

Avaliação da Vulnerabilidade à Eutrofização do
Reservatório da Usina Hidrelétrica Itá – RS/SC.

Amanda de Liz Arcari

Amanda de Liz Arcari

**AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE À EUTROFIZAÇÃO DO
RESERVATÓRIO DA USINA HIDRELÉTRICA ITÁ – RS/SC**

Trabalho apresentado à Universidade
Federal de Santa Catarina para a
conclusão do Curso de Graduação em
Engenharia Sanitária e Ambiental.
Orientador: Prof. Dr. Pedro Luiz
Borges Chaffe

Florianópolis
2018

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Arcari, Amanda de Liz

Avaliação da Vulnerabilidade à Eutrofização do
Reservatório da Usina Hidrelétrica Itá - RS/SC /
Amanda de Liz Arcari ; orientador, Pedro Luiz
Borges Chaffe, 2018.

96 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -
Universidade Federal de Santa Catarina, Centro
Tecnológico, Graduação em Engenharia Sanitária e
Ambiental, Florianópolis, 2018.

Inclui referências.

1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2.
Vulnerabilidade ambiental. 3. Eutrofização. 4.
Reservatório. I. Chaffe, Pedro Luiz Borges. II.
Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em
Engenharia Sanitária e Ambiental. III. Título.

Amanda de Liz Arcari

**AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE À EUTROFIZAÇÃO DO
RESERVATÓRIO DA USINA HIDRELÉTRICA ITÁ – RS/SC**

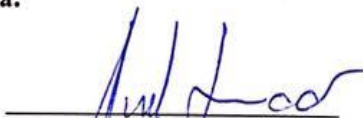

Trabalho submetido à Banca Examinadora como parte dos requisitos
para Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e
Ambiental – TCC II.

Florianópolis, 29 de junho de 2018.



Prof. Dr. Pedro Luiz Borges Chaffe
Orientador

Banca Examinadora:


Prof. Dr. Davide Franco
Membro da Banca
Prof.ª Dr.ª Nadia Bernardi Bonumá
Membro da Banca

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Universidade Federal de Santa Catarina e, em especial, o Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental e seu corpo docente, pelo privilégio de ter como formação acadêmica o curso de graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Agradecimento especial à minha família, meus amigos do curso, meus amigos da vida, meus amigos de longe, meu parceiro. Sem vocês não faria sentido algum.

RESUMO

A construção de reservatórios para fins de armazenamento de água é uma atividade que tem grandes interferências no ciclo de nutrientes, o que pode ter influências no processo de eutrofização. A Usina Hidrelétrica Itá, com um reservatório de 5.100 hm³ e profundidade média de 36 m na divisa entre os estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, foi o primeiro aproveitamento hidrelétrico estabelecido no rio Uruguai, no ano de 2000. O objetivo deste trabalho foi avaliar a vulnerabilidade à eutrofização do reservatório da Usina Hidrelétrica de Itá considerando indicadores de exposição e indicadores de sensibilidade do reservatório. Na análise foram considerados 7 indicadores representativos dos processos de erosão, aporte de nutrientes e hidrodinâmica do reservatório, que permitiram classificar a exposição e a sensibilidade das sub-bacias e do reservatório aos referidos processos. Por fim, combinando estes resultados, foi possível classificar o reservatório quanto a sua vulnerabilidade à eutrofização. Os resultados apontaram média exposição à erosão para as sub-bacias incrementais contribuintes, alta exposição do reservatório ao aporte de nutrientes e média sensibilidade quanto a sua hidrodinâmica, resultando em média vulnerabilidade à eutrofização para o reservatório da UHE Itá. Ademais, foi verificado através do balanço de fósforo que há retenção pelo reservatório de aproximadamente 28% da massa do nutriente. Considerando o Índice de Estado Trófico e a concentração de fósforo, a sub-bacia do lageado Queimado foi apontada como prioritária para emprego de ações com vistas a redução do aporte de nutrientes e mitigação dos possíveis efeitos da eutrofização. As principais ações sugeridas referem-se a melhorias nos sistemas de esgotamento sanitário e de drenagem urbana e aplicação de técnicas de manejo do solo que reduzam a lixiviação de fósforo nas áreas agrícolas.

Palavras-chave: Vulnerabilidade ambiental; Reservatório; Eutrofização.

ABSTRACT

The construction of reservoirs for water storage largely interferes with the nutrient cycle, which may in turn influence the process of eutrophication. The Itá Hydroelectric Plant, with a reservoir of 5,100 hm³ and mean depth of 36 m located in the border between the states of Santa Catarina and Rio Grande do Sul, was the first hydroelectric plant established in the Uruguay river, in the year 2000. The objective of this work was to evaluate the environmental vulnerability to eutrophication of the Itá Hydropower Plant reservoir through a multicriteria analysis, taking to account exposure indicators in the contributing basins and sensitivity indicators in the reservoir. The classification of the reservoir as to its vulnerability to eutrophication was estimated according to seven indicators that mainly reflect the erosion processes, nutrient load and reservoir hydrodynamics. The results indicated a medium exposure to erosion for the contributing sub-basins, high reservoir exposure to nutrient load and medium sensitivity to the reservoir's hydrodynamic. The Itá Hydropower Plant reservoir was then classified with a medium vulnerability to eutrophication. In addition, it was verified through the phosphorus balance that there is a retention of approximately 28% of the mass of the nutrient by the reservoir. Considering the Trophic State Index and the phosphorus concentration, the Queimado river sub-basin was identified as a priority for the application of actions to reduce nutrient inputs and mitigate the possible effects of eutrophication. The main actions suggested relate to improvements in sanitary sewage and urban drainage systems and the use of soil management techniques that reduce leaching of phosphorus in agricultural areas.

Keywords: Environmental Vulnerability; Reservoir; Eutrophication

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização do Reservatório da UHE Itá e Sub-Bacias Contribuintes	36
Figura 2 - Reservatório UHE Itá e Municípios Lindeiros.....	37
Figura 3 - Características sub-bacias incrementais contribuintes	39
Figura 4 – Distribuição dos tipos de solo nas sub-bacias incrementais contribuintes	47
Figura 5 - Polígonos de Thiessen para as sub-bacias incrementais contribuintes	49
Figura 6 - Precipitação média anual nas sub-bacias incrementais contribuintes ao reservatório.....	50
Figura 7 - Distribuição dos tipos de cobertura do solo nas sub-bacias incrementais contribuintes	52
Figura 8 - Distribuição das classes de declividade do terreno nas sub-bacias incrementais contribuintes	53
Figura 9 - Cobertura do solo, tipo de solo, declividade do terreno e precipitação média anual nas sub-bacias incrementais contribuintes	54
Figura 12 – Gráfico de risco de eutrofização considerando a carga de fósforo (Lp) em função do quociente entre profundidade média (Zm) e tempo de retenção hidráulica (TRH)	61
Figura 13 - Localização dos pontos de cálculo do IET.....	65
Figura 14 – Exposição à erosão quanto ao tipo de solo.....	67
Figura 15 – Distribuição das classes de exposição à erosão em função da erodibilidade do solo nas sub-bacias incrementais contribuintes	68
Figura 16 – Exposição à erosão quanto a precipitação média anual	69
Figura 17 – Exposição à erosão quanto a cobertura do solo.....	71
Figura 18 - Distribuição das classes de exposição à erosão em função da cobertura do solo nas sub-bacias incrementais contribuintes	72
Figura 19 – Exposição à erosão quanto à declividade do terreno	74
Figura 20 - Distribuição das classes de exposição à erosão em função da declividade do terreno nas sub-bacias incrementais contribuintes	75
Figura 21 – Exposição à erosão das sub-bacias incrementais contribuintes	77

Figura 22 - Distribuição das classes de exposição à erosão nas sub-bacias incrementais contribuintes.....	78
Figura 23 – Correlação entre percentual de área urbanizada e concentração de fósforo nas sub-bacias	80
Figura 24 - Correlação entre percentual de área urbanizada e concentração de fósforo nas sub-bacias após remoção do <i>outlier</i>	81
Figura 25 – Carga de fósforo proveniente das sub-bacias.....	86
Figura 26 - Esquema representativo do balanço de fósforo no reservatório.....	90

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Limites para cada classe trófica segundo proposto por Toledo (1990)	28
Tabela 2 - Limites para cada classe trófica segundo proposto por Lamparelli (2004)	29
Tabela 3 - Características Fisiográficas Sub-Bacias Incrementais Contribuintes ao Reservatório	45
Tabela 4 - Características físicas do reservatório da UHE Itá	54
Tabela 5 - Classificação dos tipos de solo quanto a exposição à erosão.....	57
Tabela 6 - Classificação da precipitação média anual quanto a exposição à erosão	57
Tabela 7 - Classificação dos tipos de cobertura do solo quanto a exposição à erosão	58
Tabela 8 - Classificação da declividade quanto a exposição à erosão.....	58
Tabela 9 - Método e Estação Fluviométrica utilizados para o cálculo da vazão média de longo termo.....	59
Tabela 10 – Fonte de dados para o cálculo da concentração média de fósforo nas sub-bacias.....	60
Tabela 11 - Classificação da profundidade relativa quanto a sensibilidade	62
Tabela 12 - Classificação do tempo de retenção hidráulica quanto a sensibilidade à eutrofização	62
Tabela 13 - Classificação das sub-bacias incrementais contribuintes ao reservatório quanto a exposição à erosão	79
Tabela 14 - Parâmetros da estatística de regressão.....	81
Tabela 15 - Concentração Média de Fósforo nas Sub-Bacias	82
Tabela 16 - Vazão nas exutórias das sub-bacias.....	83
Tabela 17 - Carga de Fósforo Total por sub-bacia e classificação quanto a contribuição ao aporte de nutrientes	85
Tabela 18 - Balanço de fósforo total no reservatório.....	89
Tabela 19 - IET para os pontos do reservatório.....	91
Tabela 20 - IET para os pontos nos tributários	92

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Fontes de dados para cálculo dos indicadores.....	32
Quadro 2 - Estações pluviométricas selecionadas.....	33
Quadro 3 - Estações fluviométricas selecionadas	34
Quadro 4 - Indicadores Adotados.....	56
Quadro 5 - Resumo dos resultados dos indicadores.....	88

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IET	Índice de Estado Trófico
TRH	Tempo de Retenção Hidráulica
UHE	Usina Hidrelétrica
SNIRH	Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	14
2. OBJETIVOS.....	16
2.1 Objetivo Geral	16
2.2 Objetivos Específicos	16
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	17
3.1 Reservatórios Artificiais.....	17
3.2 Eutrofização.....	17
3.2.1 Nutrientes Limitantes	19
3.2.2 Eutrofização em Reservatórios.....	20
3.2.3 Aspectos Influentes na Eutrofização de Reservatórios	21
3.2.4 Índice de Estado Trófico.....	26
3.3 Vulnerabilidade Ambiental	30
4. MATERIAIS E MÉTODOS	31
4.1 Fonte de Dados.....	31
4.2 Área de Estudo	34
4.2.1 Tipo de Solo	45
4.2.2 Clima	48
4.2.3 Cobertura do Solo.....	51
4.2.4 Declividade do Terreno	53
4.2.5 Características do Reservatório	54
4.3 Análise de Vulnerabilidade à Eutrofização	55
4.3.1 Conceito de Vulnerabilidade Adotado.....	55
4.3.2 Definição do Sistema Ambiental.....	55
4.3.3 Indicadores	56
4.3.4 Composição do Resultado Final	62
4.4 Balanço de Fósforo.....	64

4.5	Índice de Estado Trófico.....	64
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	66
5.1	Indicadores de Erosão.....	66
5.1.1	Erodibilidade do Solo	66
5.1.2	Erosividade da Precipitação.....	69
5.1.3	Cobertura do Solo	70
5.1.4	Declividade do Terreno.....	73
5.1.5	Exposição à Erosão	76
5.2	Indicadores de Aporte de Nutrientes.....	80
5.2.1	Carga de Fósforo Total	80
5.2.2	Exposição ao Aporte de Nutrientes.....	87
5.3	Indicadores da Hidrodinâmica do Reservatório.....	87
5.3.1	Profundidade Relativa do Reservatório	87
5.3.2	Tempo de Retenção Hidráulica.....	87
5.3.3	Sensibilidade à Hidrodinâmica do Reservatório	87
5.4	Análise da Vulnerabilidade à Eutrofização.....	88
5.5	Balço de Fósforo	89
5.6	Índice de Estado Trófico – IET.....	91
5.1	Sub-Bacias Prioritárias para Controle das Fontes de Pressão	92
6.	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	93
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	95

1. INTRODUÇÃO

As atividades antrópicas vêm causando ao longo do tempo grandes alterações na dinâmica de movimentação da água e de nutrientes entre os diferentes compartimentos do planeta. Mudanças nos ciclos naturais destes compostos têm o potencial de debilitar funções ecológicas que configuram processos essenciais para a manutenção da vida na Terra e podem contribuir para uma série de problemas ambientais.

Um dos grandes problemas causados por mudanças nos ciclos dos nutrientes é o processo de eutrofização. Este é um processo natural, que pode ser acelerado por ações antrópicas, de enriquecimento de um corpo d'água por nutrientes (LUND, 1967), gerando como consequência um crescimento excessivo de plantas e algas. Este crescimento excessivo traz consigo problemas como diminuição na penetração de luz, baixas concentrações de oxigênio dissolvido, liberação de gases provenientes da decomposição na ausência de oxigênio e a deterioração do corpo d'água em geral.

A construção de reservatórios para fins de armazenamento de água é uma das atividades que reflete grandes impactos no ciclo dos nutrientes. No último século, principalmente através da construção de aproximadamente 45000 grandes barragens, o homem interferiu substancialmente no transporte de nutrientes e sedimentos (KUNZ *et al.*, 2011). Os reservatórios, que são formados através de um barramento de um rio, fazem com que a água, os nutrientes e os sedimentos, que antes fluíam rapidamente em um regime fluvial, passem a ser acumulados e permaneçam por maior tempo em um novo ambiente similar a um lago, podendo ocasionar o fenômeno da eutrofização no mesmo. Destaca-se que diversos reservatórios já deixaram de ser adequados para abastecimento de populações, manutenção da vida aquática e atividades recreacionais por conta da eutrofização (FIGUEIRÊDO *et al.*, 2007).

A eutrofização de reservatórios é influenciada por fatores naturais, tais como clima, topografia, solo, vegetação e características físicas e hidráulicas dos corpos hídricos, mas também sofre grandes impactos antrópicos através de atividades urbanas, industriais e agropecuárias (WANG; SINGH; ZHU, 2007). De acordo com Papatheodorou, Demopoulou e Lambrakis (2006), a interação entre os diversos componentes do sistema hidrológico superficial é que irão determinar a variação das propriedades físico-químicas e o crescimento e a mudança dos organismos com o tempo. Assim ressalta-se que, embora as consequências da eutrofização se manifestem no reservatório, a causa e a maioria das possíveis medidas de controle se dão na bacia hidrográfica

contribuinte ao mesmo, devendo esta ser a unidade de estudo para sua gestão (HONGPING; YONG, 2003).

Neste contexto, a análise da vulnerabilidade de reservatórios ao processo de eutrofização apresenta-se como uma ferramenta muito útil para o planejamento ambiental, permitindo avaliar a fragilidade do sistema frente as pressões e sensibilidades, possibilitando identificar regiões onde a degradação ambiental resultante de uma dada ação tem potencial de causar maior impacto e desenvolver programas visando à redução das fontes de pressão.

No Brasil existem 677 reservatórios cadastrados no Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH), sendo que 151 deles se referem à aproveitamentos hidrelétricos do Sistema Interligado Nacional, o sistema de produção e transmissão de energia elétrica do país, configurando setor mais representativo do mesmo. Existem alguns estudos sobre vulnerabilidade à eutrofização de reservatórios no Brasil, principalmente no estado do Ceará (FIGUEIRÊDO, 2007; ARAÚJO, SALES, SOUZA, 2013). O reservatório da Usina Hidrelétrica de Itá, com potência instalada de 1450 MW, volume de 5.100 hm³ e profundidade média de 36 m, foi o primeiro aproveitamento hidrelétrico estabelecido no rio Uruguai no ano de 2000, em uma região caracterizada pelo seu grande potencial hidrelétrico e forte atividade agropecuária, especialmente representada pela suinocultura, tendo grande relevância para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina.

Sendo assim, o presente trabalho surge com o objetivo central de avaliar a vulnerabilidade à eutrofização do reservatório da Usina Hidrelétrica de Itá, considerando indicadores de exposição e indicadores de sensibilidade do reservatório. Adicionalmente, serão verificadas possíveis correlações entre as características das bacias hidrográficas, suas respectivas contribuições ao aporte de nutrientes no reservatório e o estado trófico do mesmo. Esta avaliação resultará em um relatório que servirá como fonte de informações e dados que poderão dar suporte às tomadas de decisão que envolvam a gestão dos recursos hídricos nas bacias hidrográficas e no reservatório no que diz respeito à melhoria de seu estado trófico.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a vulnerabilidade à eutrofização do reservatório da Usina Hidrelétrica de Itá considerando indicadores de exposição e indicadores de sensibilidade.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar a exposição das sub-bacias incrementais contribuintes pela erosão e do reservatório pelo aporte de nutrientes;
- Avaliar a sensibilidade do reservatório pela sua hidrodinâmica;
- Avaliar o balanço de fósforo no reservatório e os Índices de Estado Trófico;
- Propor um conjunto de ações prioritárias para evitar o processo de eutrofização do reservatório.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Reservatórios Artificiais

A crescente demanda por água para os mais variados usos tem implicado em fortes pressões sobre os recursos hídricos (STRASKRABA, TUNDISI, DUNCAN, 1993). De acordo com os mesmos autores, tal fator aliado ao crescimento acelerado da população tem contribuído para a pluralização da construção de reservatórios para fins de armazenamento de água.

De acordo com o Art. 2º da Resolução CONAMA Nº 302/2002 define-se Reservatório Artificial como acumulação não natural de água destinada a quaisquer de seus múltiplos usos, que, na atualidade, incluem principalmente o abastecimento público e a geração de eletricidade.

Reservatórios artificiais são formados através do barramento de um rio, que passa a configurar um sistema complexo situado na transição entre lago e rio (TUNDISI, 1988 *apud* RODGHER, 2001), e provocam interferências no ciclo hidrológico e no balanço hídrico (TUNDISI, TUNDISI, 2016). Os reservatórios, além de acumularem a água proveniente de suas bacias hidrográficas contribuintes, também acumulam reflexos de suas características que, aliados às alteradas condições hidrodinâmicas do corpo hídrico, moldam a comunidade biológica presente no mesmo à nova realidade (POMPÊO, 2018).

De acordo com Tundisi & Tundisi (2016), os reservatórios criados artificialmente apresentam três regiões distintas: região sob forte influência dos rios tributários, região de transição rio-lago e região similar a um lago. Sendo assim, o que caracteriza primordialmente a morfologia e consequentemente a hidrodinâmica dos reservatórios é o fluxo de água, as características dos rios tributários, o tempo de retenção hidráulica e as características construtivas do reservatório.

Visto que a construção de reservatórios traz grandes alterações hidrodinâmicas, mudança físicas, químicas, biológicas e ecológicas são também esperadas. De acordo com Straskraba (1999), os principais efeitos causados pela construção de reservatórios são desmatamento e redução da cobertura vegetal, poluição orgânica seguida de eutrofização, mudança no transporte de nutrientes e sedimentos, alteração da biodiversidade e mudança na qualidade da água.

3.2 Eutrofização

A eutrofização é um processo que se dá nos corpos hídricos através do aumento da concentração de nutrientes, tais como nitrogênio e fósforo (ESTEVES, 1998). Em função desse aumento ocorre um

incremento na produtividade primária do corpo hídrico, ou seja, uma elevação nas populações de algas e outras plantas aquáticas, que gera um desequilíbrio do ecossistema aquático juntamente com a deterioração da qualidade da água do mesmo, gerando interferências com os usos desejáveis da água (FIGUEIRÉDO *et al.*, 2007).

A eutrofização pode ser natural, quando o processo ocorre gradualmente através da carga de nutrientes advindos naturalmente dos ecossistemas terrestres por meio do escoamento superficial, o que pode ser chamado de “envelhecimento natural” do corpo hídrico (ESTEVES, 1998). Quando este processo é estimulado pela ação antrópica tem-se a eutrofização artificial, sendo que neste caso as fontes de nutrientes podem ser efluentes domésticos, efluentes industriais ou atividades agropecuárias (ESTEVES, 1998). Ainda segundo Esteves (1998), a eutrofização artificial é um processo que provoca intensas modificações em termos de qualidade e quantidade nas comunidades aquáticas, nas condições físicas e químicas do meio e no nível de produção do sistema, podendo ser considerada uma forma de poluição. O termo poluição, neste contexto, remete à definição proposta por von Sperling (1995): “adição de substâncias ou formas de energia que, direta ou indiretamente, alterem a natureza do corpo d’água de uma maneira tal que prejudique os legítimos usos que dele são feitos”.

As consequências indesejáveis da eutrofização nos corpos hídricos são múltiplas. Von Sperling (1995) cita como exemplo as condições anaeróbias geradas na parte inferior do corpo d’água, onde, por conta da sedimentação da matéria orgânica, da baixa concentração de oxigênio e da reduzida penetração de luz, prevalecem condições redutoras. Em tais condições, o fosfato encontra-se na forma solúvel, servindo como fonte interna de nutrientes para as os produtores primários e intensificando o processo de eutrofização. Além disso, tem-se o desprendimento de gás sulfídrico, podendo causar problemas de toxicidade para a biota, eventual mortandade de peixes e também maus odores. Em conjunto com os efeitos supracitados, as frequentes florações de algas, o crescimento excessivo da vegetação e os consequentes distúrbios com mosquitos e insetos causam problemas estéticos e recreacionais para o corpo hídrico, diminuindo sua atratividade. Ademais, a presença excessiva de macrófitas aquáticas interfere fortemente na navegação e na geração de energia hidrelétrica. Existem ainda problemas associados à maior dificuldade e elevação nos custos de tratamento quando esta água é destinada ao abastecimento público, floração de cianobactérias e modificações na qualidade e quantidade de peixes de valor comercial. Em última instância, corre-se o risco de desaparecimento

gradual do corpo hídrico como um todo, visto que o mesmo torna-se cada vez mais raso por conta do acúmulo de matéria orgânica e crescimento da vegetação. Ainda de acordo com Von Sperling (1995), contudo, o balanço entre os aspectos positivos e negativos inerentes ao aumento do teor de nutrientes dependerá da capacidade do corpo d'água em assimilar estes nutrientes.

Embora a preocupação com a eutrofização não seja recente, houve uma grande mudança ao longo do tempo no que se refere ao entendimento do processo e suas causas. Inicialmente grandes esforços foram aplicados no controle de fontes pontuais de nutrientes aos corpos hídricos, visto que são mais facilmente identificáveis, focando principalmente na remoção de nutrientes durante o tratamento de efluentes em ETEs (SHARPLEY et al., 2001). Segundo o mesmo autor, somente mais tarde é que as fontes difusas de nutrientes passaram a receber atenção e seu controle começou a ser considerado importante na proteção das águas continentais. Atualmente as fontes difusas, em especial a agricultura e pecuária, são tidas como umas das principais contribuintes ao aporte de nutrientes em corpos hídricos (SHARPLEY et al., 2001).

3.2.1 Nutrientes Limitantes

Nutrientes limitantes se referem àqueles nutrientes que têm a capacidade de restringir o desenvolvimento de um organismo por conta de sua indispensabilidade (VON SPERLING, 2005). Esta afirmação é sustentada pela lei de Liebig, que diz que o rendimento das plantas é limitado pelo nutriente que está presente no ambiente em menor quantidade relativamente à demanda de seu metabolismo pelo mesmo (VON LIEBIG, 1855 apud SMITH; TILMAN; NEKOLA, 1999). Sendo assim, o crescimento de um organismo será reduzido enquanto houver pouca disponibilidade do nutriente limitante e, quando a disponibilidade passar a aumentar, o crescimento do organismo será ampliado até chegar à situação em que outro nutriente se torne limitante (VON SPERLING, 2005).

