

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**AVALIAÇÃO DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS ARROIOS CAÇADOR E
TIRIRICA NA FLORESTA NACIONAL DE CANELA, COM ÊNFASE NA
QUALIDADE DA ÁGUA E OCUPAÇÃO DO SOLO DAS ÁREAS DE
PRESERVAÇÃO PERMANENTE RIPÁRIAS**

RAUL CANDIDO DA TRINDADE PAIXÃO COELHO

ORIENTADORA: PROF. DRA. TERESINHA GUERRA

PORTO ALEGRE, JUNHO DE 2008.

AVALIAÇÃO DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS ARROIOS CAÇADOR E
TIRIRICA NA FLORESTA NACIONAL DE CANELA, COM ÊNFASE NA
QUALIDADE DA ÁGUA E OCUPAÇÃO DO SOLO DAS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO
PERMANENTE RIPÁRIAS

Raul Candido da Trindade Paixão Coelho

Dissertação de Mestrado apresentado ao
Curso de Pós-Graduação em Ecologia do
Instituto de Biociências da Universidade
Federal do Rio Grande do Sul, como parte
dos requisitos para a obtenção do título de
Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dra. Teresinha Guerra

Comissão Examinadora:

Prof. Dr. Albano Schwarzbold

Prof. Dr. Andreas Kindel

Prof. Dr. Luis Alberto Basso

Porto Alegre, junho de 2008.

AGRADECIMENTOS

Ao IBAMA pela licença para a capacitação profissional e ao analista ambiental eng. agrônomo Ewerton Ferraz pelo apoio e compreensão da importância deste estudo.

Aos colegas do ICMBio – Floresta Nacional de Canela pela ajuda na execução dos trabalhos a campo: Eng. Florestal Paulo Rossi, Técnica ambiental Lourdes Tomazi, Técnica ambiental Lourdes Lawarenz, Técnica ambiental Helena Groulki e pelo apoio no rádio à Técnica administrativa Rita Goulart.

Ao tecnólogo ambiental Iuri Buffon, pela grande ajuda com os mapas e ao tecnólogo ambiental Claudinei Padilha pelo incansável trabalho a campo levantamento de dados com a população.

Ao técnico João Basei e equipe da Estação de Tratamento de Águas da CORSAN por disponibilizar equipamento para análise da água.

Ao professor Dr. Albano Schwarzbald pelo apoio com os equipamentos do laboratório, pelo empréstimo de livros e por tantas consultas feitas, ao prof. Dr. Fernando Becker pelas sugestões, ao professor MSc. Heinrich Hasenack e ao Dr. Eliseu Weber pela sempre amigável ajuda no geoprocessamento das imagens.

Aos colegas MSc. Fernando Joner e Camila Schinestsck pela importante ajuda nos cálculos estatísticos e ao técnico Eduardo Künzer do laboratório de ecotoxicologia, pela colaboração com os equipamentos eletrônicos de análise.

Ao Técnico em geologia Gilberto Santos, pela ajuda na análise dos sedimentos e à equipe do laboratório de geoprocessamento: Bibiana Costa, Josi Cerveira e Rogério Both.

Aos professores que lecionaram as disciplinas do curso: Dr. Albano Schwarzbald, Dra. Sandra Hartz, Dr. Valério Pillar, Dr. Fernando Becker, Dr. Gilberto Rodrigues, MSc. Heinrich Hasenack, Dr. Andreas Kindel, Dra. Teresinha Guerra e a secretária do curso Sra. Silvana Barzotto.

A minha orientadora Dra. Teresinha Guerra pela inestimável ajuda, desde seu entusiasta acolhimento da idéia germinal deste projeto até os últimos aconselhamentos e correções da conclusão.

À banca examinadora na sua filantrópica dedicação e qualificado esmero: Prof. Dr. Albano Schwarzbald, Prof. Dr. Andreas Kindel e Prof. Dr. Luis Alberto Basso.

A meu pai Lener Paixão Coelho e minha mãe Altamira da Trindade pelo exemplo de dignidade humana, pelo confiante incentivo e pelo empréstimo do apartamento.

A minha esposa Sibebe pela sua amorosa dedicação e compreensão e a minhas filhas Melissa e Mariana pela alegria de viver.

À Sra. Marlene Rosadilla pelo apoio e hospedagem e ao sr. Marcelo Rosadilla pela colaboração nas traduções.

Ao tio Janer Paixão e ao Grupo Anthroposophico Raphael pela hospedagem e enriquecedora biblioteca

À médica Dra. Vivian Bersch e equipe pelo seu empenho e qualidade profissional.

A Deus e à companhia do meu anjo da guarda nos mais de 100.000 Km rodoviários percorridos durante esta pós-graduação.

In memoriam aos tios Ruy Paixão e Dolores Rosadilla pelas conversas francas e pela dignidade de suas vidas.

Ao Estado e nação brasileira por possibilitarem uma educação pública de boa qualidade da pré-escola até a pós-graduação.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	07
LISTA DE FIGURAS.....	08
LISTA DE SIGLAS.....	11
RESUMO.....	12
ABSTRACT.....	13
1. INTRODUÇÃO.....	14
1.1 Objetivos	15
1.1.1 Objetivo geral	15
1.1.2 Objetivos específicos	16
1.2 Área de estudo	16
1.2.1 Localização	16
1.2.2 Hidrologia	19
1.2.3 Vegetação e ocupação do solo	21
1.2.4 Clima	23
1.2.5 Geologia e relevo	23
1.2.6 Solos	25
1.2.7 Fauna	27
2. FUNDAMENTOS TEÓRICOS.....	28
2.1 Classificação das águas doces	28
2.2 Índice de qualidade da água	29
2.3 Área de preservação permanente	32
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	33
3.1 Pluviometria	33
3.2 Fluviometria	34
3.3 Qualidade da água	35
3.4 Parâmetros da qualidade da água	40
3.5 Caracterização dos corpos d'água	50
3.6 Classificação do uso e ocupação do solo	52
3.7 Interpretação da classificação do uso e ocupação do solo	53
3.8 Caracterização das áreas de preservação permanente ripárias	54
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	56
4.1 Pluviometria	56
4.2 Fluviometria	57
4.3 Qualidade da água	61
4.4 Caracterização dos corpos d'água	86
4.5 Uso e ocupação do solo nas bacias hidrográficas	92
4.6 Uso e ocupação do solo nas APP ripárias	103

5.	CONCLUSÕES	114
6.	OUTRAS OBSERVAÇÕES E CONSIDERAÇÕES.....	115
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	117
8.	APÊNDICES.....	125
9.	ANEXOS.....	127

LISTA DE TABELAS

Tabela 01	Principais classes de ocupação do solo na área do entorno circunscrita em um raio de 10 Km da Floresta Nacional de Canela.....	22
Tabela 02	Uso preponderante a que se destinam as diferentes classes dos corpos d'água, conforme Resolução do CONAMA 357 / 2005.....	29
Tabela 03	Índices de qualidade utilizados pela CETESB, SP conforme diferentes objetivos de uso das águas.....	31
Tabela 04	Parâmetros utilizados em diferentes índices de qualidade de águas. Em destaque sombreado aqueles utilizados neste trabalho.....	35
Tabela 05	Localização dos 11 locais amostrais com coordenadas em UTM com Datum horizontal em Córrego Alegre, MG.....	37
Tabela 06:	Condições de qualidade da água para os parâmetros oxigênio dissolvido, potencial hidrogeniônico, sólidos dissolvidos totais.....	38
Tabela 07:	Qualidade relativa (q) para cada parâmetro avaliado e peso relativo na composição do IQA local.....	39
Tabela 08:	Padrão de turbidez para água pós-filtração ou pré-desinfecção conforme Portaria do Ministério da Saúde 518/2004.....	42
Tabela 09	Parâmetros, especificações técnicas dos equipamentos utilizados, método utilizado e referência metodológica.....	43
Tabela 10	Varição da pressão atmosférica em função da altitude (<i>Modificado de Dussart & Francis-Boeuf 1949 apud Wetzel 1991</i>).....	47
Tabela 11	Categorias de quedas d'água.....	50
Tabela 12	Categorias de uso e ocupação do solo e respectivos coeficientes – valor <i>k</i>	54
Tabela 13	Distância dos locais de amostragem às áreas urbanizadas, áreas das bacias de drenagem a montante e vazão média no período de julho de 2006 a junho de 2007.....	60
Tabela 14	Transparência e extensão da zona eufótica na lagoa dos Xaxins e na lagoa Tiririca, no inverno e no verão, e respectivas profundidades.....	67
Tabela 15	Número e classes de alturas de quedas d'água nos cursos d'água a montante dos locais amostrais.....	87
Tabela 16	Características hidrológicas da Lagoa dos Xaxins e Lagoa Tiririca.....	88
Tabela 17	Teor de matéria orgânica no sedimento do leito da lagoa Tiririca e lagoa dos Xaxins.....	91
Tabela 18	Uso e ocupação do solo nas sub-bacias de drenagem da área de estudo e respectivo índice de antropização – Ia.....	92
Tabela 19	Uso e ocupação do solo na área de APP dos cursos d'água.....	106

LISTA DE FIGURAS

Figura 01	Mapa de localização da Floresta Nacional de Canela.....	16
Figura 02	Mapa de localização da área de estudo.....	18
Figura 03	Mapa de localização da bacia hidrográfica do rio Caí.....	19
Figura 04	Foto aérea das lagoas da Floresta Nacional de Canela: ao centro esquerdo a lagoa dos Xaxins e no lado direito inferior a lagoa Tiririca. As margens das lagoas e os cursos d'água foram coloridos em azul claro e a linha amarela estabelece o limite esquerdo da UC. Fotos do dia 27 de dezembro de 2002 (FATEC 2003).....	20
Figura 05	Mapa das principais classes de ocupação do solo na Floresta Nacional de Canela e seu entorno.....	22
Figura 06	Litoestratigrafia vulcânica em perfil selecionado da Bacia do Paraná Meridional: Taquara – São Francisco de Paula. Modificado de Roisenberg <i>et al.</i> (2000)..... (a) Mapa de localização da bacia hidrográfica do rio Caí. (b) Localização das bacias hidrográficas dos arroios Caçador e Tiririca.....	24
Figura 07	Mapa tridimensional de relevo da região da Floresta Nacional de Canela (delimitada em vermelho) e as delimitações em preto correspondem às bacias hidrográficas do arroio Caçador, ao norte, e arroio Tiririca, ao sul. Base cartográfica: cartas topográficas do exército (Brasil 1980).....	25
Figura 08	Mapa das classes de declividade das bacias hidrográficas.....	26
Figura 09	Altura pluviométrica mensal no período de julho de 2006 a junho de 2007 em Canela, RS. (fonte: Defesa Civil do RS 2007).....	56
Figura 10	Altura pluviométrica acumulada no período entre as coletas de amostras d'água, de julho de 2006 a junho de 2007 em Canela, RS. (fonte: Defesa Civil do RS 2007).....	57
Figura 11	Vazão média nos cursos d'água em nove locais amostrais na Floresta Nacional de Canela e entorno no período de julho de 2006 a junho de 2007.....	58
Figura 12	Diagrama de dispersão com a linha de tendência da correlação entre a área das sub-bacias e respectivas vazões médias em cada local amostral.....	58
Figura 13	Diagrama de dispersão com a linha de tendência da correlação entre a declividade média das sub-bacias e o coeficiente de variação da vazão média em cada local amostral.....	59
Figura 14	Declividade média da bacia de drenagem a montante de cada local amostral.....	60
Figura 15	Médias de potencial hidrogeniônico de cada ponto amostral (barras) e desvio padrão (linhas).....	61
Figura 16	Qualidade relativa da água e potencial hidrogeniônico médio em cada local amostral.....	63
Figura 17	Turbidez média de cada ponto amostral (barras) e desvio padrão (linhas).....	64
Figura 18	Qualidade relativa da água e turbidez média em cada local amostral.....	64
Figura 19	Percentual de amostras que estão incluídas nas classes: a) máximo de 0,5	

	UNT ; b) máximo de 1 UNT; c) máximo de 2 UNT, e d) máximo de 5 UNT, conforme a Portaria MS 518 / 2004.....	66
Figura 20	Transparência da água (m), distribuição do oxigênio dissolvido (mg/L) e temperatura (°C) na coluna d'água da lagoa do Tiririca na Floresta Nacional de Canela no inverno de 2007 e no verão de 2008.....	68
Figura 21	Saturação de oxigênio dissolvido médio em cada ponto amostral (barras) e respectivo desvio padrão (linhas).....	71
Figura 22	Distribuição do oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹), linha azul, e temperatura (°C), linha vermelha, na coluna d'água da Lagoa dos Xaxins, na Floresta Nacional de Canela no inverno de 2007 e no verão de 2008.....	72
Figura 23	Qualidade relativa da água e saturação de oxigênio dissolvido médio em cada local amostral.....	74
Figura 24	Valor médio dos sólidos dissolvidos totais em cada ponto amostral (barras) e respectivo desvio padrão (linhas).....	75
Figura 25	Qualidade relativa da água e média dos sólidos dissolvidos totais em cada local amostral.....	76
Figura 26	Valor médio da condutividade em cada ponto amostral (barras) e respectivo desvio padrão (linhas).....	76
Figura 27	Condutividade elétrica da água ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) em 88 amostras coletadas em oito locais amostrais. No eixo das abscissas os locais amostrais estão ordenados em ordem crescente de distância das áreas urbanizadas.....	77
Figura 28	Valor médio do resíduo filtrado total em cada ponto amostral (barras) e respectivo desvio padrão (linhas).....	78
Figura 29	Diagrama de dispersão entre o parâmetro sólidos em suspensão totais (resíduo filtrado) e o parâmetro turbidez para as amostras coletadas nos locais C1, C2, T1, T2, T3, T4, T5, T6, T7, T8 e T9.....	79
Figura 30	Correlação entre o parâmetro resíduo filtrado e o parâmetro turbidez para as 24 amostras coletadas nos locais T6, T9 e a tendência calculada na linha vermelha (n= 24).....	79
Figura 31	Qualidade relativa da água e média do filtrado total em cada local amostral. Note-se que as escalas são inversamente proporcionais e a escala dos sólidos em suspensão (filtrado) é logarítmica.....	80
Figura 32	Valor acumulado de sólidos em suspensão totais na camada superficial da lagoa dos Xaxins e da lagoa Tiririca nas estações do inverno de 2006 ao outono de 2007.....	81
Figura 33	Diagrama de dispersão das unidades amostrais. Os eixos resumem a variância dos parâmetros sólidos dissolvidos totais (SDT), saturação de oxigênio dissolvido (O ₂), pH, turbidez e sólidos suspensos totais (SST)...	83
Figura 34	Índice de qualidade da água – IQA local – de nove cursos d'água e de duas lagoas na bacia hidrográfica do arroio Caçador e bacia hidrográfica do arroio Tiririca na Floresta Nacional de Canela e entorno no período de julho de 2006 a junho de 2007.....	84
Figura 35	Diagrama de dispersão das unidades amostrais. Os eixos resumem a variância de índices de qualidade relativa com os parâmetros SDT, saturação de O ₂ , pH, turbidez e SST.....	85
Figura 36	Perfil transversal da lagoa Tiririca em sua porção média entre os pontos	

	de coordenadas UTM 518107 ; 6756064 (margem esquerda) e 518177; 6756142 (margem direita), Datum horizontal Córrego Alegre.....	89
Figura 37	Perfil transversal da lagoa Tiririca em sua porção terça superior entre os pontos de coordenadas UTM 518152; 6756033 (margem esquerda) e 518241; 6756110 (margem direita), Datum horizontal Córrego Alegre.....	89
Figura 38	Mapa de classes de ocupação do solo nas bacias hidrográficas do arroio Caçador e arroio Tiririca.....	93
Figura 39	Mapa da sub-bacia C1 com a classificação de uso e ocupação do solo....	95
Figura 40	Mapa da sub-bacia C2 com a classificação de uso e ocupação do solo. O local de amostragem C2 está situado no exutório dessa bacia.....	96
Figura 41	Mapa da sub-bacia T1 com a classificação de uso e ocupação do solo. O local de amostragem T1 está situado no exutório dessa bacia.....	97
Figura 42	Mapa da sub-bacia T2 com a classificação de uso e ocupação do solo. O local de amostragem T2 está situado no exutório dessa bacia.....	98
Figura 43	Mapa da sub-bacia T3 com a classificação de uso e ocupação do solo. O local de amostragem T3 está situado no exutório dessa bacia.....	99
Figura 44	Mapa da sub-bacia T4 com a classificação de uso e ocupação do solo. O local de amostragem T4 está situado no exutório dessa bacia.....	100
Figura 45	Mapa da sub-bacia T5 com a classificação de uso e ocupação do solo. O local de amostragem T5 está situado no exutório dessa bacia.....	101
Figura 46	Mapa da sub-bacia T7 com a classificação de uso e ocupação do solo. O local de amostragem T7 está situado no exutório dessa bacia.....	102
Figura 47	Mapa da sub-bacia T8 com a classificação de uso e ocupação do solo. O local de amostragem T8 está situado no exutório dessa bacia.....	103
Figura 48	Usos de solo na APP do curso C1.....	104
Figura 49	Usos de solo na APP do curso C2.....	105
Figura 50	Usos de solo na APP do curso T1.....	106
Figura 51	Usos de solo na APP do curso T2.....	107
Figura 52	Usos de solo na APP do curso T3.....	108
Figura 53	Usos de solo na APP do curso T4.....	109
Figura 54	Usos de solo na APP do curso T5.....	109
Figura 55	Linha de tendência da correlação entre o índice de antropização das sub-bacias e o índice de qualidade da água (n= 11; R ² = 0,24; regressão polinomial de 2 ^a ordem).....	111
Figura 56	Linha de tendência de correlação entre o Índice de Qualidade da Água local – IQA e o Índice de Antropização da APP ripária – Ia APP (n = 8; R ² = 0,73; regressão polinomial de 2 ^a ordem).....	112
Figura 57	Diagrama de dispersão e linha de tendência entre o índice de antropização – Ia, composto com diferentes proporções do índice de antropização da área de preservação permanente – IaAPP, e a respectiva correlação com o índice de qualidade da água - IQA.....	113

LISTA DE SIGLAS

APP – Área de Preservação Permanente

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo.

