1</sup>	0,2 - 2,0	2	Von Sperling (2007)
Taxa de sedimentação do Nitrogenio	$\sigma_4$	dia <sup>-1</sup>	0,001 - 0,1	0,1	Von Sperling (2007)
Taxa de amonia de fonte bentonica	$\sigma_3$	mg-N*m <sup>-2</sup> *day <sup>-1</sup>	-	0	Von Sperling (2007)
Fator de inibição de nitrificação	KNR	mg/l	0,6 - 0,7	0,65	Von Sperling (2007)
Taxa de oxidação de fosforo organico a inorganico	$\beta_4$	dia <sup>-1</sup>	0,01 - 0,7	0,5	Von Sperling (2007)
Taxa de sedimentação do fosforo	$\sigma_5$	dia <sup>-1</sup>	0,001 - 0,1	0,001	Von Sperling (2007)
Taxa de fosforo de fonte bentonica	$\sigma_2$	mg-N*m <sup>-2</sup> *day <sup>-1</sup>	0,001 - 0,1	0,001	Von Sperling (2007)

Os coeficientes de calibração utilizados se consideram constantes temporal e espacialmente ao longo do rio o que limita a calibração a um nível geral.

O coeficiente de reaeração considerado é o coeficiente de maior influência na calibração do oxigênio dissolvido e o valor corresponde às características de um rio vagaroso de profundidade baixa (ARCEIVALA, 1981; FAIR; GEYER, 1973). Da mesma forma, as taxas de decaimento de CBOD, de oxidação e sedimentação de nitrogênio e fósforo respondem a características de rios de baixa profundidade e velocidade.

Quanto às cargas e vazões de entrada nos tributários considerados, a calibração foi dada através dos coeficientes de decaimento mostrados na Tabela 5.5 e por índices de atenuação de cargas. Os índices de atenuação foram alterados repetidamente para conseguir um ajuste de calibração mais exato e são apresentados na Tabela 5.6.

Os índices de atenuação permitiram a estimação dos valores de concentração e vazão para os tributários, possibilitando uma calibração do modelo mais aproximada aos valores observados. A Tabela 5.7 apresenta os valores de vazão e concentrações utilizados na calibração da modelagem de qualidade da água.

**Tabela 5.6 Índices de atenuação.**

Tributario	DBO			Nitrogênio Total			Fósforo Total		
	C.H	U.S	P	C.H	U.S	P	C.H	U.S	P
1	85.0%	90.0%	90.0%	80.0%	90.0%	90.0%	70.0%	0.0%	0.0%
2	40.0%	90.0%	90.0%	70.0%	70.0%	10.0%	0.0%	0.0%	0.0%
3	89.0%	90.0%	90.0%	90.0%	90.0%	70.0%	0.0%	0.0%	0.0%
4	0.0%	0.0%	10.0%	90.0%	90.0%	94.0%	0.0%	0.0%	0.0%
5	0.0%	0.0%	0.0%	90.0%	90.0%	87.4%	0.0%	0.0%	0.0%
6	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	87.4%	0.0%	0.0%	0.0%
7	0.0%	0.0%	0.0%	90.0%	90.0%	90.0%	0.0%	0.0%	0.0%

C.H.: cargas humanas; U.S.: Usos de solo; P.: Pecuária

**Tabela 5.7 vazões e concentrações nos tributários do trecho desconectado.**

Tributario	vazão (l/s)	DBO (mg/l)	N total (mg/l)	amoníaco (mg/l)	N org (mg/l)	P total (mg/l)	P org (mg/l)	P inorg (mg/l)
1	20,0	29,21	9,96	5,97	3,98	2,60	0,78	1,82
2	20,0	29,59	22,09	13,25	8,84	0,29	0,09	0,21
3	20,0	29,88	28,93	17,36	11,57	1,33	0,4	0,93
4	70,0	80,53	6,46	3,88	2,58	0,46	0,14	0,32
5	50,0	58,07	13,2	7,92	5,28	0,34	0,1	0,24
6	50,0	58,07	13,2	7,92	5,28	0,34	0,1	0,24
7	10,0	97,36	17,64	10,58	7,06	0,58	0,17	0,40

As simulações com as condições de contorno estimadas deram como resultado as curvas de calibração para oxigênio dissolvido, temperatura, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito, fósforo orgânico apresentadas na Figura 5.11.

As curvas calibradas ressaltam os picos nos lançamentos considerados para a calibração. Se observa dois comportamentos do oxigênio dissolvido ao longo do trecho desconectado, o primeiro e de consumo desde a progressiva 21+200 (casa de bombas) até a progressiva 10+000 e o segundo de recuperação (oxigenação) até a confluência com o rio Tubarão. De igual forma para o nitrogênio amoniacal e fósforo orgânico maiores concentrações até a progressiva 10+000 e se reduzindo em adiante. No que se refere a nitritos ( $\text{NO}_2$ ) e nitratos ( $\text{NO}_3$ ), as curvas de calibração não se ajustaram aos dados observados. Isso deve-se a que o modulo de qualidade da agua do software utilizado HEC-RAS não considera a simulação de macrófitas os quais consomem altas quantidades destes nutrientes (METCALF, 2003). A falta de representação das macrófitas dentro da modelagem provocou nas simulações um incremento nas concentrações destes constituintes como se observa na Figura 5.11, não obstante, durante as simulações para a estimativa de vazões mínimas, as concentrações daqueles constituintes não superaram os limites permitidos do enquadramento de classe 3 da CONAMA 357.

- Elementos estimados

Com os dados estimados e as calibrações consideradas, se obtiveram os resultados apresentados no item 6segundo as simulações realizadas no software HEC-RAS.



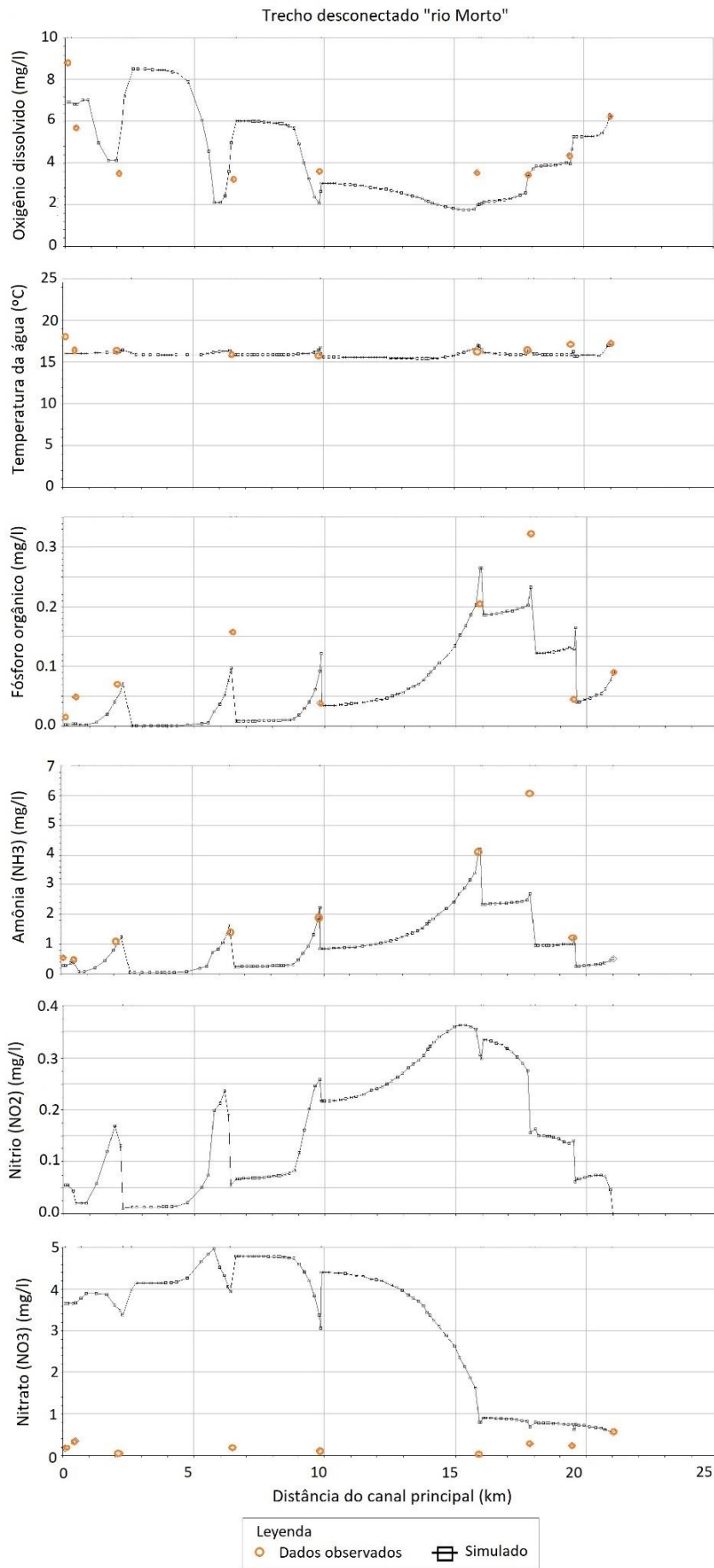


Figura 5.11 Curvas de calibração para o dia 20/05/2016 – OD, NH<sub>3</sub>, temperatura, NO<sub>2</sub>, P<sub>org</sub>, NO<sub>3</sub>.