O conceito da limitação por nutrientes é de notável importância no estudo da eutrofização, trazendo implicações práticas para seu controle. Neste sentido, ele implica que: (1) um nutriente é o fator limitante para o crescimento dos organismos em um ecossistema; (2) o crescimento dos organismos é proporcional à taxa em que esse nutriente adentra o ecossistema; e (3) o controle da eutrofização pode ser realizado pela restrição do aporte deste nutriente.

Dentre os diversos recursos minerais requeridos para o crescimento vegetal, o Nitrogênio e o Fósforo inorgânicos têm sido considerados os principais limitantes ao metabolismo das plantas terrestres (SCHLESINGER, 1991; VITOUSEK E HOWARTH, 1991 apud SMITH; TILMAN; NEKOLA, 1999), assim como de algas e macrófitas presentes em ecossistemas aquáticos continentais e marinhos (SMITH; TILMAN; NEKOLA, 1999).

Thomann e Mueller (1987 apud VON SPERLING, 2005) sugerem o seguinte critério, com base nas características do corpo hídrico e na relação entre as concentrações de nitrogênio e fósforo (N/P), para se apontar qual nutriente é limitante:

- Grandes lagos, com predominância de fontes não-pontuais → $N/P \gg 10$ → Limitação por fósforo;
- Pequenos lagos, com predominância de fontes pontuais → $N/P \ll 10$ → Limitação por nitrogênio.

Contudo, visto que a maioria dos estudos de eutrofização em lagos e reservatórios de água doce têm apontado o Fósforo como nutriente limitante, há uma tendência em focar no controle das fontes deste nutriente (SMITH; TILMAN; NEKOLA, 1999). Adicionalmente tem-se que, caso se optasse por controlar o aporte externo de nitrogênio, alguns organismos como cianobactérias possuem a capacidade de fixar o nitrogênio atmosférico, de modo que tal medida poderia não ser eficaz no controle da eutrofização.

O Fósforo é encontrado na água de várias formas, sendo o fosfato inorgânico dissolvido ou ortofosfato a principal forma de assimilação pela vegetação aquática. Os fosfatos na água têm origem natural, através da decomposição de material alóctone, do intemperismo das rochas e de material particulado de origem atmosférica e também antrópica, associada a despejos domésticos e às indústrias alimentícias de derivados animais e à pecuária e agricultura intensivas (ELETROSUL, 1989).

3.2.2 Eutrofização em Reservatórios

Segundo Sorano *et al.* (1996), lagos e reservatórios estão intimamente ligados a suas bacias hidrográficas contribuintes através do transporte de materiais proporcionado pelo escoamento superficial. Ainda de acordo com os mesmos autores, o transporte de sedimentos e nutrientes nas bacias hidrográficas vêm aumentando devido a atividades de agricultura e desenvolvimento urbano, e pode ser fator contribuinte à eutrofização artificial dos corpos hídricos.

Em reservatórios o processo de eutrofização artificial é resultado da interdependência entre fatores climatológicos, hidrológicos, morfológicos, físico-químicos e biológicos que se apresentam no reservatório e na bacia hidrográfica contribuinte ao mesmo (BOLLMANN E FREIRE, 2003). De acordo com Sorano *et al.* (1996), as principais características das bacias hidrográficas que influenciam sobre a qualidade da água dos reservatórios são sua geologia, pedologia, erodibilidade, tamanho, forma, topografia, ocupação do solo e precipitação. Têm-se que o fluxo de nutrientes, em geral, aumenta com a alteração do solo, erosão e impermeabilização (SORANO *et al.*, 1996). Contudo, em escalas maiores as relações entre uso e ocupação do solo e qualidade da água são bastante variáveis e muita coisa continua sem ser bem explicada (SORANO *et al.*, 1996).

Diversos reservatórios e lagos, por conta da eutrofização, já deixaram de suprir as necessidades dos ecossistemas aquáticos e de ser aproveitáveis para abastecimento público, recreação e lazer (FIGUEIRÊDO *et al.*, 2007). Segundo a mesma autora, esta questão vem sendo abordada em diversos trabalhos com o intuito de auxiliar a tomada de decisão a partir do estudo da vulnerabilidade das bacias onde estão inseridos reservatórios ou lagos com índices de trofia elevados ou com tendências a elevação do mesmo. O conhecimento da vulnerabilidade do corpo hídrico à ação do aporte de nutrientes se torna importante ferramenta para auxílio na priorização de investimentos com vistas à mitigação do processo.

3.2.3 Aspectos Influentes na Eutrofização de Reservatórios

Segundo Carneiro *et al.* (2014), as condições geomorfológicas da região, fatores climáticos, uso e ocupação do solo, assim como morfometria do reservatório são alguns dos principais aspectos inter-relacionados que determinam a susceptibilidade à eutrofização, que em geral resulta na proliferação de macrófitas aquáticas e crescimento de algas.

De acordo com Figueirêdo *et al.* (2007), os processos erosivos na bacia hidrográfica contribuinte e o aporte de nutrientes ao reservatório constituem, de maneira mais abrangente, os dois fatores de pressão mais expressivos no que se refere a eutrofização. Destaca-se que os processos erosivos são influenciados por aspectos tais como geomorfologia, pedologia, intensidade pluviométrica e cobertura do solo. O aporte de nutrientes está muito associado ao uso e ocupação do solo, abrangendo a presença de fontes pontuais ou difusas, e pode ser intensificado através

dos processos erosivos. Também conforme os autores, características morfológicas e hidráulicas, como profundidade, área superficial e tempo de retenção hidráulica, interferem no processo de eutrofização, proporcionando maior ou menor sensibilidade e capacidade de assimilação.

Erosão

A erosão e a eutrofização são dois problemas que afetam o planeta dos pontos de vista ambiental, econômico e social (REKOLAINEN et al., 2006). De acordo com Ekholm e Lehtoranta (2012), estes dois processos são considerados associados, visto que a produção primária nos corpos hídricos é estimulada pela presença do fósforo proveniente da erosão de solos ricos neste nutriente. Segundo os mesmos autores, a justificativa teórica para tal suposição se baseia na teoria da troca de ligantes. Segundo ela o fósforo encontra-se associado a óxidos de ferro e alumínio no solo em um equilíbrio dinâmico e, quando estas partículas de solo entram em contato com a água da chuva, elas gradualmente liberam fósforo por dessorção (EKHOLM; LEHTORANTA, 2012), que se dirige aos corpos hídricos.

Diversos estudos, em escalas globais, regionais e locais, demonstram que a maior parte do fósforo proveniente de solos entra no corpo hídrico na forma particulada, o que sugere que tenha sido desagregado e transportado por processos erosivos. Rekolainen et al. (2006) destaca que parte deste fósforo particulado pode ser absorvido pelas algas, contribuindo diretamente para a eutrofização, e que a maior parte do fósforo dissolvido é fruto do processamento da fração particulada advinda da erosão.

Assim, pode-se dizer que o escoamento superficial associado à erosão de solos ricos em fósforo tem um papel fundamental no transporte do nutriente para os corpos hídricos, mas sua efetividade é também influenciada por fatores como potencial erosivo do solo, precipitação, atividades de agricultura e pecuária, aplicação de fertilizantes, urbanização e composição química do solo (REKOLAINEN et al., 2006).

De acordo com Crepani et al. (2001), a causa principal da erosão hídrica é a ação da precipitação sobre as rochas e solos. O impacto direto das gotas e o escoamento superficial constituem os agentes ativos da erosão, enquanto o solo é o agente passivo. Sendo assim, a erosão é resultante da interação entre a chuva e o solo e depende da eficiência da chuva em causar erosão e da capacidade do solo de resistir à mesma.

A eficiência da chuva em causar erosão é chamada de erosividade, sendo função das características físicas da mesma (CREPANI et al., 2001). Dentre estas características, destaca-se a precipitação total e sua distribuição sazonal, sendo que sua combinação determina a quantidade de energia potencial disponível para transformar-se em energia cinética. Isso implica dizer que uma alta precipitação anual com distribuição durante longo período tem menor potencial erosivo do que uma precipitação anual mais reduzida, mas que se concentra em um curto período (CREPANI et al., 2001).

Já o termo erodibilidade se refere à capacidade de um determinado solo de resistir à erosão. Esta capacidade depende das condições internas solo, como sua composição mineralógica e granulométrica, e das suas condições externas, relacionadas à cobertura e uso e ocupação do solo (CREPANI et al., 2001). Segundo o mesmo autor, no que se refere às características internas do solo, as principais influências na erosão se devem à: estrutura do solo, tipo e quantidade das argilas, permeabilidade e profundidade do solo. Concernente às condições externas do solo destaca-se a influência da cobertura vegetal como fator de proteção da unidade contra os processos erosivos. Assim, em termos gerais, quanto maior a densidade de cobertura vegetal mais próximo se está da estabilidade frente à erosão.

A declividade do terreno é um aspecto que pode acelerar o processo erosivo, haja vista que está diretamente relacionado à velocidade de transformação da energia potencial em energia cinética através da força da gravidade (CREPANI et al., 2001). De acordo com o mesmo autor, quanto maior a declividade mais velocidade terá a água que drena a superfície e, conseqüentemente, maior será a capacidade dessa água de transportar partículas, o que configura a erosão e moldagem do relevo.

Aporte de Nutrientes

De acordo com Esteves (1998) a eutrofização artificial das águas continentais está relacionada com o aumento da população, da industrialização, do uso de fertilizantes químicos na agricultura e com a confecção de produtos de limpeza contendo compostos polifosfatados. Destes fatores decorre a liberação de nutrientes, em especial de Fósforo, que é estimulador do processo de eutrofização, haja vista que na maioria dos casos atua como nutriente limitante na produção primária de ecossistemas aquáticos continentais, como citado anteriormente.

Von Sperling (2005) destaca que as principais fontes de fósforo para um lago ou reservatório são a drenagem pluvial, classificada como fonte difusa, e os esgotos domésticos, considerados em geral uma fonte

pontual. Da mesma forma, Dabrowski (2014) aponta o escoamento superficial de áreas agricultadas contendo fertilizantes e efluentes de ETEs como os maiores contribuintes ao aporte de fósforo aos sistemas hídricos. Além disso, cita o papel da mineração, da remoção da vegetação, da exposição do solo e da erosão na potencial perda e transporte do fósforo naturalmente presente no solo.

O aporte de nutrientes através da drenagem pluvial e, conseqüentemente, do escoamento superficial, depende fundamentalmente do uso e ocupação dados ao solo drenado. A drenagem de áreas com ampla cobertura vegetal, como matas e florestas, possui reduzida influência no aporte de nutrientes. Nestas situações a maior parte dos nutrientes é retida dentro de um ciclo que pode ser considerado fechado, no qual os nutrientes liberados no solo naturalmente são lixiviados pelo solo, que possui alta capacidade de infiltração, e então são absorvidos pelas raízes das plantas, que ao morrerem liberam esses nutrientes novamente (VON SPERLING, 2005). Quando a vegetação natural é substituída por atividades agropecuárias a ciclagem de nutrientes é alterada. Os vegetais plantados no solo são retirados e consumidos muito provavelmente fora da bacia hidrográfica em que foram plantados. De modo a compensar esta retirada costuma-se fertilizar o solo através da adição de produtos com elevados teores de nitrogênio e fósforo, frequentemente superiores à própria capacidade de assimilação dos vegetais. Assim, os nutrientes em excesso tendem a ser perdidos através da lavagem do solo, sendo este o motivo pelo qual a drenagem de áreas agrícolas transporta maiores cargas de fósforo. Destaca-se que a magnitude e a variabilidade desta perda são influenciadas por aspectos como capacidade de retenção do solo, irrigação, tipo de fertilização da cultura e condições climáticas (CETESB, 1976 apud VON SPERLING, 2005). Já no caso da drenagem de áreas urbanas têm-se uma alta contribuição para o aporte de nutrientes associada a uma menor variabilidade. A urbanização reduz a capacidade de infiltração das águas no terreno, fazendo com que praticamente toda a carga de fósforo ali gerada seja transportada diretamente aos corpos hídricos.

Os esgotos domésticos veiculados através de sistemas de esgotamento dinâmico configuram uma importante fonte de fósforo, haja vista que nem toda ETE tem a capacidade de remover o nutriente de maneira satisfatória (VON SPERLING, 2005). Os nutrientes presentes no efluente advêm principalmente das fezes e urinas, dos restos de alimentos e dos produtos de limpeza doméstica (ESTEVEVES, 1998).

Morfometria do Reservatório

Entre os diversos fatores que afetam o processo de multiplicação de produtores primários, destaca-se duas características morfométricas do reservatório: profundidade e tempo de retenção hidráulica. Estes aspectos influem na capacidade do reservatório de suportar as pressões que atuam no sentido da eutrofização.

A profundidade média de um reservatório é dada pelo quociente entre seu volume e sua área superficial:

$$Z = \frac{V}{A} \quad (1)$$

em que Z é a profundidade média, V é o volume do reservatório e A é a área superficial do mesmo. No geral, pode-se dizer que a profundidade média de um reservatório é inversamente proporcional à sua produtividade primária (JI, 2008). Em reservatórios rasos o volume de água que recebe radiação solar é muito maior, criando condições favoráveis para o crescimento de organismos autótrofos, tais como cianobactérias (CARNEIRO et al., 2014), contribuindo para o processo de eutrofização. Ademais, existe um parâmetro secundário muito relevante no que se refere às características morfométricas denominado profundidade relativa, que relaciona a profundidade máxima do reservatório e seu diâmetro médio. Este último equivale ao diâmetro de um círculo que possua área igual a área superficial do reservatório. Deste modo, a profundidade relativa pode ser calculada da seguinte forma:

$$Z_r = \frac{50 \cdot \sqrt{\pi} \cdot Z_{máx}}{\sqrt{A}} \quad (2)$$

onde Z_r é a profundidade relativa em termos percentuais, $Z_{máx}$ é a profundidade máxima do reservatório e A é a área superficial do mesmo. Destaca-se que a profundidade relativa é fornecida em unidades percentuais e que o cálculo da mesma fornece informações sobre a dinâmica de circulação do corpo hídrico e, portanto, sobre as condições de oxigenação ao longo da profundidade (VON SPERLING, 1997). Quanto menor a profundidade relativa maior o potencial para misturas completas da coluna d'água, o que faz com que haja maior oxigenação (VENTURINI, 2015), mas, por outro lado, pode favorecer a produtividade primária por meio das condições eufóticas e ainda provocar ressuspensão de compostos presentes no sedimento.

O tempo de retenção hidráulica representa o tempo médio que a água reside no reservatório, sendo definido através do quociente entre o volume do reservatório e sua vazão afluente:

$$TRH = \frac{V}{Q} \quad (3)$$

em que TRH é o tempo de retenção hidráulica, V é o volume do reservatório Q é a vazão afluente ao mesmo. São as vazões afluentes que abastecem o reservatório com nutrientes e, portanto, o tempo de residência incide diretamente nas respostas do reservatório frente ao seu enriquecimento (JI, 2008). De acordo com o autor, um tempo de retenção hidráulica curto faz com que os nutrientes rapidamente sejam descarregados, reduzindo o tempo disponível para o crescimento vegetal e resultando em menor acúmulo de biomassa. Quando se tem tempos de retenção longos, por outro lado, os nutrientes residem nas águas do reservatório por mais tempo, sofrendo processos de reciclagem, o que resulta em uma maior disponibilidade para o crescimento de produtores primários (JI, 2008). Sendo assim, o tempo de retenção hidráulica configura um parâmetro chave para estimar a escala de transporte que ocorre no reservatório, permitindo determinar sua capacidade de eliminar os nutrientes que adentram o corpo hídrico e evitar o processo de eutrofização.

3.2.4 Índice de Estado Trófico

De modo a auxiliar na tomada de decisão na adoção de medidas preventivas ou corretivas no que diz respeito a eutrofização, torna-se interessante classificar os corpos hídricos de acordo o estágio de eutrofização em que o mesmo se encontra. Neste contexto surge o Índice de Estado Trófico (IET), que configura um indicador que tem por finalidade classificar corpos d'água em diferentes graus de trofia, avaliando a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas ou o potencial para o crescimento de macrófitas aquáticas.

O Índice de Estado Trófico foi primeiramente introduzido por Carlson (1977), com o objetivo de facilitar a comparação entre corpos aquáticos com relação à eutrofização sem, todavia, delimitar as classes de estado trófico. O IET de Carlson (1977) foi desenvolvido com base em dados de reservatórios de regiões de clima temperado e considera três parâmetros para seu cálculo: transparência da água, clorofila-a e

concentração de fósforo total. A formulação matemática para o cálculo do IET de Carlson (1977) é:

$$IET = \frac{IET(SD)+IET(CLa)+IET(PT)}{3} \quad (4)$$

Nesta fórmula, a parcela referente à transparência da água ($IET(SD)$) é calculada da seguinte forma:

$$IET(SD) = 10 \left(6 - \frac{\ln SD}{\ln 2} \right) \quad (5)$$

em que SD é a profundidade de Secchi, em metros. A parcela que se refere à clorofila-a ($IET(CLa)$) segue a formulação:

$$IET(CLa) = 10 \left(6 - \frac{2,04 - 0,68 \ln CLa}{\ln 2} \right) \quad (6)$$

em que CLa é a concentração de clorofila-a medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$. Já para o parâmetro relacionado à concentração de fósforo ($IET(PT)$), tem-se:

$$IET(PT) = 10 \left(6 - \frac{\ln 48}{\ln 2} \frac{PT}{PT} \right) \quad (7)$$

onde PT é a concentração de fósforo total medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$.

De modo a adaptar o índice pra regiões de clima tropical, Toledo et al. (1983) modificaram a formulação matemática e passaram a considerar quatro parâmetros: clorofila-a, fósforo total, ortofosfato e transparência da água. A formulação matemática para o cálculo do IET de Toledo et al. (1983) pode ser representada da seguinte forma:

$$IET = \frac{IET(SD)+IET(CLa)+IET(PT)+IET(PO_4^{-3})}{4} \quad (8)$$

Nesta fórmula, a parcela referente à transparência da água ($IET(SD)$) é calculada da seguinte forma:

$$IET(SD) = 10 \left(6 - \frac{0,64 + \ln SD}{\ln 2} \right) \quad (9)$$

em que SD é a profundidade de Secchi, em metros. A parcela que se refere à clorofila-a ($IET(CLa)$) segue a formulação:

$$IET(CLa) = 10 \left(6 - \frac{2,04 - 0,695 \cdot \ln CLa}{\ln 2} \right) \quad (10)$$

em que CLa é a concentração de clorofila-a medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$. Já para o parâmetro relacionado à concentração de fósforo ($IET(PT)$), tem-se:

$$IET(PT) = 10 \left(6 - \frac{\ln 80,32}{\ln 2} \frac{PT}{PT} \right) \quad (11)$$

onde PT é a concentração de fósforo total medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$. Por fim, a parcela referente ao ortofosfato segue a fórmula:

$$IET(PO_4^{-3}) = 10 \left(6 - \frac{\ln 21,67}{\ln 2} \frac{PO_4^{-3}}{PO_4^{-3}} \right) \quad (12)$$

onde PO_4^{-3} é a concentração de fosfato, em $\mu\text{g.L}^{-1}$.

A delimitação de cinco classes tróficas foi proposta por Toledo (1990), conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1- Limites para cada classe trófica segundo proposto por Toledo (1990)

Classe Trófica	IET	Transparência (SD) (m)	Fósforo Total (PT) ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Clorofila-a (CLa) ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Ultraoligotrófico	$IET \leq 24$	$SD \geq 7,8$	$PT \leq 0,006$	$CLa \leq 0,51$
Oligotrófico	$24 < IET \leq 44$	$2,0 \leq SD \leq 7,7$	$0,007 \leq PT \leq 0,026$	$0,52 \leq CLa \leq 3,81$
Mesotrófico	$44 < IET \leq 54$	$1,9 \leq SD \leq 1,0$	$0,027 \leq PT \leq 0,052$	$3,82 \leq CLa \leq 10,34$
Eutrófico	$54 < IET \leq 74$	$0,9 \leq SD \leq 0,3$	$0,053 \leq PT \leq 0,211$	$10,35 \leq CLa \leq 76,06$
Hipereutrófico	$IET > 74$	$SD < 0,3$	$PT > 0,211$	$CLa > 76,06$

Fonte: Adaptado de Toledo (1990 apud Lamparelli, 2004)

Lamparelli (2004) propôs ainda uma nova adaptação, descartando a variável relacionada à transparência da água, visto que esta pode não configurar um parâmetro representativo por ser afetada pela turbidez proveniente de material mineral em suspensão. A formulação de Lamparelli (2004), portanto, considera apenas clorofila-a, que corresponde à medida de resposta do corpo hídrico ao agente causador e indica o nível de crescimento de algas no local, e concentração de fósforo total, entendida como uma medida do potencial de eutrofização, já que esse nutriente é causador do processo. As fórmulas para o IET de Lamparelli (2004) para lagos e reservatórios são:

$$IET = \frac{IET(CLa) + IET(PT)}{2} \quad (13)$$

A parcela que se refere à clorofila-a ($IET(CLa)$) segue a formulação:

$$IET(CLa) = 10 \left(6 - \frac{0,92 - 0,34 \cdot \ln CLa}{\ln 2} \right) \quad (14)$$

em que CLa é a concentração de clorofila-a medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$. Já para o parâmetro relacionado à concentração de fósforo ($IET(PT)$), tem-se:

$$IET(PT) = 10 \left(6 - \frac{1,77 - 0,42 \ln PT}{\ln 2} \right) \quad (15)$$

onde PT é a concentração de fósforo total medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$.

As regras para delimitação das classes tróficas por Lamparelli (2004) é apresentada na Tabela 2.

Tabela 2 - Limites para cada classe trófica segundo proposto por Lamparelli (2004)

Classe Trófica	IET	Fósforo Total (PT) ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Clorofila-a (CLa) ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$	$PT \leq 0,008$	$CLa \leq 1,17$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$	$0,008 < PT \leq 0,019$	$1,17 < CLa \leq 3,24$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$	$0,019 < PT \leq 0,052$	$3,24 < CLa \leq 11,03$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$	$0,052 < PT \leq 0,120$	$11,03 < CLa \leq 30,55$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$	$0,120 < PT \leq 0,233$	$30,55 < CLa \leq 69,05$
Hipereutrófico	$IET > 67$	$PT > 0,233$	$CLa > 69,05$

Fonte: Adaptado de Lamparelli (2004)

3.3 Vulnerabilidade Ambiental

A tomada de decisões e a formulação de políticas efetivas no âmbito ambiental requerem necessariamente, mesmo que de forma aproximada, uma análise quantitativa que sintetize características do meio como vulnerabilidade, estado de conservação e capacidade regenerativa após perturbação (VILLA; MCLEOD, 2002). Contudo, de acordo com os mesmos autores, embora o conhecimento destas propriedades seja essencial como subsídio de informações, a definição das mesmas e sua precisa caracterização configuram uma tarefa árdua, principalmente por conta da complexidade, não-linearidade e multiplicidade de escalas temporais e espaciais dos sistemas naturais.

No que se refere à análise da vulnerabilidade ambiental em específico ressalta-se que esta permite avaliar a fragilidade de sistemas frente a determinadas pressões (FIGUEIRÊDO, 2008). Segundo a autora essa informação é de grande utilidade no planejamento ambiental, permitindo identificar regiões mais suscetíveis à degradação ambiental e aquelas em que ações de controle das fontes de pressão são prioritárias. Nos últimos anos diversos estudos têm abordado este tema, podendo-se mencionar a análise da vulnerabilidade de regiões a mudanças climáticas (METZGER et al., 2006), bacias hidrográficas às pressões da agroindústria (FIGUEIRÊDO, 2010) e reservatórios ao processo de eutrofização (FIGUEIRÊDO et al., 2007). Esses estudos utilizaram diferentes tipos de indicadores na caracterização da vulnerabilidade de um determinado sistema ambiental a um processo específico.

Villa e McLeod (2002) sugerem que, para a construção de um método de avaliação da vulnerabilidade ambiental, deve-se observar três principais aspectos: definição do conceito de vulnerabilidade, escolha do sistema a ser avaliado e escolha e organização dos indicadores ambientais.