FLONA – Floresta Nacional

Ia – Índice de antropização

Ia APP – Índice de antropização da área de preservação permanente ripária

Ia SB – Índice de antropização da sub-bacia

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

IQA - Índice de Qualidade da Água

SB – Sub-bacia

MS - Ministério da Saúde

NSF - National Sanitation Foundation

NTU - Nephelometric Turbidity Units

OD – Oxigênio dissolvido

PCoA - Análise de coordenadas principais

SDT – Sólidos dissolvidos totais

SiBCS – Sistema Brasileiro de Classificação do Solo

SST – Sólidos suspensos totais

THM – Trihalometanos

UC – Unidade de Conservação

UNT – Unidades nefelométricas de turbidez

UPGMA - Unweigh pair group methods using arithmetic averages (ligação media não-ponderada)

RESUMO

A Floresta Nacional de Canela é uma unidade de conservação que sofre o impacto ambiental antropogênico nas cabeceiras das bacias hidrográficas do arroio Caçador e arroio Tiririca, comprometendo a qualidade da água e da sua biota. O objetivo deste trabalho foi avaliar as bacias hidrográficas com ênfase qualidade da água e no uso e ocupação do solo das áreas de preservação permanente ripárias e as respectivas sub-bacias. Classificamos o uso e ocupação do solo das áreas ripárias e bacias hidrográficas com a interpretação de imagem orbital e avaliamos os resultados com um índice de antropização. Quanto à qualidade da água coletamos amostras mensais, no período de julho de 2006 a junho de 2007, em nove cursos d'água e duas lagoas e avaliamos com o uso de um índice de qualidade composto pelos parâmetros oxigênio dissolvido, pH, turbidez, sólidos dissolvidos totais, sólidos suspensos totais. As formações florestais são a categoria predominante na área das sub-bacias (71,3%) e nas áreas ripárias (62,2%), determinando índices de antropização médios de 2,3 para as sub-bacias e de 2,5 para as áreas ripárias, em uma escala de 0,5 a 5,0. Os índices de qualidade da água, em uma escala de 0 a 100, variaram de 41, para as águas mais poluídas e próximas a áreas urbanizadas, até um máximo de 87, para o arroio Caçador e um córrego no interior da unidade de conservação. Verificamos que o padrão estabelecido na Resolução do CONAMA 357/2005 para o parâmetro turbidez não está adequado para diferenciar as classes de uso da água dos córregos. Com a análise de coordenadas principais verificamos que os sólidos dissolvidos totais e a turbidez são as variáveis que mais distinguem os corpos d'água entre si e que quando são considerados os índices de qualidade relativa, a turbidez e os sólidos em suspensão totais são os parâmetros que melhor permitem identificar a qualidade da água. Com a correlação do índice da qualidade da água com o índice de uso e ocupação do solo da área ripária ($R^2=0,73$) e com o índice de uso e ocupação do solo das sub-bacias ($R^2=0,24$) concluímos que as características físicas e químicas da água são mais influenciadas pelo uso e ocupação do solo da área ripária do que pelo uso e ocupação que ocorre na sub-bacia de drenagem. O índice de uso e ocupação do solo composto por 75% do índice da área ripária e por 25% do índice da bacia hidrográfica é o que apresentou a maior correlação com o índice de qualidade da água ($R^2=0,76$).

Palavras-chave: unidade de conservação; índice da qualidade da água; índice de antropização

ABSTRACT

The Canela National Forest is a protected area that suffers an anthropogenic environmental impact on the watersheds' hydrographic basins of the Caçador stream and Tiririca stream, compromising the water quality and its biota. The objective of this work was to evaluate the hydrographic basins with emphasis on the water quality and the usage of the land riparian's buffer zone. On a monthly basis we analysed the water quality in nine water courses and two lagoons by utilizing a quality index composed by the parameters dissolved oxygen, pH, turbidity, total dissolved solids, total suspended solids between the period of July 2006 and June 2007. We classified the usage of the hydrographic basins and riparian areas with the interpretation of the orbital image analysed by an anthropisation index. The water quality indexes, on a scale from 0 to 100, varied from 41 for the most polluted waters closer to urban areas to a maximum of 87 for the Caçador stream and for a creek running inside the national forest. The principal coordinates analysis showed that the total dissolved solids and turbidity parameters were the variables that best distinguished the water bodies among themselves, meanwhile along with the indexes of the relative water quality for the parameters of total suspension solids and turbidity. The forest formations are the predominant category in the field of drainage basins (71.3%) and in the riparian areas (62.2%), determining an average anthropisation indexes of 2.3 for the micro basins and 2.5 for the riparian areas, in a scale of 0.5 to 5.0. The correlation between the water quality index and the land usage index in the riparian area ($R^2=0.73$) was bigger than the correlation with the land usage index on micro basins ($R^2=0.24$). The land usage index, composed by 75% of the riparian area index and by 25% of the hydrographic basin index, was that who presented the greater correlation with the water quality index ($R^2=0.76$).

Keywords: protected area, water quality index, anthropisation index

1. INTRODUÇÃO

Uma das categorias de unidades de conservação existentes no Brasil é a Floresta Nacional, a qual corresponde uma determinada área com cobertura florestal de espécies predominantemente nativas e tem como objetivo básico o uso múltiplo sustentável dos recursos florestais e a pesquisa científica, com ênfase em métodos para exploração sustentável de florestas nativas (Brasil 2000), permitindo-se determinadas intervenções humanas para a visitação, a pesquisa e a exploração dos recursos naturais.

Existem cerca de 63 florestas nacionais ocupando uma área de quase 170.000 km², sendo que 99,4% da área estão situados na região amazônica, norte do Brasil. Nas regiões sul e sudeste estão as Florestas Nacionais em áreas menores, criadas nos anos quarenta do século passado. Se comparadas com as unidades de conservação da região norte, possuem usos e dimensões diferenciadas, porque além das florestas nativas preservadas existem áreas plantadas com espécies exóticas (*Pinus sp.*, *Eucalyptus sp.*) e espécies nativas (*Araucaria angustifolia*), utilizadas principalmente como reserva e exploração madeireira.

Incorporadas ao Sistema Nacional de Unidades de Conservação desde 2000, as florestas nacionais são áreas legalmente protegidas, contribuindo diretamente para a conservação do solo, dos recursos hídricos e preservação de espécies nativas da flora e fauna, mas também propiciando o desenvolvimento de atividades comunitárias de extrativismo vegetal bem como a experimentação e conhecimento científicos.

Todas essas atividades desenvolvidas numa unidade de conservação estão previstas em um documento amplo conhecido como Plano de Manejo, fundamental para a gestão dos recursos naturais, estabelecidos em diferentes programas tais como o licenciamento, o monitoramento ambiental, a fiscalização, a exploração econômica, o incentivo à pesquisa científica, a educação ambiental, a administração geral e os limites e critérios para a delimitação da zona de amortecimento dos impactos antropogênicos na área de entorno.

A Floresta Nacional de Canela possui um Plano de Manejo feito em 1989 com período de validade até 1993, mas passadas quase duas décadas essa atualização ainda se faz necessária. Durante esse período de tempo a legislação foi sendo aperfeiçoada, incorporando novos

conceitos com maior importância à conectividade dos ecossistemas, à educação, ao uso sustentável e à participação comunitária na gestão.

Os conceitos como zona de amortecimento, corredores ecológicos, mosaico de áreas protegidas, educação ambiental, desenvolvimento sustentável e conselhos consultivos revitalizaram o antigo modelo de gestão ambiental. Assim sendo, nesta primeira década do século 21, a gestão de uma unidade de conservação incorpora as mais distintas atividades, que vão desde as atividades de prevenção e combate a incêndios, a proteção de sítios arqueológicos e espeleológicos, a proteção da fauna nativa e seus abrigos, o incentivo aos projetos comunitários de produção sustentável, as práticas silviculturais, a implementação das parcerias e convênios interinstitucionais, o apoio à pesquisa, assim como o licenciamento de empreendimentos, fiscalização e monitoramento ambiental na zona de amortecimento.

Para a execução e implementação de tais atividades nas unidades de conservação urge que estas tenham seus respectivos planos de manejo, atualizados aos conhecimentos ecológicos, e coerentes com o desenvolvimento almejado para nossa sociedade. Para isso é condição precípua o conhecimento da atual situação dos fatores bióticos e abióticos dos ecossistemas e suas interações.

Neste trabalho destacamos a caracterização do fator água em seus aspectos qualitativos e as respectivas interações da população humana do entorno na Floresta Nacional de Canela. Levantamos dados hidrológicos das bacias de drenagem, o uso e a ocupação do solo e a cobertura vegetal ripárias assim como alguns aspectos limnológicos relevantes. Também identificamos as principais áreas de contaminação aquática com o uso de agrotóxicos na agricultura e os produtos químicos lançados por unidades domésticas e industriais. Analisamos a qualidade da água superficial de arroios e lagoas.

1.1 Objetivos do trabalho

1.1.1 Objetivo geral

Caracterizar e avaliar o estado de conservação das sub-bacias hidrográficas dos arroios Caçador e Tiririca situadas na Floresta Nacional de Canela e suas proximidades, abordando o uso e ocupação do solo das áreas de proteção permanente e a qualidade da água.

1.1.2 Objetivos específicos

- Caracterizar e avaliar o uso e ocupação do solo das bacias hidrográficas e áreas ripárias consideradas de proteção permanente dos arroios Caçador e Tiririca inseridas a montante e na área da Floresta Nacional de Canela.

- Caracterizar e avaliar a qualidade da água das lagoas Tiririca e dos Xaxins e dos córregos nas sub-bacias dos arroios Caçador e Tiririca inseridas a montante e na área da Floresta Nacional de Canela.

1.2 Área de estudo

1.2.1 Localização da Floresta Nacional de Canela

A Floresta Nacional de Canela está localizada no topo e encostas do Planalto Meridional do Brasil na porção noroeste do Município de Canela a 126 km de Porto Alegre, capital do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil (Figura 01).

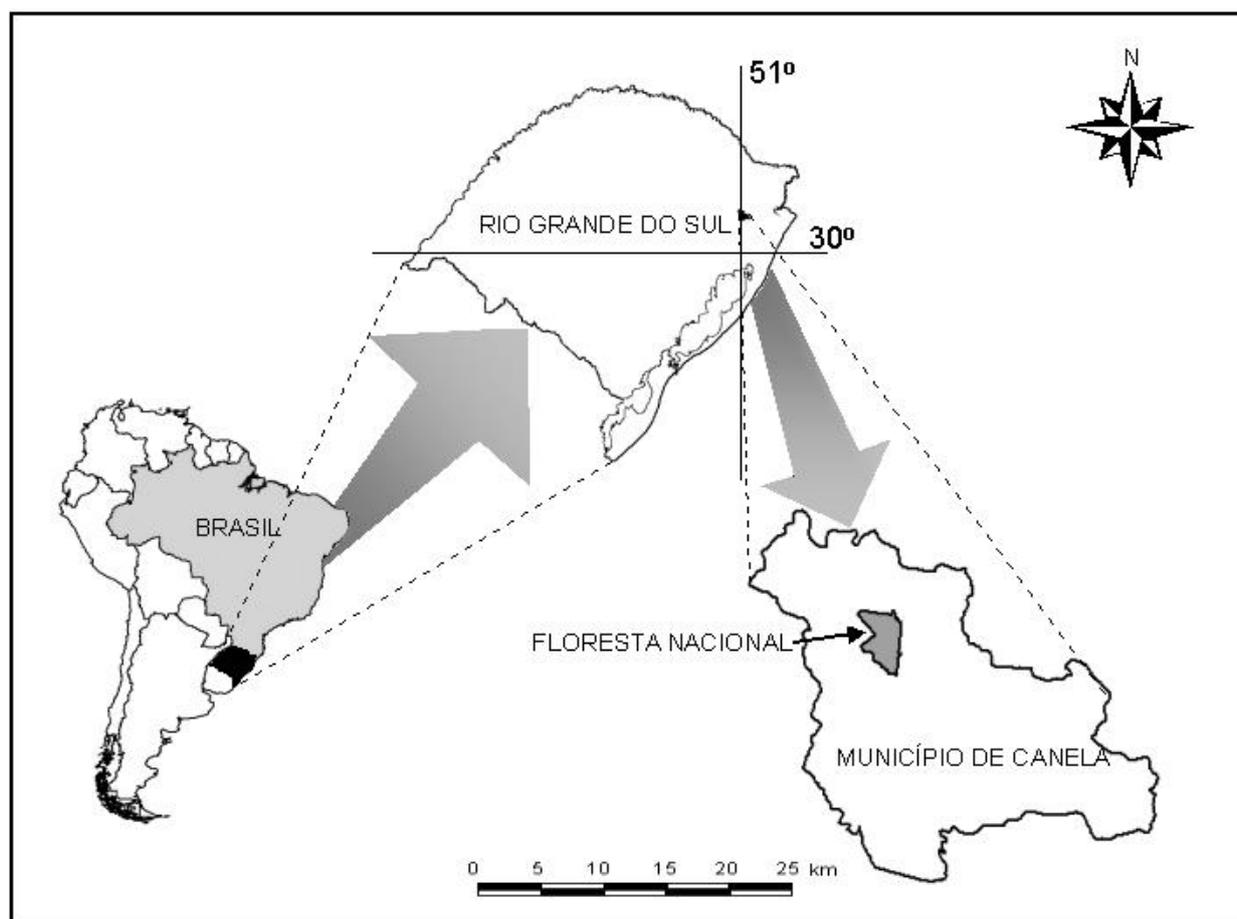


Figura 01: Mapa de localização da Floresta Nacional de Canela inserida no município de Canela (a escala na figura se refere ao município de Canela).

Situada entre as coordenadas geográficas latitudinais 29°18' S a 29°20' S e longitudinais de 50° 47' W a 50°50' W, forma um polígono com área de 517,73 ha em projeção plana com centróide em 50°48' 49,7" W e 29°19'0,1" S (Serviço Florestal Brasileiro 2007).

A sede administrativa está localizada na própria UC, no seu limite sudoeste, e distante 2,5 km , por via não pavimentada, do vértice sul, vizinho de áreas urbanizadas do Bairro Ulisses de Abreu. Desse bairro até o centro da cidade de Canela são percorridos mais 3,5 km por ruas e avenidas pavimentadas (Ferraz 2003).

Área de estudo

Consideramos como área de estudo as sub-bacias situadas nas cabeceiras dos arroios Tiririca e Caçador, que drenam as águas da Floresta Nacional de Canela (Figura 02). Essa é uma unidade de conservação de uso sustentável, originalmente criada pelo Instituto Nacional do Pinho em 1946 e então denominada Estação Florestal de Canela. Hoje faz parte do Sistema Nacional de Unidades de Conservação sendo o atual órgão gestor o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, autarquia federal criada em 2007.

Com cobertura florestal predominantemente nativa, tem por objetivo básico o uso múltiplo e a pesquisa científica com ênfase em métodos para a exploração sustentável de recursos naturais (Brasil 2000).