## 6 Resultados e discussões

### 6.1 Vazão máxima no trecho desconectado

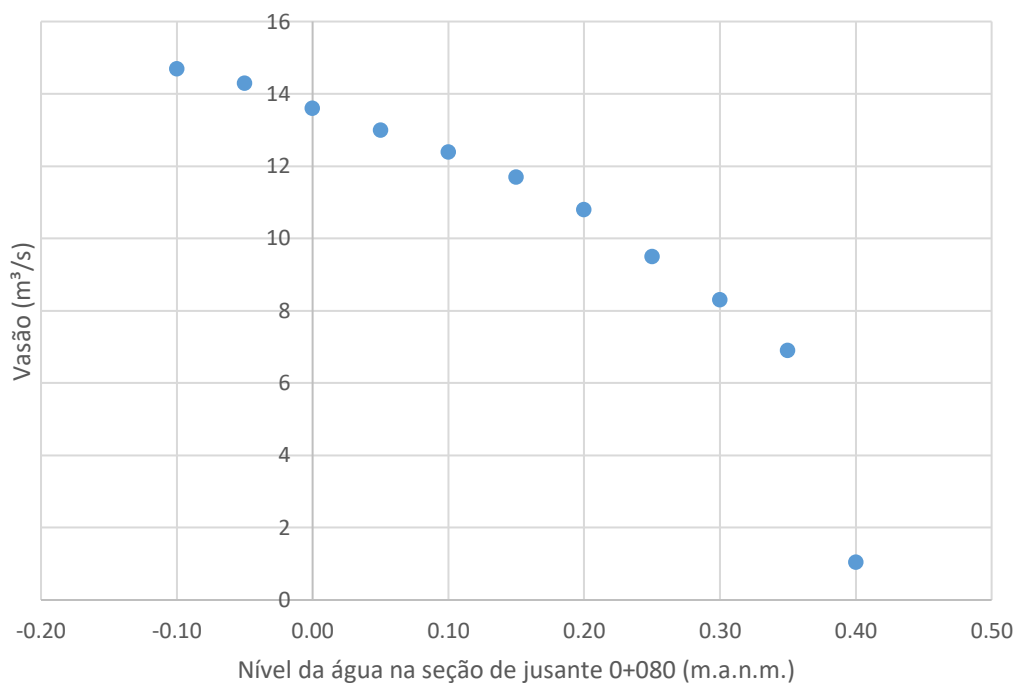
Como se mencionou, para estimar a vazão máxima que o trecho desconectado pode suportar se simularam cenários mantendo constante a condição de jusante (possível nível do rio Tubarão na confluência com o trecho desconectado), e como parâmetro variável se simulou a vazão até conseguir extravasar a calha do rio em algum ponto ao longo do seu trecho até a confluência com o rio Tubarão. Os resultados das simulações são apresentados na Tabela 6.1.

**Tabela 6.1 Vazão necessária para gerar inundação no rio trecho desconectado segundo a condição de jusante.**

Nível de jusante na confluência (m.a.n.m.)	Vazão (m <sup>3</sup> /s)	Seção inundada
0,40	1,05	9+200 - 10+000
0,35	6,90	9+200 - 10+000
0,30	8,30	9+200 - 10+000
0,25	9,50	9+200 - 10+000
0,20	10,80	9+200 - 10+000
0,15	11,70	9+200 - 10+000
0,10	12,40	9+200 - 10+000
0,05	13,00	9+200 - 10+000
0,00	13,60	9+200 - 10+000
-0,05	14,30	9+200 - 10+000
-0,10	14,70	9+200 - 10+000

Os resultados de vazão da Tabela 6.1 indicam os valores limites que podem escoar sem haver extravasamento ao longo do trecho desconectado. Assim, por exemplo, para um nível de 0.20 metros acima do nível do mar (m.a.n.m.) na confluência do trecho desconectado com o rio Tubarão, a vazão máxima que pode escoar ao longo do trecho é de 10.8 m<sup>3</sup>/s; e de superar aquela vazão, o fluxo começaria a extravasar a calha do rio nas imediações das seções 9+200 e 10+000.

Observa-se também que as áreas inundadas se iniciaram nas progressivas 9+200 e 10+000 para qualquer condição de maré. Assim mesmo se observa que o valor da vazão é inversamente proporcional condição de contorno a jusante. Essa variação observa-se na Figura 6.1.



**Figura 6.1 Curva níveis a jusante – vazão máxima**

Não obstante, tendo uma estimativa da vazão máxima segundo os níveis a jusante na confluência com o rio Tubarão, a vazão poderia ser nula e mesmo assim o nível de jusante superaria às cotas das margens do trecho desconectado. Fato que pode acontecer, segundo os registros de maré dos anos 2014 até 2016 da estação Laguna que podem atingir os 95cm.

Observa-se que, para os cenários simulados as possíveis áreas inundadas se concentram nas progressivas 9+200, 10+000 a qual é uma área com concentração de aterros, pontilhões estreitos e com ocupação urbana localizada paralelamente ao trecho desconectado (ver Figura 6.2). Se incrementássemos as vazões estimadas segundo as condições de jusante, as seguintes áreas a serem inundadas seriam as áreas localizadas entre as progressivas 8+200 e 9+200 (ver Figura 6.3).

Essas áreas inundadas se caracterizam por ter uma cota perto dos 0,40 m.a.n.m. (condição de contorno máxima de jusante simulada), além disso, localizam-se nela aterros e pontilhões que obstruem passagem do fluxo os quais podem provocar remansos localizados que contribuiriam com o incremento dos níveis no “rio Morto”.

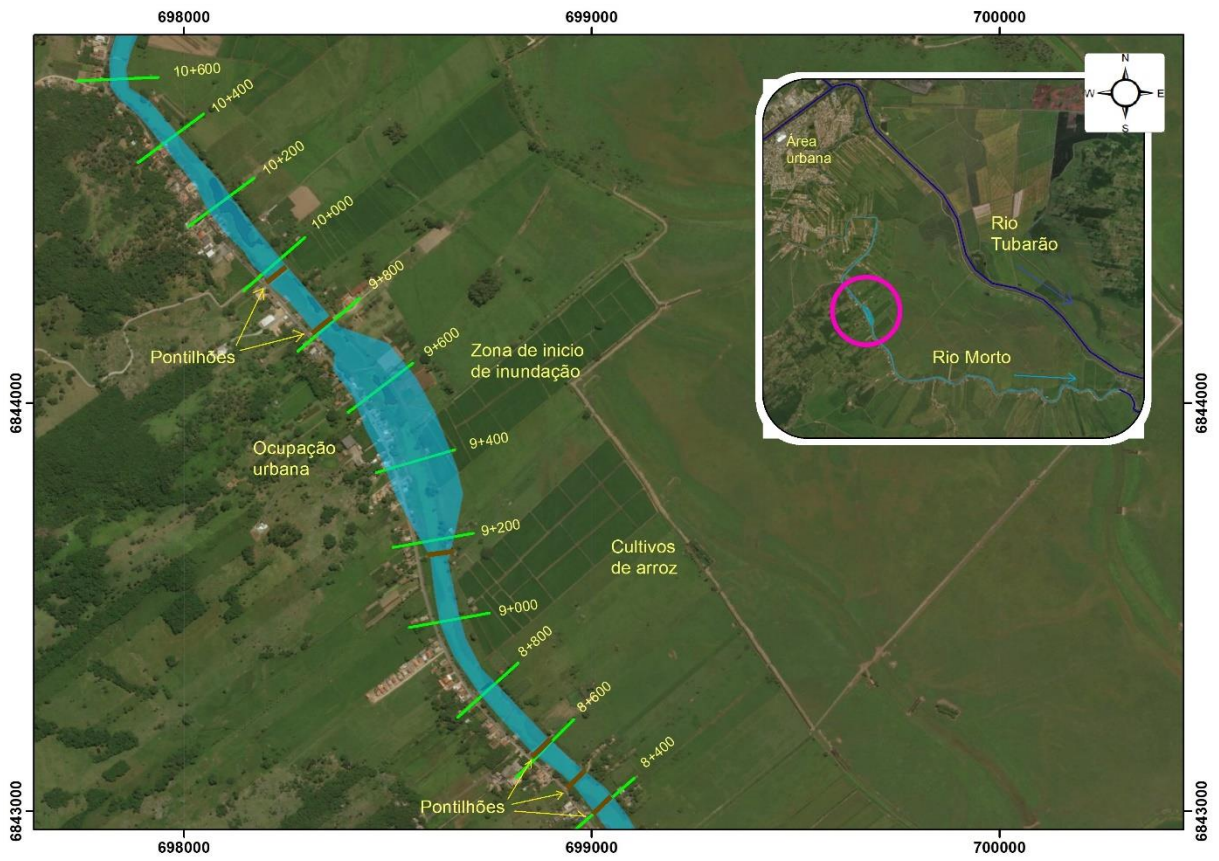


Figura 6.2 Áreas inundadas para as condições de jusante vazão.