A definição do conceito de vulnerabilidade é de suma importância, visto que o significado de vulnerabilidade não é consenso nos estudos sobre o tema, decorrendo disso diferentes abordagens de análise. A definição dada pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2001) ao termo vulnerabilidade traz que o mesmo está associado ao grau em que um sistema é suscetível ou incapaz de superar os efeitos adversos das mudanças climáticas. Embora esta definição refira-se especificamente aos efeitos das mudanças climáticas, ela integra o conceito de suscetibilidade, podendo ser adequada para a avaliação da vulnerabilidade a outros processos. Segundo Metzger et al. (2006) a vulnerabilidade é uma função da exposição a fatores de pressão no ambiente, da sensibilidade e da capacidade regenerativa do mesmo. Os

autores consideram ainda que a exposição a fatores de pressão e os fatores de sensibilidade do meio correspondem aos potenciais impactos que o sistema pode sofrer, podendo ser a vulnerabilidade então considerada função dos potenciais impactos e da capacidade regenerativa do meio. Ressalta-se que a exposição a fatores de pressão está relacionada ao grau, duração ou extensão em que o sistema está em contato com perturbações. A sensibilidade está relacionada à extensão ou ao grau em que um sistema pode absorver as pressões sem sofrer alterações no longo prazo. Enquanto a capacidade regenerativa é a habilidade do sistema de se ajustar a um dano ocorrido, respondendo às mudanças ambientais que venham a ocorrer. Nesse contexto, um sistema é mais vulnerável quanto maiores as pressões, maior a sensibilidade do meio e menor sua capacidade adaptativa (FIGUEIRÊDO et al., 2010).

A escolha do sistema ambiental em um estudo de vulnerabilidade ambiental é essencial e deve se dar de acordo com o enfoque da análise, haja vista que diferentes sistemas são vulneráveis a diferentes tipos de processos (FIGUEIRÊDO et al, 2010). Além disso, sua definição permite a distinção entre fatores intrínsecos e extrínsecos ao mesmo.

Segundo Figueirêdo et al. (2008), a escolha de indicadores na avaliação da vulnerabilidade de um sistema a um impacto ambiental necessita em primeira instância da definição dos processos e questões relacionados ao referido impacto que serão avaliados. Ressalta-se que a escolha dos indicadores deve estar atrelada ao conceito de vulnerabilidade adotado e ao objetivo da análise.

Neste sentido, Figueirêdo et al. (2007) traz o conceito de vulnerabilidade ambiental à eutrofização, que se refere a suscetibilidade de um corpo hídrico a se tornar rico em nutrientes considerando as condições sob as quais sua bacia hidrográfica está exposta e sua sensibilidade ao processo. Em seu estudo os autores buscaram avaliar a vulnerabilidade ambiental à eutrofização de três açudes localizados no estado do Ceará, considerando como fatores de pressão a erosão, através de indicadores como tipo e ocupação do solo, clima e geomorfologia, e o aporte de fósforo aos corpos hídricos. Como fator de sensibilidade os autores utilizaram-se da característica morfométrica relacionada à profundidade dos açudes.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Fonte de Dados

O Quadro 1 a seguir apresenta um resumo das fontes de dados secundários adotadas para o a caracterização da área de estudo e cálculo

dos indicadores utilizados na análise da vulnerabilidade à eutrofização do reservatório da UHE Itá. Sempre que possível foram utilizados os dados medidos diretamente pelo empreendedor da UHE Itá (Consórcio Itá) e de seus prestadores de serviços especializados para medições e monitoramentos. Para os parâmetros que não haviam medições realizadas pelo empreendimento, buscou-se fontes de livre acesso, as quais estão referenciadas.

Quadro 1 – Fontes de dados para cálculo dos indicadores

Dado	Periodicidade	Fonte
Pedologia	Pontual	Mapa de Solos do Brasil com nível de detalhe compatível com a escala 1:5.000.000 (IBGE, 2006)
Precipitação	Diária	ANA (2018)
Vazão Tributários	Diária	ANA (2018)
Vazão Média de Longo Termo	Pontual (Média observada no período de 1958 a 1991)	Consórcio Itá
Cobertura do solo	Pontual	0,5 km MODIS-based Global Land Cover Climatology (BROXTON et al., 2014)
Modelo Digital de Elevação (MDE)	Pontual	dados altimétricos da SRTM (Shuttle Radar Topographic Mission) com precisão de 90 m preparados por Weber, Hasenak e Ferreira (2004)
Concentração de Fósforo	Mensal de 2000 até 2012; Trimestral de 2013 a 2017	Consórcio Itá através da Socioambiental Consultores Associados Ltda.
Índice de Estado Trófico	Anual (2004 a 2014)	Consórcio Itá através da Socioambiental Consultores Associados Ltda.
Profundidade reservatório	Pontual	Consórcio Itá
Área superficial reservatório	Pontual	Consórcio Itá

Para os dados de precipitação utilizou-se 26 estações pluviométricas localizadas nas sub-bacias incrementais contribuintes ao reservatório ou próximas delas que tivessem pelo menos 10 anos de monitoramento. Para o cálculo da precipitação média anual considerou-se apenas os anos que possuíam medições ao longo dos 12 meses. O

Quadro 2, a seguir apresenta as estações selecionadas, sua localização, o órgão responsável pelas mesmas e o período monitorado.

Quadro 2 - Estações pluviométricas selecionadas

Código	Nome Estação	Município	Órgão Responsável	Período Monitorado
2651052	Salto Veloso	Salto Veloso	ANA	1988 - 2018
2651036	Quilometro 30	Macieira	ANA	1976 - 2018
2751009	Videira (RVPS)	Videira	RFFSA	1939 - 1979
2651002	Caçador	Caçador	ANA	1943 - 1976
2751022	Irakitan	Tangará	ANA	2000 - 2017
2752007	Erechim	Erechim	ANA	1957 - 1976
2752021	Gaurama	Gaurama	ANA	1986 - 2018
2751012	Capinzal	Capinzal	ANA	1976 - 2005
2751021	Jaborá	Jaborá	ANA	2000 - 2018
2751004	Joaçaba	Joaçaba	ANA	1943 - 2018
2751011	Irani	Irani	ANA	1976 - 2018
2852046	Tapejara	Tapejara	ANA	1976 - 2018
2752014	Charrua	Charrua	CEEE	1963 - 1981
2851020	Passo das Pedras	Ciríaco	CEEE	1963 - 2018
2651044	Calmon	Matos Costa	ANA	1979 - 2015
2751006	Paim Filho	Paim Filho	ANA	1957 - 2018
2751018	Marcelino Ramos	Marcelino Ramos	ANA	1987 - 2018
2752005	Concórdia	Concórdia	ANA	1955 - 2017
2651001	Campina da Alegria	Vargem Bonita	ANA	1944 - 2018
2752009	Monte Alegre	São Valentim	CEEE	1948 - 1982
2752017	Itatiba do Sul	Itatiba do Sul	ANA	1976 - 2018
2852020	Passo Fundo	Passo Fundo	INMET	1912 - 1998
2852010	Engenheiro Engler	Sertão	CEEE	1947 - 1969
2752006	Erebango	Erebango	ANA	1943 - 2018
2852052	Campo do Meio	Gentil	ANA	2002 - 2018
2751007	Sananduva	Sananduva	ANA	1957 - 2018

Com relação aos dados de vazão ressalta-se a presença de duas estações fluviométricas cujas localizações coincidem com as exutórias de duas sub-bacias incrementais, notadamente aquelas dos rios Jacutinga e Apuaê. As vazões para as demais exutórias foram estimadas através do artifício da normalização pela área de drenagem, tomando-se os dados de estações fluviométricas localizadas nas sub-bacias incrementais contribuintes. O Quadro 3 a seguir apresenta as estações selecionadas, o corpo hídrico em que se localiza, área de drenagem, o órgão responsável pelas mesmas e o período monitorado.

Quadro 3 - Estações fluviométricas selecionadas

Código	Nome Estação	Corpo Hídrico	Área de Drenagem (km²)	Órgão Responsável	Período Monitorado
72680000	Passo Colombelli	Rio Apuaê	3660	ANA	1939 - 2018
72300000	Passo do Virgílio	Rio Pelotas	29300	ANA	1971 - 2001
72980000	Rio Uruguai	Rio do Peixe	5170	ANA	1940 - 2000
73180000	Engenho Velho	Rio Jacutinga	918	ANA	1951 - 1997

Os dados de concentração de fósforo são fruto do monitoramento da qualidade da água das águas superficiais do reservatório da UHE Itá, realizado pelo Consórcio Itá, através da empresa Socioambiental Consultores Associados Ltda. desde 2004, para cumprir uma condicionante da Licença Ambiental de Operação. Neste estudo utilizou-se os dados de concentração de fósforo total de 9 pontos, que correspondem às exutórias das sub-bacias dos rios do Peixe, Apuaê, Jacutinga, Rancho Grande, Novo, Dourado e ainda do lageado Queimado, além de um ponto a jusante da barragem, e outro a montante do reservatório, no rio Uruguai a jusante da barragem da UHE Machadinho.

Ainda, ressalta-se que os dados referentes à profundidade máxima e à área superficial do reservatório são definidos considerando-se a cota do nível máximo normal.

4.2 Área de Estudo

A área de estudo do presente trabalho compreende o reservatório da UHE Itá, e as principais sub-bacias contribuintes ao mesmo. A UHE Itá está localizada no curso principal do rio Uruguai, divisor físico entre os estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, na região sul do Brasil.

A barragem foi construída em um trecho do rio denominado Volta do Uvá, entre os municípios de Aratiba/RS e Itá/SC, tendo suas obras finalizadas e entrada em operação no ano de 2000, com potência total instalada de 1450MW.

O reservatório da UHE Itá foi formado durante a construção da barragem da usina, no ano de 2000, sobre a calha do rio Uruguai. Após seu enchimento, o reservatório passou a ter uma área superficial em sua cota operacional máxima normal de 141 km², abrangendo áreas de 11 municípios: Alto Bela Vista/SC, Arabutã/SC, Concórdia/SC, Ipira/SC, Itá/SC, Peritiba/SC, Piratuba/SC, Aratiba/RS, Marcelino Ramos/RS, Mariano Moro/RS e Severiano de Almeida/RS.

O reservatório possui uma área de drenagem total de 44.500 km², sendo formado pelas águas provenientes do próprio rio Uruguai, que tem sua origem na confluência dos rios Canoas e Pelotas, e de diversos outros rios afluentes, destacando-se, em ordem decrescente de área de drenagem, os seguintes: rio do Peixe, rio Apuaê, rio Jacutinga, rio Rancho Grande, rio Dourado, rio Suzana, rio Lambedor, rio Teixeira Soares, rio Pinhal, lageado Queimado, lageado Suruvi, rio Novo, arroio Trinta e Sete Passos, lageado Entre-Rios e lageado Bom Retiro. O volume total acumulado no reservatório quando este se encontra em seu nível máximo de operação é de 5.100 hm³ e seu volume útil é de 750 hm³.

A partir de monitoramentos da qualidade da água realizados desde o enchimento do reservatório da UHE Itá constata-se que as condições de suas águas podem ser consideradas boas até o momento. Contudo, o mesmo encontra-se vulnerável a pulsos com elevadas cargas de nutrientes dissolvidos de seus principais tributários, que estão relacionados diretamente à disposição de efluentes advindos da suinocultura, descargas de efluentes domésticos e drenagem de áreas urbanas e com intensa atividade agrícola. Tais fatores aliados ao regime climático, hidrometeorológico e características físicas do terreno, podem configurar riscos para com a elevação do grau de trofia do reservatório, como já pôde ser observado em alguns pontos do mesmo.

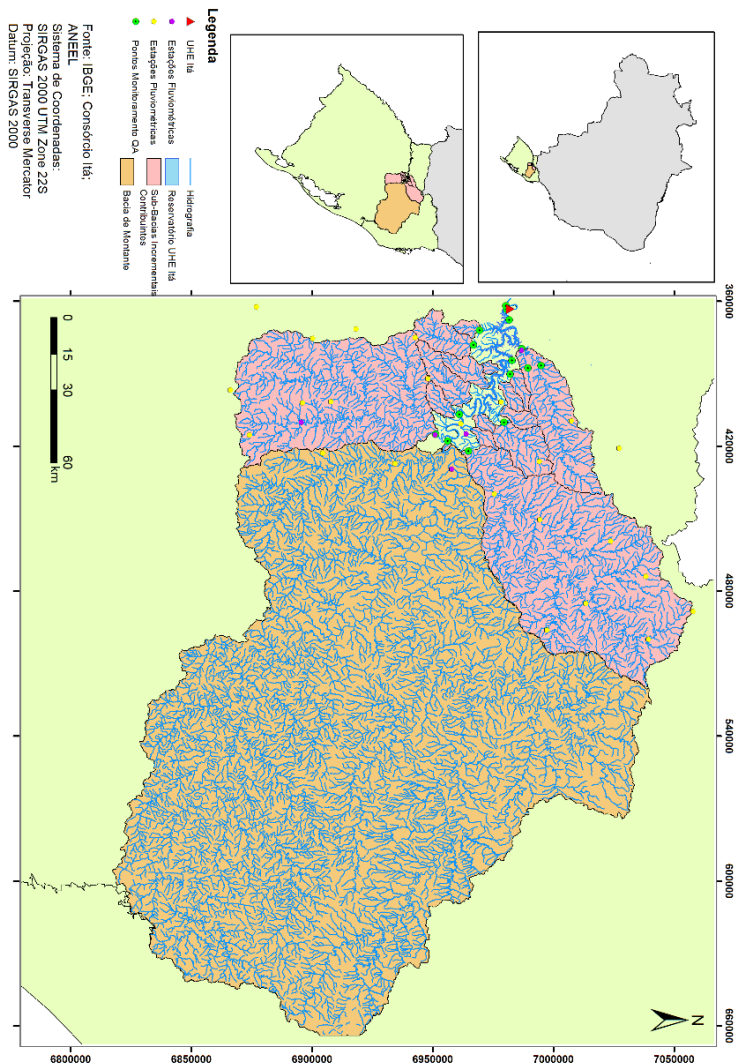


Figura 1 - Localização do Reservatório da UHE Itá e Sub-Bacias Contribuintes

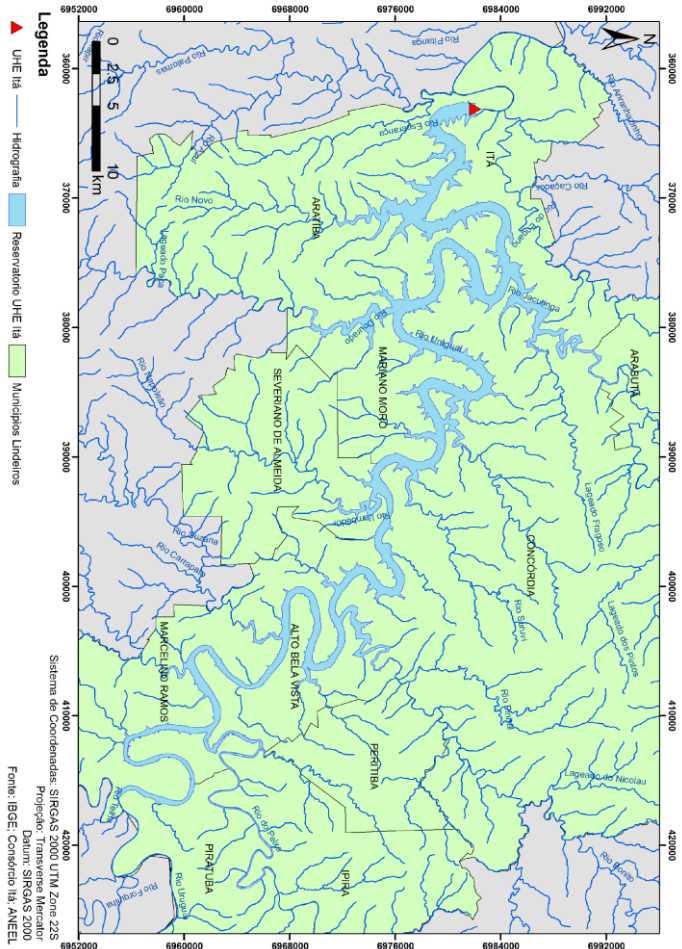


Figura 2 - Reservatório UHE Itá e Municípios Limneos

Visto que as condições e características de um corpo hídrico estão intimamente relacionadas com suas bacias hidrográficas contribuintes, foram selecionadas 15 sub-bacias incrementais de rios afluentes, que têm suas exutórias diretamente no reservatório, para serem estudadas. Algumas bacias foram delimitadas tomando-se como exutórios os pontos dos quais se obteve dados a respeito da qualidade da água (rio Apuaê, rio Jacutinga, lagoado Queimado, rio Rancho Grande, rio do Peixe, rio Novo e rio Dourado). As demais bacias foram delimitadas de modo a abranger as principais contribuições ao reservatório. A delimitação das bacias foi realizada através das ferramentas de hidrologia do software ArcGIS, tendo como base os dados altimétricos da SRTM (Shuttle Radar Topographic Mission, USGS). Destaca-se que o estudo focou especialmente nas sub-bacias incrementais ao reservatório a partir da UHE Machadinho, de modo que a bacia de montante do rio Uruguai, com 31.878,60 km² de área de drenagem, foi utilizada principalmente como um parâmetro de controle. A seguir apresenta-se as principais características de cada uma das 15 sub-bacias incrementais contribuintes ao reservatório de acordo com o apresentado na Figura 3.

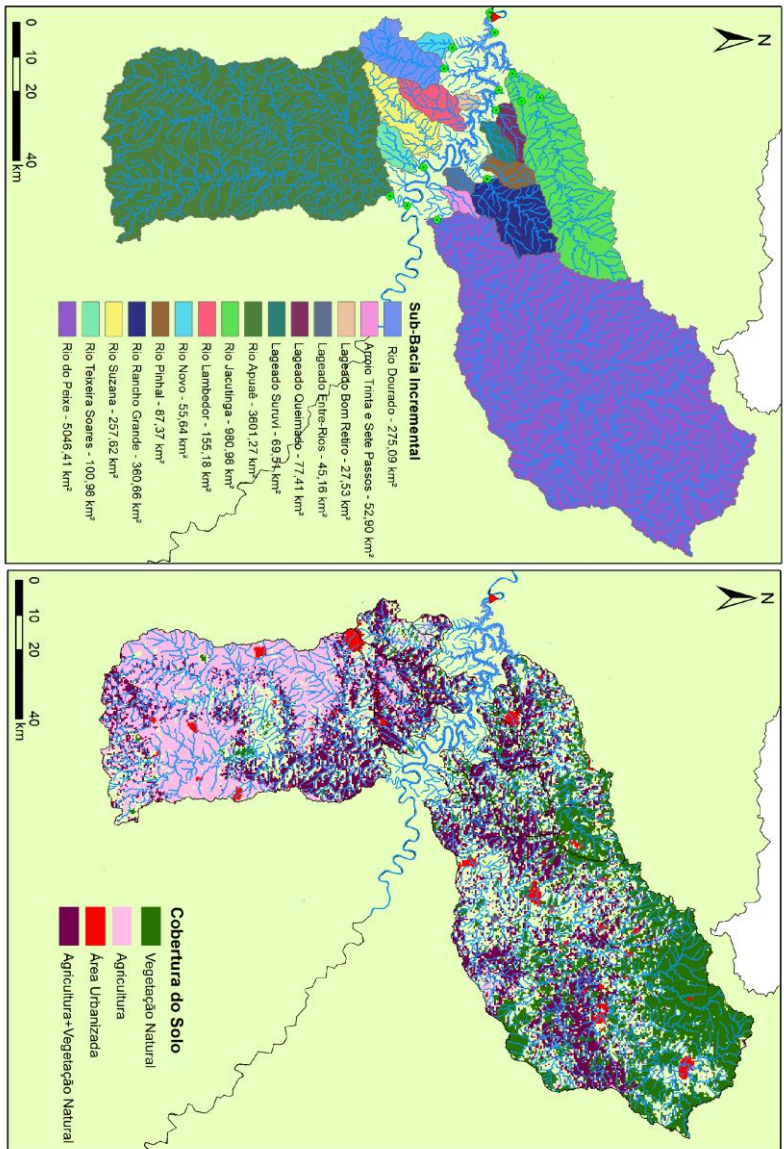


Figura 3 - Características sub-bacias incrementais contribuintes

Sub-Bacia Rio do Peixe

A sub-bacia do rio do Peixe encontra-se em território do estado de Santa Catarina, englobando áreas consideráveis de 26 municípios, a saber: Água Doce, Arroio Trinta, Caçador, Calmon, Campos Novos, Capinzal, Eral Velho, Fraiburgo, Herval D'Oeste, Ibiam, Ibicaré, Iomerê, Ipira, Jaborá, Joaçaba, Lacerdópolis, Luzerna, Macieira, Ouro, Pinheiro Preto, Piratuba, Rio das Antas, Salto Veloso, Tangará, Treze Tílias e Videira. Sua área tem usos bastante diversificados, destacando-se a presença de alguns grandes núcleos urbanos e de áreas consideráveis de matas e florestas.

A sub-bacia do rio do Peixe configura a maior sub-bacia contribuinte ao reservatório da UHE Itá dentre aquelas estudadas, drenando uma área de 5046,41 km² e desaguardo na parte mais a montante do reservatório. Seu curso d'água principal é o rio do Peixe, de 5ª ordem conforme a classificação de Strahler.

Sub-Bacia Rio Apuaê

A sub-bacia do rio Apuaê encontra-se em território do estado do Rio Grande do Sul, englobando áreas consideráveis de 26 municípios, a saber: Água Santa, Áurea, Carlos Gomes, Caseiros, Centenário, Charrua, Ciríaco, Coxilha, Erechim, Estação, Floriano Peixoto, Gaurama, Getúlio Vargas, Ibiaçá, Marcelino Ramos, Mato CasApuaêno, Maximiliano de Almeida, Muliterno, Paim Filho, Sananduva, Santa Cecília do Sul, São João da Urtiga, Sertão, Tapejara, Viadutos e Vila Lângaro. Destaca-se que a maior parte de sua área é destinada a atividades agrícolas, incluindo alguns núcleos urbanos espalhados.

A sub-bacia do rio Apuaê configura a segunda maior sub-bacia contribuinte ao reservatório da UHE Itá dentre aquelas estudadas, drenando uma área de 3601,27 km² e desaguardo na parte mais a montante do reservatório. Seu curso d'água principal é o rio Apuaê, também chamado de rio Ligeiro ou rio Telha, de 5ª ordem conforme a classificação de Strahler.

Sub-Bacia Rio Jacutinga

A sub-bacia do rio Jacutinga encontra-se em território do estado de Santa Catarina, englobando áreas consideráveis de 11 municípios, a saber: Água Doce, Arabutã, Catanduvras, Concórdia, Ipumirim, Irani, Itá, Jaborá, Joaçaba, Lindóia do Sul e Vargem Bonita. Sua área possui usos bastante diversificados, destacando-se as atividades agropastoris, a presença de

alguns núcleos urbanos e de remanescentes de matas e florestas. O monitoramento da qualidade da água realizado neste rio aponta o rio Fragosos, um tributário do rio Jacutinga, como um dos principais contribuintes ao aporte de nutrientes no reservatório, principalmente devido a suinocultura.

A sub-bacia do rio Jacutinga configura a terceira maior sub-bacia contribuinte ao reservatório da UHE Itá dentre aquelas estudadas, drenando uma área de 980,98 km² e desaguando na parte mais jusante do reservatório, próximo a barragem. Seu curso d'água principal é o rio Jacutinga, de 3^a ordem conforme a classificação de Strahler.

Sub-Bacia Rio Rancho Grande

A sub-bacia do rio Rancho Grande encontra-se em território do estado de Santa Catarina, englobando áreas consideráveis de 5 municípios, a saber: Concórdia, Jaborá, Ouro, Peritiba e Presidente Castello Branco. Destaca-se que a maior parte de sua área destina-se a atividades agrícolas, mas também é observada a presença considerável de matas e florestas. O monitoramento da qualidade da água realizado neste rio aponta o mesmo como um dos principais contribuintes ao aporte de nutrientes no reservatório, principalmente devido a suinocultura.

A sub-bacia do rio Rancho Grande configura a quarta maior sub-bacia contribuinte ao reservatório da UHE Itá dentre aquelas estudadas, drenando uma área de 360,66 km² e desaguando na parte mais central do reservatório. Seu curso d'água principal é o rio Rancho Grande, de 3^a ordem conforme a classificação de Strahler.