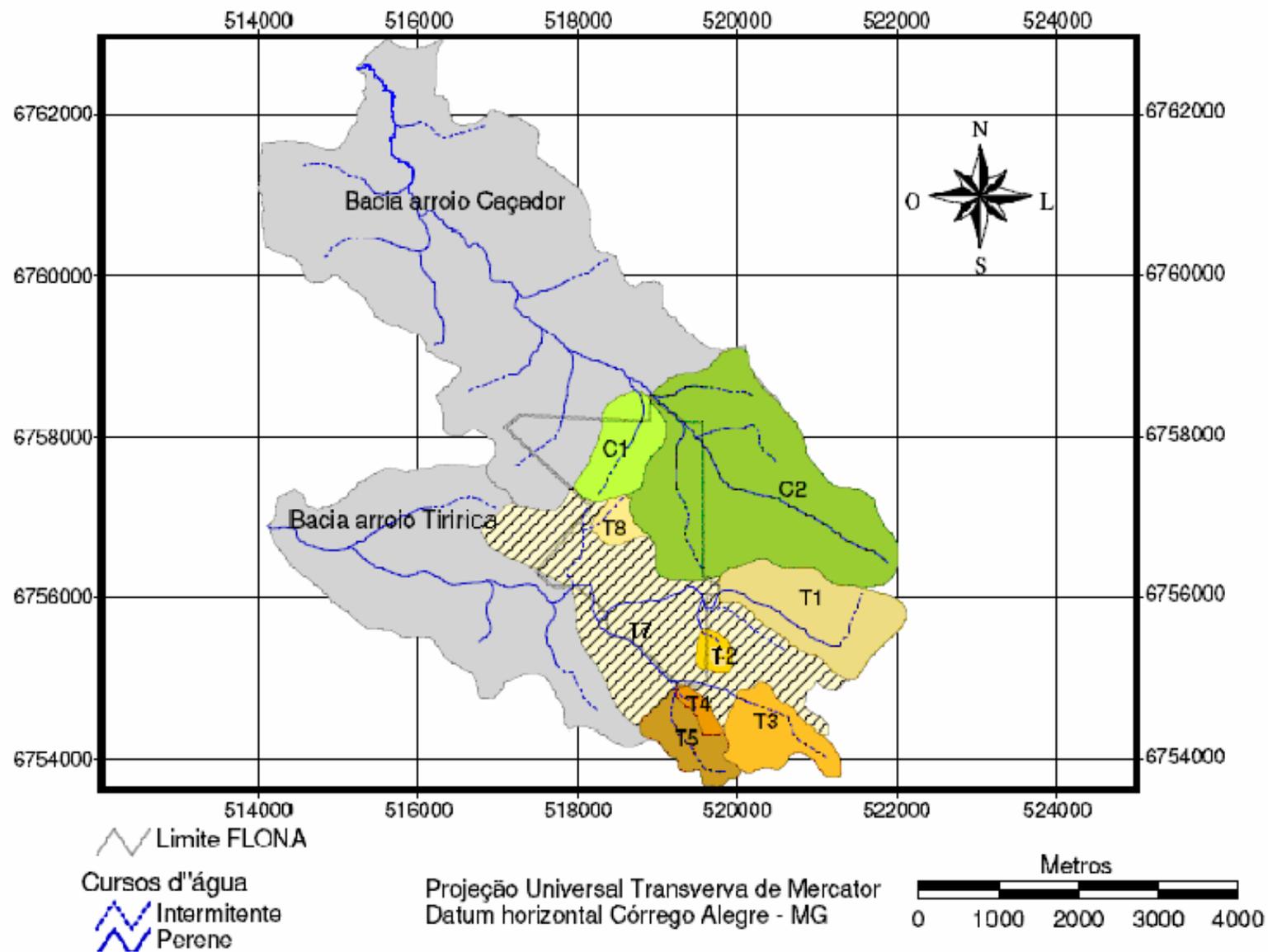


Figura 02: Localização da área de estudo, situada na bacia hidrográfica do arroio Tiririca, em destaque as sub-bacias T1, T2, T3, T4, T5, T7 e T8, e na bacia hidrográfica do arroio Caçador, em destaque as sub-bacias C1 e C2.

1.2.2 Hidrologia

A Floresta Nacional de Canela está situada na Bacia Hidrográfica do Rio Caí, compondo 5.057 Km² ou 5,98 % da área da grande bacia hidrográfica do Guaíba, a qual faz parte da Região Hidrográfica do Atlântico Sul (Brasil 2003).

Para o rio Caí fluem os dois arroios que drenam a Floresta Nacional de Canela. Um destes é o arroio Caçador, que nasce nas partes mais altas da cidade de Canela, e sua bacia, com 21,97 km², drena áreas preponderantemente florestais. Esse arroio possui um leito rochoso e características normais de vazão de 0,20 m³.s⁻¹, profundidade máxima de 0,66 m e declividade média de 4,81%. Após um percurso de 10,29 km da nascente até a foz esse arroio flui em uma cachoeira que deságua no rio Caí (Figura 03).

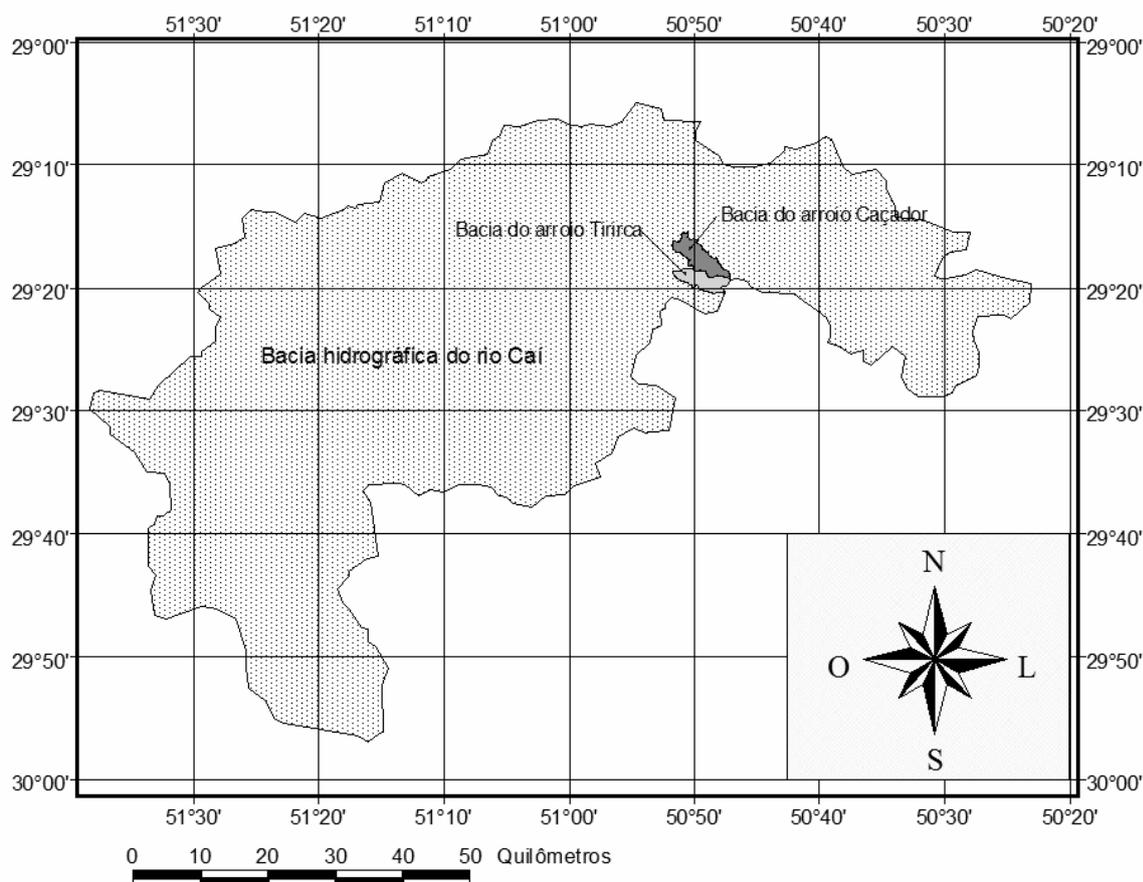


Figura 03: Mapa de localização da bacia hidrográfica do rio Caí e das bacias hidrográficas dos arroios Caçador e Tiririca (coordenadas no hemisfério sul e ocidental).

Também com nascentes na cidade de Canela e fluindo pela Floresta Nacional está o arroio Tiririca com uma declividade média de 2,8%. O nome Tiririca é possivelmente

proveniente da espécie *Cyperus esculentus* L., espécie da família das ciperáceas, encontrada em brejos e áreas ripárias e antigamente utilizada para produzir trançados no artesanato local. Calculamos que possui uma bacia de drenagem de 16,29 Km², dos quais 2,38 Km² estão inseridos na UC. Essa área representa cerca de 46% da área total da Floresta Nacional (Figura 03). Seu talvegue tem 1,52 Km de comprimento e serve como limite fundiário da área ao sul da Floresta Nacional de Canela. Esse arroio tem sua foz no arroio Caracol, este último, conhecido pela cascata de mesmo nome, sendo um afluente direto do rio Caí. Logo antes do arroio Tiririca fluir para a jusante da UC, completando seus 8,5 Km entre as nascentes e sua foz, existe um represamento artificial que forma a lagoa Tiririca.

Existem três lagoas principais na Floresta Nacional de Canela, todas formadas por represamentos artificiais: a lagoa Tiririca pelo represamento do arroio Tiririca, e as lagoas dos Xaxins e do Refúgio pelo represamento de cursos d'água de 2ª ordem internos da UC (Figura 04).



Figura 04: Foto aérea das lagoas da Floresta Nacional de Canela: ao centro esquerdo a lagoa dos Xaxins e no lado direito inferior a lagoa Tiririca. As margens das lagoas e os cursos d'água foram coloridos em azul claro e a linha amarela estabelece o limite esquerdo da UC. Foto do dia 27 de dezembro de 2002 (FATEC 2003).

Em 1968 o arroio Tiririca foi represado formando a lagoa Tiririca, com um pequeno dique de 5 metros de comprimento, 1 metro de largura e 2,5 metros de altura, inundando cerca de 3 ha de terra, principalmente composta por banhados. Sua bacia de captação compreende áreas com domicílios e indústrias da cidade de Canela, distantes cerca de 3 km, e áreas florestadas privadas e públicas que compõe a maior parte da bacia.

A formação da lagoa dos Xaxins, com área de aproximadamente de 3 ha, foi realizada em 1997 pelo represamento de pequenos cursos d'água naturais que drenam áreas internas da Floresta Nacional de Canela, com um dique de terra com cerca de 100 metros de comprimento, 20 metros de largura e 4 de altura. Sua bacia de captação inclui florestas nativas e áreas de silvicultura com araucárias, pinheiros e eucaliptos, e também recebe água do vertedouro de uma terceira lagoa localizada a 30 metros a montante.

A terceira lagoa, denominada lagoa do Refúgio, com cerca de 0,4 ha, possui uma bacia de captação que inclui floresta nativa e silvicultura principalmente com araucárias, além de banhados a montante com cerca de 2 ha fora da área da UC.

Em relação às águas subterrâneas, os sistemas aquíferos que ocorrem no Estado do Rio Grande do Sul podem ser classificados em duas categorias hidroestratigráficas: aquíferos sedimentares e aquíferos fraturados cristalinos ou basálticos. O aquífero fraturado Serra Geral ocupa 45% do Estado e é subjacente à área da Floresta Nacional de Canela e seu entorno. Esse sistema aquífero é o mais explorado através de poços tubulares, na maioria com profundidades entre 100 e 150 m (Ramgrab 2002).

Os dados dos poços indicam que a maior incidência de vazão está em $5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ (Ramgrab 2002), enquanto que na FLONA o poço tubular, que abastece a sede administrativa e as casas funcionais, possui uma vazão de $10 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. A água desse poço possui uma condutividade elétrica de $130 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ e pH de 6,6. Esse poço está situado na superfície na altitude de 773 m, tendo sido encontrado a fratura principal na altitude 682 m, ou seja, com 91 m de perfuração em rocha ígnea, sendo que o nível piezométrico está situado aos 753 m de altitude.

1.2.3 Vegetação e ocupação do solo

Situada na região fisiogeográfica denominada de Encosta Superior do Nordeste a Floresta Nacional também está inserida na Reserva da Biosfera da Mata Atlântica do Rio Grande do Sul (MMA 1998). Essa região é a zona de ocorrência da espécie vegetal *Araucaria angustifolia* (Bertol.) característica da fisionomia Floresta Ombrófila Mista. Essa fisionomia florestal compõe 52 % da área circunscrita a um raio de 10 km (Figura 06) e 60% do total da área da unidade de conservação ou 319,53 hectares.

As florestas plantadas com espécies exóticas, como *Eucalyptus spp.* e principalmente *Pinus spp.*, ocupam 12% da área do entorno e 33% da área total da Floresta Nacional de Canela, o equivalente a 176,9 hectares (Figura 05 e Tabela 01).

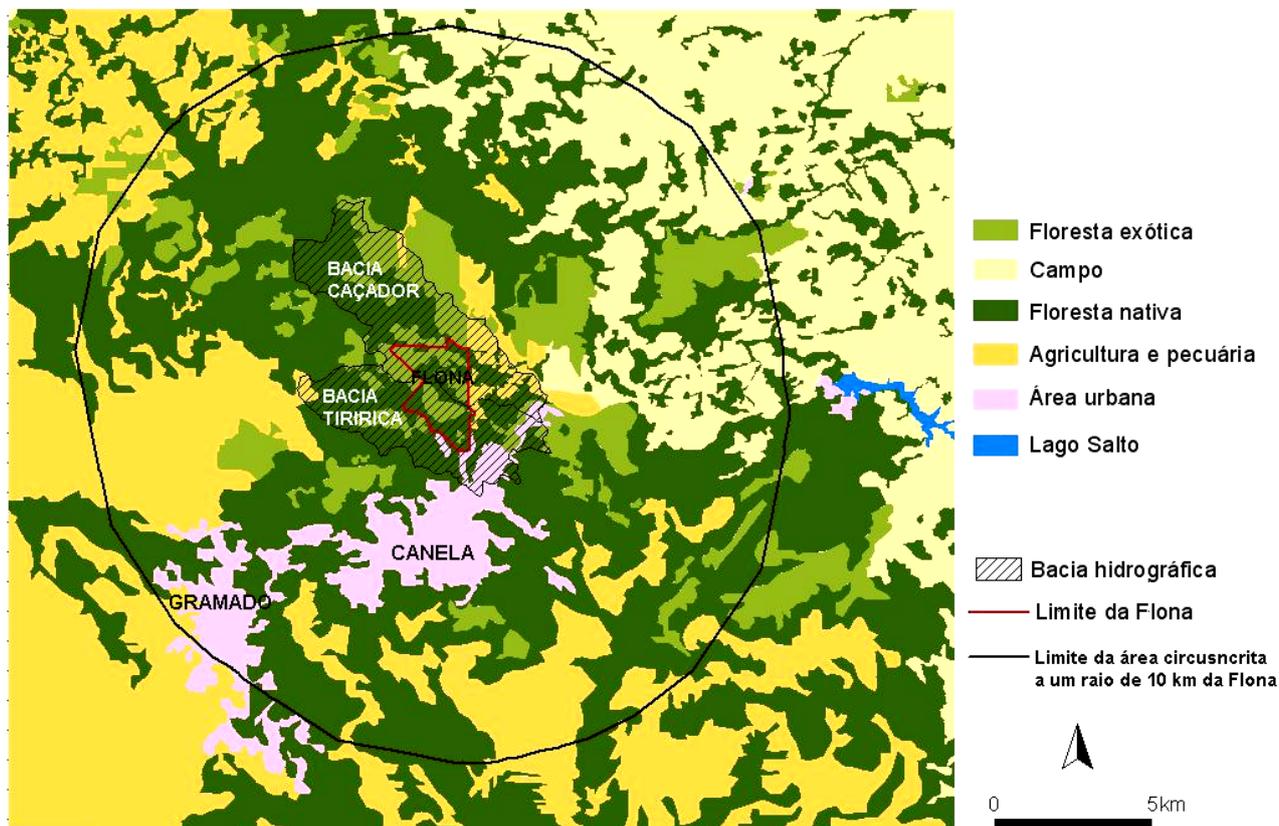


Figura 05: Mapa das principais classes de ocupação do solo na Floresta Nacional de Canela e seu entorno.

Tabela 01: Principais classes de ocupação do solo na área do entorno circunscrita em um raio de 10 Km da Floresta Nacional de Canela.