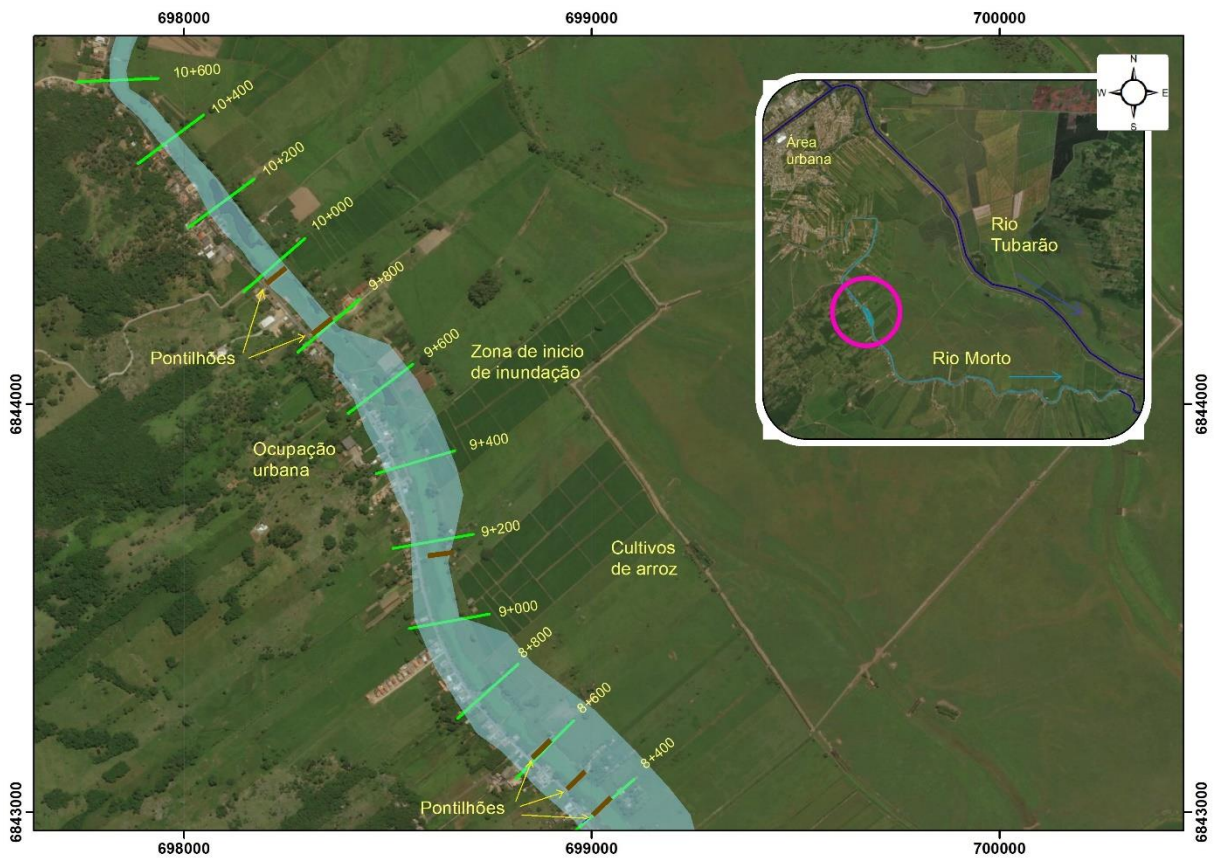


Figura 6.3 Áreas inundadas para as condições de jusante e uma maior vazão.

## 6.2 Vazão mínima no trecho desconectado

Para estimar as vazões mínimas se simulou o trecho desconectado para distintos cenários de nível na seção 0+080 (possível nível do rio Tubarão) e estimando a vazão de entrada com as características de qualidade da água da amostra TD1 (ver Tabela 5.1) que pertencem ao rio tubarão para o dia da coleta que foi realizada.

A importância de variar os níveis de jusante na confluência do trecho desconectado e o rio Tubarão recai em que as concentrações dos parâmetros de qualidade ao longo dele variam segundo o volume de água que o trecho transporta, com o qual se espera obter uma serie de vazões mínimas segundo os níveis simulados.

As simulações se realizaram repetidamente até conseguir a vazão mínima necessária para que as concentrações ao longo do trecho estejam dentro das faixas de aceitação do enquadramento Classe 3 dos corpos hídricos da CONAMA 357 (ver Tabela 6.1), os quais representam os valores mínimos para irrigação de cultivos de cereais.

**Tabla 6.1 Valores limites do enquadramento de aguas doces classe 3 (Adaptado de: Conama 357 CONAMA, 2005)**

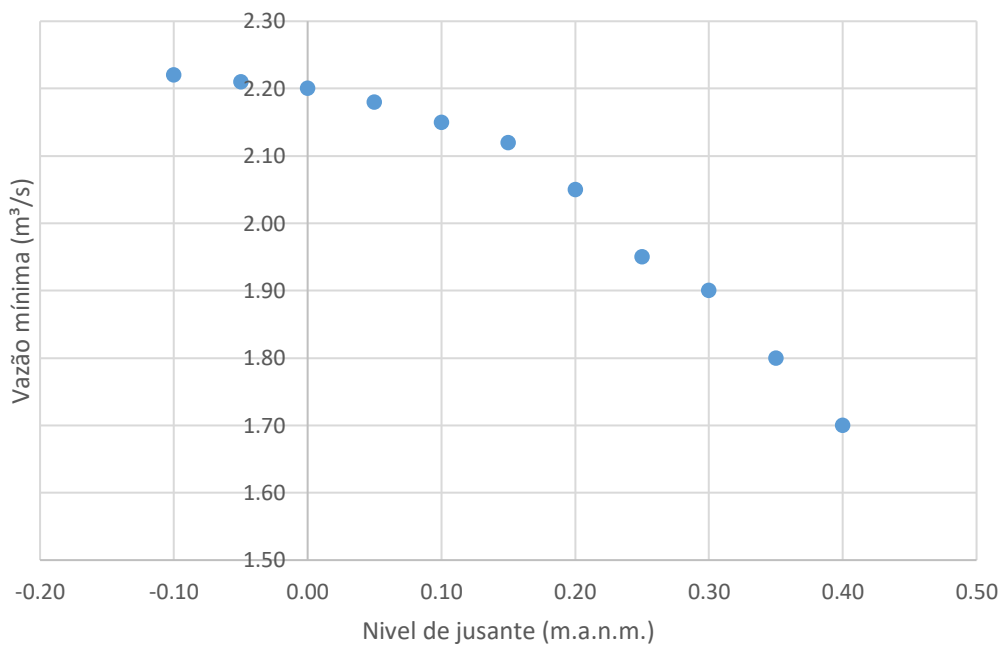
Constituinte	Enquadramento tipo III
Oxigênio dissolvido	mín 4 mg/l
Nitrogênio Amoniacal (NH <sub>3</sub> )	máx 13,3 mg/l PH <=7,5
Nitrato (NO <sub>3</sub> )	máx 10 mg/l
Nitrito (NO <sub>2</sub> )	máx 1 mg/l
Fósforo total	máx 0,15 mg/l

A Figura 6.5 mostra as concentrações ao longo do trecho desconectado após estimar a vazão mínima de 2,2 m<sup>3</sup>/s para as condições de nível de jusante 0,0m. Se observa que todas as concentrações dos constituintes ficaram dentro dos valores limites do enquadramento 3 para águas doces da CONAMA 357.