Sub-Bacia Rio Dourado

A sub-bacia do rio Dourado encontra-se em território do estado do Rio Grande do Sul, englobando áreas consideráveis de 6 municípios, a saber: Aratiba, Barão de Cotegipe, Erechim, Mariano Moro, Severiano de Almeida e Três Arroios. Destaca-se que a maior parte de sua área destina-se a atividades agrícolas.

A sub-bacia do rio Dourado configura a quinta maior sub-bacia contribuinte ao reservatório da UHE Itá dentre aquelas estudadas, drenando uma área de 275,09 km² e desaguando na parte mais central do reservatório. Seu curso d'água principal é o rio Dourado, de 3^a ordem conforme a classificação de Strahler.

Sub-Bacia Rio Suzana

A sub-bacia do rio Suzana encontra-se em território do estado do Rio Grande do Sul, englobando áreas consideráveis de 6 municípios, a

saber: Erechim, Gaurama, Marcelino Ramos, Severiano de Almeida, Três Arroios e Viadutos. Destaca-se que a maior parte de sua área destina-se a atividades agrícolas.

A sub-bacia do rio Suzana drena uma área de 257,62 km² e desagua na parte mais central do reservatório. Seu curso d'água principal é o rio Suzana, de 3ª ordem conforme a classificação de Strahler.

Sub-Bacia Rio Lambedor

A sub-bacia do rio Lambedor encontra-se em território do estado do Rio Grande do Sul, englobando áreas consideráveis de 2 municípios, a saber: Severiano de Almeida e Três Arroios. Destaca-se que a maior parte de sua área é destinada a atividades agrícolas.

A sub-bacia do rio Lambedor drena uma área de 155,18 km² e desagua na parte mais central do reservatório. Seu curso d'água principal é o rio Lambedor, de 3ª ordem conforme a classificação de Strahler.

Sub-Bacia Rio Teixeira Soares

A sub-bacia do rio Teixeira Soares encontra-se em território do estado do Rio Grande do Sul, englobando áreas consideráveis de 3 municípios, a saber: Gaurama, Marcelino Ramos e Viadutos. Destaca-se que a maior parte de sua área é destinada a atividades agrícolas, embora haja uma área urbanizada considerável, notadamente no município de Viadutos.

A sub-bacia do rio Teixeira Soares drena uma área de 100,98 km² e desagua na parte mais a jusante do reservatório. Seu curso d'água principal é o rio Teixeira Soares, de 2ª ordem conforme a classificação de Strahler.

Sub-Bacia Rio Pinhal

A sub-bacia do rio Pinhal encontra-se em território do estado de Santa Catarina, englobando áreas do município de Concórdia. Destaca-se que a maior parte de sua área é destinada a atividades agrícolas.

A sub-bacia do rio Pinhal drena uma área de 87,37 km² e desagua na parte mais central do reservatório. Seu curso d'água principal é o rio Pinhal, de 2ª ordem conforme a classificação de Strahler.

Sub-Bacia Lageado Queimado

A sub-bacia do lageado Queimado encontra-se em território do estado de Santa Catarina, englobando áreas do município de Concórdia. Destaca-se que sua área possui uso bastante diversificado, ressaltando-se a presença do grande núcleo urbano da cidade de Consórdia. O

monitoramento da qualidade da água realizado neste rio aponta o mesmo como um dos principais contribuintes ao aporte de nutrientes no reservatório, principalmente devido a suinocultura e descargas de efluentes domésticos.

A sub-bacia do lageado Queimado drena uma área de 77,41 km² e desagua na parte mais central do reservatório. Seu curso d'água principal é o lageado Queimado, de 2ª ordem conforme a classificação de Strahler.

Sub-Bacia Lageado Suruvi

A sub-bacia do lageado Suruvi encontra-se em território do estado de Santa Catarina, englobando áreas do município de Concórdia. Destaca-se que a maior parte de sua área é destinada a atividades agrícolas, mas com presença de remanescentes de matas ou florestas

A sub-bacia do lageado Suruvi drena uma área de 69,51 km² e desagua na parte mais central do reservatório. Seu curso d'água principal é o lageado Suruvi, de 2ª ordem conforme a classificação de Strahler.

Sub-Bacia Rio Novo

A sub-bacia do rio Novo encontra-se em território do estado do Rio Grande do Sul, englobando áreas do município de Aratiba. Destaca-se que a maior parte de sua área é destinada a atividades agrícolas. O monitoramento da qualidade da água realizado neste rio aponta o mesmo como um dos principais contribuintes ao aporte de nutrientes no reservatório, principalmente devido disposição de esgotos domésticos.

A sub-bacia do rio Novo drena uma área de 55,64 km² e desagua na parte mais a jusante do reservatório, próximo a barragem. Seu curso d'água principal é o rio Novo, de 3ª ordem conforme a classificação de Strahler.

Sub-Bacia Arroio Trinta e Sete Passos

A sub-bacia do arroio Trinta e Sete Passos encontra-se em território do estado de Santa Catarina, englobando áreas consideráveis de 2 municípios, a saber: Ipira e Peritiba.

A sub-bacia do arroio Trinta e Sete Passos drena uma área de 52,90 km² e desagua na parte mais a jusante do reservatório, em uma confluência com o rio do Peixe. Seu curso d'água principal é o arroio Trinta e Sete Passos, de 2ª ordem conforme a classificação de Strahler.

Sub-Bacia Lageado Entre-Rios

A sub-bacia do lageado Entre-Rios encontra-se em território do estado de Santa Catarina, englobando áreas consideráveis de 2 municípios, a saber: Alto Bela Vista e Peritiba. Destaca-se que a maior parte de sua área destinada a atividades agrícolas, com um centro urbanizado razoável no município de Peritiba.

A sub-bacia do lageado Entre-Rios drena uma área de 45,16 km² e desagua na parte mais central do reservatório. Seu curso d'água principal é o lageado Entre-Rios, de 2^a ordem conforme a classificação de Strahler.

Sub-Bacia Lageado Bom Retiro

A sub-bacia do lageado Bom Retiro encontra-se em território do estado do Rio Grande do Sul, englobando áreas consideráveis de 2 municípios, a saber: Mariano Moro e Severiano de Almeida. Destaca-se que praticamente toda sua área é destinada a atividades agrícolas.

A sub-bacia do lageado Bom Retiro drena uma área de 27,53 km² e desagua na parte mais central do reservatório. Seu curso d'água principal é o lageado Bom Retiro, de 3^a ordem conforme a classificação de Strahler.

Tabela 3 - Características Sub-Bacias Incrementais Contribuintes ao Reservatório

Sub-Bacia Contribuinte	Área de Drenagem (km ²)	Ordem (Strahler)	Percentual de Área Urbanizada
Rio do Peixe	5046,41	5ª	2,15%
Rio Apuaê	3601,27	5ª	1,85%
Rio Jacutinga	980,98	3ª	1,14%
Rio Rancho Grande	360,66	3ª	0,63%
Rio Dourado	275,09	3ª	1,57%
Rio Suzana	257,62	3ª	0,97%
Rio Lamedor	155,18	3ª	1,86%
Rio Teixeira Soares	100,98	2ª	3,41%
Rio Pinhal	87,37	2ª	0,00%
Lageado Queimado	77,41	2ª	18,45%
Lageado Suruvi	69,51	2ª	1,46%
Rio Novo	55,64	3ª	2,73%
Arroio Trinta e Sete Passos	52,90	2ª	0,00%
Lageado Entre-Rios	45,16	2ª	3,89%
Lageado Bom Retiro	27,53	3ª	0,00%

4.2.1 Tipo de Solo

A partir do Mapa de Solos do Brasil (IBGE, 2006) verificou-se que a pedologia das sub-bacias incrementais contribuintes ao reservatório da UHE Itá é representada por Cambissolos, Latossolos, Neossolos e Nitossolos, conforme apresenta Figura 9. A Figura 4 apresenta a distribuição dos tipos de solo em cada sub-bacia.

Os resultados demonstram que o Cambissolo é o tipo de solo predominante nas sub-bacias, cobrindo 64,05% da área total. Cabe ressaltar ainda que este tipo de solo está presente em todas as sub-bacias estudadas e cobre 100% da área de 9 delas, notadamente: arroio Trinta e Sete Passos, rio Dourado, lageado Entre Rios, rio Lamedor, rio Novo, rio Pinhal, lageado Queimado, rio Rancho Grande e lageado Suruvi. Este é um solo mineral, não hidromórfico, apresentando seqüência de horizontes A-Bi-C, marcado pela presença de minerais herdados do material original e pouco intemperizado (SARTORI et al., 2005). Segundo o mesmo autor, em geral estes solos apresentam alta erodibilidade associada ao grande potencial de escoamento de superficial.

O Latossolo cobre 18,89% da área total das sub-bacias incrementais contribuintes ao reservatório, aparecendo em 5 delas: rio Apuaê, rio Suzana, rio Teixeira Soares, lageado Bom Retiro, e rio do

Peixe. Este é um solo considerado bem desenvolvido, que apresenta seqüência de horizontes A-B-C (SARTORI et al., 2005). Segundo o mesmo autor, é um solo com excepcional porosidade total, o que resulta em boa drenagem interna e baixa erodibilidade associada ao baixo potencial de escoamento superficial.

O Nitossolo está presente em 15,74% da área total das sub-bacias incrementais contribuintes ao reservatório, cobrindo parte das cabeceiras daquelas dos rios Apuaê e do Peixe. Neste solo ocorre acumulação de argila no horizonte B e a diferença de texturas entre os horizontes A e B provocada por esse acúmulo dificulta a infiltração de água no perfil (CREPANI et al, 2001). Segundo Sartori et al. (2005) a argilosidade associada a alta porosidade do nitossolo confere ao mesmo uma erodibilidade moderada.

O Neossolo foi aquele com a menor presença nas sub-bacias incrementais, aparecendo somente na do rio Jacutinga e ocupando 1,31% da área total das sub-bacias. Nessa região o Neossolo é classificado como Neossolo Litólico, sendo um solo raso, jovem e em fase de desenvolvimento a partir dos materiais de origem. A seqüência de horizontes mais comum é A-C-Cr (SARTORI et al., 2005). Segundo o mesmo autor, este tipo de solo ocorre em relevo forte ondulado ou montanhoso e é muito suscetível à erosão.

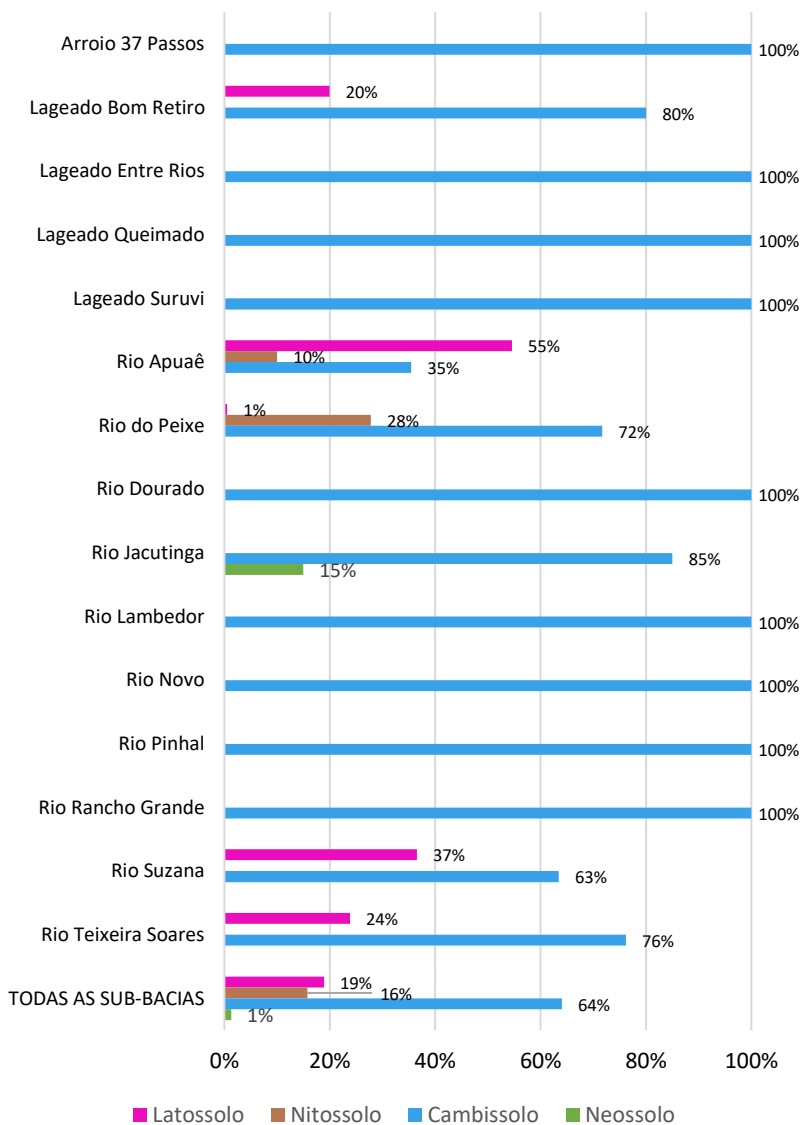


Figura 4 – Distribuição dos tipos de solo nas sub-bacias incrementais contribuintes

4.2.2 Clima

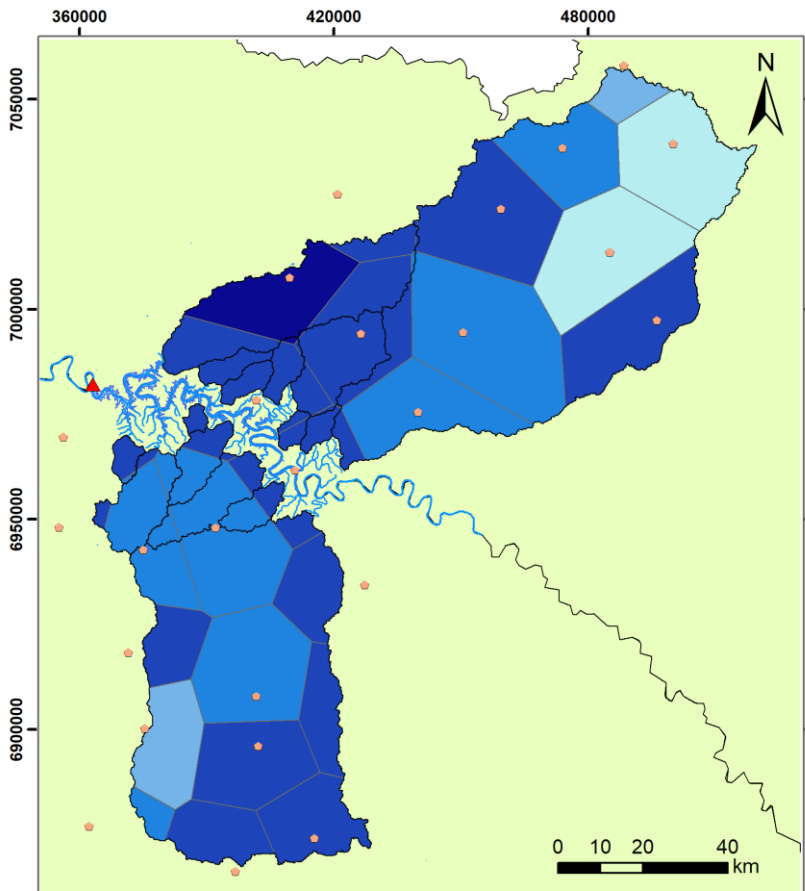
De acordo com a classificação climática de Köppen-Geiger, os climas dominantes na região são o subtropical com verão quente (Cfa) e temperado com verão ameno (Cfb), que possuem a característica de chuvas uniformemente distribuídas ao longo do ano, sem estação seca.

A partir dos dados de precipitação extraídos das 26 estações pluviométricas realizou-se a espacialização de suas áreas de influência através dos polígonos de Thiessen, conforme apresenta a Figura 5. Neste método cada estação recebe um peso pela área que representa em relação à área total da bacia e a precipitação média é calculada através de uma média ponderada considerando estes pesos:

$$Pm = \frac{A_1.P_1 + A_2.P_2 + \dots + A_n.P_n}{A} \quad (16)$$

em que Pm é a precipitação média, A é a área total, A_n são as áreas parciais e P_n as alturas precipitadas.

Com isso verificou-se que a precipitação média anual das sub-bacias incrementais contribuintes ao reservatório da UHE Itá é de 1844 mm, variando desde 1659 mm, na sub-bacia do rio do Peixe, até 1989 mm, na sub-bacia do rio Jacutinga, conforme apresenta as Figura 6 e Figura 9.



Fonte: Consórcio Itá; ANEEL; ANA

Legenda

- ▲ UHE Itá
- Estações Pluviométricas
- Hidrografia
- Reservatório UHE Itá
- Sub-Bacias Incrementais Contribuintes

Precipitação Média Anual (mm)

- Até 1400
- 1400 - 1600
- 1600 - 1800
- 1800 - 2000
- 2000 - 2200

Sistema de Coordenadas:
 SIRGAS 2000 UTM Zone 22S
 Projeção: Transverse Mercator
 Datum: SIRGAS 2000

Figura 5 - Polígonos de Thiessen para as sub-bacias incrementais contribuintes

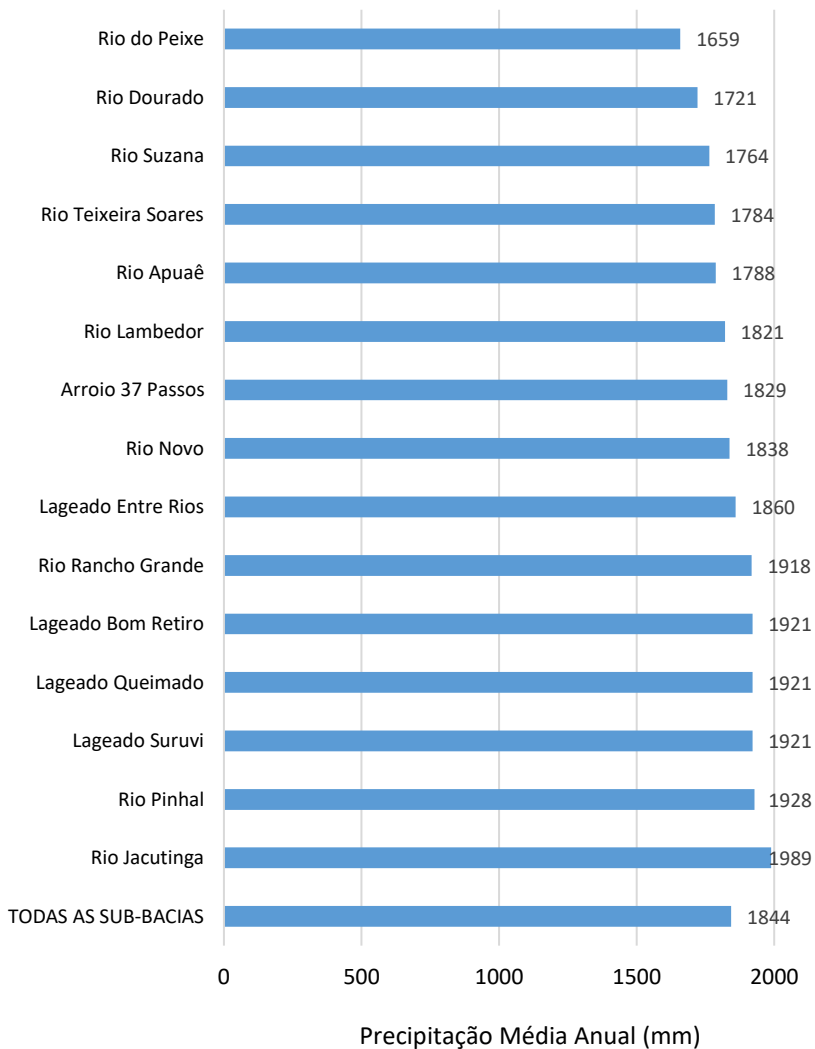


Figura 6 - Precipitação média anual nas sub-bacias incrementais contribuintes ao reservatório

4.2.3 Cobertura do Solo

A partir do mapa de cobertura do solo observou-se a ocorrência de 11 categorias distintas de cobertura para as sub-bacias incrementais contribuintes ao reservatório da UHE Itá, conforme apresenta a Figura 9 e Figura 7. Considerando todas as sub-bacias contribuintes, o tipo de cobertura do solo com mais representatividade é a Savana Arborizada, cobrindo aproximadamente 29% da área. Em seguida tem-se o Mosaico Agricultura e Vegetação Natural, com 25% da área, a Floresta Ombrófila, com 22% e a Agricultura, com 18%, que configuram o grupo dos principais tipos de cobertura do solo nas sub-bacias. As demais categorias juntas totalizam 6% da área.

A sub-bacia do rio Apuaê apresenta a maior porcentagem de cobertura por Agricultura, que chega a cobrir mais de 50% de sua área e representa aproximadamente 1812 km². No que se refere à área urbanizada ganha destaque a sub-bacia do lageado Queimado, tendo mais de 18% de sua área ocupada por esta categoria, que corresponde ao aglomerado urbano do município de Concórdia. A segunda sub-bacia com maior cobertura urbana possui apenas 3,89%.

Quanto às categorias de vegetação natural destaca-se a presença da Floresta Ombrófila, especialmente nas sub-bacias catarinenses. Nesta região a Floresta Ombrófila é classificada como Floresta Ombrófila Mista, também conhecida como “mata-de-araucária”. A sub-bacia do rio do Peixe, com 38,33% de sua área coberta pela Floresta Ombrófila Mista, é aquela com maior presença da mesma, que se concentra especialmente próxima as suas cabeceiras.

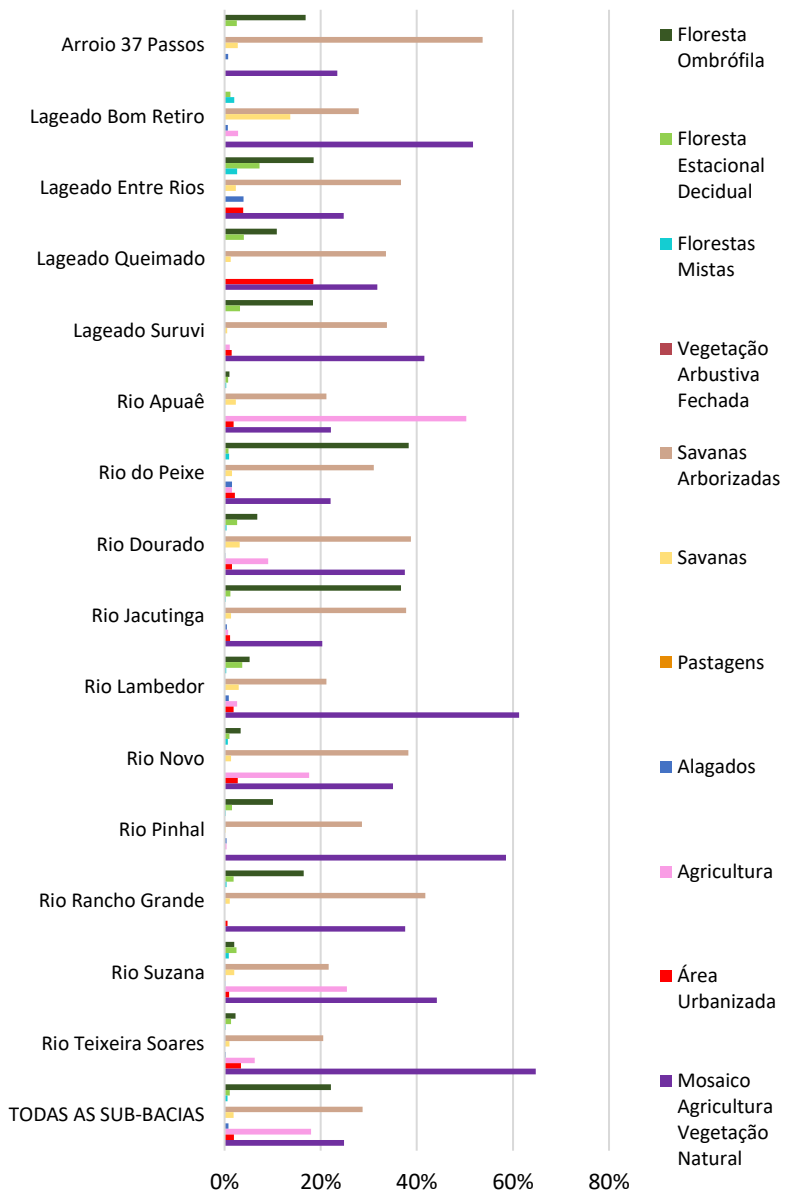


Figura 7 - Distribuição dos tipos de cobertura do solo nas sub-bacias incrementais contribuintes

4.2.4 Declividade do Terreno

Da área total das sub-bacias incrementais contribuintes ao reservatório da UHE Itá, aproximadamente 17% possui declividade menor ou igual a 6%, 50% possui declividade entre 6% e 20% e 33% possui declividade acima de 20%, conforme apresentam a Figura 9 e Figura 8. Destaca-se que a sub-bacia do rio Novo é aquela com maior área relativa com declividade acima de 20%, chegando a ter aproximadamente 59% do seu terreno classificado neste intervalo. Já a sub-bacia do rio Apuaê é aquela com maior área relativa com declividade menor que 6%, atingindo 28% do seu território, especialmente em suas cabeceiras.