Classes de ocupação do solo	Área (ha)	Área (%)
Floresta nativa (floresta ombrófila mista)	21.262,63	51,66
Agricultura e pecuária	7.583,59	18,43
Floresta exótica (<i>Pinus sp.</i> , <i>Eucalyptus sp.</i>)	4.854,66	11,80
Campo (estepe)	4.837,19	11,75
Urbana (cidades de Canela e Gramado)	2.615,80	6,36
Total	41.153,87	100,00

1.2.4 Clima

Os dados coletados no período 1931- 1960 caracterizam o tipo climático da área de estudo como o *Cfb* (Ayoade 1991), de acordo com o sistema de classificação de Köppen, pois a região de Canela possui temperatura média anual de 16°C com temperatura média no mês mais quente, janeiro, de 20,8°C e no mês mais frio, em julho, de 11,8°C, tendo 410 horas de frio abaixo de 7°C no período de maio a setembro. A altura de precipitação média anual é de 1.960 mm, sendo que a média mensal varia entre 129 mm em dezembro a 182 mm em setembro, e a média anual de umidade relativa do ar de 80%, não caracterizando uma típica estação de déficit hídrico (IPAGRO 1989).

1.2.5 Geologia e relevo

A Floresta Nacional de Canela está situada na província geomorfológica do Planalto, que ocupa a metade norte e uma porção do sudoeste do Rio Grande do Sul. Essa região é constituída por uma sucessão de rochas ígneas como riolitos, andesitos e basaltos da Formação Serra Geral. Essas rochas se apresentam em relevo tabular, muito escavado pelos rios, como o Rio Caí, formando escarpas e vales profundos. Essa manifestação de grande porte, datada do período do Cretáceo entre os 140 e 130 milhões de anos atrás, interrompeu a sedimentação da Bacia do Paraná e está relacionada com a divisão do supercontinente de Gondwana (Roisenberg 2002). Pode-se dizer que os derrames mais antigos apresentam composição basáltica enquanto que os mais recentes têm composição riolítica (Figura 06).

Quanto à composição, o basalto contém mais Fe, Ca e Mg, enquanto que as rochas de composição riolítica contêm mais silício e menos Fe, Ca e Mg. Dessa maneira, os solos com rocha matriz riolítica tendem a ser mais ácidos que os com rocha basáltica subjacente.

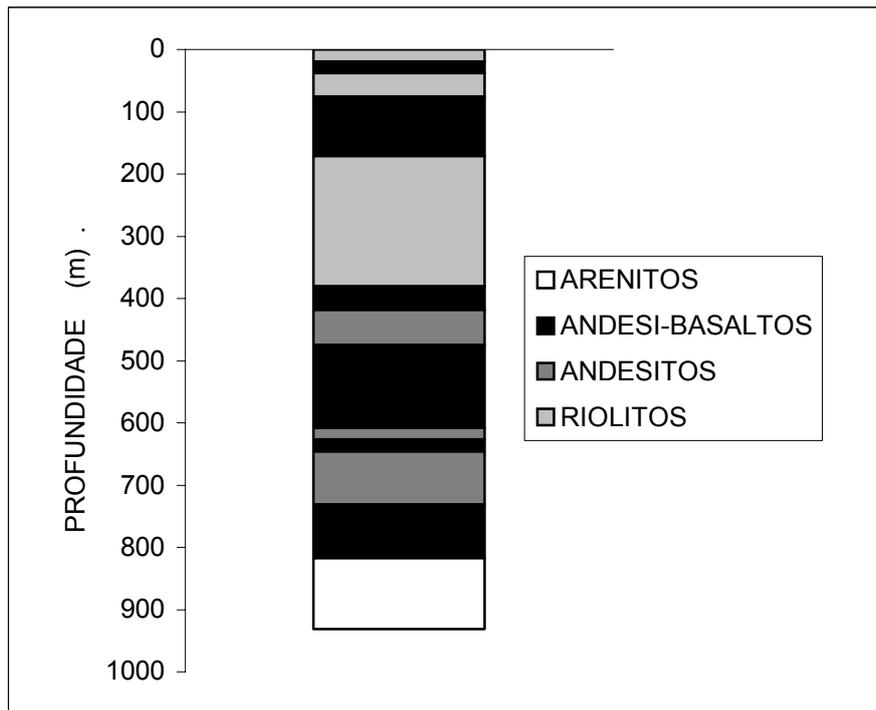


Figura 06: Litoestratigrafia vulcânica em perfil selecionado da Bacia do Paraná Meridional: Taquara – São Francisco de Paula. Modificado de Roisenberg *et al.*(2002).

Em conseqüência dos sucessivos derrames ocorridos no Cretáceo, encontramos nas cotas mais baixas, formando as bases e encostas dos morros, rochas basálticas enquanto que os derrames riolíticos aparecem nas cotas acima dos 700 m de altitude, onde encontramos a Floresta Nacional de Canela.

Nesta, a altitude varia entre os 740 metros e os 820 metros, apresentando um relevo de plano a montanhoso, sendo que a classe de declividade predominante é moderadamente ondulada (8 a 13%). A área das bacias hidrográficas em que está inserida a FLONA possui uma declividade média de 17,5%, com uma amplitude indo de 0%, nas áreas de planalto e banhados, até variações verticais de mais de 20 metros em quedas d'água (Figura 07 e 08).

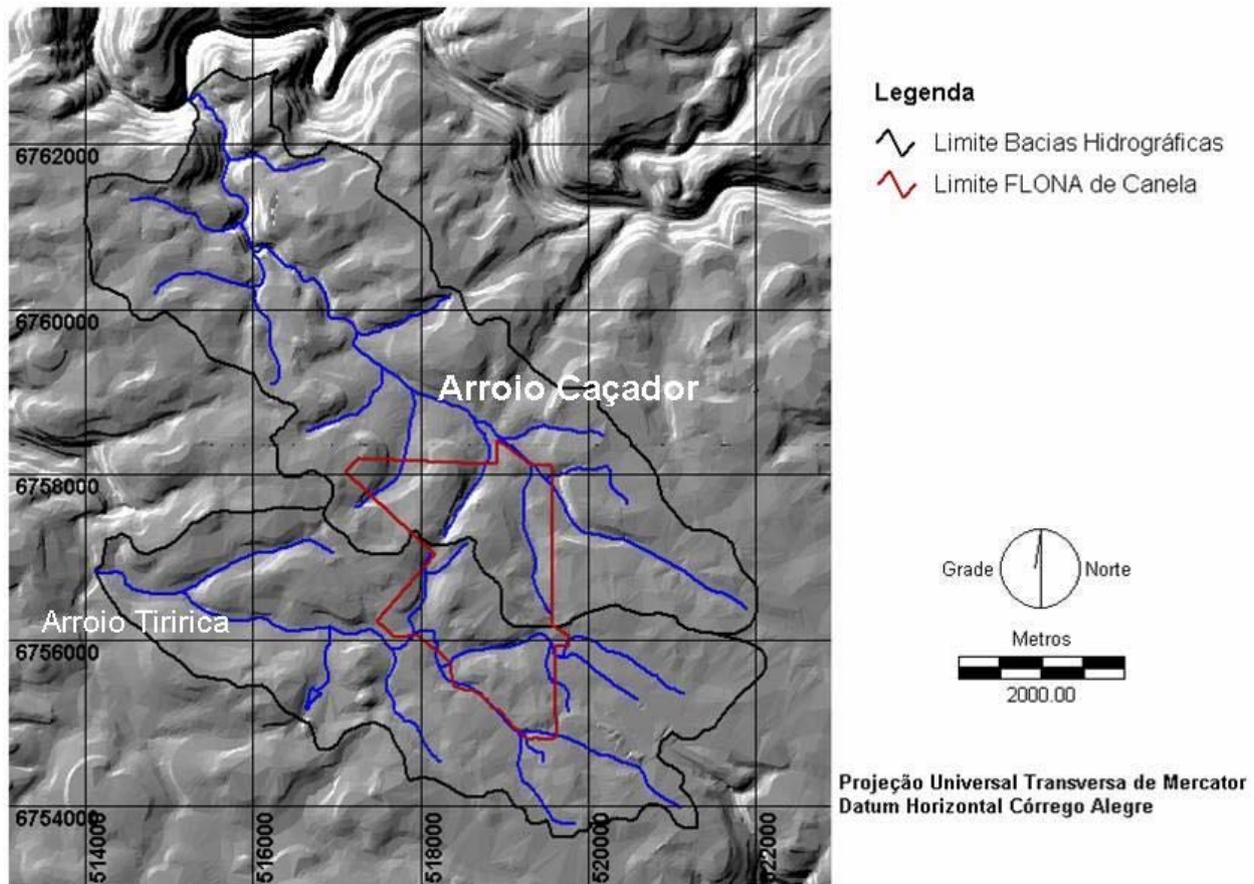


Figura 07: Mapa tridimensional de relevo da região da Floresta Nacional de Canela (delimitada em vermelho) e as delimitações em preto correspondem às bacias hidrográficas do arroio Caçador, ao norte, e arroio Tiririca, ao sul. Base cartográfica: cartas topográficas do exército (Brasil 1980).

1.2.6 SOLOS

Conforme a generalização cartográfica do levantamento de reconhecimento de solos do Rio Grande do Sul – (Brasil 1973) e o Sistema Brasileiro de Classificação do Solo - SiBCS (EMBRAPA 2006), o solo da região está classificado como a associação das classes neossolo regolítico distrófico, cambissolo húmico alumínico e argissolo bruno-acinzentado alítico, em relevo ondulado a forte ondulado e desenvolvidos a partir de rochas efusivas ácidas como riolito e dacito (Streck 2008).

O termo neossolo se refere a solos novos, pouco desenvolvidos sendo que os neossolos regolíticos apresentam o horizonte A assentado sobre a rocha totalmente alterada (horizonte C ou Cr) e contato lítico em profundidade maior do que 50 cm. A metade da área da FLONA (50,5%) apresenta um solo com tais características, com profundidade mínima de 60 cm, de

textura franco-argilosa, friável e localizado nas planícies, partes inferiores das encostas e planos superiores do relevo (Schneider *et al.* 1989).

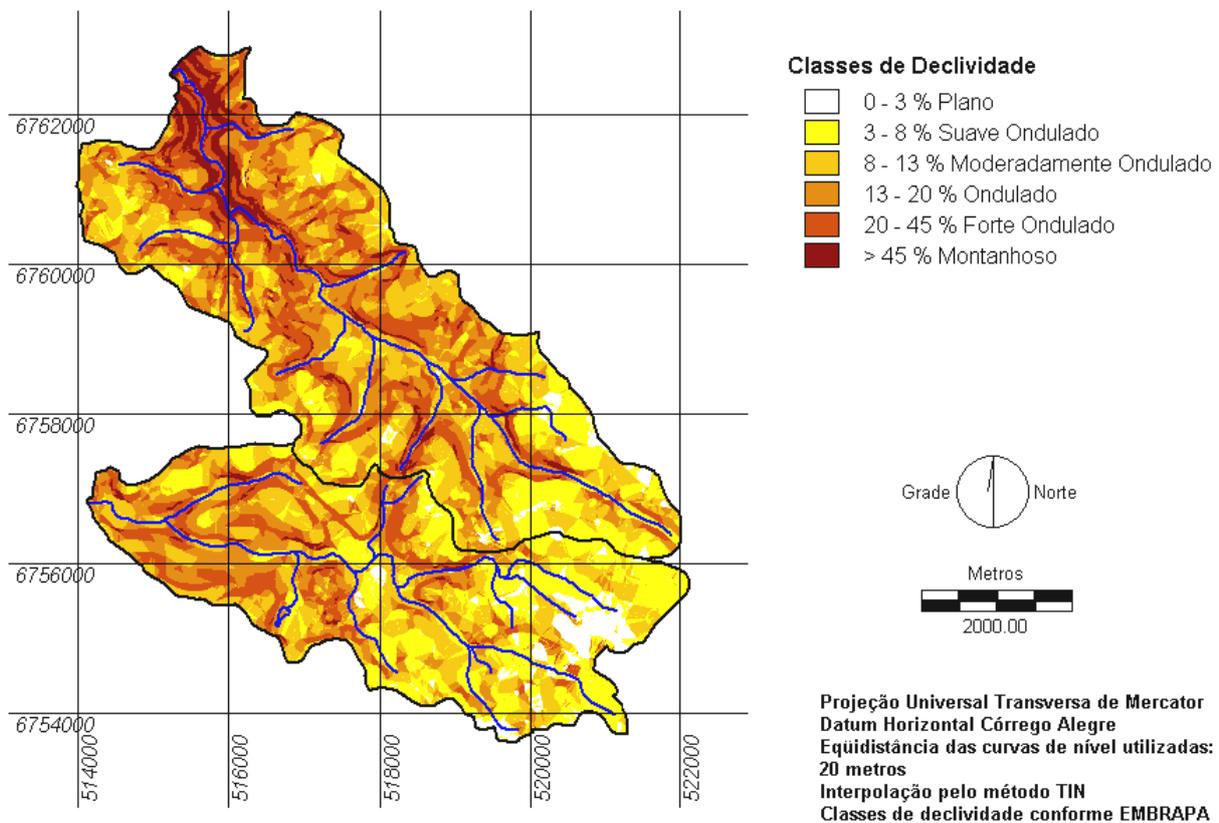


Figura 08: Mapa das classes de declividade da área das bacias hidrográficas do arroio Caçador e arroio Tiririca.

Os cambissolos são solos em processo incipiente de formação, apresentando no perfil uma seqüência de horizontes A-Bi-C ou O-A-Bi-C, onde o horizonte Bi é do tipo B incipiente. São solos em processo de transformação, razão pela qual têm características insuficientes para serem enquadrados em outras classes de solos mais desenvolvidos. Cerca de 47,3% da área da FLONA apresenta um solo com tais características (Schneider *et al.* 1989), sendo raso, textura argilosa, localizado nas áreas mais íngremes e partes superiores das encostas, e apresentando uma camada de impedimento ao desenvolvimento radicular a partir dos 60 cm. A presença de fragmentos de rochas é comum no perfil dos Cambissolos, atestando um baixo grau de alteração ou pouca intemperização do material. Os Cambissolos húmicos ocorrem em ambientes onde a alta pluviosidade e as baixas temperaturas favorecem a acumulação da matéria orgânica, sendo comuns na região dos Campos de Cima da Serra. Vale lembrar que a

Floresta Nacional de Canela está situada na área de transição dessa região e a Encosta Superior do Nordeste (FATEC 1989).

1.2.7 Fauna

No período de 2004 a 2007, o Centro Universitário FEEVALE realizou um levantamento da fauna na FLONA. Foram identificadas 131 espécies de invertebrados, 20 espécies de peixes, 16 espécies de anfíbios nativos, 10 espécies de répteis, 19 espécies de mamíferos nativos e 158 espécies de aves nativas (Ott *et al.* 2008).

Esse estudo registrou a ocorrência de *Fritzianira exul*, Fritz Müller, 1892, um pequeno crustáceo isópode de águas doces, sendo esse o primeiro registro para o Estado do Rio Grande do Sul. Embora nenhum lepidóptero ameaçado de extinção tenha sido documentado, foi destacado o registro de borboletas grandes da subfamília Brassolinae, como *Caligo martia* (Godart, 1824), muito sensíveis a processos de fragmentação florestal (Uehara-Prado *et al.* 2003).

Também foram registrados nos arroios locais um total de nove espécies de peixes, com predominância de Characiformes (cinco espécies) e Siluriformes (duas espécies), e 16 espécies de anfíbios nativos (Ott *et al.* 2008).

Dentre as espécies de répteis registradas, é destacada a ocorrência da cobra parreira-do-mato (*Philodryas arnaldoi*), espécie incluída na Lista das Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção no Rio Grande do Sul (Di-Bernardo *et al.* 2003).

Dentre as 19 espécies nativas de mamíferos, sete espécies estão incluídas na Lista de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção no Rio Grande do Sul (Fontana *et al.* 2003) e foi obtido o registro de tapití (*Sylvilagus brasiliensis*), uma espécie considerada insuficientemente conhecida.

Também foram registradas 159 espécies de aves, representando 25% de toda a avifauna sul-rio-grandense sendo que cinco espécies de aves registradas são consideradas ameaçadas de extinção conforme Bencke *et al.* (2003). As espécies nativas identificadas na FLONA e incluídas nas listas de espécies ameaçadas estão no Anexo I.

2. FUNDAMENTOS TEÓRICOS

2.1 Classificação das águas doces

Considerando que a saúde e o bem-estar humano, bem como o equilíbrio ecológico aquático, não devem ser afetados pela deterioração da qualidade das águas, foi estabelecido um sistema nacional de classificação das águas doces, salobras e salinas pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. A classificação das águas é considerada essencial à defesa de seus níveis de qualidade, os quais são avaliados por condições e padrões específicos, de modo a assegurar seus usos preponderantes.