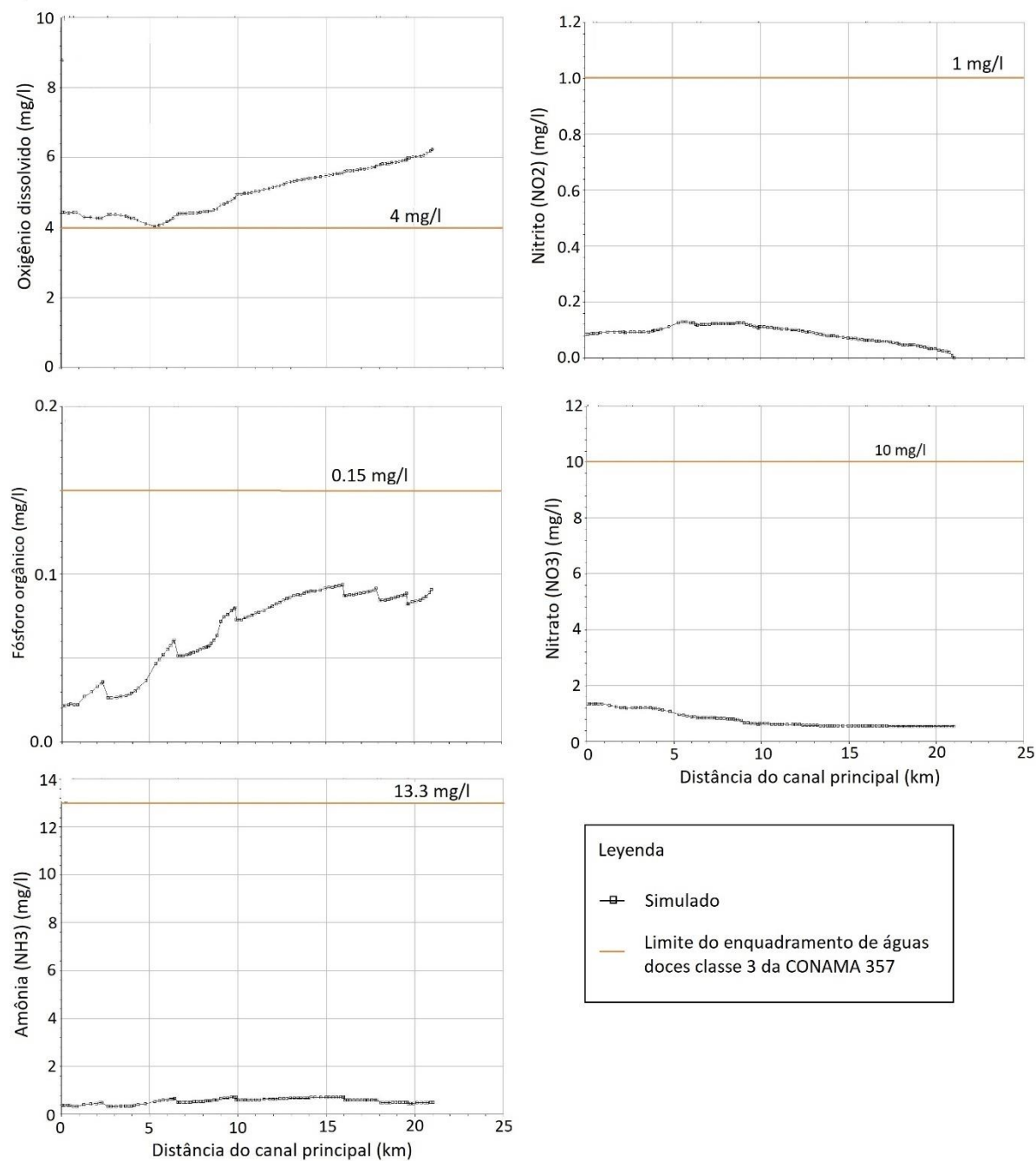
Se observa também que o oxigênio dissolvido é o parâmetro de qualidade que condiciona o valor limite da vazão mínima. Aquele cenário repetiu-se para as simulações dando como resultados os valores da Tabela 6.2 (ver Figura 6.4).

**Tabela 6.2 vazão mínima segundo condição de jusante.**

Nível de jusante (m.a.n.m.)	Vazão mínima (m <sup>3</sup> /s)
0,40	1,70
0,35	1,80
0,30	1,90
0,25	1,95
0,20	2,05
0,15	2,12
0,10	2,15
0,05	2,18
0,00	2,20
-0,05	2,21
-0,10	2,22



**Figura 6.4 Curva níveis a jusante – vazão mínima**



**Figura 6.5** Curvas simuladas para a condição de jusante 0.0m e 2.20 m<sup>3</sup>/s de vazão de entrada

### 6.3 Discussão dos resultados

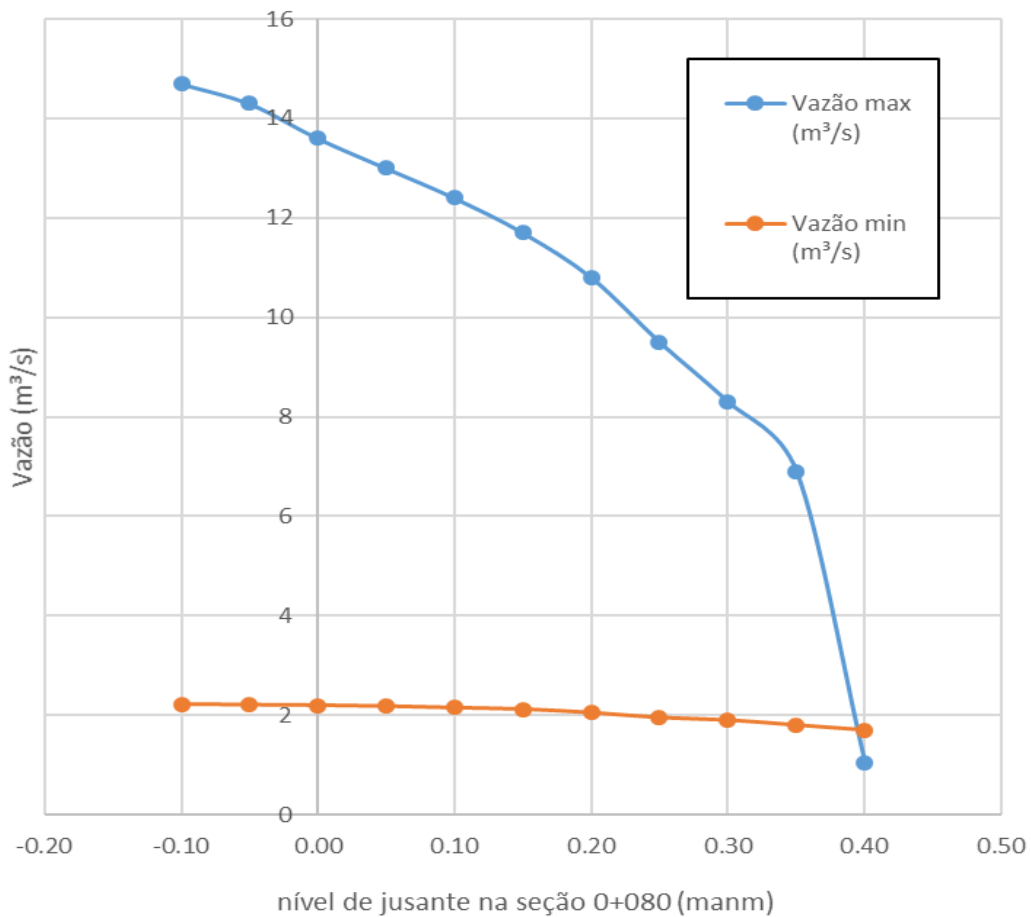
A modelagem hidráulica delimitou a vazão máxima que poderia escoar ao longo do “rio morto” segundo a condição de jusante não confluência com o rio Tubarão para evitar inundações locais. Da mesma forma se obteve uma estimativa da vazão mínima necessária para o adequado uso para irrigação que não superou os valores de vazão máxima com o qual se pode definir uma faixa de vazões para a revitalização do “rio Morto”. A faixa de vazões para a



revitalização do “rio Morto” é mostrada na Tabela 6.3 e representado graficamente na Figura 6.6.

**Tabela 6.3 valores mínimos e máximos de vazões segundo o nível de jusante para a revitalização do trecho desconectado do rio Tubarão**

Nível de jusante (m.a.n.m.)	Vazão min (m <sup>3</sup> /s)	Vazão max (m <sup>3</sup> /s)
0,40	1,70	1,05
0,35	1,80	6,9
0,30	1,90	8,3
0,25	1,95	9,5
0,20	2,05	10,8
0,15	2,12	11,7
0,10	2,15	12,4
0,05	2,18	13,0
0,00	2,20	13,6
-0,05	2,21	14,3
-0,10	2,22	14,7



**Figura 6.6 Vazões mínimas e máximas segundo nível de jusante para a revitalização do trecho desconectado do rio Tubarão.**



Os resultados apresentados na figura anterior são o resultado da modelagem quali-quantitativa no software HEC-RAS. Foi considerado regime permanente para a simulação hidráulica e, da mesma forma, se considerou a simulação dos dados de qualidade da água constantes ao longo do tempo.

A vazão que escoaria no trecho desconectado, de implementar-se a revitalização, precisaria de um monitoramento contínuo dos níveis na confluência para evitar as possíveis inundações. A condição de jusante do trecho desconectado na confluência com o rio Tubarão varia constantemente e com isso a vazão máxima que pode escoar nele.