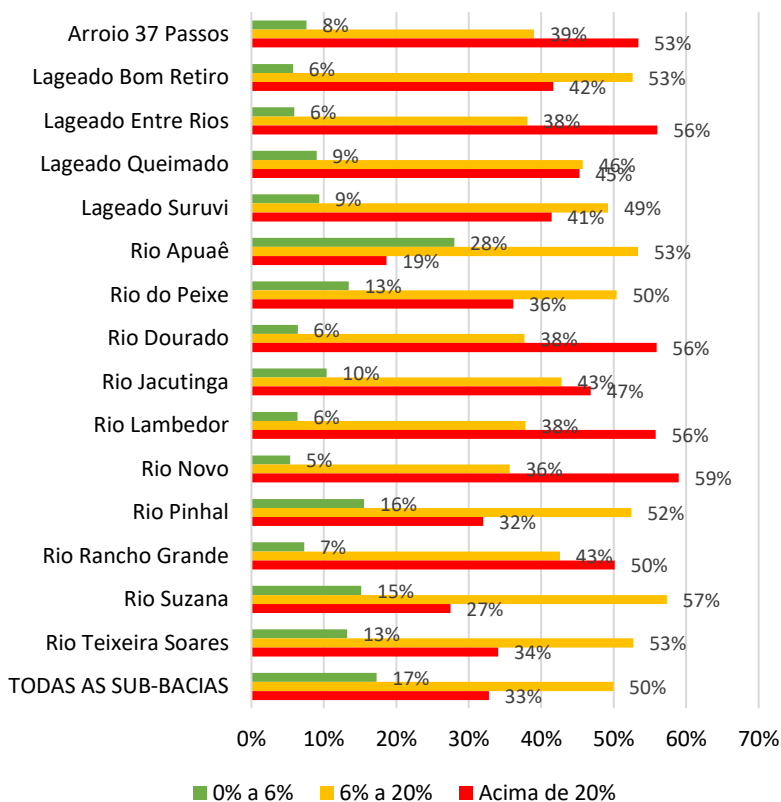


Figura 8 - Distribuição das classes de declividade do terreno nas sub-bacias incrementais contribuintes

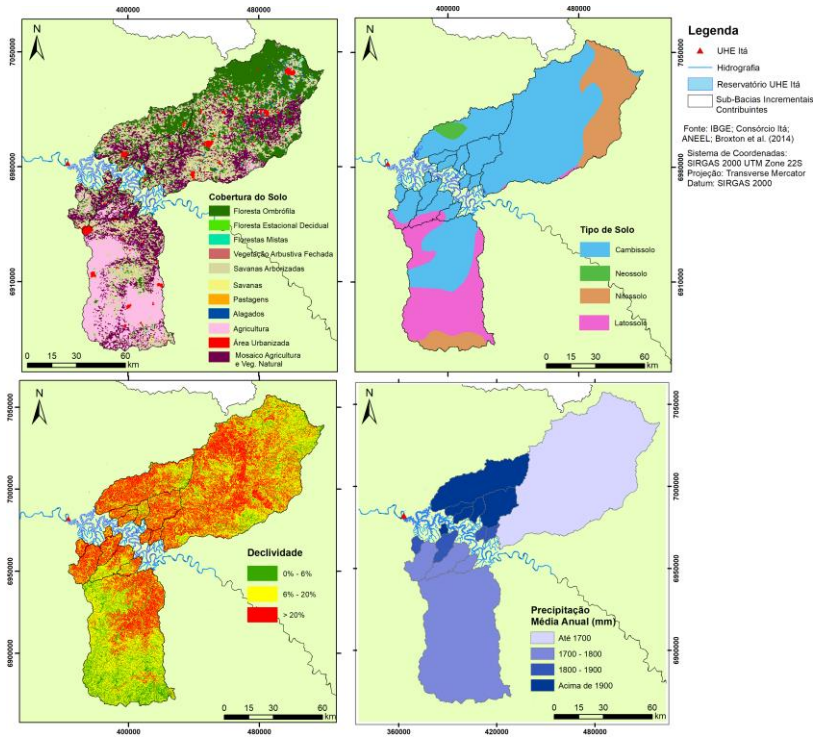


Figura 9 - Cobertura do solo, tipo de solo, declividade do terreno e precipitação média anual nas sub-bacias incrementais contribuintes

4.2.5 Características do Reservatório

As principais características do reservatório da UHE Itá são apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4 - Características do reservatório da UHE Itá

Nível máximo maximorum	Cota 375,70 m
Nível máximo normal	Cota 370,00 m
Nível mínimo operacional	Cota 364,00 m
Área de drenagem	44.500 km ²
Área superficial no nível máximo normal	141 km ²
Volume total acumulado no nível máximo normal	5100 hm ³
Volume útil	750 hm ³
Vazão Média de Longo Termo	1080 m ³ /s
Altura máxima da barragem	125 m
Borda livre acima do nível máximo normal	7 m

A partir destes dados é possível calcular as profundidades máxima e média do reservatório. Para a profundidade máxima diminui-se a altura da borda livre acima do nível máximo normal da altura máxima da barragem, chegando a um valor de 118 m. Para a profundidade média realiza-se o quociente entre o volume total acumulado no nível máximo normal e a área superficial na mesma situação, chegando-se a um resultado igual a 36 m.

A partir da vazão média de longo termo, medida no período entre 1958 a 1991 no local da UHE Itá, e do volume total acumulado no nível máximo normal calcula-se o tempo retenção hidráulica (TRH) através da Equação $TRH = \frac{V}{Q}$ (3),

que resulta em 55 dias ou 1,8 meses.

Análise de Vulnerabilidade à Eutrofização

4.2.6 Conceito de Vulnerabilidade Adotado

A análise de vulnerabilidade proposta considera a vulnerabilidade de um sistema à degradação ambiental proveniente de pressões associadas ao enriquecimento por nutrientes de um corpo hídrico. A degradação ambiental neste caso se refere às consequências do processo de eutrofização.

O conceito de vulnerabilidade adotado assume que a vulnerabilidade de um sistema é sua susceptibilidade à degradação ambiental em questão, considerando-se:

- A exposição do sistema às pressões ambientais que contribuem para o processo de eutrofização, avaliada por indicadores que mostram a pressão ambiental e antropogênica exercida no sistema para este processo;

- A sensibilidade do sistema às pressões exercidas, avaliada pelo uso de indicadores que mostram as características do sistema que influem sobre a manifestação das consequências do processo de eutrofização.

Sendo assim, quanto maior a exposição a pressões e maior a sensibilidade, maior será vulnerabilidade ambiental do sistema.

4.2.7 Definição do Sistema Ambiental

O reservatório da UHE Itá foi utilizado como sistema ambiental para análise da vulnerabilidade às pressões exercidas. Ressalta-se,

contudo, que as pressões que afetam o reservatório são provenientes de características das bacias hidrográficas contribuintes ao mesmo ou de ações que ocorrem na mesma. Assim, busca-se saber a vulnerabilidade à eutrofização do reservatório em si, porém analisando-se as características das sub-bacias de contribuição a ele e também dele próprio.

4.2.8 Indicadores

Os processos são o que levam à ocorrência de impactos ambientais capazes de reduzir a qualidade ambiental, devendo orientar a escolha dos indicadores de vulnerabilidade. Em uma análise da vulnerabilidade de um sistema à eutrofização, os processos de interesse são aqueles que colaboram para a degradação ambiental em questão. No caso da vulnerabilidade à eutrofização definiu-se os processos de interesse a partir do que a literatura aponta como principais causas e efeitos sobre o processo, conforme consta na Revisão Bibliográfica, sendo eles: erosão, aporte de nutrientes e hidrodinâmica do reservatório, representada por suas características morfométricas. Destaca-se que os processos de erosão e de aporte de nutrientes foram considerados fatores de exposição, enquanto a hidrodinâmica do reservatório foi considerada fator de sensibilidade.

A partir da definição dos processos de interesse para avaliação da vulnerabilidade à eutrofização, buscou-se definir os indicadores que representam cada um deles. Assim, foram adotados 7 indicadores no total, os quais são apresentados conforme sua classificação no Quadro 4. Cada indicador foi analisado individualmente e suas variáveis classificadas segundo seu grau de influência nos processos que determinam a vulnerabilidade ambiental quanto à eutrofização.

Quadro 4 - Indicadores Adotados

Categoria	Processo de Interesse	Indicadores
Exposição	Erosão	Erodibilidade do Solo
		Erosividade da Precipitação
		Cobertura do Solo
		Declividade do Terreno
	Aporte de Nutrientes	Carga de Fósforo Total
Sensibilidade	Hidrodinâmica do Reservatório	Profundidade Relativa do Reservatório
		Tempo de Retenção Hidráulica

Erodibilidade do Solo

A partir do mapa de solos, representando a pedologia da região, reclassificou-se cada tipo de solo de acordo com seu nível de exposição à erosão, utilizando-se como base os valores de vulnerabilidade à perda de solo propostos por Crepani et al. (2001). Assim, classificou-se os solos de cada sub-bacia como com Alta Exposição à erosão, Média Exposição à erosão ou Baixa Exposição à erosão, conforme apresenta a Tabela 5.

Tabela 5 - Classificação dos tipos de solo quanto a exposição à erosão

Solos	Exposição à erosão	Pontuação
Latossolos	Baixa	1
Argissolos	Média	2
Luvissolos	Média	2
Nitossolos	Média	2
Chernossolos	Média	2
Planossolos	Média	2
Espodossolos	Média	2
Cambissolos	Alta	3
Neossolos	Alta	3
Vertissolos	Alta	3
Organossolos	Alta	3
Gleissolos	Alta	3
Plintossolos	Alta	3
Afloramentos rochosos	Alta	3

Erosividade da Precipitação

Para o indicador de Erosividade da Precipitação considerou-se a precipitação média anual de cada sub-bacia incremental contribuinte calculada através dos dados das 26 estações pluviométricas selecionadas com o método dos polígonos de Thiessen e a distribuição sazonal da chuva determinada pelo tipo de clima da região.

Os dados de precipitação média anual foram classificados então quanto à exposição à erosão com base na escala definida por Crepani et al. (2001) para o Brasil, conforme apresenta a Tabela 6, configurando o indicador de Erosividade da Precipitação.

Tabela 6 - Classificação da precipitação média anual quanto a exposição à erosão

Precipitação Média Anual (mm)	Exposição à erosão	Pontuação
PMA \leq 600	Baixa	1

600 < PMA < 3600	Média	2
PMA ≥ 3600	Alta	3

Cobertura do Solo

Para o indicador de Cobertura do Solo reclassificou-se as 15 categorias utilizadas no mapa de cobertura do solo global, excluindo-se aquelas referentes à água, gelo e neve, em classes de exposição à erosão com base em Crepani et al. (2001). Na Tabela 7 apresenta-se a correspondência entre a cobertura do solo e seu nível de exposição pela erosão.

Tabela 7 - Classificação dos tipos de cobertura do solo quanto a exposição à erosão

Cobertura do Solo	Exposição à erosão	Pontuação
Floresta conífera perene	Baixa	1
Floresta ombrófila	Baixa	1
Floresta conífera decidual	Baixa	1
Floresta estacional decidual	Baixa	1
Florestas mistas	Baixa	1
Vegetação arbustiva fechada	Média	2
Vegetação arbustiva aberta	Média	2
Savanas arborizadas	Média	2
Savanas	Média	2
Pastagens	Alta	3
Álagados	Média	2
Agricultura	Alta	3
Área Urbanizada	Alta	3
Mosaico agricultura e vegetação natural	Média	2
Solo exposto ou vegetação esparsa	Alta	3

Declividade do Terreno

A Declividade do Terreno das sub-bacias foi obtida a partir do modelo digital de elevação (MDE). Para o cálculo da declividade em si utilizou-se da ferramenta de análise espacial denominada “Slope” do software ArcGIS. As declividades foram classificadas de acordo com a exposição à erosão tomando como referência Crepani et al. (2001), conforme apresentado na Tabela 8.

Tabela 8 - Classificação da declividade quanto a exposição à erosão

Declividade (%)	Exposição à erosão	Pontuação
$D < 6$	Baixa	1
$6 \leq D \leq 20$	Média	2
$D > 20$	Alta	3

Carga de Fósforo Total

Para o cálculo do indicador Carga de Fósforo Total para cada sub-bacia contribuinte ao reservatório utilizou-se dados de concentração média de fósforo total e vazão média de longo termo na exutória de cada sub-bacia, aplicando-os na seguinte equação:

$$L = QC \quad (17)$$

em que L é a carga, Q é a vazão e C é a concentração.

Com relação aos dados de vazão ressalta-se a presença de duas estações fluviométricas cujas localizações coincidem com as exutórias de duas sub-bacias em estudo, notadamente as dos rios Jacutinga e Apuaê. Nestes casos utilizou-se diretamente a série histórica das respectivas estações para o cálculo da vazão média de longo termo, excluindo-se as falhas existentes. Para as demais sub-bacias utilizou-se a normalização pela área de drenagem, tendo como base a série histórica de outras estações localizadas nas sub-bacias ou próximas a elas. O critério utilizado para a escolha da estação a ter seus dados normalizados para cada sub-bacia foi a proximidade. Para a vazão a jusante do barramento da UHE Itá somou-se todas as vazões de entrada no reservatório baseando-se no princípio da Conservação da Massa e o no balanço hídrico, desconsiderando perdas por evapotranspiração e contribuições subterrâneas. A Tabela 9 a seguir apresenta as estações utilizadas para o cálculo da vazão média de longo termo para cada sub-bacia.

Tabela 9 - Método e Estação Fluviométrica utilizados para o cálculo da vazão média de longo termo

Sub-Bacia	Método	Estação Fluviométrica
Arroio 37 Passos	Normalização pela Área de Drenagem	Rio Uruguai - 72980000
Lageado Bom Retiro	Normalização pela Área de Drenagem	Engenho Velho - 73180000
Lageado Entre Rios	Normalização pela Área de Drenagem	Rio Uruguai - 72980000
Lageado Queimado	Normalização pela Área de Drenagem	Engenho Velho - 73180000
Lageado Suruvi	Normalização pela Área de Drenagem	Engenho Velho - 73180000
Rio Apuaê	Série Histórica	Passo Colombelli - 72680000
Rio do Peixe	Normalização pela Área de Drenagem	Rio Uruguai - 72980000
Rio Dourado	Normalização pela Área de Drenagem	Engenho Velho - 73180000
Rio Jacutinga	Série Histórica	Engenho Velho - 73180000

Rio Lamedor	Normalização pela Área de Drenagem	Engenho Velho - 73180000
Rio Novo	Normalização pela Área de Drenagem	Engenho Velho - 73180000
Rio Pinhal	Normalização pela Área de Drenagem	Engenho Velho - 73180000
Rio Rancho Grande	Normalização pela Área de Drenagem	Rio Uruguai - 72980000
Rio Suzana	Normalização pela Área de Drenagem	Passo Colombelli - 72680000
Rio Teixeira Soares	Normalização pela Área de Drenagem	Passo Colombelli - 72680000
Rio Uruguai - Montante	Normalização pela Área de Drenagem	Passo do Virgílio - 72300000
Rio Uruguai - Jusante Barramento UHE Itá	Balanço de Massa	-

Quanto aos dados de concentração de fósforo total, para as 7 sub-bacias que foram monitoradas para este parâmetro durante o programa de monitoramento da qualidade da água das águas superficiais do reservatório da UHE Itá, calculou-se a concentração média de fósforo total a partir da série histórica. Em seguida buscou-se correlacionar os resultados de concentração média de fósforo com a cobertura do solo e outras características das sub-bacias, a fim de se estimar a concentração média de fósforo nas demais sub-bacias. Encontrada uma correlação foi realizada uma regressão linear e então calculadas as concentrações médias de fósforo para as sub-bacias não monitoradas. A Tabela 10 apresenta as sub-bacias que tiveram suas concentrações de fósforo monitoradas e aquelas que foram estimadas.

Tabela 10 – Fonte de dados para o cálculo da concentração média de fósforo nas sub-bacias

Sub-Bacia	Fonte dos dados de concentração de Fósforo
Arroio 37 Passos	Estimativa por regressão linear
Lageado Bom Retiro	Estimativa por regressão linear
Lageado Entre Rios	Estimativa por regressão linear
Lageado Queimado	Monitoramento - 2000 a 2017
Lageado Suruvi	Estimativa por regressão linear
Rio Apuaê	Monitoramento - 2000 a 2017
Rio do Peixe	Monitoramento - 2000 a 2017
Rio Dourado	Monitoramento - 2000 a 2017
Rio Jacutinga	Monitoramento - 2000 a 2017
Rio Lamedor	Estimativa por regressão linear
Rio Novo	Monitoramento - 2000 a 2017
Rio Pinhal	Estimativa por regressão linear
Rio Rancho Grande	Monitoramento - 2000 a 2017
Rio Suzana	Estimativa por regressão linear

Rio Teixeira Soares	Estimativa por regressão linear
Rio Uruguai - Montante	Monitoramento - 2000 a 2017
Barramento UHE Itá	Monitoramento - 2000 a 2017

Os valores de carga de fósforo total foram classificados quanto à sua contribuição ao aporte de nutrientes de acordo com o risco de eutrofização, considerando o gráfico de carga anual por metro quadrado de área superficial versus profundidade média por tempo de retenção hidráulica (Figura 10) proposto por Vollenweider apud Chapra (1997).

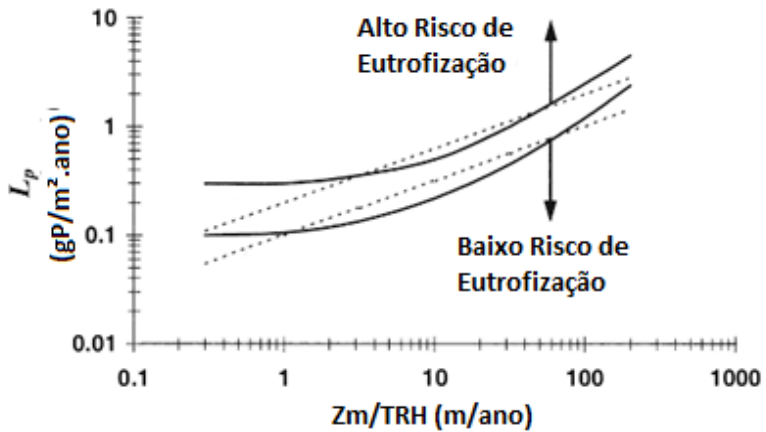


Figura 10 – Gráfico de risco de eutrofização considerando a carga de fósforo (L_p) em função do quociente entre profundidade média (Z_m) e tempo de retenção hidráulica (TRH)

Fonte: Vollenweider (1975) apud Chapra (1977)

Profundidade Relativa do Reservatório

Para o cálculo da profundidade relativa do reservatório utilizou-se da Equação:

$$Z_r = \frac{50 \cdot \sqrt{\pi} \cdot Z_{m\max}}{\sqrt{A}} \quad (2),$$

apresentada anteriormente. A profundidade máxima do reservatório não era um dado disponível diretamente e, portanto, foi estimada a partir da altura máxima da barragem e da borda livre acima do nível máximo normal. Diminuindo a borda livre da altura máxima chegou-se à profundidade máxima.

A classificação da sensibilidade pela devida à profundidade relativa do reservatório observou os critérios estabelecidos por Schafer (1985, apud FIGUEIRÊDO, 2007).

Tabela 11 - Classificação da profundidade relativa quanto a sensibilidade

Profundidade Relativa – Z_r	Sensibilidade à Eutrofização	Pontuação
$Z_r > 4\%$	Baixa	1
$2\% \leq Z_r \leq 4\%$	Média	2
$Z_r < 2\%$	Alta	3

Tempo de Retenção Hidráulica

Para o indicador Tempo de Retenção Hidráulica utilizou-se o TRH calculado a partir da vazão média de longo termo observada no período de 1958 a 1991 e o volume no nível máximo operacional.

Para classificação da sensibilidade à eutrofização devido ao tempo de retenção hidráulica do reservatório tomou-se como base o exposto por Mees (2018).

Tabela 12 - Classificação do tempo de retenção hidráulica quanto a sensibilidade à eutrofização

Tempo de Retenção Hidráulica	Sensibilidade	Pontuação
$TRH < 4$ meses	Baixa	1
4 meses $\leq TRH \leq 1$ ano	Média	2
$TRH > 1$ ano	Alta	3

4.2.9 Composição do Resultado Final

Após a análise, classificação e pontuação de cada um dos indicadores quanto ao seu grau de influência em seus processos de interesse, analisou-se estes processos individualmente.

Erosão

Para a composição do resultado referente à erosão combinou-se os quatro indicadores que representam o processo através de análise multicritério com o método álgebra de mapas, considerando-os com igual peso (0,25). Para isso utilizou-se a ferramenta “*Raster Calculator*”, parte do pacote de Álgebra de Mapas do módulo “*Spatial Analyst*” do ArcGIS. Através da ferramenta aplicou-se operações aritméticas para associar cada indicador de acordo com os pesos atribuídos e teve-se como produto final um mapa síntese classificando as áreas das sub-bacias incrementais contribuintes ao reservatório através de uma escala variando de 1 a 3. Por

fim, classificou-se cada sub-bacia incremental contribuinte e também toda a bacia incremental de acordo com a exposição à erosão considerando o nível de exposição dominante em sua área, sendo este último o resultado global do processo.

Aporte de Nutrientes

A partir dos resultados do indicador de Carga de Fósforo Total foi possível classificar diretamente cada sub-bacia contribuinte ao reservatório quanto a sua contribuição individual ao processo de aporte de nutrientes. Considerando a soma da Carga de Fósforo Total de todas as sub-bacias contribuintes classificou-se também o reservatório em relação a sua exposição pelo aporte de nutrientes, configurando o resultado global do processo.

Hidrodinâmica do Reservatório

Para a composição do resultado global referente ao processo de hidrodinâmica do reservatório considerou-se os indicadores de Profundidade Relativa do Reservatório e Tempo de Retenção Hidráulica como de mesmo peso. Assim, considerou-se a média dos resultados dos dois indicadores para classificar o reservatório como de baixa, média ou alta sensibilidade relacionada a sua hidrodinâmica.

Vulnerabilidade do Reservatório à Eutrofização

Para o resultado final, que representa a vulnerabilidade à eutrofização do reservatório, considerou-se que cada processo de interesse (erosão, aporte de nutrientes e hidrodinâmica do reservatório) possuía a mesma importância. Sendo assim, a vulnerabilidade à eutrofização do reservatório da UHE Itá pôde ser calculada conforme a equação:

$$VE = \frac{1}{3} \cdot E + \frac{1}{3} \cdot N + \frac{1}{3} \cdot H \quad (18)$$

onde VE é a vulnerabilidade do reservatório à eutrofização, E representa a classificação quanto à erosão (variando de 1 a 3), N representa a classificação quanto ao aporte de nutrientes e H representa a classificação quanto a hidrodinâmica do reservatório (variando de 1 a 3). O resultado é um valor que estará também entre 1 e 3 e, considerando que esse valor deve se enquadrar em uma das três classes de vulnerabilidade, propõe-se uma repartição linear da escala de 1 a 3, sendo a vulnerabilidade

considerada como baixa para valores entre 1 e 1,66, média para valores entre 1,67 e 2,33 e alta, para valores entre 2,34 e 3.