No Brasil, a Resolução do CONAMA nº 357/2005 dispõe sobre a classificação dos corpos de água superficiais e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes (Brasil 2005).

O enquadramento do corpo d'água está baseado não necessariamente no seu estado atual, mas nos níveis de qualidade que deve possuir para atender às necessidades da comunidade, expressando metas finais a serem alcançadas podendo, portanto, serem fixadas metas progressivas intermediárias e obrigatórias visando a sua efetivação.

As águas doces, salobras e salinas do território nacional são classificadas, segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes, em treze classes de qualidade. As águas doces são classificadas em 5 classes conforme o uso (Tabela 02). As águas de melhor qualidade podem ser aproveitadas em uso menos exigente, desde que este não prejudique a qualidade da água e atendidos outros requisitos pertinentes.

Para a classificação, além do uso preponderante a que se destina, a Resolução do CONAMA 357/2005 determina os padrões de qualidade das águas, estabelecendo limites individuais para cada substância em cada classe. Além desses limites existe a ressalva de que eventuais interações entre substâncias não podem conferir às águas características capazes de causar efeitos que venham a restringir os usos preponderantes previstos. Nesse caso, a qualidade dos ambientes aquáticos também pode ser avaliada por indicadores biológicos ou por ensaios ecotoxicológicos.

Tabela 02: Uso preponderante a que se destinam as diferentes classes dos corpos d'água, conforme Resolução do CONAMA 357 / 2005.

Classe	Uso preponderante				
	consumo humano	equilíbrio das comunidades aquáticas	recreação	irrigação	para outros usos
Especial	com desinfecção	preservação e proteção em UC de proteção integral	-----	-----	-----
1	após tratamento simplificado	proteção e proteção em Terras Indígenas	contato primário	hortaliças de consumo cru	-----
2	após tratamento convencional	pela proteção	contato primário	hortaliças, parques, jardins, campos de esporte e lazer	aqüicultura e pesca
3	após tratamento convencional ou avançado	-----	contato secundário	culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras	pesca amadora, dessedentação de animais
4	-----	-----	-----	-----	navegação e harmonia paisagística

O enquadramento dos corpos d'água deve ser proposta pela Agência Nacional da Água e Comitês de Gerenciamento de Bacia Hidrográfica (Brasil 1997), sendo condição precípua o conhecimento da condição atual do mesmo.

2.2 Índice de qualidade da água

Para avaliar a qualidade da água, diferentes aspectos físicos, químicos e biológicos são considerados como parâmetros e estabelecidos seus respectivos padrões. O potencial hidrogeniônico, a concentração de oxigênio dissolvido, a cor, a turbidez, a concentração de sólidos dissolvidos, a concentração de sais, assim como a presença de organismos coliformes termotolerantes, são exemplos de parâmetros comumente analisados, controlados e monitorados, conforme o uso e destino das águas.

Entretanto, os dados gerados por um programa de monitoramento ambiental fornecem informações de difícil interpretação pela comunidade usuária e em muitos casos, pelos próprios agentes locais de fiscalização e monitoramento. A avaliação da qualidade da água unicamente pela comparação individualizada de cada parâmetro com os limites estabelecidos para o enquadramento do corpo d'água dificilmente permite clareza na interpretação dos resultados.

Com vistas a facilitar essa compreensão e a considerar os parâmetros em conjunto foram propostos vários índices de qualidade.

No caso da análise da água, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo - CETESB, em 1977 desenvolveu o Índice de Qualidade da Água – IQA a partir de pesquisas da National Sanitation Foundation, dos Estados Unidos (CETESB 2007).

Esse índice é calculado pelo produtório ponderado das qualidades de água correspondentes aos nove parâmetros avaliados (coliformes termotolerantes, demanda bioquímica de oxigênio, fósforo total, nitrogênio total, oxigênio dissolvido, potencial hidrogeniônico, resíduo total, temperatura da amostra e turbidez) resultando em uma escala de 0 a 100. Essa escala é dividida em cinco categorias, indo da qualidade péssima (IQA < 19) a ótima (IQA > 79).

Os parâmetros e respectivos pesos utilizados para compor um determinado índice dependem do objetivo do monitoramento. No caso do referido IQA, os parâmetros utilizados identificam melhor a qualidade da água de cursos contaminados com esgotos domésticos e é utilizado com vistas a informar ao público em geral, tendo como determinante principal a sua utilização para o abastecimento público de água.

Dada a maior complexidade dos poluentes lançados nas águas e seus distintos propósitos têm sido criados índices específicos conforme o destino das águas. No caso do estado de São Paulo, a partir de 2002, a própria CETESB tem utilizado índices específicos conforme os principais usos e objetivos dos recursos hídricos. Exemplos disso é o índice para as águas destinadas para o banho ou classificação da praia; o índice de qualidade de água para a proteção da vida aquática ou IVA e os índices para avaliar a qualidade de água bruta para fins de abastecimento público.

Como demonstra a Tabela 03, diversas variáveis são consideradas para a composição dos referidos índices, que apesar do propósito de simplificar a compreensão e facilitar a gestão dos recursos hídricos, alguns demandam a realização de testes mais complexos.

Tabela 03: Índices de qualidade utilizados pela CETESB, SP conforme diferentes objetivos de uso das águas.

ÍNDICE	VARIÁVEIS
IAP - Índice de qualidade de água bruta para fins de abastecimento público	IQA ISTO
IB - Índice de balneabilidade	coliformes termotolerantes, <i>Escherichia. coli</i>
IET - Índice do estado trófico	transparência, clorofila α e fósforo total
IPMCA - Índice de parâmetros mínimos para a preservação da vida aquática	substâncias tóxicas: cobre, zinco, chumbo, cromo, mercúrio, níquel, cádmio, surfactantes e fenóis. parâmetros essenciais: oxigênio dissolvido, pH e toxicidade.
IQA - Índice de Qualidade das Águas	temperatura, pH, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, coliformes termotolerantes, nitrogênio, fósforo, resíduo e turbidez.
ISTO - Índice de Substâncias Tóxicas e Organolépticas	variáveis indicadoras de substâncias tóxicas: Teste de Ames - genotoxicidade, potencial de formação de trihalometanos; número de cianobactérias, cádmio, chumbo, cromo, mercúrio e níquel. Variáveis da qualidade organoléptica: ferro, manganês, alumínio, cobre e zinco.
IVA - Índice de qualidade de água para a proteção da vida aquática	IPMCA IET

Em muitos casos a efetividade da gestão das florestas nacionais tem como pontos críticos os recursos financeiros e humanos (IBAMA & WWF 2007), que podem ser complicadores na gestão ambiental, como no caso das dificuldades para o monitoramento da qualidade das águas em unidades de conservação e seu entorno.

Além das dificuldades decorrentes da distância dessas unidades aos laboratórios de análises, a maior parte das unidades de conservação no Brasil está sob a administração de agências ambientais governamentais. Isso implica que as verbas para casos específicos e extemporâneos, como análises de amostras de águas suspeitas de alguma contaminação, geralmente não estão previstas no plano de manejo ou nos planos operativos. Mas, mesmo que os gastos estivessem previstos nos programas de monitoramento ambiental dessas unidades, estes ainda passam pelas crônicas dificuldades orçamentárias, que insuficientes, precariamente atendem aos gastos essenciais de manutenção. Acrescente-se a isso a dificuldade para o pagamento de análises, compra ou conserto de equipamentos gerada pela morosidade processual, que decorre do rito expresso nas normas para licitações e contratos da Administração Pública (Brasil 1993).

Algumas pesquisas científicas, pioneiras na região, promovidas por instituições de ensino superior, têm colaborado para a ampliação do conhecimento das características hidrológicas nas unidades de conservação e as conseqüências da ação do homem. Campello *et al.* (2005) fizeram uma avaliação preliminar da qualidade das águas na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, que é uma UC nas cercanias da FLONA de Canela. Nesse estudo verificaram uma qualidade da água boa, de um modo geral, mas detectaram valores elevados de alguns parâmetros, com cobre e zinco, provavelmente provenientes do uso de agrotóxicos e de efluentes agrícolas e domésticos da área do entorno. Essas informações, antes inexistentes, são consideradas pelos gestores dessa UC como fundamentais para a avaliação do impacto ambiental do uso do solo no entorno, fator relevante a ser considerado na elaboração do plano de manejo (IBAMA 2003).

2.3 Área de preservação permanente

Conforme a atual legislação brasileira, para todo curso d'água está prevista uma faixa mínima de 30 metros de largura, em cada margem, que acompanha todo o curso e é ampliada conforme classes de largura da lâmina d'água do curso, sendo denominada como área de preservação permanente – APP.

As áreas de preservação permanente são áreas protegidas, nos termos dos artigos 2º e 3º da norma legal MP 2.166/2001, coberta ou não por vegetação nativa, que possuem a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas. Essas áreas somente podem ser utilizadas nos casos de interesse social ou de utilidade pública (Brasil 2001).

Esse ambiente ribeirinho reflete um complexo de fatores geológicos, climáticos, hidrológicos que em interação com os fatores bióticos definem uma heterogeneidade de ambientes (Rodrigues 2000). Sob florestas ciliares ocorre uma significativa variação de solos, cujos reflexos aparecem nos diversos tipos de formações florestais (Jacomine 2000). As comparações florísticas entre remanescentes de formações florestais ciliares mostram que essas áreas são muito diversas, mesmo em áreas de grande proximidade espacial, e essa diversidade é dependente também, entre outros fatores, do tamanho da faixa ciliar florestada (Metzger

1997). Esses autores ressaltam que apenas um grande esforço de preservação pode possibilitar a manutenção dessa biodiversidade, no pouco que resta de florestas ciliares, aliado a uma implementação no conhecimento científico sobre essas áreas.

A água que flui nos cursos não está isolada e hermética a complexa interação com a área ripária. Em realidade, são sistemas abertos e que participam de todos os processos ecológicos que ocorrem nas bacias hidrográficas, historicamente negligenciados no processo de exploração dos recursos naturais (Barrela 2000).

A preservação da faixa ripária, principalmente nos córregos e pequenos riachos, é de extrema importância pois evita a erosão de solos adjacentes, impedindo ou atenuando a sedimentação e assoreamento do leito. O assoreamento resulta na perda de habitats aquáticos, no rebaixamento do lençol freático, na diminuição na vazão e no declínio da biodiversidade do sistema (Berkman & Rabeni 1987). A retirada da vegetação das margens dos rios é prejudicial não apenas devido ao assoreamento causado pela erosão do solo adjacente mas também porque o material em suspensão interfere na qualidade da água do corpo receptor (Odum 1988).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Pluviometria

Medimos a quantidade de chuvas com o pluviômetro, que é um recipiente de volume suficiente para conter as maiores precipitações dentro do intervalo das observações, com uma área de interceptação com bordas em bisel e instalado a 1,5 m acima da superfície do solo longe de obstáculos. O pluviômetro utilizado é do tipo cunha, de poliestireno cristal e com área de captação de 15 cm², o mesmo tipo utilizado pela defesa civil do estado do RS, que ressalva a possibilidade de erro de 10% (Rio Grande do Sul 2007).

Os dados que coletamos foram aferidos e complementados com os índices pluviométricos divulgados pela Defesa Civil do Estado das cidades de Canela, São Francisco de Paula e Gramado (Rio Grande do Sul 2007).

As alturas pluviométricas estão dadas em milímetros e os dados diários correspondem às precipitações ocorridas no período das 8 horas do dia informado até as 8 horas do dia

seguinte, conforme norma internacional que pede que o acúmulo das precipitações em 24 horas, observadas antes do meio dia, seja atribuído ao dia anterior (Chevallier 2002).

Os dados pluviométricos foram analisados em períodos entre as coletas e análises das amostras de águas, sendo períodos que variaram entre 25 a 35 dias de maneira a não coincidir as amostragens mensais com a incidência de chuvas intensas.

Dada a necessidade de trabalhar com uma série contínua de dados, quando ocorreram falhas nos registros da estação de Canela, estas foram corrigidas com base nos registros pluviométricos das estações de Gramado, Nova Petrópolis e São Francisco de Paula. A precipitação foi estimada a partir da média ponderada com as precipitações ocorridas naquelas estações, onde os pesos utilizados foram as razões entre as precipitações normais anuais de Canela e os municípios vizinhos, obtidas no período de 1931 a 1960 (IPAGRO 1989), demonstrado na fórmula:

$$P_x = 1/3 [(N_x/N_G) P_G + (N_x/N_{NP}) P_{NP} + (N_x/N_{SF}) P_{SF}]$$

Onde:

P_x é a precipitação diária de Canela a ser definida;

N_x é a precipitação normal anual de Canela;

N_G é a precipitação normal anual de Gramado;

P_G é a precipitação diária medida em Gramado;

N_{NP} é a precipitação normal anual de Nova Petrópolis;

P_{NP} é a precipitação diária medida em Nova Petrópolis;

N_{SF} é a precipitação normal anual de São Francisco de Paula;

P_{SF} é a precipitação diária medida em São Francisco de Paula.

3.2 Fluviometria

Para determinar as curvas-chaves da vazão (relação entre o nível da água de um curso d'água e a sua descarga líquida) é necessário conhecer um certo número de pares cota-vazão medidas em condições reais (Chevallier 2002) assim como as análises e interpretação da qualidade da água deverá estar veiculada a uma vazão de referência.

A vazão de referência é a vazão do corpo hídrico utilizada como base para o processo de gestão, tendo em vista o uso múltiplo das águas (Brasil 2005).

Existem vários métodos de medições de vazões, sendo que nós utilizamos o método de cálculo da vazão por medição das velocidades do fluxo d'água multiplicado pela área da secção transversal. Para a medição da velocidade utilizamos um molinete hidrodinâmico com haste graduada e uma trena para a medição da profundidade e da largura da secção transversal.

Medimos a velocidade do fluxo dos cursos d'água no meio da sua linha transversal em três diferentes profundidades: próximo à superfície, no centro e próximo ao fundo do leito (T1, T3 e T5). No caso de profundidades menores a 10cm (C1, T2, T4 e T8), realizamos somente a medição no centro e no caso dos arroios Tiririca e Caçador (C2 e T7) medimos a velocidade do fluxo em dois pontos na mesma secção transversal com as respectivas medidas na superfície, no centro e no fundo.

3.3 Qualidade da água

Diversos parâmetros podem ser utilizados para a avaliação da qualidade da água. Zagatto *et al.* (1995) listaram os parâmetros para avaliação da qualidade da água, propostos nos principais trabalhos dessa área (Tabela 04).

Tabela 04: Parâmetros utilizados em diferentes índices de qualidade de águas. Em destaque sombreado aqueles utilizados neste trabalho (Modificado de Zagatto *et al.* 1995).

PARAMETRO	HORTON (1965)	BROWN <i>et alii</i> (1970)	PRATI <i>et alii</i> (1971)	BOLTON <i>et alii</i> (1978)	HOUSE & ELLIS (1987)	TYSON & SMITH HOUSE (1989)	SMITH (1990)	CETESB (1993)
pH	•	•	•	•	•	•	•	•
OD	•	•	•	•	•	•	•	•
Temperatura	•	•		•	•	•	•	•
Sólidos suspensos ou resíduo			•	•	•	•	•	•
DBO		•	•		•	•	•	•
Coliformes	•	•		•	•		•	•
Cloretos	•		•		•	•		
Nitrato		•	•		•	•		
Amônia			•	•	•	•		
Turbidez		•					•	•
Condutividade	•			•				

Fosfato	•	•		
N-total			•	•
Sólidos totais	•			
Agrotóxicos				•
Alcalinidade	•			
Cianetos				•
COD		•		
Extrato com clorofórmio	•			
Fenóis				•
Ferro		•		
Hidrocarbonetos				•
Manganês		•		
Metais				•
P-total				•
Surfactantes		•		

Nessa tabela estão os parâmetros utilizados neste trabalho em destaque sombreado. Note-se que os três parâmetros (pH, OD e temperatura), que são praticamente unanimidade entre os autores, também nós utilizamos. Neste trabalho não foram analisados os parâmetros DBO e coliformes pela dificuldade de envio das amostras ao laboratório. Em compensação utilizamos outros parâmetros recomendados em trabalhos mais recentes, como sólidos dissolvidos totais, turbidez e sólidos suspensos totais.

Fizemos doze mensurações mensais dos parâmetros (pH, OD, condutividade, SDT, SST, turbidez, temperatura, vazão) em nove cursos d'água e duas lagoas que fluem na Floresta Nacional de Canela (Tabela 05), situada no município de Canela, estado do Rio Grande do Sul, Brasil (Figura 01) durante o período de um ano, de julho de 2006 a junho de 2007. A definição de uma mensuração mensal foi com o objetivo de observar se existia alguma variação decorrente das variações climáticas sazonais.