Para o aproveitamento da água para irrigação de cereais, a vazão no trecho desconectado deve ser superior a vazão mínima estimada para cada condição de jusante com o rio Tubarão. A tomada de água ao longo do trecho diminuiria a vazão ao longo dele e isso traria consigo a possível diminuição da qualidade da água e, assim mesmo, o incumprimento com as faixas de aceitação do enquadramento Classe 3 da Conama 357.

A pesar da obtenção de uma regra de vazões adequadas para a revitalização do trecho desconectado, deve-se ressaltar que as modelagens tiveram limitações para representar mais adequadamente as condições da área de estudo.

Os resultados de vazão máxima estão diretamente influenciados pela topo-batimetria da área de estudo e pelos coeficientes de rugosidade da superfície que não foram calibrados adequadamente pela falta de registros de níveis e vazões. De igual forma, a modelagem de qualidade da água teve limitações em quanto aos dados de condições de contorno os quais foram inseridos como dados constantes ao longo de toda a simulação.

Outra limitação da modelagem de qualidade da água foi a falta da representação das macrófitas no trecho desconectado. O trecho desconectado representa a sua superfície de água constantemente coberta por macrófitas. As concentrações de nitrogênio e fósforo são afetadas pela presença delas o qual faz pressupor que no caso delas serem retiradas, as concentrações de nitrogênio e fósforo se acrescentariam e as concentrações de oxigênio dissolvido diminuiriam mudando a qualidade da água o qual poderia acrescentar os valores de vazão mínima necessária para poder obter a qualidade adequada para irrigação.

O modulo de qualidade da água do HEC-RAS limita a uma única entrada de parâmetros dos constituintes (coeficiente de aeração, Coeficiente de decaimento do nitrogênio, coeficiente de decaimento da DBO, e outros) o qual limita a calibração a um rio de características homogêneas, que para o caso do trecho desconectado foi uma das principais limitações para a calibração já que se apresentam características diferentes ao longo dele.

Observa-se também que para níveis de jusante menores a 0,40 m é possível manter uma vazão que consiga uma qualidade da água adequada e que não provoque extravasamento da calha em nenhum ponto ao longo do trecho. Já para níveis superiores a 0,40 m não é possível atender a vazão mínima para garantir a qualidade da água em todos os pontos ao longo do trecho desconectado dado que o atendimento de aquela vazão mínima superaria a vazão máxima para essa condição de jusante, o qual provocaria a inundação das áreas adjacentes ao trecho desconectado (ver Tabela 6.3).

Por outro lado, para atender as vazões mínimas de revitalização teria que se substituir ou acrescentar a capacidade das bombas a 2.2 m<sup>3</sup>/s. O custo de manter uma vazão constante de 2.2 m<sup>3</sup>/s pode ser estimado da seguinte forma:

$$C_{Vmin} = \frac{Q_{min} * H * \gamma * T * 24}{\eta} \quad (3)$$

Onde:

$C_{Vmin}$  : Custo da vazão mínima (R\$/dia).

$Q_{min}$  : Vazão mínima (m<sup>3</sup>/s).

$H$  : Diferença de altura entre os pontos de captação e entrega (m).

$\gamma$  : Peso específico da água (N/m<sup>3</sup>).

$T$  : Tarifa elétrica (R\$/kW).

$\eta$  : Eficiência da bomba.

Se estima em 674.5 R\$/dia considerando uma altura de captação de 3 m, 0,39 R\$/kW a tarifa elétrica (CELESC, 2018) e uma eficiência das bombas de 0.9 (Almir, J. 2014) um conjunto de 3 bombas de 50 CV operando alternadamente durante o dia.

O alto custo para garantir a vazão mínima para qualquer cenário de nível de jusante pode inviabilizar a revitalização do trecho desconectado. Por outro lado mostra a necessidade de avaliar diferentes alternativas para melhoria da qualidade da água, tais como:

- a instalação de aeradores ao longo do trecho desconectado
- o tratamento das águas que são lançadas diretamente ao trecho,
- ou da possibilidade da reconexão com o rio Tubarão.

## 7 Conclusões e recomendações

No presente trabalho, foi proposta uma metodologia generalizada para definir elementos quali-quantitativos visando o melhoramento de rios a partir de limitações locais.

A metodologia desenvolvida foi aplicada no trecho desconectado do rio Tubarão, denominado “rio Morto”, em Tubarão-SC, para estimar os valores de vazões máximas que poderão ser conduzidas ao longo do “Rio Morto” de maneira a não causar inundações locais, e também visando determinar os valores mínimos de vazão que garantam a qualidade adequada das águas do “Rio Morto” para usos agrícolas. Estes elementos (vazões mínimas e máximas) a serem considerados para a revitalização do “rio Morto” foram determinados a partir da avaliação das limitações locais e dos tipos de melhoramentos a serem desenvolvidos na área de estudo, conforme descrito na metodologia proposta.

A partir de uma revisão bibliográfica, foram formuladas definições para termos de melhoramento de rios segundo a função e estrutura do ecossistema. Os conceitos desenvolvidos permitiram diferenciar dois tipos distintos de remediação: Revitalização, quando se aprimora o melhoramento da função do ecossistema; e Renaturalização quando se aprimora o melhoramento da sua estrutura do ecossistema.

O modelo hidráulico HEC-RAS 5.0.3 foi adotado para simulação do “rio Morto”, na condição de escoamento permanente e fluxo unidimensional. A carência de dados, tanto de batimetria quanto de qualidade da água foi contemplada na aplicação da metodologia, a partir de levantamento de dados em campo e identificação das limitações existentes, tanto para a calibração do modelo quanto para a interpretação dos resultados. Como resultado, foram estimadas, para 11 faixas de valores de nível d'água a jusante, as condições limites para:

- vazão máxima que permitiria escoamento sem extravasamento da calha do rio;
- e vazão mínima necessária para que as concentrações ao longo do trecho estejam dentro das faixas de aceitação do enquadramento Classe 3 dos corpos hídricos da CONAMA 357.

Os valores de vazões mínima e máxima estimados indicam que, com as atuais condições do trecho desconectado, não seria possível a revitalização do mesmo. A atual casa de bombas, localizada a montante do trecho, não possui a capacidade para atingir sequer a menor das vazões mínimas de revitalização estimada. Portanto, se torna necessária a busca por alternativas de uma transposição controlada de vazões do rio Tubarão para o trecho desconectado, que possam assim, atingir as vazões mínimas requeridas. Dentre as alternativas propõe-se a reconexão com o rio Tubarão, de modo que as condições do terreno permitam um fluxo por gravidade.

Uma alternativa que necessite acrescentar bombas para poder atingir as vazões mínimas poderia tornar a solução inviável devido aos custos de operação. Neste cenário se mostra interessante avaliar alternativas para a melhoria da qualidade da água, tais como: instalação de aeradores e o tratamento das águas servidas das bacias contribuintes.

Dentre os parâmetros de qualidade da água estudados, o oxigênio dissolvido foi o limitante na determinação das vazões mínimas para a revitalização, já que os outros parâmetros atenderam as exigências mínimas estipuladas para classe 3 da resolução CONAMA 357 para águas doces. Não obstante, como se comentou anteriormente, a remoção das macrófitas da superfície da água poderia aumentar as concentrações dos outros parâmetros de qualidade analisados, podendo torná-los limitantes.

A revitalização do “rio Morto” demandaria um monitoramento constante dos níveis a jusante dele e de uma regra de operação que leve em conta os valores estimados das vazões a serem bombeadas. O efeito de remanso se mostrou importante na definição das vazões máximas de revitalização, uma vez que a cota do nível da água na confluência com o rio Tubarão supere 0,4 m acima do nível do mar, a vazão mínima de revitalização amplificaria as inundações naturais causadas pelo efeito de remanso na foz do rio Tubarão. Portanto, o sistema de monitoramento teria que contar com um alerta para interrupção da transposição, seja ela por bombeamento ou por gravidade, para evitar danos maiores que o remanso natural poderia causar.

Por outro lado, para poder ter um controle contínuo da vazão mínima necessária para a adequada qualidade da água, se recomenda monitorar o parâmetro de qualidade limitante no ponto mais crítico indicado nas simulações: progressiva 0+550, que para o estudo de caso foi o oxigênio dissolvido.

As vazões de revitalização estimadas cumprem apenas com critérios do controle de inundações locais e de qualidade da água para irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras. As faixas de valores não analisaram outros elementos como a recuperação de biota, vazões de outorga para irrigação ou uso da água para atividades de lazer. Assim, para uma nova análise onde se considere mais, ou outros, elementos limitantes na revitalização do trecho desconectado, os valores mínimos poderiam sofrer um acréscimo por serem mais exigentes.

Recomenda-se, para a aplicação da metodologia proposta neste trabalho, em futuros estudos de melhoramento de rios, a avaliação de outros elementos (biota, outorgas de água, entre outros) que limitem as faixas de vazão mínima. Assim, será possível avaliar o elemento limitante para estimar as vazões mínimas necessárias para o melhoramento do rio.