4.3 Balanço de Fósforo

Considerando as cargas de entrada e saída do reservatório foi calculado o balanço de massa de fósforo total através da seguinte equação (Vollenweider, 2000 apud Vidal e Neto, 2014):

$$B = E - S \tag{19}$$

em que B é o balanço de fósforo no período, E é a carga de nutrientes que entra no reservatório através dos rios tributários e de montante e S é a carga de nutrientes que sai do reservatório através do barramento da UHE Itá. Ressalta-se que o termo B pode ser positivo, significando retenção do nutriente, ou negativo, quando há exportação do nutriente.

4.4 Índice de Estado Trófico

Os dados de Índice de Estado Trófico são fruto do programa de monitoramento da qualidade da água das águas superficiais do reservatório da UHE Itá, fornecendo resultados de IET entre 2004 e 2014 para 11 pontos nos rios tributários, 3 pontos no corpo do reservatório, 1 ponto a montante e 1 ponto a jusante do reservatório, conforme mostra a Figura 13. O IET foi calculado através da formulação de Lamparelli (2004), utilizando-se as Equações:

$$IET = \frac{IET(CLa) + IET(PT)}{2} \tag{13},$$

$$IET(CLa) = 10 \left(6 - \frac{0,92 - 0,34 \cdot \ln CLa}{\ln 2} \right) \tag{14}$$

$$e IET(PT) = 10 \left(6 - \frac{1,77 - 0,42 \cdot \ln PT}{\ln 2} \right) \tag{15},$$

e a classificação quanto ao nível trófico se deu através da Tabela 2. Estes dados foram avaliados separadamente no que se refere a localização do ponto (reservatório ou tributário) calculando-se a média para todo o período monitorado e comparando-os com os resultados referentes à vulnerabilidade à eutrofização.

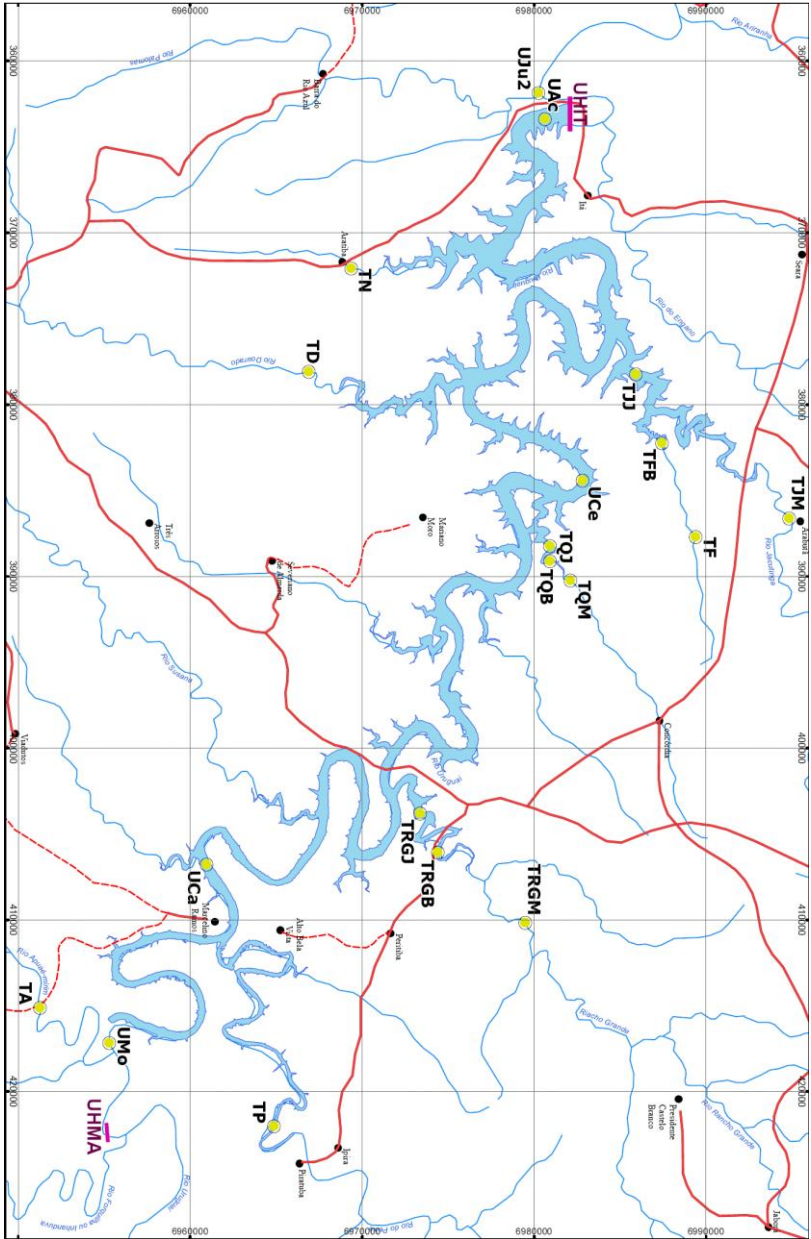


Figura 11 - Localização dos pontos de cálculo do IET

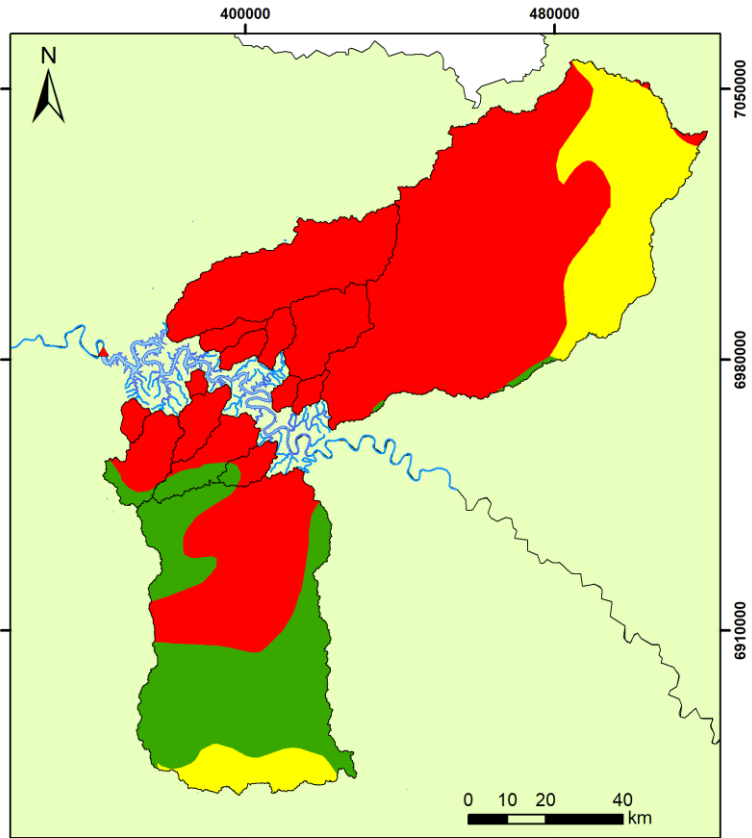
Fonte: Socioambiental Consultores Associados Ltda. (2007)

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Indicadores de Erosão

5.1.1 Erodibilidade do Solo

Considerando a susceptibilidade à erosão de cada tipo de solo e sua ocorrência nas sub-bacias incrementais contribuintes ao reservatório da UHE Itá foi possível classificar as mesmas quanto a sua exposição à erosão, configurando o indicador de erodibilidade do solo, conforme apresenta a Figura 12. A distribuição das classes de exposição à erosão quanto à erodibilidade do solo nas sub-bacias está explicitada na Figura 13. Os resultados demonstram que 65% da área das sub-bacias pode ser considerada de alta exposição, 16% de média exposição e 19% de baixa exposição.



Legenda

- ▲ UHE Itá
- Hidrografia
- Reservatório UHE Itá
- Sub-Bacias Contribuintes

Exposição à erosão

- Baixa
- Média
- Alta

Sistema de Coordenadas:
SIRGAS 2000 UTM Zone 22S
Projeção: Transverse Mercator
Datum: SIRGAS 2000

Figura 12 – Exposição à erosão quanto ao tipo de solo

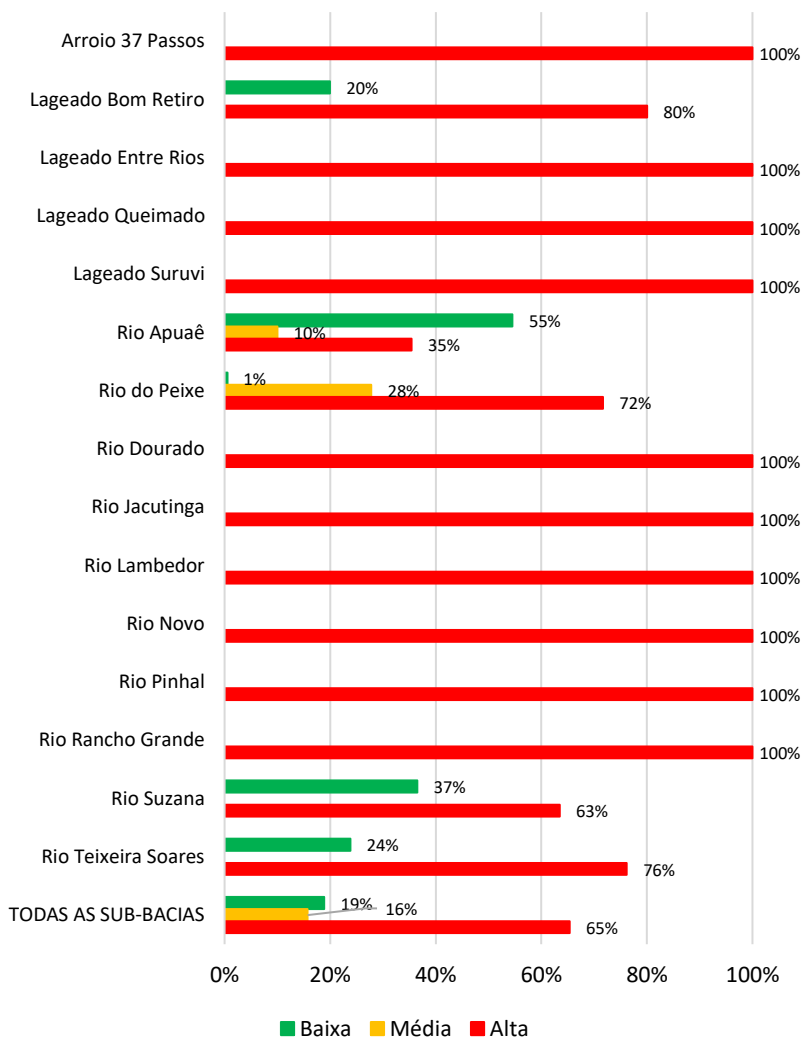


Figura 13 – Distribuição das classes de exposição à erosão em função da erodibilidade do solo nas sub-bacias incrementais contribuintes

5.1.2 Erosividade da Precipitação

Considerando a precipitação média anual e a sua distribuição sazonal nas sub-bacias foi possível classifica-las quanto a sua exposição à erosão, configurando o indicador de erosividade da precipitação, conforme mostra Figura 14. Os resultados apontaram que todas as sub-bacias encontram-se com média exposição à erosão para este indicador.

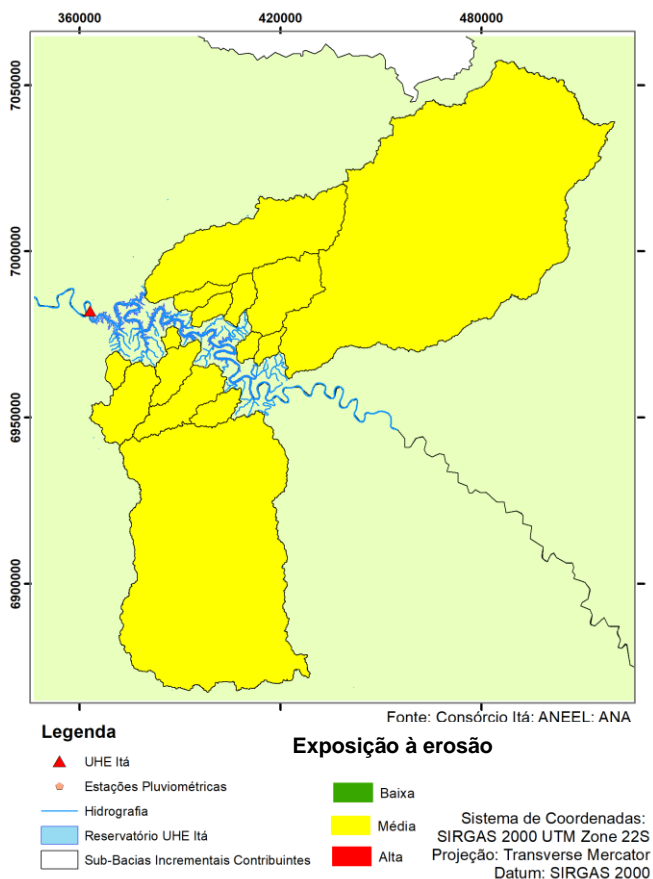
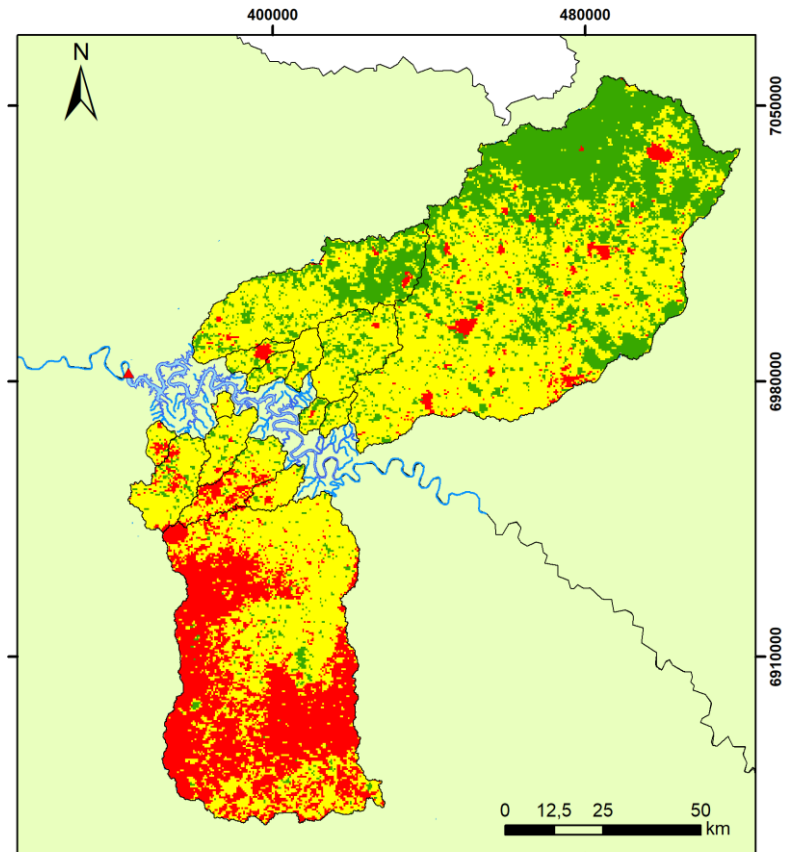


Figura 14 – Exposição à erosão quanto a precipitação média anual

5.1.3 Cobertura do Solo

Considerando a susceptibilidade à erosão de cada tipo de cobertura do solo e sua ocorrência nas sub-bacias incrementais contribuintes ao reservatório da UHE Itá, foi possível classificar as mesmas quanto a sua exposição à erosão, configurando o indicador de cobertura do solo, conforme apresenta a Figura 15. A distribuição das classes de exposição à erosão quanto a cobertura do solo nas sub-bacias está explicitada na Figura 16.

A composição da cobertura do solo observada nas sub-bacias incrementais contribuintes faz com que, de acordo com a classificação apresentada na metodologia, as mesmas possuam 56% de sua área total classificada como de média exposição à erosão, 24% como de baixa exposição e 20% como de alta exposição. Concernente às coberturas artificiais do terreno, cabe ressaltar que a sub-bacia do rio Apuaê apresenta a maior porcentagem de cobertura por Agricultura, configuração que garante à sub-bacia a condição de mais alta exposição à erosão no que se refere a cobertura do solo.



Legenda

- ▲ UHE Itá
- Hidrografia
- Reservatório UHE Itá
- Sub-Bacias Incrementais Contribuintes

Fonte: IBGE; Consórcio Itá; ANEEL; Broxton et al. (2014)

Exposição à erosão

- Baixa
- Média
- Alta

Sistema de Coordenadas:
 SIRGAS 2000 UTM Zone 22S
 Projeção: Transverse Mercator
 Datum: SIRGAS 2000

Figura 15 – Exposição à erosão quanto a cobertura do solo

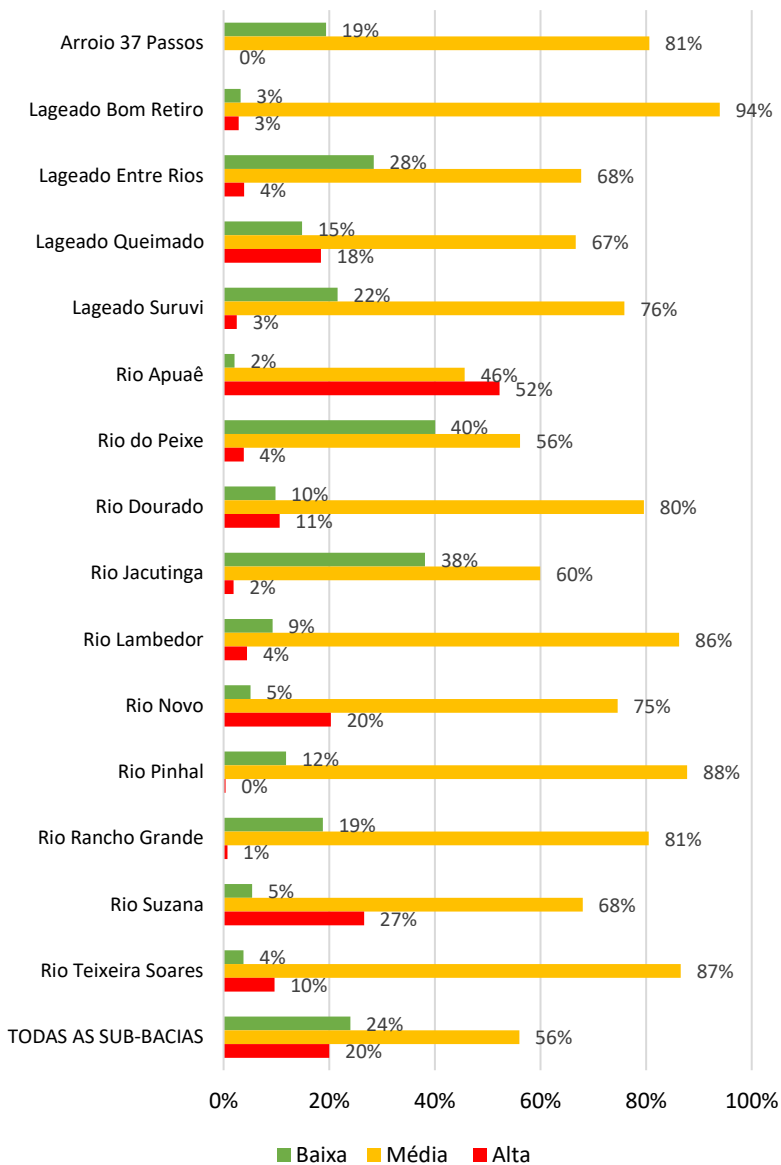


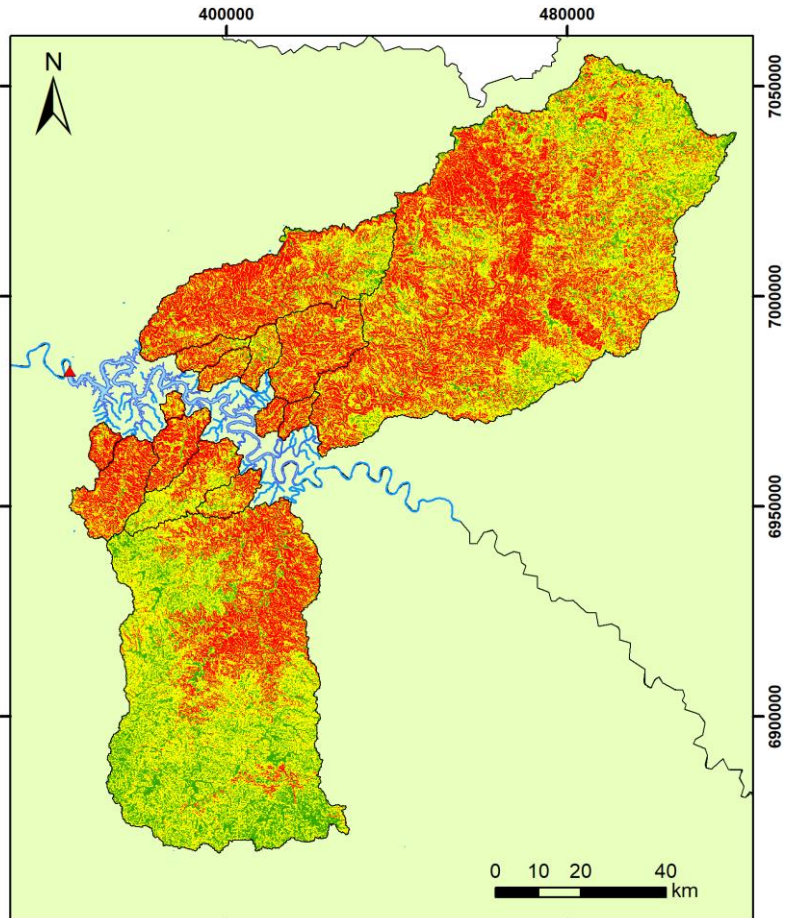
Figura 16 - Distribuição das classes de exposição à erosão em função da cobertura do solo nas sub-bacias incrementais contribuintes

5.1.4 Declividade do Terreno

Considerando a susceptibilidade à erosão associada à declividade do terreno e sua ocorrência nas sub-bacias incrementais contribuintes ao reservatório da UHE Itá, foi possível classificar as mesmas quanto a sua exposição à erosão, configurando o indicador de declividade do terreno, conforme apresenta a Figura 17. A distribuição das classes de exposição à erosão quanto a declividade do terreno nas sub-bacias está explicitada na Figura 18.

Os resultados apontam que 17% da área das sub-bacias possui baixa exposição à erosão, situação em que prevalecem pequenos ângulos de inclinação de encostas e os processos erosivos de formação de solo através da pedogênese, e 33% da área possui exposição alta à erosão, estando associada a um cenário de maiores declividades onde prevalecem os processos erosivos de modelagem do relevo. Tem-se ainda 50% da área das sub-bacias classificada como de média exposição à erosão no que concerne a declividade do terreno, situando-se em condição intermediária entre as duas anteriores.

Destaca-se que a sub-bacia do rio Novo é aquela com maior área relativa classificada como de alta exposição à erosão frente a declividade do terreno, chegando a ter aproximadamente 59% do seu terreno assim classificado. Já a sub-bacia do rio Apuaê é aquela com maior área relativa com exposição baixa à erosão no que concerne a declividade, atingindo 28% do seu território.