Tabela 05: Localização dos 11 locais amostrais, com coordenadas em UTM, Datum horizontal em Córrego Alegre, MG e Datum vertical no marégrafo de Torres.

Local de amostragem	Descrição	Coordenadas UTM			Erro estimado e
		x	y	z	
C 1	afluente arroio Caçador	518753	6758565	740	5
C 2	arroio Caçador	519028	6758457	746	5
T 1	afluente arroio Tiririca	519755	6756010	820	4
T 2	afluente arroio Tiririca	519548	6755588	812	8
T 3	afluente arroio Tiririca	519984	6754751	830	4
T 4	afluente arroio Tiririca	519205	6754851	809	8
T 5	afluente arroio Tiririca	519248	6754894	806	8
T 6	lagoa Tiririca	518083	6756103	765	6
T 7	arroio tiririca	517956	6756153	763	8
T 8	afluente arroio Tiririca	518247	6756874	805	8
T 9	lagoa dos Xaxins	518002	6756230	769	8

Para cada um desses corpos d'água escolhemos um local de coleta de amostra, os quais foram georreferenciados e a seqüência e horários de coleta foram mantidos durante o período de estudo. Os pontos de coleta das amostras de água estavam situados, em cinco dos nove cursos analisados, a montante dessa unidade de conservação, outros três situados à jusante e o outro ponto de amostragem em um curso situado inteiramente dentro da área protegida pela Floresta Nacional. Esse córrego foi utilizado como ponto de controle dos padrões naturais da água sem influência antrópica e denominado como T8. Sua bacia de drenagem é constituída por uma área florestal federal protegida há mais de sessenta anos.

Para interpretação dos dados utilizamos os seguintes procedimentos: (1) comparação com os padrões estabelecidos em normas legais: Resolução do CONAMA nº 357/2005 e Portaria 518/04 do Ministério da Saúde, (2) elaboração de um índice local de qualidade da água. (3) análise do padrão de distribuição por ordenação com análise de coordenadas principais.

Como padrão consideramos os estabelecidos para a Classe 2 na Resolução do CONAMA nº 357/2005 pois essa é a classe na qual devem estar os corpos d'água enquanto

não for realizado o enquadramento das águas superficiais pelo Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Caí (Tabela 06).

Tabela 06: Condições de qualidade da água para os parâmetros oxigênio dissolvido, potencial hidrogeniônico, sólidos dissolvidos totais e turbidez para as diferentes classes de uso dos corpos d'água, conforme a Resolução CONAMA 357 (Brasil 2005).

Classe	Parâmetro			
	oxigênio dissolvido (mg / L)	potencial hidrogeniônico (pH)	sólidos dissolvidos totais (mg / L)	turbidez (UNT)
1	> 6,0	6,0 a 9,0	< 500	< 40
2	> 5,0	6,0 a 9,0	< 500	< 100
3	> 4,0	6,0 a 9,0	< 500	< 100
4	> 2,0	6,0 a 9,0	-----	-----
Especial	mantidas as condições naturais do corpo d'água			

Para a elaboração de um índice de qualidade da água adaptamos o Índice de Qualidade da Água – IQA desenvolvido pela NSF – National Sanitation Foundation (CETESB 2007). Para cada parâmetro calculamos um índice relativo, conforme COMITESINOS (1993) *apud* Bendati 2003, e apresentamos gráficos da qualidade relativa concomitante com as medições médias de cada parâmetro monitorado.

Para a composição dos índices de qualidade relativa utilizamos as equações ajustadas (Bendati *et al.* 2003). Ajustamos o peso para cada parâmetro testando o comportamento dos polinômios do índice de qualidade da água com diferentes distribuições de pesos, tendo como critério que deveria existir um gradiente entre o ponto de controle *branco* (T8), com o maior valor, e o ponto de controle *negro* (T4) com o menor. Distribuimos os pesos unindo os pesos de parâmetros não medidos com os medidos da seguinte maneira: OD (peso do OD + peso do DBO); pH (peso inalterado); turbidez (peso turbidez + peso coliformes); SDT (peso inalterado) e SST (peso fosfato + peso nitrato). Isso foi necessário porque o IQA é o produto de sete parâmetros distintos enquanto que neste trabalho utilizamos somente 4 desses parâmetros (OD, pH, turbidez e SDT) e adicionamos o parâmetro Sólidos Suspensos

Totais (SST). O modelo do IQA que utilizamos tem uma escala de 0 a 100, com a seguinte fórmula:

$$IQA = \pi qi^{wi}$$

Onde:

π é o símbolo do produtório;

qi é a qualidade do i-ésimo parâmetro;

wi é o peso relativo do i-ésimo parâmetro;

i é o número de ordem do parâmetro.

As equações ajustadas para o cálculo das qualidades relativas de cada parâmetro (qi) e os pesos relativos (wi) estão expressos na Tabela 07.

Tabela 07: Qualidade relativa (q) para cada parâmetro avaliado e peso relativo na composição do IQA local.

Parâmetro	Equação ajustada	Peso relativo
Oxigênio dissolvido (%)	$q = 2,982 + 0,338879 * OD + 0,0003415 * OD^3 - 3,094 * 10^{-6} * OD^4 + 2,6476 * 10^{-13} * OD^7$	0,30
Potencial hidrogeniônico (pH)	$q = \exp (-0,0131 * (pH)^3 + 2,5278 * 10^{-5} * \exp (pH) + 1,38718 * (\ln (pH))^3 - 1,871314 * \ln (\ln (pH)))$	0,13
Turbidez (UNT)	$q = \exp (4,567765 - 0,0209573 * (Turb.) + 4,1215 * 10^{-5} * (Turb.)^2 - 5,319846 * 10^{-8} * (Turb.)^3)$	0,26
Sólidos dissolvidos totais (mg.L⁻¹)	$q = \exp (4,404 + 0,0011838 * SDT - 9,1605 * 10^6 * SDT^2 + 6,48885 * 10^{-9} * SDT^3)$	0,09
Sólidos suspensos totais (mg.L⁻¹)	$q = 100 * \exp (-0,0579 * SST)$	0,22

Para a análise por ordenação utilizamos as médias obtidas para cada parâmetro ao longo do período monitorado como a matriz de dados originais. Para avaliar a ordenação das unidades amostrais e a importância de cada variável na ordenação fizemos uma análise de coordenadas principais – PcoA - com os dados padronizados pela amplitude e utilizamos a distância euclidiana entre as unidades amostrais como medida de semelhança.. O número de dimensões de ordenação significantes foi testado a partir do método baseado em auto amostragem, ou *bootstrap*, proposto por Pillar (1999a). As variáveis utilizadas para a análise

foram as médias de sólidos dissolvidos totais (SDT), saturação de oxigênio dissolvido (OD), potencial hidrogeniônico (pH), turbidez e sólidos suspensos totais (SST) das 132 coletas realizadas.

Também avaliamos os locais amostrais pela qualidade relativa da água para os diferentes parâmetros com análise de PCoA. Utilizamos os índices de qualidade relativa (Bendati *et al.* 2003) como variáveis na construção dos eixos da análise, com correlação entre as unidades amostrais como medida de semelhança. Fizemos análise de agrupamentos utilizando distância euclidiana como medida de semelhança e a ligação média não-ponderada (UPGMA) como critério de agrupamento (Legendre & Legendre 1998). A nitidez dos grupos foi testada usando o método baseado em auto-reamostragem, ou *bootstrap*, proposto por Pillar (1999b). Utilizamos o aplicativo MULTIV (Pillar 2005) para os cálculos da estatística multivariada.

3.4 Parâmetros da qualidade da água

Os parâmetros utilizados para avaliar a qualidade da água foram: potencial hidrogeniônico, turbidez, transparência, oxigênio dissolvido, sólidos dissolvidos totais, condutividade elétrica, sólidos suspensos totais e agrotóxicos. Concomitante a medição desses parâmetros mensuramos os parâmetros complementares de temperatura da água, para o cálculo da saturação de oxigênio dissolvido, e a vazão, para o estabelecimento de uma vazão de referência.

A fim de facilitar a análise e compreensão das variações de diluição e suspensão de substâncias e compostos na água medimos a vazão e monitoramos a precipitação pluviométrica, o que permite estabelecer uma vazão de referência para as médias dos parâmetros.

A seguir são descritos, de maneira detalhada, os parâmetros indicativos da qualidade da água.

Potencial hidrogeniônico

O potencial hidrogeniônico, ou simplesmente pH, representa a concentração de íons hidrogênio H^+ em escala antilogarítmica, dando uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água em uma faixa de medição que varia entre o pH 0 e pH 14.

O pH pode ser considerado como uma das variáveis ambientais mais importantes, ao mesmo tempo que é uma das mais difíceis de se interpretar (Esteves 1988) pois um grande número de fatores pode influenciar. Na grande maioria das águas naturais a variação da concentração dos íons H^+ é originária da dissociação do ácido carbônico ($H_2CO_3 \leftrightarrow 2 H^+ + CO_3^{2-}$), que gera valores abaixo de 7, ou das reações de íons carbonato e bicarbonato com a molécula d'água que elevam os valores para a faixa alcalina.

A grande maioria dos corpos d'água continentais tem pH variando entre 6 e 8 (Esteves 1988) ou de 6 a 9 para a maioria dos lagos, sendo que quando o pH de um lago cai abaixo de 4 ou 5, a diversidade de espécies é severamente restringida (Goldman & Horne 1983). Os ecossistemas aquáticos que apresentam mais freqüentemente valores baixos de pH têm elevadas concentrações de ácidos orgânicos de origem alóctone e ou autóctone, como ácido sulfúrico, nítrico, oxálico, acético, carbônico, formados no metabolismo dos microorganismos aquáticos. Também os processos de decomposição e respiração têm como conseqüência a liberação de CO_2 , conseqüentemente a formação de ácido carbônico e íons hidrogênio.

Já os valores com pH mais elevados são encontrados geralmente em regiões com balanço hídrico negativo ou em regiões que sofrem ou sofreram influência marinha com a deposição de carbonatos e bicarbonatos, que não é o caso do ambiente estudado, pois mesmo que se saiba que os aerossóis marinhos possam chegar na encosta da serra, é provável que sua influência seja diminuta na variação do pH . É mais provável a maior influência da poluição por bases de sabões, por exemplo, e dos processos biológicos no aumento do pH, como a fotossíntese de macrófitas e algas. Nestas, o consumo de CO_2 ocasiona a maior hidrólise do íon bicarbonato aumentando o íon OH^- , como na equação:



Turbidez

A turbidez é um parâmetro utilizado em várias metodologias para avaliar a qualidade da água, principalmente para fins de abastecimento público e também para avaliar ambientes naturais, pois altos índices de turbidez dificultam o processo da fotossíntese. A turbidez da água é a medida de sua capacidade em dispersar a radiação luminosa, sendo que a dispersão

ocorre pelo desvio da trajetória original do feixe luminoso, fenômeno observável mesmo em águas muito puras em consequência das moléculas d'água.

Entretanto os principais fatores de dispersão são as substâncias dissolvidas e partículas suspensas no meio líquido de diferentes tamanhos e atividade óptica, sendo que em geral as partículas menores têm efeito dispersante maior do que as partículas com maior diâmetro (Tabela 08).

Tabela 08: Padrão de turbidez para água pós-filtração ou pré-desinfecção conforme Portaria do Ministério da Saúde 518/2004.

Tratamento da água	Valor Máximo Permitido VMP	observação
Desinfecção	1,0 UNT	em 95% das amostras e nas outras 5% o VMP é de 5,0 UNT *
Filtração rápida	1,0 UNT**	tratamento completo ou filtração direta
Filtração lenta	2,0 UNT	em 95% das amostras e nas outras 5% o VMP de 5,0 UNT

*assegurado, simultaneamente, o atendimento ao VMP de 5,0 UNT em qualquer ponto da rede no sistema de distribuição. ** a meta é de valores inferiores a 0,5 UNT em 95% das amostras com vistas à remoção de enterovírus, cistos de *Giardia spp* e oocistos de *Cryptosporidium spp.*

Quantificamos a turbidez nefelométrica, que é uma unidade empírica usualmente utilizada para a quantificação da turbidez, expressa em *Nephelometric Turbidity Units* – (NTU) com um turbidímetro eletrônico de bancada. As características do aparelho e referência metodológica estão expressas na Tabela 09.

Tabela 09: Parâmetros, especificações técnicas dos equipamentos utilizados, método utilizado e referência metodológica.

Parâmetro	Aparelho	Marca e Modelo	Unidade	Limite de quantificação	Resolução	Incerteza + -	Método	Referência
Agrotóxicos	Cromatógrafo espectrômetro	Applied Biosystem 3200 Qtrap	mg . L ⁻¹	0 a	0,01	----	LC/MS/MS	MPHWS (2000)
Altura pluviométrica	pluviômetro		mm	0 a 130	2,5	10%	pluviometria	RS (2007)
Comprimento	trena	Esilon PVC Coate Fibre Glass	m	0 a 50	0,01	0,005	planimetria	----
Condutividade elétrica	condutivímetro	WTW LF320	µS.cm ⁻¹	0 a 199,9	0,1	0,5%	condutimetria	ABNT (1999)
Localização geográfica	receptor gps	Garmin 12 Channel	UTM	-----	1	variável	radiometria	----
Massa	balança analítica	Sartorius MP 2006	g	0 a 100	0,0001	0,0024	gravimetria	Wetzel (1975)
Oxigênio dissolvido	oxímetro	Alfakit AT 140	mg . L ⁻¹	0 a 20	0,1	2%	oximetria	APHA (1998)
Potencial hidrogeniônico	potenciômetro	Biothec 210 P	pH	0 a 14	0,01	0,1	potenciometria	ABNT (1999)
Profundidade	baliza graduada	-----	cm	0 a 200	1	0,5	morfometria	Wetzel (1990)
Sólidos dissolvidos totais	condutivímetro	WTW LF320	mg . L ⁻¹	0 a 1999	1	2%	condutimetria	APHA (1998)
Sólidos suspensos totais	membrana filtrante	-----	µm	-----	0,45	----	filtragem	APHA (1998)
Temperatura	termômetro	Alfakit AT 140	°C	0 a 50	0,1	0,05	termoeletrometria	----
Transparência	disco de secchi	--	m	0 a 2	0,01	variável	Secchi	Preisendorfer (1986)
Turbidez	turbidímetro	Hatch 2100 P	UNT	0 a 1000	0,01	2%	nefelometria	NBR 11265/1990
Velocidade	molinete	Eri Bellanca	m.s ⁻¹	0 a 99	0,01	10%	fluviometria	CETESB (1978)

Transparência

Considerando as características ópticas, a transparência é o oposto da turbidez, sendo que fizemos sua medição através da profundidade de visualização um disco branco submergindo e emergindo na coluna d'água. A profundidade de desaparecimento do disco na água, obtida em metros é denominada transparência do disco de Secchi ou profundidade do disco de Secchi.

Além da simplicidade do manuseio, custo reduzido e facilidade de transporte do equipamento, o uso do disco de Secchi possui as vantagens de possibilitar avaliar a extensão da zona eufótica e permitir comparações com outros estudos limnológicos, dado ser amplamente difundido o seu uso (Esteves 1988).

Para as medições da transparência do disco de Secchi utilizamos um disco branco de 20 cm de diâmetro. Obtivemos o valor de cada medição pela média da medida de profundidade de desaparecimento do disco ao submergir e profundidade de aparecimento ao emergir. O horário das medições foi entre o período das 10 h às 15 h, ensolarado, e em dois locais distintos para cada uma das duas lagoas: um local no centro e outro próximo ao vertedouro. Realizamos as medições em duas épocas, uma no inverno e outra no verão, nos dias 26 de julho de 2007 e no dia 19 de fevereiro de 2008. Escolhemos essas épocas pelo conhecimento de provável fenômeno de estratificação térmica sazonal que ocorre em regiões subtropicais.

Para diminuir a influência nas medições de transparência Secchi por material mineral em suspensão oriundo de processos erosivos do solo, escolhemos aqueles dias com um período anterior de 8 dias sem chuvas, no inverno, e de 6 dias anteriores sem precipitação pluviométrica nas medições de verão.

Para a avaliação da extensão da zona eufótica foi considerada aquela profundidade que recebe até 1% da radiação da superfície e obtida pela multiplicação da profundidade do disco de Secchi por 3 (Ishii 1987 *apud* Esteves 1988).

Oxigênio dissolvido

O oxigênio dissolvido é um dos mais importantes gases envolvidos na dinâmica e na caracterização dos ecossistemas aquáticos. Entretanto o oxigênio é um gás pouco solúvel em

água, dependendo da temperatura e pressão atmosférica. A solubilidade do oxigênio varia entre 14,60 mg.L⁻¹ a 0°C até 7,47 mg.L⁻¹ a 30°C nas condições de 760 mm Hg de pressão atmosférica e 100% de umidade relativa do ar (Wetzel 1991).