Também, recomenda-se, para uma melhor estimativa das vazões de revitalização trabalhos topo-batimétricos, um monitoramento sazonal que incluam outros parâmetros relevantes para a análise da qualidade da água para irrigação de arroz, cadastro dos lançamentos de águas servidas e de retiradas para irrigação ao longo do trecho.

Quanto ao módulo computacional de qualidade da água do programa HEC-RAS, observa-se que apenas se permite um valor único e constante para os coeficientes dos nutrientes (taxa de decaimentos, taxa de produção de oxigênio, reaeração atmosférica) para todo o trecho do rio. Essa condição limita a modelagem do rio para um trecho de condições homogêneas, representando uma dificuldade de calibração para córregos de grande extensão onde os processos bioquímicos podem ser distintos ao longo dele. Futuras aplicações poderiam testar a utilização de outros modelos que permitam maior flexibilidade na simulação da qualidade da água.

## 8 Referências Bibliográficas.

AADLAND, L. P. (MN D. OF N. R. Reconnecting Rivers: Natural Channel Design in Dam Removal and Fish Passage. Minnesota, U.S.: Minnesota Department of Natural Resources, 2010.

ÅBERG, E. U.; TAPSELL, S. Rehabilitation of the River Skerne and the River Cole, England: A Long-Term Public Perspective. River Conservation and Management. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd, 2012. p. 249–259.

ÅBERG, E. U.; TAPSELL, S. Revisiting the River Skerne: The long-term social benefits of river rehabilitation. Landscape and Urban Planning, v. 113, p. 94–103, maio 2013.

AGÊNCIA NACIONAL DE AGUAS (ANA). Hidroweb. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br/default.asp>>. Acesso em: 20 set. 2016.

ALANO GUIMARÃES, E. Parques Lineares como Agenciadores de Paisagem: Realidades e Possibilidades do Rio Tubarão no Contexto Urbano de Tubarão (SC). Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC, 2011.

ALMIR, J. et. al. Hidráulica aplicada, ed. rev. ampl., Porto Alegre: ABRH, 2014.

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

ARCEIVALA, S. Wastewater treatment and disposal. Engineering and ecology in pollution control. New York: Marcel Dekker, 1981.

ARCEMENT, G. J.; SCHNEIDER, V. R. Guide for Selecting Manning's Roughness Coefficients for Natural Channels and Flood Plains. United States Geological Survey Water-supply, p. 62, 1984.

ARNAUD, F. et al. Historical geomorphic analysis (1932–2011) of a by-passed river reach in process-based restoration perspectives: The Old Rhine downstream of the Kembs diversion dam (France, Germany). Geomorphology, v. 236, p. 163–177, 2015.

ASAKAWA, S.; YOSHIDA, K.; YABE, K. Perceptions of urban stream corridors within the greenway system of Sapporo, Japan. Landscape and Urban Planning, v. 68, n. 2–3, p. 167–182, 2004.

ASIAN RIVER RESTORATION NETWORK. Reference Guideline for Restoration by Eco-Compatible Approach in River Basin of Asia. Asian River Restoration Network, p. 60, 2012.

BAPTISTA, M. N. et al. Selection of Preferred Floodplains for the Renaturalization of Hydrologic Functions: A Case Study of the Paraíba do Sul River Basin, Brazil. Water Resources Management, v. 28, n. 13, p. 4781–4793, 2014.

BERNHARDT, E. S. et al. ECOLOGY: Synthesizing U.S. River Restoration Efforts. Science, v. 308, n. 5722, p. 636–637, 29 abr. 2005.

BINDER, W. Rios e córregos: Preservar - Conservar - Renaturalizar. Rio de Janeiro: SEMADS, 1998.

BLADÉ, E. et al. Iber: herramienta de simulación numérica del flujo en ríos. Revista internacional de Métodos Numéricos para Cálculo y Diseño en Ingeniería, v. 30, n. 1, p. 1–10, 2014.

BOCKELMANN, B. N. et al. Development of an ecohydraulics model for stream and river restoration. *Ecological Engineering*, v. 22, n. 4–5, p. 227–235, jul. 2004.

BORZACHIELLO DA SILVA, J.; CRUZ LIMA, L.; ELIAS, D. *Panorama da Geografia Brasileira*. São Paulo: Annablume, 2006.

BRADSHAW, A. D. Underlying principles of restoration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 53, n. S1, p. 3–9, 1996.

BRAGA, R. N. *Percepção Ambiental: Uma Análise a Partir de Histórias de Professores Residentes nas Imediações do Rio Morto - Tubarão - SC*. Tubarão: Programa de Pós-Graduação em Educação, 2011

BRASIL. *Constituição da República Federativa do Brasil de 1988*. Brasília: Senado, 1988.

BRASIL. Lei no 12.651, de 25 de maio de 2012. *Novo Código Florestal*. Brasília,DF: Diário Oficial da União, 2012

BRASIL. Lei no 4.771, de 15 de setembro de 1965. *Código Florestal*. Brasília,DF: Diário Oficial da União. , 1965

BRASIL. Lei no 9.985, de 18 de julho de 2000. *Código Florestal*. Brasília,DF: Diário Oficial da União, 2000.

BRAVARD, J.-P. et al. Principles of engineering geomorphology for managing channel erosion and bedload transport, examples from French rivers. *Geomorphology*, v. 31, n. 1–4, p. 291–311, 1999.

BROOKES, A. Restoring the sinuosity of artificially straightened stream channels. *Environmental Geology and Water Sciences*, v. 10, n. 1, p. 33–41, 1987.

BRUNNER, G. W. *HEC-RAS 5.0.3 User's Manual*. California, 2015. Disponível em: <[www.hec.usace.army.mil](http://www.hec.usace.army.mil)>.

BUCKLEY, M. C.; CRONE, E. E. Negative Off-Site Impacts of Ecological Restoration: Understanding and Addressing the Conflict. *Conservation Biology*, v. 22, n. 5, p. 1118–1124, 2008.

CAIRNS, J. Restoring damaged ecosystems: is predisturbance condition a viable option? *Environmental Professional*, v. 11, p. 152–159, 1989.

CARVALHO, C.; MACEDO, E.; OGURA, A. (Org.). *Mapeamento de riscos em encostas e margens de rios*. Brasil: Ministério das Cidades / Instituto de Pesquisas Tecnológicas – IPT, 2007.

CASTELLA, E. et al. What have we learnt? - A multi-year monitoring of invertebrates and fish in the Rhône River under restoration. 2012, Lyon, France: Final Proc. Int. Conf. Integrative Sciences and Sustainable Development of Rivers, 2012. p. 109–111.

CASTELNOU, A. M. N. *Parques Urbanos de Curitiba: de Espaços de Lazer a Objetos de Consumo*. *Cadernos de Arquitetura e Urbanismo*, v. 13, n. 14, p. 53–73, 2006.

CELESC, Centrais Elétricas de Santa Catarina, 2018, <http://www.celesc.com.br/portal>, acesso em: 01/05/2018.

CENGIZ, B. - *Urban River Landscapes*. *Advances in Landscape Architecture*, book edited by Murat Özyavuz, p. 978-953, 2013.

- CHIESURA, A. The role of urban parks for the sustainable city. *Landscape and Urban Planning*, v. 68, n. 1, p. 129–138, 2004.
- COMITI, F. How natural are Alpine mountain rivers? Evidence from the Italian Alps. *Earth Surface Processes and Landforms*, v. 37, n. 7, p. 693–707, 2012.
- CONAMA. Resolução n 357, 18 de março de 2005. *Diário Oficial*, n. 53, p. 58–63, 2005.
- CREA-SC. Rio Tubarão: projeto de barragens do extinto DNOS está esquecido desde 1978. Disponível em: <<http://www.crea-sc.org.br/portal/index.php?cmd=noticias-detalle&id=1239#.V-PwXSHhDIV>>. Acesso em: 20 set. 2016.
- CRISTÓBAL, F. Recuperación del tramo urbano del río manzanares. informes de la Construcción, v. 37, n. 378, p. 5–28, 1986.
- D'ALQUINO, C.; COUCEIRO, M.; SCHETTINI, C. Transporte de Sal e Hidrodinâmica do Estuário do Rio Tubarão - SC, Brasil. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 16, n. 3, p. 113–125, 2011.
- DANISH HYDRAULIC INSTITUTE. Mike 11: User's manual and reference guide. Vicksburg, MS, 1990
- DOWNS, P. W.; KONDOLF, G. M. Post-Project Appraisals in Adaptive Management of River Channel Restoration. *Environmental Management*, v. 29, n. 4, p. 477–496, 1 abr. 2002.
- ECRR. Rivers by Design: Rethinking Development and River Restoration. European Center of River Restoration, p. 44, 2013. Disponível em: <<http://www.ecrr.org/>>.
- EUROPEAN COMMISSION. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 october 2000 establishing a framwork for mommunity action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*, v. L-327, p. 1–72, 2000.
- FAIR, G. M.; GEYER, J. Purificación de aguas y tratamiento y remoción de aguas residuales. México: Editorial Limusa, 1973.
- FAN M. F. Simulação dos impactos de lançamentos de poluentes sobre a qualidade da água de bacias hidrográficas integrada com sistema de informação geográfica. Porto Alegre: Instituto de Pesquisas Hidráulicas, 2013
- FEMA. FLO-2D. Disponível em: <[www.flo-2d.com](http://www.flo-2d.com)>. Acesso em: 20 set. 2017.
- FENG, Q. et al. Public perception of an ecological rehabilitation project in inland river basins in northern China: Success or failure. *Environmental Research*, v. 139, p. 20–30, maio 2015.
- FERREIRA, A. B. DE H. Novo Aurélio Século XXI: o dicionario da língua portuguesa -3a ed. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1999.
- FILHO, K. Z. et al. Água em Ambientes Urbanos – Renaturalização de Rios em Ambientes Urbanos. São Paulo, 2009.
- FINDLAY, S. J.; TAYLOR, M. P. Why rehabilitate urban river systems? *Area*, v. 38, n. 3, p. 312–325, 2006.
- FOLKE, C. et al. Adaptive governance of social-ecological systems. *Annual Review of Environment and Resources*, v. 30, n. 1, p. 441–473, 21 nov. 2005.
- FOWLER, H. W.; FOWLER, F. G. (Org.). *The Oxford English Dictionary*. 6th. ed. Oxford: Clarendon Press, 1971.