Fonte: Consórcio Itá; ANEEL; Weber, Hasenak e Ferreira (2004)

Legenda

- ▲ UHE Itá
- Hidrografia
- Reservatório UHE Itá
- Sub-Bacias Incrementais Contribuintes

Exposição à erosão

- Baixa
- Média
- Alta

Sistema de Coordenadas:
 SIRGAS 2000 UTM Zone 22S
 Projeção: Transverse Mercator
 Datum: SIRGAS 2000

Figura 17 – Exposição à erosão quanto à declividade do terreno

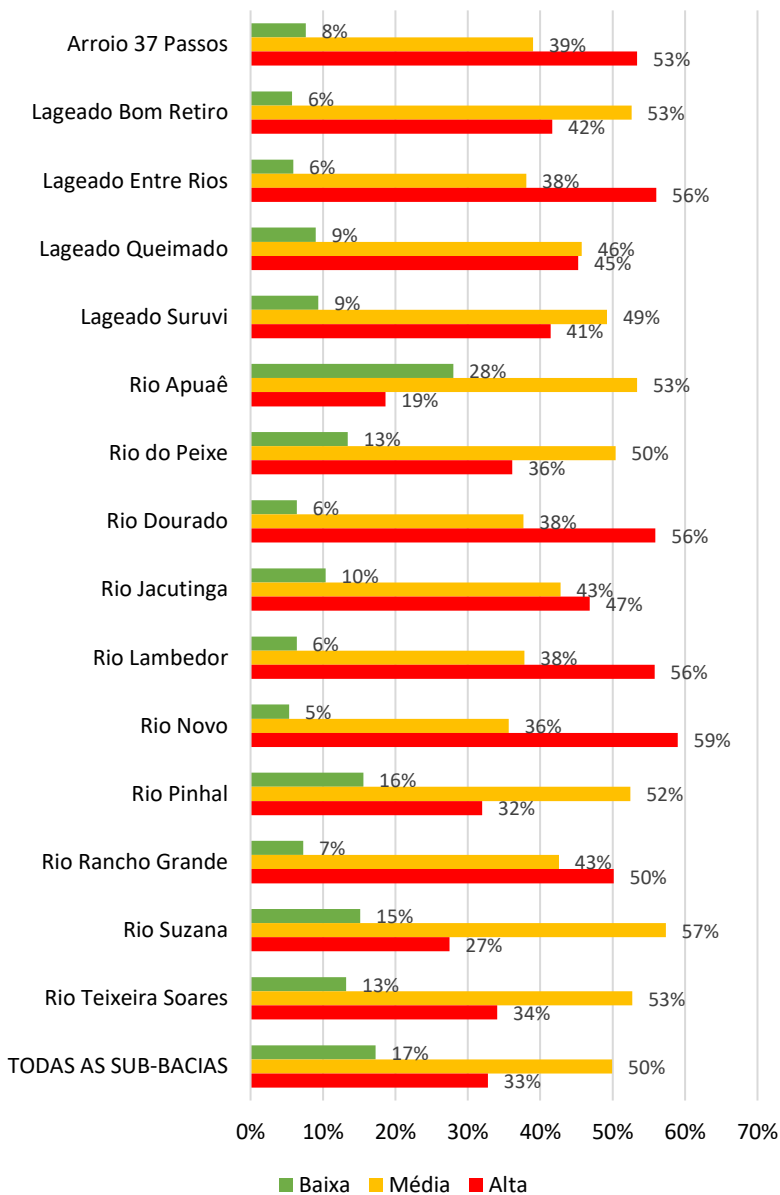
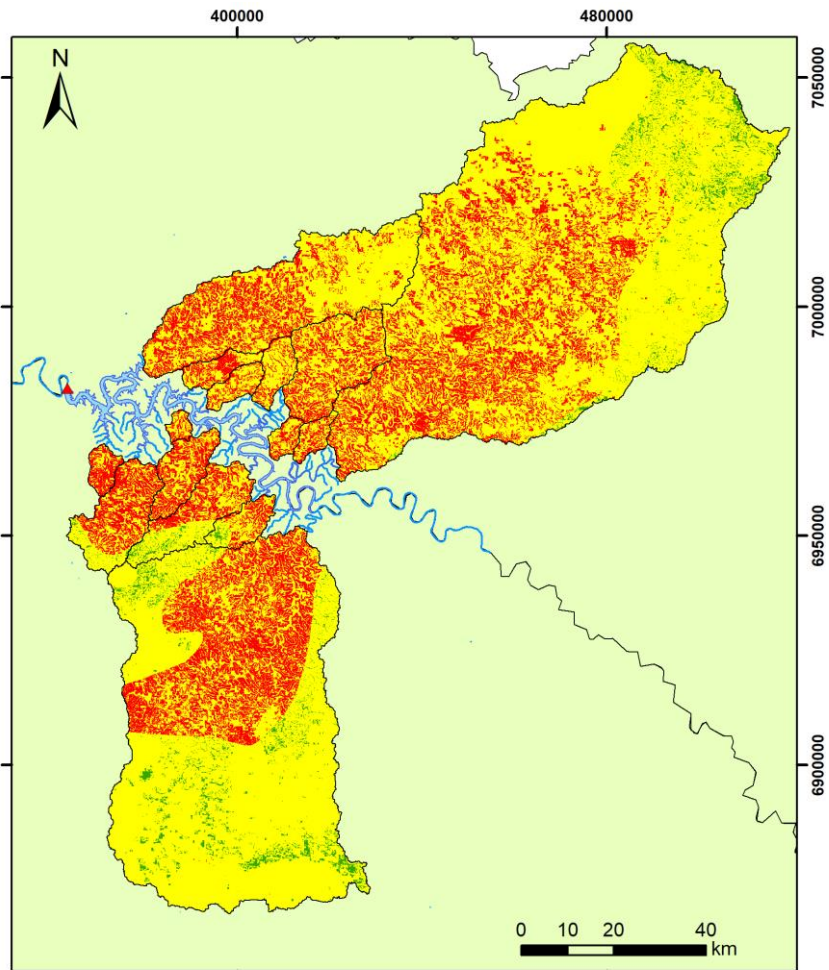


Figura 18 - Distribuição das classes de exposição à erosão em função da declividade do terreno nas sub-bacias incrementais contribuintes

5.1.5 Exposição à Erosão

Associando os resultados dos 4 indicadores relacionados ao processo de erosão tem-se como resultado um mapa classificando as áreas das sub-bacias incrementais contribuintes quanto a sua exposição à erosão, conforme Figura 19, Figura 20 e Tabela 13.

Considerando cada sub-bacia individualmente os resultados apontaram que a grande maioria classifica-se como média exposição à erosão, com exceção das sub-bacias dos rios Lamedor e Novo, que foram classificados como de alta exposição à erosão. Seguindo a tendência, o resultado global considerando todas as sub-bacias incrementais contribuintes apontou para Média Exposição à erosão, equivalente a 2 na escala de exposição.



Legenda

- ▲ UHE Itá
- Hidrografia
- Reservatório UHE Itá
- Sub-Bacias Incrementais Contribuintes

- Exposição à erosão**
- Baixa
 - Média
 - Alta

Fonte: IBGE; Consórcio Itá; ANEEL; Weber, Hasenak e Ferreira (2004)

Sistema de Coordenadas:
SIRGAS 2000 UTM Zone 22S
Projeção: Transverse Mercator
Datum: SIRGAS 2000

Figura 19 – Exposição à erosão das sub-bacias incrementais contribuintes

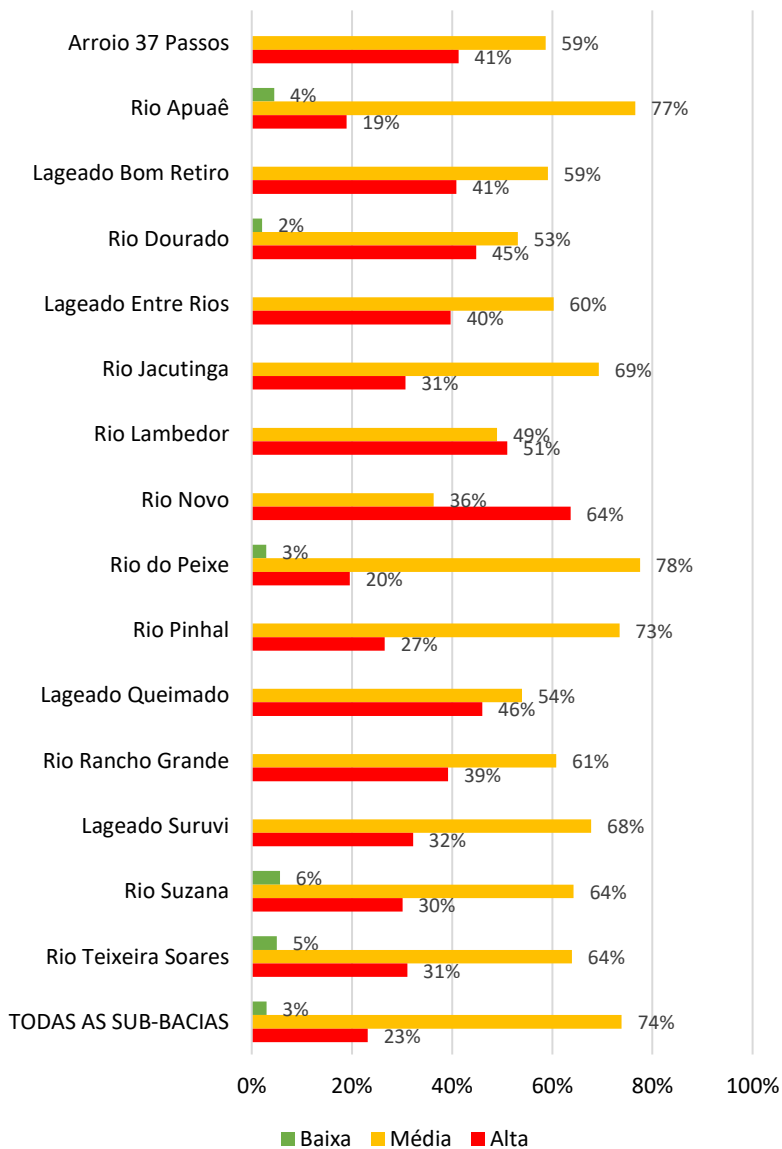


Figura 20 - Distribuição das classes de exposição à erosão nas sub-bacias incrementais contribuintes

Tabela 13 - Classificação das sub-bacias incrementais contribuintes ao reservatório quanto a exposição à erosão

Sub-bacia Incremental Contribuinte	Classificação Final quanto a Exposição à Erosão
Arroio 37 Passos	Média
Rio Apuaê	Média
Lageado Bom Retiro	Média
Rio Dourado	Média
Lageado Entre Rios	Média
Rio Jacutinga	Média
Rio Lambedor	Alta
Rio Novo	Alta
Rio do Peixe	Média
Rio Pinhal	Média
Lageado Queimado	Média
Rio Rancho Grande	Média
Lageado Suruvi	Média
Rio Suzana	Média
Rio Teixeira Soares	Média
TODAS AS SUB-BACIAS	Média

5.2 Indicadores de Aporte de Nutrientes

5.2.1 Carga de Fósforo Total

Conforme descrito na metodologia tinha-se séries históricas de dados de concentração de fósforo para 9 pontos. A partir destas séries calculou-se a concentração média para cada um dos pontos, chegando-se a valores que variaram de 34,05 µgP/L no rio Uruguai a montante do reservatório até 1624,04 µgP/L no lagoado Queimado. A partir destes resultados foi possível estabelecer uma correlação linear positiva entre a concentração média de fósforo na exutória das sub-bacias e a porcentagem de ocupação urbana das mesmas, com um coeficiente de determinação (r^2) igual a 0,9916, conforme mostra a Figura 21.

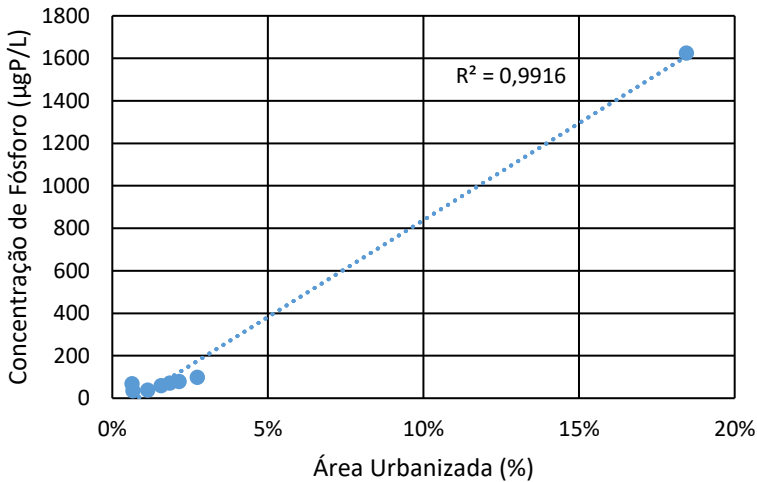


Figura 21 – Correlação entre percentual de área urbanizada e concentração de fósforo nas sub-bacias

Entretanto, ressalta-se que a presença de *outliers*, tais como o ponto que representa o lagoado Queimado (18,45%;1624 µgP/L), contribui significativamente para o aumento do coeficiente de determinação. Retirando este ponto da análise chega-se a uma correlação linear positiva com um coeficiente de determinação (r^2) igual a 0,6563 conforme apresenta a Figura 22, o que significa que 65,63% da variável dependente consegue ser explicada pelos regressores presentes no modelo.

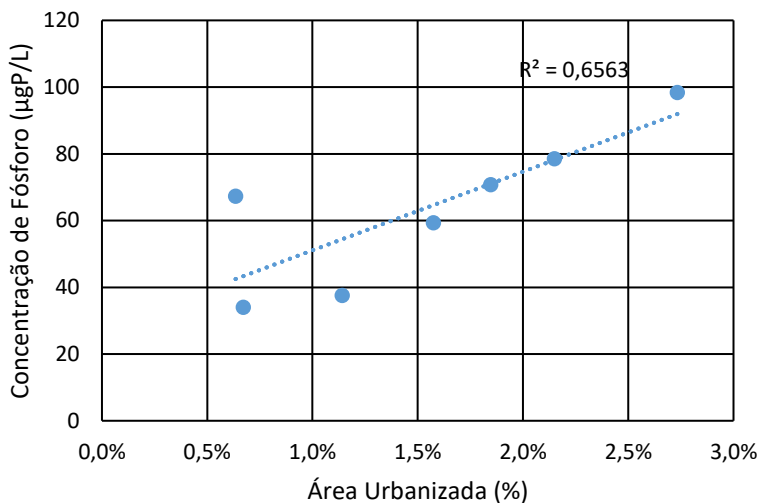


Figura 22 - Correlação entre percentual de área urbanizada e concentração de fósforo nas sub-bacias após remoção do *outlier*

Apesar do coeficiente de determinação desta regressão ser consideravelmente menor, optou-se por utilizá-la para estimar a concentração de fósforo nas sub-bacias não monitoradas a fim de remover a influência do *outlier*. A regressão linear fornece a seguinte relação:

$$C = 2356,45 \cdot Urb (\%) + 27,52 \quad (20)$$

em que C é a concentração de fósforo e $Urb (\%)$ é a porcentagem de área urbanizada na sub-bacia. Outros parâmetros concernentes à estatística de regressão são apresentados na Tabela 14.

Tabela 14 - Parâmetros da estatística de regressão

R múltiplo	0,8101
Quadrado de R	0,6563
Quadrado de R ajustado	0,5876
Erro-padrão	14,5205
Observações	7

Assim, a através da Equação $C=2356,45 \cdot Urb (\%) + 27,52$ (20) e dos dados de percentual de área urbanizada (constantes na Tabela 3) pôde-se estimar a concentração média de fósforo para as sub-bacias incrementais não monitoradas. Os resultados das concentrações médias de fósforo, tanto das sub-bacias monitoradas quanto das estimadas, é apresentado na Tabela 15.

A Resolução CONAMA 357/2005 estipula que o padrão para águas doces de classe 2, na qual estão enquadradas as águas do reservatório da UHE Itá, é um valor máximo de 50 µg/L em tributários diretos de ambiente lântico e também em intermediários entre ambientes lânticos e lóticos. Sendo assim, a concentração média de fósforo está acima do limite estipulado em 11 sub-bacias, como pode ser observado na Tabela 15. Destaca-se em especial a concentração de fósforo extremamente alta na sub-bacia do lageado Queimado, possivelmente associada à presença do grande núcleo urbano de Concórdia, que ocupa aproximadamente 18% da área da sub-bacia e não possui sistema de esgotamento sanitário instalado.

Tabela 15 - Concentração Média de Fósforo nas Sub-Bacias

Sub-Bacia	Concentração Média de Fósforo µg/L	Posição em relação ao limite CONAMA 357
Arroio 37 Passos	27,52	Abaixo
Lageado Bom Retiro	27,52	Abaixo
Lageado Entre Rios	119,19	Acima
Lageado Queimado	1624,04	Acima
Lageado Suruvi	61,93	Acima
Rio Apuaê	70,76	Acima
Rio do Peixe	78,56	Acima
Rio Dourado	59,29	Acima
Rio Jacutinga	37,60	Abaixo
Rio Lambedor	71,35	Acima
Rio Novo	98,40	Acima
Rio Pinhal	27,52	Abaixo
Rio Rancho Grande	67,29	Acima
Rio Suzana	50,38	Acima

Rio Teixeira Soares	107,88	Acima
Rio Uruguai (Montante do reservatório)	34,05	Abaixo
Rio Uruguai (Jusante Barramento UHE Itá)	33,71	Abaixo

Os resultados para vazão média de longo termo das sub-bacias, tanto daquelas calculadas diretamente através das séries históricas quanto daquelas estimadas através da normalização pela área de drenagem e pelo balanço de massa, são apresentados na Tabela 16. Os valores variaram desde 0,76 m³/s na exutória do lageado Bom Retiro até 1059,22 m³/s no rio Uruguai, jusante do barramento do reservatório.

Tabela 16 - Vazão nas exutórias das sub-bacias

Sub-bacia	Vazão (m³/s)
Arroio 37 Passos	1,23
Lageado Bom Retiro	0,76
Lageado Entre Rios	1,05
Lageado Queimado	2,13
Lageado Suruvi	1,92
Rio Apuaê	98,63
Rio do Peixe	117,10
Rio Dourado	7,58
Rio Jacutinga	25,30
Rio Lamedor	4,28
Rio Novo	1,53
Rio Pinhal	2,41
Rio Rancho Grande	8,37
Rio Suzana	6,94
Rio Teixeira Soares	2,72
Rio Uruguai (Montante do reservatório)	777,27
Rio Uruguai (Jusante Barramento UHE Itá)	1059,22

A partir dos dados de concentração média de fósforo total e vazão média calculou-se a carga de fósforo total para cada sub-bacia

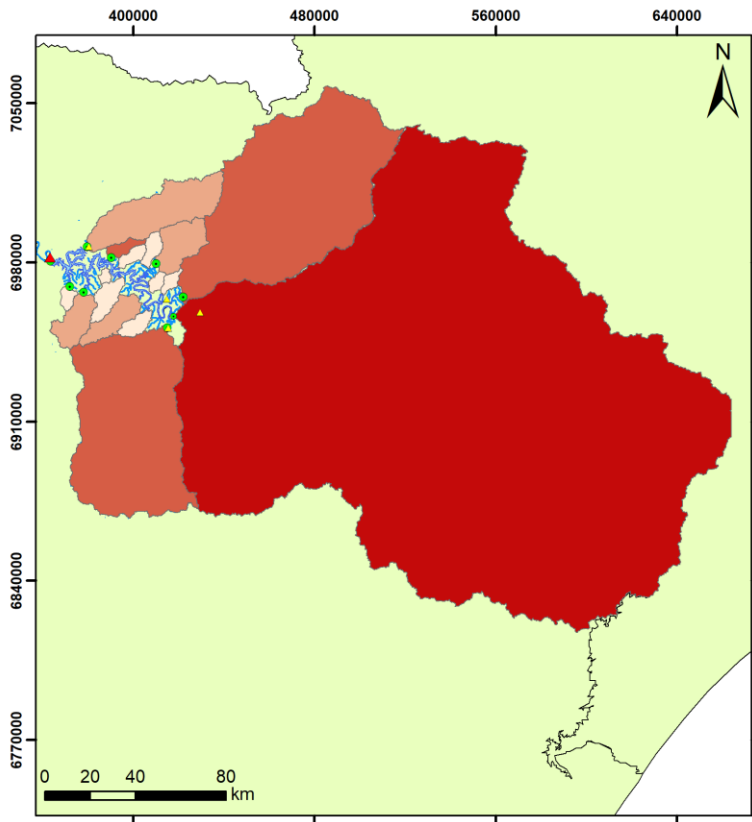
incremental contribuinte, além da carga vinda de montante através do rio Uruguai e da carga de saída, através do barramento da UHE Itá, conforme apresenta a Tabela 17 e a Figura 23.

A carga de fósforo vinda de montante através do rio Uruguai é a maior dentre as cargas de entrada, atingindo um valor de 834,65 toneladas por ano. Entretanto, as sub-bacias incrementais adicionam uma carga extra considerável, contribuindo em conjunto com o aporte de 727,58 toneladas de fósforo por ano, o que representa 87% da carga de entrada. As sub-bacias que mais contribuem neste aporte são aquelas do rio do Peixe, do rio Apuaê e do lageado Queimado. Considerando a carga de fósforo pela área de drenagem das sub-bacias nota-se que a do lageado Queimado encontra-se uma unidade de grandeza acima das demais.

A classificação quanto a contribuição ao aporte de nutrientes, que considera a carga de fósforo pela área do reservatório, aponta que a carga de entrada no reservatório através do rio Uruguai já apresenta alta contribuição. As cargas advindas das sub-bacias incrementais individualmente são em sua maioria classificadas como de baixa contribuição, com exceção daquelas dos rios Apuaê e Peixe, que são classificadas como de média contribuição ao aporte de nutrientes. Contudo, considerando a carga de fósforo total que chega no reservatório através de todas as sub-bacias contribuintes tem-se uma alta exposição ao aporte de nutrientes.

Tabela 17 - Carga de Fósforo Total por sub-bacia e classificação quanto a contribuição ao aporte de nutrientes

Sub-bacia	Carga de Fósforo (t/ano)	Carga de Fósforo pela área de drenagem (t/km ² .ano)	Carga de Fósforo pela área do reservatório (t/km ² .ano)	Contribuição ao aporte de nutrientes
Arroio 37 Passos	1,07	0,02	0,01	Baixa
Lageado Bom Retiro	0,66	0,02	0,00	Baixa
Lageado Entre Rios	3,95	0,09	0,03	Baixa
Lageado Queimado	109,27	1,41	0,77	Baixa
Lageado Suruvi	3,75	0,05	0,03	Baixa
Rio Apuaê	220,08	0,05	1,56	Média
Rio do Peixe	290,11	0,06	2,06	Média
Rio Dourado	14,17	0,05	0,10	Baixa
Rio Jacutinga	30,00	0,03	0,21	Baixa
Rio Lambedor	9,63	0,06	0,07	Baixa
Rio Novo	4,76	0,09	0,03	Baixa
Rio Pinhal	2,09	0,02	0,01	Baixa
Rio Rancho Grande	17,76	0,05	0,13	Baixa
Rio Suzana	11,03	0,04	0,08	Baixa
Rio Teixeira Soares	9,25	0,09	0,07	Baixa
Rio Uruguai (Montante do Reservatório)	834,65	0,03	5,92	Alta
Rio Uruguai (Jusante Barramento UHE Itá)	1125,91	0,03	-	-



Fonte: IBGE; Consórcio Itá; ANEEL

Legenda

- ▲ UHE Itá
- Hidrografia
- Reservatório UHE Itá
- ▲ Estações Fluiométricas
- Pontos Monitoramento QA

Carga de Fósforo (t/ano)

- Até 10
- Entre 10 e 100
- Entre 100 e 300
- Acima de 300

Sistema de Coordenadas:
 SIRGAS 2000 UTM Zone 22S
 Projeção: Transverse Mercator
 Datum: SIRGAS 2000

Figura 23 – Carga de fósforo proveniente das sub-bacias

5.2.2 Exposição ao Aporte de Nutrientes

Para a composição do resultado global referente ao processo de aporte de nutrientes considerou-se a carga de fósforo total que chega no reservatório através de todas as sub-bacias contribuintes, correspondente a 1562,22 t/ano e 11,08 g/m².ano. Este resultado classifica as sub-bacias contribuintes como de alta contribuição ao aporte de nutrientes e, conseqüentemente, classifica o reservatório como de alta exposição ao aporte de nutrientes, equivalente a 3 na escala de exposição.