Nas medições do oxigênio dissolvido utilizamos um oxímetro (Tabela 09) na corrente dos cursos d'água a cerca de 5 cm da superfície. No caso dos ambientes lênticos tivemos o cuidado de manter um pequeno movimento no terminal para garantir um adequada medição. No caso das lagoas, além das medições mensais da concentração de OD na superfície mensuramos tamb a concentração do OD na coluna d'água no inverno de 2007 e no verão de 2008 com o uso do cabo e sensor do oxímetro fixados a uma régua de madeira de 3 m graduada a cada 0,25 m. A régua era submergida gradativamente concomitante com as medições de profundidade, temperatura e oxigênio dissolvido. As medições foram feitas em dois locais para cada lagoa, georreferenciados com GPS, sendo um localizado na porção média da lagoa e outro próximo ao vertedouro no horário compreendido entre as 10 h e 16 h.

Para o cálculo da saturação de oxigênio foi utilizada a fórmula:

$$\text{Sat. O}_2 (\%) = \text{OD} \cdot S^{-1} \cdot \text{FC} \cdot 100$$

Onde:

Sat. O₂ (%) = saturação do oxigênio dissolvido

OD = oxigênio dissolvido medido (mg. L⁻¹)

S⁻¹ = solubilidade do O₂ (mg.L⁻¹) na água em equilíbrio a 760 mm Hg em uma dada temperatura, obtida em tabela auxiliar de Wetzel (1991).

FC = fator de correção conforme a altitude (Tabela 10)

Para a obtenção da solubilidade do oxigênio (S) consultamos uma tabela auxiliar da solubilidade de O₂ (Wetzel 1991) onde a solubilidade do oxigênio é dada em função da variação da temperatura e nas condições de pressão atmosférica equivalente a 760 mm de altura de coluna de mercúrio e 100% de umidade relativa.

Tabela 10: Variação da pressão atmosférica em função da altitude (*Modificado de Dussart & Francis-Boeuf 1949 apud Wetzel 1991*).

Local amostral	Altitude (m)	Pressão atmosférica (mm Hg)	Fator de correção
T3	830	684,60	1,1101
T1	820	685,40	1,1088
T2	812	686,04	1,1078
T4	809	686,28	1,1074
T5	806	686,52	1,1070
T8	805	686,60	1,1069
T9	769	689,79	1,1018
T6	765	690,15	1,1012
T7	763	690,33	1,1009
C2	746	691,86	1,0985
C1	740	692,40	1,0976

Calculamos o fator de correção (FC) (Tabela 10) estimando a pressão atmosférica de cada local amostral a partir dos dados de altimetria (Tabela 05).

Sólidos dissolvidos totais

Quanto ao tamanho, os sólidos presentes nos corpos d'água podem ser classificados em suspensão (sedimentáveis e não-sedimentáveis) e dissolvidos (colóides e íons).

Medimos as concentrações dos sólidos dissolvidos totais com a utilização de um condutímetro (Tabela 09) que relaciona a condutividade elétrica com a concentração dos sólidos dissolvidos totais. Embora usualmente se correlacione a concentração de íons ou sólidos dissolvidos totais à condutividade, cada amostra tem seu equilíbrio químico e sua condutividade, dadas as diferentes concentrações e características iônicas.

Condutividade elétrica

A condutividade elétrica é a capacidade da água de transmitir a corrente elétrica e é determinada pela presença de substâncias dissolvidas dissociadas em ânions e cátions. A condutividade é afetada pela concentração e tipo de íon dissolvido assim como pela temperatura, quando o aumento de 1°C corresponde a um acréscimo de 2% na condutividade (Hem 1985 *apud* Porto 1991). À medida que mais sólidos dissolvidos são adicionados, a condutividade da água aumenta mas não fornece nenhuma indicação das quantidades relativas

dos vários componentes. Em geral, níveis superiores a $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ indicam ambientes impactados.

Sólidos suspensos totais

Todas as substâncias presentes na água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos presentes nos corpos d'água (Porto 1991).

Neste estudo denominamos os sólidos em suspensão retidos na membrana filtrante também como sólidos filtráveis, ou filtrado total, pois existe uma faixa intermediária entre os sólidos dissolvidos e os sólidos em suspensão, os sólidos coloidais, de grande importância na qualidade da água e de difícil identificação pelo método de filtração (Sperling 1996).

Os sólidos podem ser separados em dois grupos: suspensos e dissolvidos. Fizemos a separação da fração dos sólidos suspensos totais dos sólidos dissolvidos totais utilizando um sistema de filtração.

O sistema de filtração consistiu em um cilindro de vidro sem tampa e fundo e fixado em cima de uma proveta estando separados por um filtro. O filtro consistiu em uma membrana filtrante, sintética, com poro de diâmetro igual a $0,45 \mu\text{m}$ assentada em por um filtro cerâmico com poros de maior diâmetro. Da proveta coletora da amostra filtrada extraímos ar com uma bomba elétrica para diminuição da pressão atmosférica interna, apressando assim a filtração das amostras.

As amostras de aproximadamente 1 L foram preservadas resfriadas a menos de 10°C durante o período prévio às filtrações. No início dos procedimentos de filtração agitamos vigorosamente por alguns segundos as garrafas plásticas que continham as amostras antes de extrair uma sub-amostra de 300 mL .

Depois da filtração das sub-amostras secamos as membranas filtrantes em forno elétrico a 60°C por 5 a 8 dias, quando daí as retirávamos e as colocávamos para resfriamento, até alcançar a temperatura ambiente em um sino de vidro com sílica desidratada. Após algumas horas, as membranas eram retiradas para determinação da massa em uma balança analítica, o mais breve possível para diminuir a influência da higroscopia na massa das membranas.

Agrotóxicos

Alguns materiais orgânicos são mais resistentes à degradação biológica podendo afetar os processos metabólicos diretamente ou em decorrência da bioacumulação. Entre esses se destacam os agrotóxicos e os detergentes e desinfetantes com estrutura fechada, com efeito tóxico agudo ou crônico.

A poluição das águas com agrotóxicos dá-se pela lixívia dos resíduos acumulados nas plantas e no solo, e carreados para os cursos d'água por escoamento superficial ou por deriva atmosférica e precipitação.

A legislação estabelece padrões para vários agrotóxicos usualmente utilizados na agricultura assim como para alguns agrotóxicos já proibidos no território brasileiro. No Brasil, os agrotóxicos só podem ser utilizados se previamente registrados de acordo com as diretrizes e exigências dos órgãos federais responsáveis pelos setores da saúde, do meio ambiente e da agricultura (Brasil 1989). Existem parâmetros para os corpos d'água, a partir da Resolução CONAMA 357/2005 (Brasil 2005), e para a água bruta e tratada com fins de abastecimento público na Portaria 518/GM de 2004 (Brasil 2004).

Com o intuito de diminuir ao máximo o número necessário de análises laboratoriais, haja vista os escassos recursos financeiros disponíveis, optamos por selecionar as áreas, cursos d'água e períodos com maior probabilidade de contaminação por agrotóxicos.

Para selecionarmos essas áreas, fizemos o reconhecimento do entorno com o uso de imagens aéreas e com verificações a campo. Analisando os mapas topográficos e imagens aéreas identificamos dois cursos d'água que drenam essa área agrícola, sendo selecionados para um estudo exploratório sobre a contaminação por agrotóxicos na área. Coletamos uma amostra na foz de cada curso, próximas ao arroio Caçador, logo após um período de chuvas e coincidindo com a época identificada como de maior frequência de aplicações de agrotóxicos.

Nas expedições a campo investigamos quais eram as substâncias freqüentemente empregadas, as quantidades aplicadas, o método e a época de aplicação.

Coletamos as amostras no dia 8 de fevereiro de 2007 em garrafas de vidro de cor âmbar, no sentido contrário a corrente, preservando as amostras com congelamento. As amostras

foram analisadas no laboratório Bioensaios Análises e Consultoria Ambiental Ltda. e submetidas ao método de cromatografia líquida e espectrofotometria de massa com o *scan* LC/MS/MS, com um limite mínimo de quantificação maior a 0,01 mg. L⁻¹.

3.5 Caracterização dos corpos d'água

Medimos o número e a altura das quedas verticais d'água existentes nos cursos C2, T1, T2, T3, T4 e T5, e estabelecemos arbitrariamente seis categorias conforme a altura (Tabela 11). Consideramos como queda d'água toda situação onde o fluxo do curso d'água ocorre na direção vertical e sentido descendente decorrente do abrupto desnível do leito, como degraus e cascatas, não sendo considerados como tal os saltos, freqüentes em fluxo de corredeira. Esses dados auxiliam a compreender a dinâmica da variação dos resultados obtidos nas medições das concentrações de oxigênio dissolvido.

Tabela 11: Categorias de quedas d'água

Categoria	Altura das quedas (cm)
1	< 20
2	20 a 50
3	50 a 80
4	80 a 110
5	110 a 140
6	>140

Sedimentos

Para mensurar a espessura da camada de sedimentos no leito dos reservatórios observamos a profundidade de penetração da baliza entre a superfície da camada sedimentos até a camada mais consolidada, quando o esforço para penetração aumentava abruptamente.

Para avaliar as características de acúmulo de matéria orgânica fizemos coleta de sedimentos em seis locais: três pontos de amostragem na lagoa dos Xaxins e três pontos de amostragem na lagoa Tiririca. Em ambas as lagoas os pontos amostrados localizavam-se na cabeceira, na porção média e nas proximidades do vertedouro.

A coleta da camada superficial dos sedimentos de fundo foi realizada com draga tipo Eckman (Apêndice I, foto 02) e com o auxílio de uma pá de plástico para a colocação do

material em frascos de polietileno de 1000 mL. Os frascos foram preservados resfriados até o momento de preparação para análises laboratoriais.

O procedimento de preparação consistiu na secagem em estufa a aproximadamente 60°C, durante 20 dias. Em seguida, as amostras foram desagregadas com a utilização de almofariz, pistilo de porcelana e desagregador mecânico. Depois da homogeneização foi feito o quartamento e retirada uma sub-amostra de cerca de 200 g destinada à análise granulométrica utilizando-se um conjunto de peneiras para a obtenção de um material com granulometria menor a 0,062 mm (Suguo 1973). Essa granulometria corresponde a fração silte e argila e é a que mais se assemelha à granulometria do material carregado em suspensão (Förstner 1989).

Determinamos o teor de matéria orgânica na fração fina das amostras de sedimento pela técnica gravimétrica, onde alíquotas de aproximadamente 5 g de amostras foram calcinadas em forno mufla a 550°C por 4 horas e a determinação do teor de matéria orgânica determinado pela diferença de massa das amostras antes e após a calcinação (Wetzel 1975).

Morfometria das lagoas

Para o cálculo do volume utilizamos o valor da área superficial multiplicada pela profundidade média. Para o dimensionamento da superfície da lâmina d'água utilizamos a planimetria fotogramétrica (Goldman & Horne 1983) com uso do *software* InfoImage, com uma imagem com composição de fotos aéreas de 27/12/2002 (FATEC 2003).

Para o cálculo da profundidade média realizamos a batimetria da lagoa Tiririca em mais de 104 pontos ao longo de dois alinhamentos transversais e em outros 20 pontos dispersos a montante e jusante da lagoa para investigação do leito.

Para a batimetria, dada a baixa profundidade média, foi possível dispor as balizas ao longo do alinhamento dentro da lagoa. Com uma trena de 50 metros medimos as distâncias horizontais no alinhamento e desde uma embarcação e com uma baliza graduada fizemos as medições das profundidades. Os alinhamentos entre as balizas dentro da lagoa e as balizas das margens foram verificados por visadas a olho nu desde as margens, com verificação de visada de ré.

Na lagoa dos Xaxins utilizamos um levantamento planialtimétrico disponível na FLONA (Canela 1997) e a batimetria em 20 pontos entre a montante e a jusante para a verificação dos dados do levantamento antes da construção da barragem.

3.6 Classificação do uso e ocupação do solo

Para a obtenção dos dados de terreno que serviram para compor a base cartográfica realizamos a vetorização da carta do exército de Canela e São Francisco de Paula geradas na escala 1:50.000 (Brasil 1980). Na criação da base cartográfica foi utilizado o *software* CartaLinx (Clark Labs 1999) por possibilitar, além da vetorização dos objetos, a criação de um banco de dados com atributos de qualificação tais como a classificação de arroios e a altimetria.

A delimitação da área das bacias hidrográficas foi feita com a utilização do *software* CartaLinx levando em consideração as curvas de nível encontradas na base cartográfica. Os terrenos da bacia podem ser delimitados por dois tipos de divisores de água: um divisor topográfico e um divisor freático. Enquanto o primeiro fixa a área da qual provém o deflúvio superficial da bacia, o divisor freático estabelece os limites dos reservatórios e escoamento subsuperficial.

Neste trabalho consideramos o divisor topográfico como o divisor de águas das bacias devido a dificuldade de determinar precisamente o divisor freático e porque somente em situações de rebaixamento do lençol subterrâneo, durante períodos de estiagem, é que o divisor freático distancia-se significativamente do topográfico (Villela & Mattos 1975).

Quanto a caracterização morfológica da área geral de estudo utilizamos os dados de altimetria adquiridos a partir do *software* CartaLinx. As curvas de nível resultantes da vetorização passaram pelo processo de interpolação pelo módulo TIN (rede triangular irregular) do *software* IDRISI. A partir desta interpolação por triangulação geramos um modelo de elevação, através do módulo TINSURF, o que nos permitiu analisar as classes de declividades e classes hipsométricas do terreno.

Para a identificação dos tipos predominantes de ocupação e uso do solo analisamos uma imagem multiespectral do satélite LANDSAT-TM, ano base 2003 (MMA 2006) com resolução espacial de 30 metros e composição RGB 453. Essa imagem foi georreferenciada

utilizando o módulo RESAMPLE do *software* IDRISI (Clark Labs 2003). No módulo RESAMPLE foram utilizados 12 pontos de controle retirados da base cartográfica. Esses pontos controle são compostos por pontos da base cartográfica facilmente identificáveis na imagem de satélite como, por exemplo, entroncamentos de cursos d'água, entroncamentos de estrada e represamentos de água.

Nessa classificação consideramos quatro classes de ocupação e uso do solo: floresta nativa, floresta exótica, campo, agropecuária e área urbanizada.

Classificamos as imagens pelo método manual, o que consistiu na interpretação visual dos alvos na tela do computador e na digitalização (Pinheiro & Kux 2005) e vetorização das classes com o *software* CartaLinx. Calculamos as áreas de cada classe de ocupação do solo pelo módulo AREA do *software* IDRISI, tendo sido feita também a estimativa percentual de cada classe em relação à área total.

3.7 Interpretação da classificação do uso e ocupação do solo

Utilizamos os dados da classificação do uso e ocupação do solo para a composição de um índice de antropização (Ia) para cada sub-bacia de drenagem, áreas situadas a montante dos locais de amostragem de água. Identificamos duas bacias hidrográficas principais: arroio Caçador e arroio Tiririca. Nestas identificamos os cursos principais que fluem na área de estudo e estabelecemos locais para amostragem próximos aos limites da Floresta Nacional de Canela, e delimitamos as bacias de drenagem a montante.

O índice de antropização que utilizamos é uma adaptação do índice utilizado por Mancini *et al.* (2005) e foi calculado da seguinte equação:

$$Ia = \sum k_i p_i$$

Onde:

Ia é o índice de antropização,

Σ é o símbolo de somatório

k_i é o coeficiente específico para cada categoria de uso e ocupação do solo,

p_i é a frequência relativa da área de cada categoria.

Atribuímos os valores arbitrários para k (Tabela 12) considerando que quanto mais uma área sofre alteração antrópica, mais a vegetação difere de seu clímax aumenta a taxa de escoamento superficial aumentando a exportação de materiais (sedimentos, agrotóxicos, fertilizantes, água, detergentes) para os cursos d'água. Enquanto que o maior valor k foi estabelecido para as “áreas urbanizadas”, o menor valor foi atribuído para a ocupação “banhados, áreas inundáveis” pois essa é a categoria de ocupação que já é considerada como área de preservação permanente dada a sua importância no ciclo hidrológico (Brasil 1965). Os valores de k apresentam uma proporcionalidade entre si em correspondência com os valores do coeficiente de escoamento superficial C estabelecido pela prefeitura de São Paulo (Wilken 1978 apud Tucci 1993). O índice de antropização varia de um mínimo de 0,5, para as áreas menos afetadas pelo homem e com mais influência na melhoria das características da água, como as áreas úmidas, até um máximo de 5,0 para as áreas com grande alteração como as áreas urbanizadas.