FROEHLICH, D. C. User Manual: Finite Element Surface-Water Modeling System: Two dimensional Flow in a Horizontal Plane. Federal Highway Administration, 1989.

GILVEAR, D. J.; SPRAY, C. J.; CASAS-MULET, R. River rehabilitation for the delivery of multiple ecosystem services at the river network scale. *Journal of Environmental Management*, v. 126, p. 30–43, 2013.

GORE, J. A. *Restoration of Rivers and Streams*. Boston: Butterworth, 1985.

GORSKI, M. C. B. *Rios e Cidades: Ruptura e Reconciliação*. São Paulo: SENAC, 2010.

GRAF, W. L. Damage Control: Restoring the Physical Integrity of America's Rivers. *Annals of the Association of American Geographers*, v. 91, n. 1, p. 1–27, 2001.

HENRY, C. P.; AMOROS, C.; ROSET, N. Restoration ecology of riverine wetlands: A 5-year post-operation survey on the Rhône River, France. *Ecological Engineering*, v. 18, n. 5, p. 543–554, jun. 2002.

IBGE. Instituto Brasileiro De Geografia Estatística. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sc/tubarao/panorama>>. Acesso em: 20 set. 2016.

IPH; FAURGS. *Proposta Preliminar de Estudos para elaboração de Plano de Macrodrenagem de Tubarão - SC*. Porto Alegre: UFRGS, 2013.

JOHNSON, B. L.; RICHARDSON, W. B.; NAIMO, T. J. Past, present, and future concepts in large river ecology: How rivers function and how human activities influence river processes. *BioScience*, v. 45, n. 3, p. 134–141, 1995.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. *The Flood Pulse Concept in River-Floodplain System*. 1989, Ottawa: Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Science. 106, 1989. p. 110–127.

KAIL, J. et al. The effect of river restoration on fish, macroinvertebrates and aquatic macrophytes: A meta-analysis. *Ecological Indicators*, v. 58, p. 311–321, 2015.

KANG, T.-H. et al. Change of Avifauna Following Restoration and Management in Cheonggye Stream, Seoul, Korea. *Journal of Korean Nature*, v. 5, n. 2, p. 107–114, 2012.

KONDOLF, G. M. Lessons learned from river restoration projects in California. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, v. 8, n. 1, p. 39–52, jan. 1998.

KONDOLF, G. M. et al. Process-based ecological river restoration: Visualizing three-dimensional connectivity and dynamic vectors to recover lost linkages. *Ecology and Society*, v. 11, n. 2, p. 17, 2006.

KONDOLF, G. M. et al. Two Decades of River Restoration in California: ¿What Can We Learn? *Restoration Ecology*, v. 15, n. 3, p. 516–523, set. 2007.

KONDOLF, G. M.; MICHELI, E. R. Evaluating stream restoration projects. *Environmental Management*, v. 19, n. 1, p. 1–15, jan. 1995.

KRISTENSEN, E. A. et al. 10 years after the largest river restoration project in Northern Europe: Hydromorphological changes on multiple scales in River Skjern. *Ecological Engineering*, v. 66, p. 141–149, maio 2014.

KRISTENSEN, E. A.; BAATTRUP-PEDERSEN, A.; THODSEN, H. An evaluation of restoration practices in lowland streams: Has the physical integrity been re-created? *Ecological Engineering*, v. 37, n. 11, p. 1654–1660, 2011.

- KWON, K. W. Cheong Gye Cheon Restoration Project. Seoul: Seoul Metropolitan Government., 2011.
- LADEIRA NETO, J. F. Mapa de Declividade em Percentual do Relevo Brasileiro. Brasília: CPRM Serviço Geológico do Brasil, 2010.
- LARENTIS, D.; COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. Simulação da Qualidade de Água em Grandes Bacias: Rio Taquari-Antas, RS. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 13, n. 3, p. 5–22, 2008.
- LARENTIS, D. G. Modelagem Matemática da Qualidade da Água em Grandes Bacias: Sistema Taquari-Antas – RS, Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2004
- LARGE, A. R.; PETTS, G. E. Historical channel-floodplain dynamics along the River Trent. *Applied Geography*, v. 16, n. 3, p. 191–209, jul. 1996.
- LAUB, B. G.; PALMER, M. A. Restoration Ecology of Rivers. *Encyclopedia of Inland Waters*. San Diego, CA, USA: Elsevier, 2009. p. 332–341.
- LEONARD, B. P. A stable and accurate convective modelling procedure based on quadratic upstream interpolation. *Computer Methods in Applied Mechanics and Engineering*, v. 19, n. 1, p. 59–98, jun. 1979.
- LEONARD, B. P. The ULTIMATE conservative difference scheme applied to unsteady one-dimensional advection. *Computer Methods in Applied Mechanics and Engineering*, v. 88, n. 1, p. 17–74, jun. 1991.
- LEWIS, R. R. Wetlands restoration/creation/enhancement terminology: suggestions for standardization. *Wetland Creation and Restoration: The Status of the Science*. Washington DC: Island Press, 1990. p. 417–422.
- LIMEIRA, M. C. M.; SILVA, T. C. DA; CÂNDIDO, G. A. Gestão Adaptativa e Sustentável para a Restauração de Rios: Parte I Enfoques Teóricos sobre Capacitação Social. *RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 15, n. 1, p. 17–26, 2010.
- LOAR, J. M.; STEWART, A. J.; SMITH, J. G. Twenty-Five Years of Ecological Recovery of East Fork Poplar Creek: Review of Environmental Problems and Remedial Actions. *Environmental Management*, v. 47, n. 6, p. 1010–1020, jun. 2011.
- LOITZENBAUER, E.; MENDES, C. Integração da gestão de recursos hídricos e da zona costeira em Santa Catarina: a zona de influência costeira nas bacias dos rios Mampituba, Araranguá, Tubarão e Tijucas, SC. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 21, n. 2, p. 466–477, 1 abr. 2016.
- LÜDERITZ, V. et al. Renaturalization of streams and rivers — the special importance of integrated ecological methods in measurement of success. An example from Saxony-Anhalt (Germany). *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, v. 34, n. 3, p. 249–263, out. 2004.
- MACEDO, D.; CALLISTO, M.; PEREIRA, A. Restauração de Cursos d'água em Áreas Urbanizadas: Perspectivas para a Realidade Brasileira. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 16, n. 3, p. 127–139, 2011.
- MACHADO, A. T. D. M. A construção de um programa de revitalização na bacia do Rio São Francisco. *Estudos Avançados*, v. 22, n. 63, p. 195–210, 2008.
- MAUCH, C.; ZELLER, T. Rivers in History and Historiography. *Rivers in History. Perspectives on Waterways in Europe and North America*. Pittsburgh: University of Pittsburgh Press, 1966. p. 1–10.

MCCORMICK, A.; FISHER, K.; BRIERLEY, G. Quantitative assessment of the relationships among ecological, morphological and aesthetic values in a river rehabilitation initiative. *Journal of Environmental Management*, v. 153, p. 60–67, abr. 2015.

MCDONALD, A. et al. Rivers of dreams: on the gulf between theoretical and practical aspects of an upland river restoration. *Transactions of the Institute of British Geographers*, v. 29, n. 3, p. 257–281, set. 2004.

MEDEIROS, R. A. A Formação do espaço Urbano de Tubarão e a Ferrovia Tereza Cristina. . Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC, 2006

METCALF, E. *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*. 4 ed.: McGraw-Hill, 2003.