5.3 Indicadores da Hidrodinâmica do Reservatório

5.3.1 Profundidade Relativa do Reservatório

Sabendo-se que a profundidade máxima do reservatório no nível máximo normal é de 118 m, calcula-se através da Equação $Z_r = \frac{50 \cdot \sqrt{\pi} \cdot Z_{máx}}{\sqrt{A}}$ (2) a profundidade relativa do reservatório, chegando-se a um resultado de 0,88%. Este resultado configura uma baixa profundidade relativa, que indica um alto potencial para misturas completas da coluna d'água e classifica o reservatório da UHE Itá como de Alta Sensibilidade quanto à profundidade relativa, equivalente a 3 na escala de sensibilidade.

5.3.2 Tempo de Retenção Hidráulica

Conforme explicitado anteriormente, o Tempo de Retenção Hidráulica (TRH) médio para o reservatório da UHE Itá é de 55 dias ou 1,8 meses. Este resultado classifica o reservatório como de Baixa Sensibilidade no que concerne o tempo de retenção hidráulica, equivalente a 1 na escala de sensibilidade.

5.3.3 Sensibilidade à Hidrodinâmica do Reservatório

A partir dos resultados dos dois indicadores que representam o processo de hidrodinâmica do reservatório pôde-se calcular o resultado global referente sensibilidade ao processo através da média dos dois. Assim, tendo-se que a sensibilidade quanto a profundidade relativa é alta (3) e a sensibilidade quanto ao tempo de retenção hidráulica é baixa (1), o resultado global classifica o reservatório da UHE Itá como de Média Sensibilidade à Hidrodinâmica do Reservatório (2).

5.4 Análise da Vulnerabilidade à Eutrofização

O Quadro 5 a seguir mostra um resumo dos resultados dos indicadores.

Quadro 5 - Resumo dos resultados dos indicadores

Categoria	Processo de Interesse	Indicadores	Classificação	Classificação do Processo
Exposição	Erosão	Erodibilidade do Solo	Alta Exposição à Erosão - 3	Média Exposição 2
		Erosividade da Precipitação	Média Exposição à Erosão - 2	
		Cobertura do Solo	Média Exposição à Erosão - 2	
		Declividade do Terreno	Média Exposição à Erosão - 2	
	Aporte de Nutrientes	Carga de Fósforo Total	Alta Contribuição ao Aporte de Nutrientes - 3	Alta Exposição 3
Sensibilidade	Hidrodinâmica do Reservatório	Profundidade Relativa do Reservatório	Alta Sensibilidade quanto à Profundidade Relativa - 3	Média Sensibilidade 2
		Tempo de Retenção Hidráulica	Baixa Sensibilidade quanto ao TRH - 1	

Considerando que as sub-bacias incrementais contribuintes ao reservatório foram classificadas como de média exposição à erosão (2), que o reservatório foi classificado como de alta exposição ao aporte de nutrientes (3) e de média sensibilidade quanto a sua hidrodinâmica (2), tem-se:

$$VE = \frac{1}{3} \cdot 2 + \frac{1}{3} \cdot 3 + \frac{1}{3} \cdot 2 = 2,33$$

Este resultado encontra-se no limite superior para classificação do reservatório da UHE Itá como de Média Vulnerabilidade à Eutrofização.

5.5 Balanço de Fósforo

Considerando os fluxos de entrada, através das sub-bacias de montante e incrementais, e de saída, por meio do barramento da UHE Itá, calculou-se o balanço de fósforo total no reservatório através da Equação $B = E - S$ (19), cujo resultado é apresentado na Tabela 18. Este resultado indica que o reservatório da UHE Itá atua como retentor de fósforo, acumulando 436,31 toneladas por ano, o que representa uma retenção de aproximadamente 28% que pode favorecer a eutrofização. Um esquema representativo do processo é apresentado na Figura 24.

Vidal e Neto (2014) destacam que vários fatores físico-químicos podem interferir na imobilização do fósforo no ambiente aquático, como a concentração dos íons de ferro, alumínio, sulfeto, compostos orgânicos e carbonatos, pH e condições de oxirredução. Sendo assim, uma explicação plausível para elevada retenção de fósforo seria a precipitação do fósforo e sua incorporação no sedimento. Segundo Vidal e Neto (2014), em lagos onde predominam condições de oxidação grande parte dos íons de ferro presentes se encontra na forma oxidada, apresentando grande capacidade de adsorção de fosfato.

Outro processo que pode estar colaborando para a retenção do fósforo no reservatório é a incorporação do nutriente por parte da biomassa representada pelas algas e macrófitas. Cabe ressaltar que no período de janeiro de 2010 e junho de 2016 o monitoramento realizado pelo Consórcio Itá apresentou um índice médio de ocupação de macrófitas aquáticas de aproximadamente 0,07% da área total do reservatório da UHE Itá, o que representa 98.700 m², havendo a necessidade de remoção mecânica de um volume de cerca de 34.000 m³ especialmente nos rios Fragosos, Jacutinga e Queimados. Estas florações estão em geral associadas ao processo de eutrofização.

Tabela 18 - Balanço de fósforo total no reservatório

Entrada Montante (t/ano)	Entrada Sub-Bacias Incrementais (t/ano)	Saída (t/ano)	Balanço (t/ano)
834,65	727,58	1125,91	+ 436,31

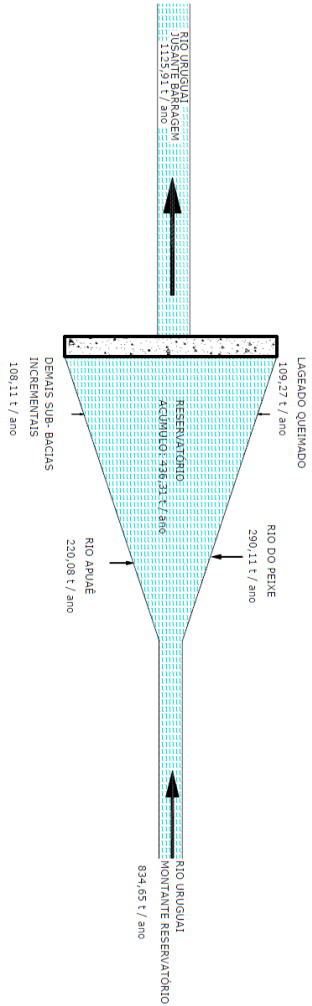


Figura 24 - Esquema representativo do balanço de fósforo no reservatório

5.6 Índice de Estado Trófico – IET

Considerando somente os resultados de IET referentes aos pontos localizados no corpo do reservatório (ver Figura 11) em si verifica-se que a média anual no período entre 2004 e 2014 varia entre 48 e 49, o que classifica o reservatório como Oligotrófico, conforme apresenta a Tabela 19. Entretanto, cabe ressaltar que em 2008 e 2009 os três pontos do reservatório foram classificados como mesotróficos e em 2009 o ponto UAC, localizado junto a barragem da UHE Itá, foi classificado como Eutrófico.

No que concerne os pontos localizados em rios tributários do reservatório (ver Figura 11), os IETs anuais no período entre 2004 e 2014 variaram entre 46, no rio Dourado, até 72, no lagoado Queimado. A classificação de cada ponto pode ser observada na

Tabela 20. Cabe destacar que o ponto do lagoado Queimado de montante apresentou condições supereutróficas ou hipereutróficas 78% do tempo, sendo classificado na média anual como hipereutrófico. Este resultado está em consonância com aquele referente ao aporte de nutrientes, que aponta o lagoado Queimado como um dos tributários com maiores cargas de fósforo e a maior carga específica em relação à área de drenagem.

Tabela 19 - IET para os pontos do reservatório

Ponto	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	Média
UAC	37	38	36	52	55	61	56	48	49	50	53	49
UCE	35	41	45	48	55	50	52	47	51	57	51	48
UCA	34	47	47	44	54	53	55	49	50	48	50	48

Legenda	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Supereutrófico	Hipereutrófico

Tabela 20 - IET para os pontos nos tributários

Ponto	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2013	2014	Média
TA	34	48	46	57	51	50	54	38	53	48
TD	35	40	42	53	51	50	53	38	53	46
TJJ	35	44	47	49	51	51	51	37	55	47
TN	42	48	57	61	58	53	52	40	53	52
TP	42	47	54	58	53	51	53	37	55	50
TQM	63	71	101	102	72	66	63	51	56	72
TRGM	39	45	53	55	53	49	54	38	53	49

Legenda	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Supereutrófico	Hipereutrófico

5.1 Sub-Bacias Prioritárias para Controle das Fontes de Pressão

Comparando as 15 sub-bacias incrementais contribuintes no que concerne a vulnerabilidade à erosão nota-se que a sub-bacia do rio Novo é aquela com mais alta vulnerabilidade, tendo 64% de sua área classificada como tal. A sub-bacia do rio Lamedor também pode ser considerada com alta vulnerabilidade à erosão, haja vista que 51% da sua área é assim classificada. Esse resultado pode ser explicado no caso das duas sub-bacias principalmente por conta do tipo de solo em seu terreno (Cambissolo) e pelas suas altas declividades. Estas sub-bacias, portanto, seriam aquelas prioritárias no que se refere à implantação de medidas de controle da erosão.

Comparando as 15 sub-bacias incrementais contribuintes ao reservatório e também a bacia hidrográfica de montante do rio Uruguai no que concerne o aporte de nutrientes ressalta-se que esta última é aquela que mais contribui para o processo, o que sugere que deve haver um engajamento de toda a bacia para redução do enriquecimento das águas. Dentre as sub-bacias incrementais ganham destaque a do rio do Peixe, que contribui com 290 t/ano, a do rio Apuaê, que contribui com 220 t/ano, e a do lagoado Queimado, que contribui com 109,27 t/ano. Estas sub-bacias

devem ser prioritárias no que se refere à implantação de medidas para diminuição do aporte de nutrientes.

Na sub-bacia do rio Apuaê, haja vista que predomina a cobertura do solo por agricultura, os esforços podem ser aplicados no sentido de diminuir a lixiviação de fósforo nos solos agricultados através de técnicas de manejo do solo mais adequadas. Entre estas técnicas destaca-se a utilização de culturas que exijam menos fertilizantes e pesticidas, minimização de aplicações excessivas de fertilizantes, redução da compactação do solo, plantação de culturas de cobertura, realização de manutenção nas redes de drenagem e adoção de sistemas de cultivo mínimo. Na bacia do rio do Peixe também há uma parcela considerável do solo coberto por agricultura, em geral associada à vegetação natural. Sendo assim, podem ser aplicadas as mesmas técnicas descritas para o caso do rio Apuaê.

A bacia do lageado Queimado não é aquela com a maior carga de fósforo, entretanto, é a que apresenta a maior concentração de fósforo em sua exutória, possui maior IET e histórico de florações de macrófitas aquáticas. Considerando estas questões, a sub-bacia do lageado Queimado torna-se prioritária para ações visando a redução do aporte de nutrientes, que são facilitadas pelo fato de fazer parte de um só município (Concórdia) e do seu pequeno porte. Considerando que a sub-bacia possui área urbanizada bastante representativa sugere-se ações de melhorias nos sistemas de esgotamento sanitário e de drenagem urbana. Ademais, são recomendadas as mesmas técnicas de manejo de solo para redução da lixiviação de fósforo nas áreas destinadas à agricultura.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Este trabalho avaliou a vulnerabilidade à eutrofização do reservatório da UHE Itá através de uma análise multicritério considerando 5 indicadores de exposição e 2 indicadores de sensibilidade do reservatório, representando os processos de erosão, aporte de nutrientes e hidrodinâmica do reservatório. A análise indicou que o reservatório encontra-se no limite superior para ser classificado como de média vulnerabilidade à eutrofização, o que configura uma situação em que se deve estar atento a possíveis elevações de estado trófico e atuar sob o princípio da prevenção. Ressalta-se que, embora na média os pontos de monitoramento do reservatório em si apresentem baixo estado trófico, estes são classificados como eutróficos ou mesotróficos em alguns períodos, o que indica que há uma certa suscetibilidade a pulsos de pressão.

No que se refere a estes pulsos de pressão, identificou-se como sub-bacias prioritárias para intervenções no sentido de reduzir o enriquecimento do corpo hídrico daquelas dos rios Apuaê, Peixe, Lambedor, Novo e Lageado Queimado. Nestas sub-bacias, sobretudo nas dos rios Apuaê e Peixe, recomenda-se a utilização de técnicas de manejo de solo para redução da lixiviação de fósforo nas áreas destinadas à agricultura. Nas sub-bacias dos rios Lambedor e Novo devem ser priorizadas intervenções no sentido de reduzir o processo de erosão e na do Lageado Queimado recomenda-se melhorias no saneamento básico, haja vista que o município de Concórdia, onde está inserida, possui apenas 2% de seu esgoto coletado através de rede de esgotamento sanitário, sendo a principal alternativa a construção de fossas, nem sempre adequadas. Ainda, cabe ressaltar que o reservatório atua como retentor de fósforo, acumulando aproximadamente 28% da massa de fósforo que adentra no reservatório através do rio Uruguai e dos demais tributários, o que pode ser um fator de favorecimento ao processo de eutrofização.

Contudo, cabe destacar que existe uma certa fragilidade associada ao método, sobretudo por conta de simplificações nos cálculos e da definição dos intervalos para classificação dos níveis de exposição, sensibilidade e vulnerabilidade, haja vista que parte de uma análise subjetiva dos indicadores. Para uma análise mais robusta e que se aproxime ao máximo da realidade seria interessante dados primários relativos a concentração de fósforo e vazão em todas as exutórias das sub-bacias contribuintes, além de dados mais atualizados no que concerne o uso e cobertura do solo, incluindo dados espacializados a respeito de atividades agroindustriais, efetivo de rebanho da pecuária e áreas destinadas a cada tipo de cultura. Ressalta-se também que neste trabalho foram realizadas análises pontuais concentradas para os indicadores que se referiam ao reservatório em si por conta dos dados disponíveis, mas que futuros trabalhos poderiam ser enriquecidos caso houvesse uma análise distribuída para o reservatório, considerando diferentes compartimentos do mesmo e analisando-os separadamente, além de uma avaliação temporal, considerando variações sazonais.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARAÚJO, Juliana Alencar Firmo de; SALES, Raquel Jucá de Moraes; SOUZA, Raimundo Oliveira de. Risco de Eutrofização em reservatórios de regiões semiáridas com uso da teoria dos conjuntos difusos. **Rega - Revista de Gestão de Água da América Latina**, [s. L.], v. 10, n. 1, p.29-39, jun. 2013.

BOLLMANN, H. A.; FREIRE, S. M. Avaliação da carga de macronutrientes orgânicos no reservatório do rio Iraí, Região Metropolitana de Curitiba/PR, a partir de seus tributários principais. **SEMINÁRIO DO PROJETO INTERDISCIPLINAR DE PESQUISA EM EUTROFIZAÇÃO DE ÁGUAS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO NA BACIA DO ALTÍSSIMO IGUAÇÚ**, v. 4, p. 5-7, 2003.

BROXTON, P. D.; ZENG, X.; SULLA-MENASHE, D.; TROCH, P. A. A global land cover climatology using MODIS data. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, v. 53, n. 6, p. 1593–1605, 2014.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, n. 2, p. 361-369, 1977.

CARNEIRO, Charles et al. **Reservoir Eutrophication: Preventive Management**. IWA Publishing, 2014.

CHAPRA, S. C. *Surface Water Quality Modeling*. Nova York: McGraw-Hill, 1997.

CONAMA. Resolução nº 302, de 20 de março de 2002. **Dispõe Sobre Os Parâmetros, Definições e Limites de Áreas de Preservação Permanente de Reservatórios Artificiais e O Regime de Uso do Entorno**. Brasília: Diário Oficial da União, 13 maio 2002. Seção 1, p. 67-68.

CREPANI, Edison et al. **Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao zoneamento ecológico-econômico e ao ordenamento territorial**. São José dos Campos: Inpe, 2001.

DABROWSKI, J. M.. Applying SWAT to predict ortho-phosphate loads and trophic status in four reservoirs in the upper Olifants catchment, South Africa. **Hydrology And Earth System Sciences**, [s.l.], v. 18, n.

7, p.2629-2643, 16 jul. 2014. Copernicus GmbH.
<http://dx.doi.org/10.5194/hess-18-2629-2014>

EKHOLM, Petri; LEHTORANTA, Jouni. Does control of soil erosion inhibit aquatic eutrophication? **Journal Of Environmental Management**, [s.l.], v. 93, n. 1, p.140-146, jan. 2012. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.09.010>.

ELETROSUL. **Estudo de Impacto Ambiental**: Usina Hidrelétrica Itá. [s. l.]: Eletrosul, 1989.

ESTEVES, Francisco de Assis. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FIGUEIRÊDO, M. C. B., et al. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 12, n. 4, p. 399-409, 2007.

FIGUEIRÊDO, Maria Cléa Brito de. **Modelo de Avaliação do Desempenho Ambiental de Inovações Tecnológicas Agroindustriais, considerando o Conceito de Ciclo de Vida e a Vulnerabilidade Ambiental: AMBITEC-CICLO DE VIDA**. 2009. 424 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2008.

FIGUEIRÊDO, M. C. B. et al. Análise da vulnerabilidade ambiental. **Embrapa Agroindústria Tropical-Documents (INFOTECA-E)**, 2010.

HONGPIN, Pei; YONG, Wang. Eutrophication research of West Lake, Hangzhou, China: modeling under uncertainty. **Water Research**, Hangzhou, v. 37, n. 2, p.416-428, jun. 2003.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change Third Assessment Report. 2001

Ji, Zhen-gang. **Hydrodynamics and water quality: modelling rivers, lakes and estuaries**. New Jersey: John Wiley & Sons, Inc., 2008.

KUNZ, Manuel J. et al. Impact of a large tropical reservoir on riverine transport of sediment, carbon, and nutrients to downstream wetlands. **Water Resources Research**, [s.l.], v. 47, n. 12, p.1-16, dez. 2011. Wiley-Blackwell. <http://dx.doi.org/10.1029/2011wr010996>.

LAMPARELLI, Marta Condé. **Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento.** 2004. 235 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ciências na Área de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos, Ecologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LI, A.; WANG, A.; LIANG, S.; ZHOU, W. Eco-environmental vulnerability evaluation in mountainous region using remote sensing and GIS – a case study in the upper reaches of Minjiang River, China. **Ecological Modeling**, v. 192, p. 175–187, 2006.

LUND, J. W.. Eutrophication. **Nature**, [s.l.], v. 214, n. 5088, p.557-558, maio 1967. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1038/214557a0>.

MEES, Alexandre. **Qualidade de Água em Reservatórios.** Acervo Educacional Sobre Água da Agência Nacional de Águas. Disponível em: <https://capacitacao.ead.unesp.br/conhecercerh/bitstream/ana/74/2/Unidade_1.pdf>. Acesso em: 25 abr. 2018.

METZGER, M. J.; ROUNSEVELL, M. D. A.; ACOSTA-MICHLIK, L; LEEMANS, R.; SCHOTER, D. The vulnerability of ecosystems services to land use change. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 114, n. 1, p. 69-85, 2006.

PAPATHEODOROU, George; DEMOPOULOU, Gerasimoula; LAMBRAKIS, Nicolaos. A long-term study of temporal hydrochemical data in a shallow lake using multivariate statistical techniques. **Ecological Modelling**, [s.l.], v. 193, n. 3-4, p.759-776, mar. 2006. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.09.004>.

POMPÊO, Marcelo. Represas do Brasil. Disponível em: <http://ecologia.ib.usp.br/portal/index.php?option=com_content&view=article&id=73&Itemid=416>. Acesso em: 17 jun. 2018.

POMPÊO, Marcelo. **MONITORAMENTO E MANEJO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM RESERVATÓRIOS TROPICAIS BRASILEIROS.** São Paulo: Instituto de Bio Ciências da Usp, 2017

REKOLAINEN, Seppo et al. Off-Site Impacts of Erosion: Eutrophication as an Example. **Soil Erosion In Europe**, [s.l.], p.775-789, 19 out. 2006. John Wiley & Sons, Ltd. <http://dx.doi.org/10.1002/0470859202.ch55>.

RODGHER, S. **Estudos ecotoxicológicos e limnológicos nos reservatórios em cascata do Médio e Baixo Rio Tietê: uma análise espacial e temporal**. 2001. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

SARTORI, Aderson; LOMBARDI NETO, F.; GENOVEZ, Abel Maia. Classificação hidrológica de solos brasileiros para a estimativa da chuva excedente com o método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 10, n. 4, p. 05-18, 2005.

SHARPLEY, Andrew N. et al. Assessing site vulnerability to phosphorus loss in an agricultural watershed. **Journal of Environmental Quality**, v. 30, n. 6, p. 2026-2036, 2001.

SMITH, V. H.; TILMAN, G. D.; NEKOLA, J. C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. **Environmental Pollution**, [s. L.], v. 100, n. 1-3, p.179-196, mar. 1999.

SOCIOAMBIENTAL CONSULTORES ASSOCIADOS LTDA. **Relatório Anual UHE Itá: Monitoramento das Águas Superficiais**. Período: fevereiro/04 a janeiro/05. Florianópolis: Socioambiental, 2007.

SORANNO, P. A. *et al.* Phosphorus loads to surface waters: a simple model to account for spatial pattern of land use. **Ecological Applications**, v. 6, n. 3, p. 865-878, 1996.

STRAŠKRABA, M. Retention time as a key variable of reservoir limnology. **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos: International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, p. 385-410, 1999.

STRAŠKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. State-of-the-art of reservoir limnology and water quality management. In: **Comparative reservoir limnology and water quality management**. Springer Netherlands, 1993. p. 213-288.

TIXIER, J.; DANDRIEUX, A.; DUSSERE, G.; BUBBICO, R.; MAZAROTTA, B.; SILVETTI, B.; HUBERT, E.; RODRIGUES, N.; SALVI, O. Environmental vulnerability assessment in the vicinity of an industrial site in the frame of ARAMIS European project. **Journal of Hazardous Materials**, v. 130, n. 3, p. 251-264, 2005

TOLEDO, A. P. Informe preliminar sobre os estudos para a obtenção de um índice para a avaliação do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais. São Paulo, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 1990.

TOLEDO, A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: *Anais do 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária*. Camboriú, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária. Camboriú 9SC) 34p. 1983.

TUNDISI, J. G. Represas artificiais: perspectivas para o controle e manejo da qualidade da água para usos múltiplos. **Anais do VI Simpósio Brasileiro de Hidrologia e Recursos Hídricos**, v. 4, p. 38-59, 1985.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. Oficina de textos, 2016.

VENTURINI, Jéssica Cruz. **ESTADO TRÓFICO DE UMA LAGOA COSTEIRA: LAGOA JUARA, SERRA – ES**. 2015. 85 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Oceanografia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Aracruz, 2015.

VIDAL, Ticiania F.; NETO, José Capelo. Dinâmica de nitrogênio e fósforo em reservatório na região semiárida utilizando balanço de massa. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental-Agriambi**, v. 18, n. 4, 2014.

VILLA, Ferdinando; MCLEOD, Helena. Environmental Vulnerability Indicators for Environmental Planning and Decision-Making: Guidelines and Applications. **Environmental Management**, [s.l.], v. 29, n. 3, p.335-348, 1 mar. 2002. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-001-0030-2>.

VON SPERLING, Eduardo et al. Influência do parâmetro: profundidade relativa na qualidade da água de lagos e represas. In: **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 19 Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental, 2-FITABES'97**. ABES, 1997. p. 4.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

WANG, Dong; SINGH, Vijay P.; ZHU, Yuansheng. Hybrid fuzzy and optimal modeling for water quality evaluation. **Water Resources Research**, [s.l.], v. 43, n. 5, p.1-10, maio 2007. Wiley-Blackwell. <http://dx.doi.org/10.1029/2006wr005490>.

WEBER, E.; HASENACK, H.; FERREIRA, C.J.S. 2004. Adaptação do modelo digital de elevação do SRTM para o sistema de referência oficial brasileiro e recorte por unidade da federação. Porto Alegre, UFRGS Centro de Ecologia. ISBN 978-85-63843-02-9. Disponível em <http://www.ecologia.ufrgs.br/labgeo>.

WETZEL, R. G. **Limnology: lake and river ecosystems**. Gulf Professional Publishing, 2001.