MIKA, S. et al. Inside the “Black Box” of river restoration: Using catchment history to identify disturbance and response mechanisms to set targets for process-based restoration. *Ecology and Society*, v. 15, n. 4, 2010.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. *Ecosystem and Human Well-Being Synthesis*. Washington DC, U.S.: Island Press, 2005.

MIN. Classificação E Codificação Brasileira De Desastres – COBRADE. p. 4, 2012. Disponível em: <file:///C:/Users/uSER/Downloads/cobrade\_-in\_n?\_001.pdf>.

MULLER, G. U.; KOLL, K. River re-naturalization: historic and anthropogenic constraints, ecosystems and their interaction. 2004, Madrid, Spain: 5th International Symposium on Ecohydraulics, 2004. p. 12–17.

NASSAUER, J. I.; KOSEK, S. E.; CORRY, R. C. Meeting public expectations with ecological innovation in riparian landscapes. *Journal of the American Water Resources Association*, v. 37, n. 6, p. 1439–1443, dez. 2001.

NIENHUIS, P. H.; LEUVEN, R. S. E. W. River Restoration and Flood Protection: Controversy or Synergism? *Hydrobiologia*, v. 444, n. 1/3, p. 85–99, 2001.

OLIVEIRA, P. et al. *Informações Hidráulicas E Hidrológicas Para Renaturalização Do Riacho Parnamirim*. 2009, Mato Grosso do Sul: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2009. p. 10.

P.M.T. Levantamentos. Plano Diretor Municipal. Tubarão, SC: Prefeitura Municipal de Tubarão, 2010. p. 561.

PALMER, M. A. et al. Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology*, v. 42, n. 2, p. 208–217, 14 mar. 2005.

PALMER, M. A.; FILOSO, S.; FANELLI, R. M. From ecosystems to ecosystem services: Stream restoration as ecological engineering. *Ecological Engineering*, v. 65, p. 62–70, 2014.

PATAKI, B.; ZSUFFA, I.; HUNYADY, A. Vulnerability assessment for supporting the revitalisation of river floodplains. *Environmental Science and Policy*, v. 34, p. 69–78, 2013.

PETTS, G. E. Regulated rivers in the United Kingdom. *Regulated Rivers: Research & Management*, v. 2, n. 3, p. 201–220, jul. 1988.

PETTS, J. Learning about learning: lessons from public engagement and deliberation on urban river restoration. *The Geographical Journal*, v. 173, n. 4, p. 300–311, dez. 2007.

PETTS, J. Managing Public Engagement to Optimize Learning: Reflections from Urban River Restoration. *Society for Human Ecology*, v. 13, n. 2, p. 172–181, 2006.

RAE. Diccionario de la lengua español (23.a ed.). Disponível em: <<http://dle.rae.es/?w=diccionario>>. Acesso em: 10 nov. 2015.

REICHERT, P. et al. Concepts of decision support for river rehabilitation. *Environmental Modelling & Software*, v. 22, n. 2, p. 188–201, fev. 2007.

RICHARDSON, C. J. et al. Integrated stream and wetland restoration: A watershed approach to improved water quality on the landscape. *Ecological Engineering*, v. 37, n. 1, p. 25–39, 2011.

RIGOTTI, J. A.; POMPÊO, C. A. Estudo de Revitalização de Cursos D'água: Bacia Hidrográfica do Futuro Campus UFSC, Joinville-SC. 2011, [S.l.: s.n.], 2011. p. 1–20.

RUTHERFURD, I. D.; JERIE, K.; MARSH, N. A Rehabilitation Manual for Australian Streams. Melbourne: Land and Water Resources Research and Development Corporation, 2000. v. 1.

SÁNCHEZ, S.; JACOBI, P. Políticas de Recuperação de Rios Urbanos na Cidade de São Paulo. *Revista Brasileira de Estudos Urbanos e Regionais*, v. 14, n. 2, p. 119–132, 2012.

SANTOS, A. F.; KOBAYAMA, M. Contribuição potencial de cargas poluentes na bacia do Rio das Pedras, no município de Guarapuava - PR. *Revista Ciências Exatas e Naturais*, v. 5, n. 1, 2003.

SCHOOR, M. M. et al. Potential for floodplain rehabilitation based on historical maps and present-day processes along the River Rhine, The Netherlands. *Geological Society, London, Special Publications*, v. 163, n. 1, p. 123–137, 1 jan. 1999.

SDM; DIMA; GEHID. Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Tubarão e Complexo Lagunar. Florianópolis, Brasil: Governo do Estado de Santa Catarina, 2002. v. I.

SEAR, D. et al. A method for applying fluvial geomorphology in support of catchment-scale river restoration planning. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, v. 19, n. 5, p. 506–519, jul. 2009.

Secretaria Nacional de Defesa Civil. Política Nacional de Defesa Civil. Ministério da Integração Nacional, Brasília, DF, 2007.

SELLES, I. M. Revitalização de Rios - Orientação Técnica. Rio de Janeiro: SEMADS, 2001.

SHEARMAN, J. O. User's manual for WSPRO a computer model for water surface profile computations. U.S. Federal Highway Administration Report FHWA-IP-89-027, 1990.

SILVA, M. Análise e modelagem numérica da qualidade da água em rios. 1998. Universidade Federal do Paraná, 1998.

SMITH, B.; CLIFFORD, N. J.; MANT, J. The changing nature of river restoration. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, v. 1, n. 3, p. 249–261, maio 2014.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION. Society for Ecological Restoration. Disponível em: <<http://www.ser.org/>>. Acesso em: 20 ago. 2015.

THADEU, M. et al. Renaturalização de pequenas bacias hidrográficas em megacidades brasileiras: questões para discussão. 2007, São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2007. p. 1–17.

THONON, I.; KLOK, C. Impact of a changed inundation regime caused by climate change and floodplain rehabilitation on population viability of earthworms in a lower River Rhine floodplain. *Science of The Total Environment*, v. 372, n. 2–3, p. 585–594, 1 jan. 2007.

THORP, J. H. et al. Linking Ecosystem Services, Rehabilitation, and River Hydrogeomorphology. *BioScience*, v. 60, n. 1, p. 67–74, jan. 2010.

THORP, J. H.; THOMS, M. C.; DELONG, M. D. The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. *River Research and Applications*, v. 22, n. 2, p. 123–147, fev. 2006.

TOCKNER, K.; MALARD, F.; WARD, J. V. An extension of the flood pulse concept. *Hydrological Processes*, v. 14, n. 16–17, p. 2861–2883, nov. 2000.

VAN VUREN, S.; PAARLBERG, A.; HAVINGA, H. The aftermath of “Room for the River” and restoration works: Coping with excessive maintenance dredging. *Journal of Hydro-environment Research*, v. 9, n. 2, p. 172–186, 2015.

VANNOTE, R. L. et al. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 37, n. 1, p. 130–137, jan. 1980.

VARGAS, R. La Cultura del Agua: Lecciones de la América Indígena. Montevideo, Uruguay: Programa Hidrológico Internacional de la UNESCO para América Latina y el Caribe, 2006.

VETTORETTI, A. Historia de Tubarão: das origens ao século XX. Tubarão, SC: INCOPEL, 1992.

VIOLIN, C. R. et al. Effects of urbanization and urban stream restoration on the physical and biological structure of stream ecosystems. *Ecological Applications*, v. 21, n. 6, p. 1932–1949, set. 2011.

VON SPERLING, M. Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. Departamento. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

WADE, P.; LARGE, A.; DE WAAL, L. Rehabilitation of rivers: Principles and Implementation. Chichester: John Wiley & Sons Ltd, 1998.

WANG, J.; LIU, X. D.; LU, J. Urban River Pollution Control and Remediation. *Procedia Environmental Sciences*, v. 13, n. 2011, p. 1856–1862, 2012.

WMO; UNESCO. International Glossary of Hydrology. World Meteorological Organization, p. 461, 2012.

WOHL, E. Compromised Rivers: Understanding Historical Human Impacts on Rivers in the Context of Restoration. *Ecology and Society*, v. 10, n. 2, p. 16, jul. 2005.

WOHL, E. et al. River restoration. *Water Resources Research*, v. 41, n. 10, p. 1–12, out. 2005. WOO, H. Trends in ecological river engineering in Korea. *Journal of Hydro-environment Research*, v. 4, n. 4, p. 269–278, dez. 2010.

ZELHUBER, A.; SIQUEIRA, R. Rio São Francisco em descaminho: degradação e revitalização. *Caderno CEAS*, v. 227, p. 7–34, 2007.

ZHANG, R. et al. Selection of optimal river water quality improvement programs using QUAL2K: A case study of Taihu Lake Basin, China. *Science of the Total Environment*, v. 431, p. 278–285, 2012.

ZHANG, Z.; JOHNSON, B. E. Application and Evaluation of the HEC-RAS-Nutrient Simulation Module (NSM I). Vicksburg, MS, 2014.