Tabela 12: Categorias de uso e ocupação do solo e respectivos coeficientes – valor k .

Ocupação e ou uso do solo	Valor de k
Banhados, áreas inundáveis	0,5
Floresta nativa	1,0
Floresta exótica	2,0
Campos, clareiras	3,0
Agricultura e pecuária, áreas desmatadas	4,0
Áreas urbanizadas	5,0

O índice de antropização, calculado para cada sub-bacia, denominamos de Ia SB e posteriormente calculamos sua correlação com o índice de qualidade da água dos respectivos cursos d'água.

3.8 Caracterização das áreas de preservação permanente ripárias

Caracterizamos a faixa da área de preservação permanente (APP) ripária dos cursos d'água considerando como APP, conforme estabelece a legislação federal, como a área ao longo dos rios ou de qualquer curso d'água desde o seu nível mais alto em faixa marginal com

largura mínima de 30 metros para os cursos d'água de menos de 10 metros de largura (Brasil 1965).

Em expedições a campo procedemos ao caminhamento de toda a extensão dos cursos d'água, desde as nascentes até os locais de coleta de amostras de água, onde levantamos os dados de utilização da faixa de APP de ambas as margens dos cursos d'água: classes de uso e ocupação do solo, caracterização do leito e das quedas d'água. Todas as extensões dos cursos d'água estão dentro das sub-bacias analisadas e o ponto do exutório das sub-bacias analisadas corresponde ao local de amostragem da qualidade de água.

Dividimos os cursos d'água em trechos conforme a ocupação e uso da faixa de APP, georreferenciando com receptor GPS operando no sistema de referência UTM com datum horizontal Córrego Alegre, Minas Gerais.

Os pontos coletados para os trechos foram plotados sobre a base cartográfica, e as características dos trechos foram estruturadas em banco de dados georreferenciado com o software CartaLinx. As áreas foram calculadas, a partir dos dados armazenados no software CartaLinx, através de planilha eletrônica com o software Excel (Microsoft 2003). Os mapas de distribuição espacial foram elaborados com o software AutoCAD (AutoDesk 2004).

A caracterização da área ripária não foi feita para o local amostral T6 e T9 pois se referem às lagoas Tiririca e dos Xaxins. Dada a pequena área da APP do curso T7, cujo local amostral se localiza a apenas 48 m a jusante do vertedouro da lagoa Tiririca também não avaliamos sua área ripária.

Fizemos a análise da ocupação e uso do solo na APP ripária com o uso do índice de antropização, o qual denominamos Ia APP. Analisamos a influência das características de ocupação do solo na faixa de APP na qualidade da água com a análise da correlação entre o Ia APP calculado para cada curso d'água com os índices de qualidade da água.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Pluviometria

O total precipitado em um período de um ano, compreendido entre 1° de julho de 2006 a 30 de junho de 2007 foi de 2.282 mm. O mês com maior altura pluviométrica foi maio de 2007, com 455 mm, e a menor altura foi registrada em setembro de 2006, com 65 mm (Figura 09), sendo a média mensal de 190 mm com um desvio padrão de 119 mm.

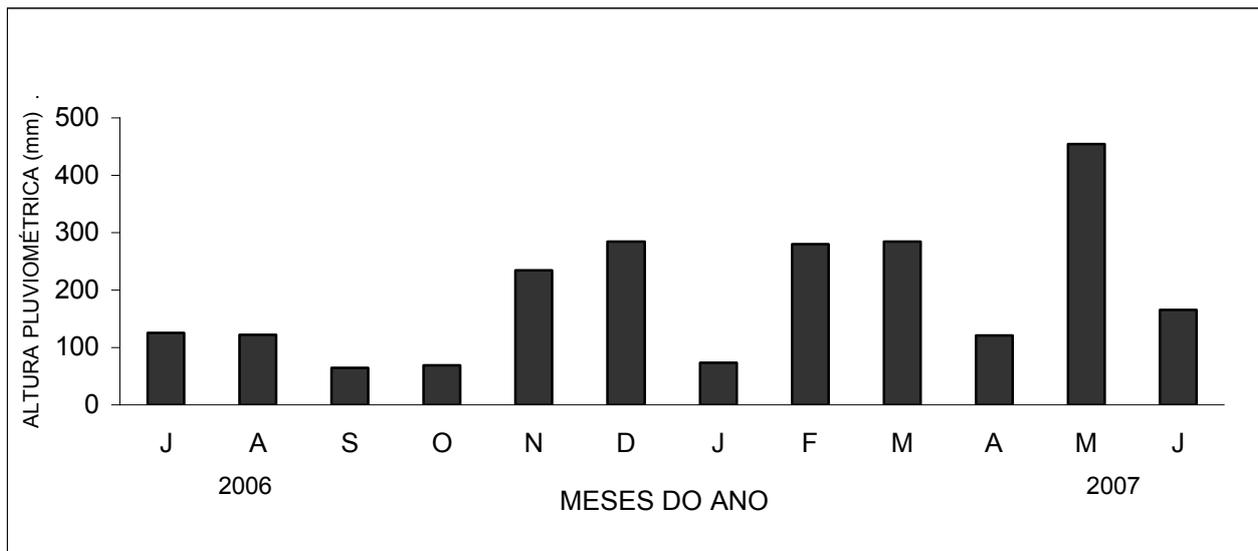


Figura 09: Altura pluviométrica mensal no período de julho de 2006 a junho de 2007 em Canela, RS. (fonte: Defesa Civil do RS 2007)

Quando consideramos a precipitação ocorrida antes de cada amostragem, verificamos a menor precipitação ocorreu no período de 10 de janeiro a 06 de fevereiro, com um total de 20 mm. A maior precipitação de 380 mm ocorreu no período entre 06 de fevereiro e 07 de março (Figura 10).

O total precipitado no período estudado significa um percentual de aumento de 16% em relação à média anual de 1.960 mm do período compreendido entre os anos 1930 a 1960.

A menor precipitação ocorrida no período anterior à coleta de fevereiro possivelmente ocasionou uma maior concentração de poluentes naqueles córregos mais afetados pela poluição de esgotos domésticos assim como provavelmente tenha diminuído a intensidade dos processos erosivos e de lixiviação do solo. Esse fator talvez tenha contribuído para uma melhor qualidade nas águas de córregos, principalmente daqueles menos afetados pelos impactos

antrópicos. Nessa lógica é de se esperar que na situação oposta, ou seja, com maiores volumes precipitados os córregos mais poluídos tenham uma melhoria na qualidade em decorrência da maior diluição dos materiais assim como também seja incrementado o transporte de sedimentos e sólidos solúveis pela erosão e lixiviação do solo na bacia de drenagem.

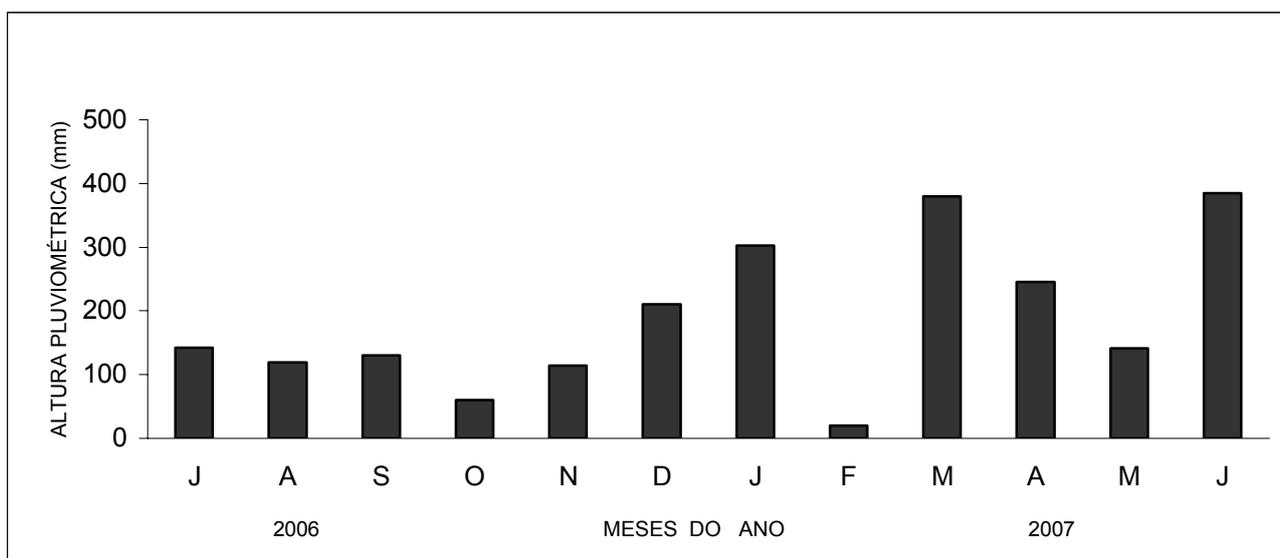


Figura 10: Altura pluviométrica acumulada no período entre as coletas de amostras d'água, de julho de 2006 a junho de 2007 em Canela, RS. (fonte: Defesa Civil do RS 2007)

4.2 Fluviometria

Os valores mais elevados de vazão foram medidos no arroio Caçador, no local amostral C2, com uma vazão média de $0,193 \text{ m}^3/\text{s}$ ($\sigma = 0,137 \text{ m}^3/\text{s}$). A vazão no período de doze meses, de julho de 2006 a junho de 2007, variou de um mínimo de $0,028 \text{ m}^3/\text{s}$, no período mais seco (novembro de 2006) a $0,544 \text{ m}^3/\text{s}$, no período mais chuvoso (março de 2007).

No arroio Tiririca, no período de doze meses, a vazão variou de um mínimo de $0,087 \text{ m}^3/\text{s}$, no período mais seco (novembro de 2006) a $0,234 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, no período mais chuvoso (setembro de 2006 e março de 2007). A segunda maior vazão obtivemos no local amostral T7, no arroio Tiririca, que classificamos como um curso d'água de 3ª ordem, conforme o sistema de Strahler (Silveira 2002). No arroio Tiririca a vazão média calculada foi de $0,155 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ ($\sigma = 0,045 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$). As menores vazões foram medidas nos locais amostrais T4, T2 e T8 (1ª ordem) onde a vazão média foi de $0,002 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, $0,003 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ e $0,004 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, respectivamente (Figura 11).

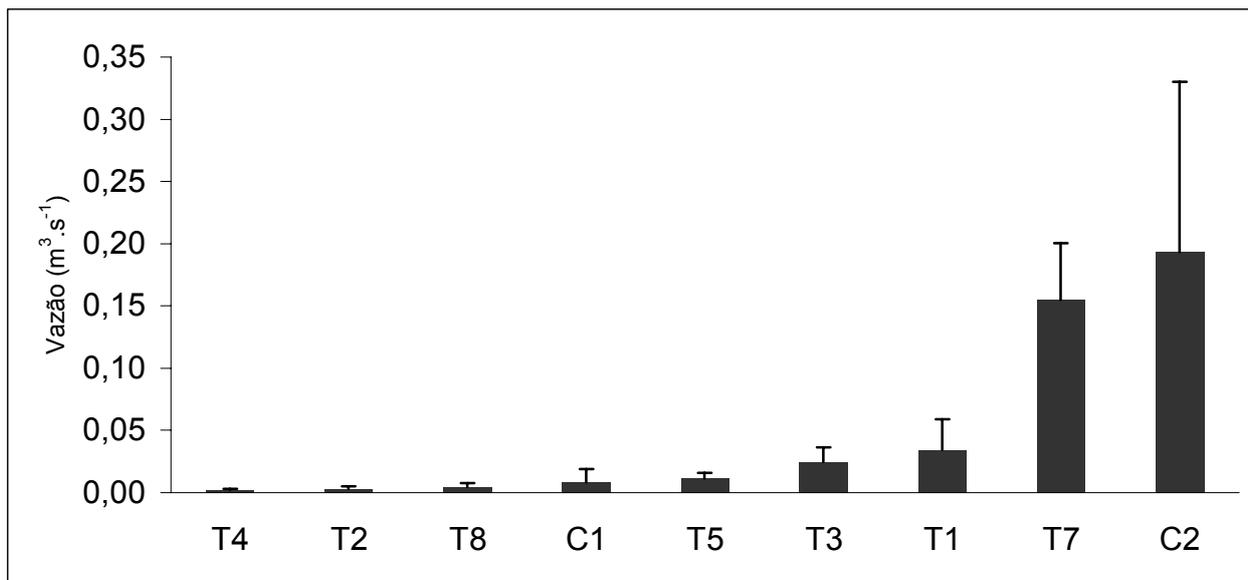


Figura 11: Vazão média nos cursos d'água em nove locais amostrais na Floresta Nacional de Canela e entorno no período de julho de 2006 a junho de 2007.

Quando relacionamos a vazão média *versus* área da bacia de drenagem (Figura 12), podemos observar que existe um coeficiente de correlação positivo de 0,9 entre ambas variáveis ($R^2 = 0,81$; $n=9$). Encontramos as maiores variações nos locais amostrais T7, que corresponde ao exutório de toda a sub-bacia em estudo do arroio Tiririca, incluindo, portanto, a vazão conjunta dos locais amostrais T1, T2, T3, T4, T5 e T8.

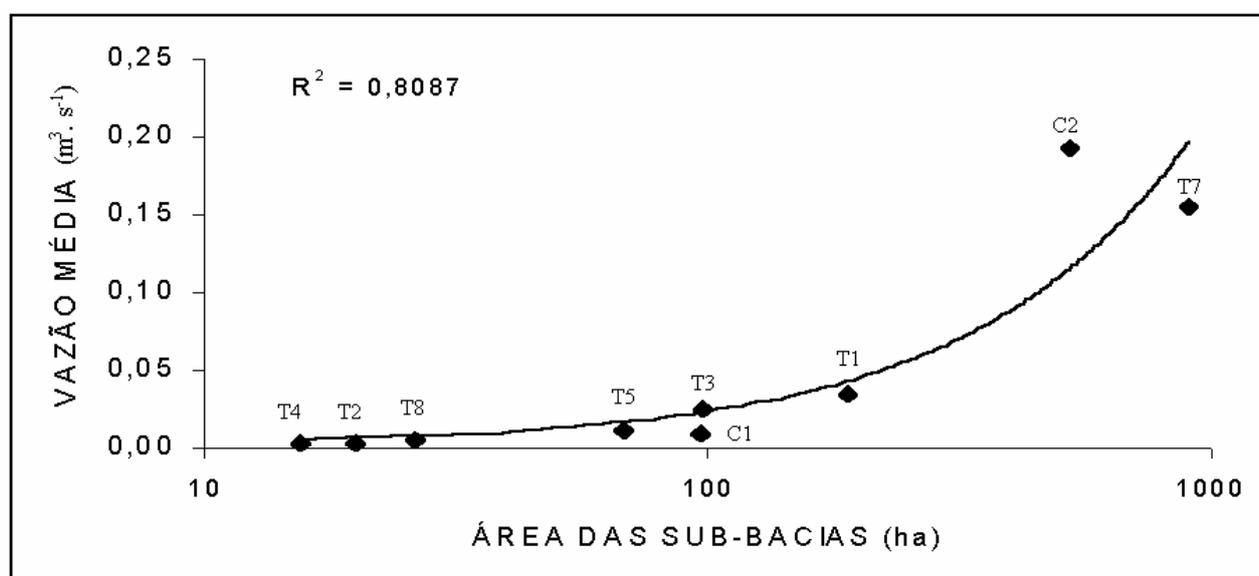


Figura 12: Diagrama de dispersão com a linha de tendência da correlação entre a área das sub-bacias e respectivas vazões médias em cada local amostral. Os pontos com letra T correspondem à bacia hidrográfica do arroio Tiririca e os pontos com a letra C correspondem

aos que estão localizados na bacia hidrográfica do arroio Caçador ($R^2 = 0,81$; $n=9$; regressão linear).

Entretanto, a lagoa Tiririca (T6) e a lagoa dos Xaxins (T9) estão ambas situadas logo a montante do T7 e retardam o efeito do eflúvio que ocorre a montante da bacia, aumentando o tempo de concentração nesse local. Isso é perceptível pelo desvio padrão da vazão no Arroio Tiririca (T7) que é proporcionalmente o menor entre todos os locais amostrados (Figura 12). Isso significa que apesar de ter uma vazão média menor que o Arroio Caçador (C1), o arroio Tiririca possui um regime de vazão mais uniforme ao longo do ano.

O curso d'água, medido no local amostral C1, apresentou uma diminuição na correlação área da bacia e vazão assim como o maior coeficiente de variação (razão entre desvio padrão e vazão média) (Figura 13).

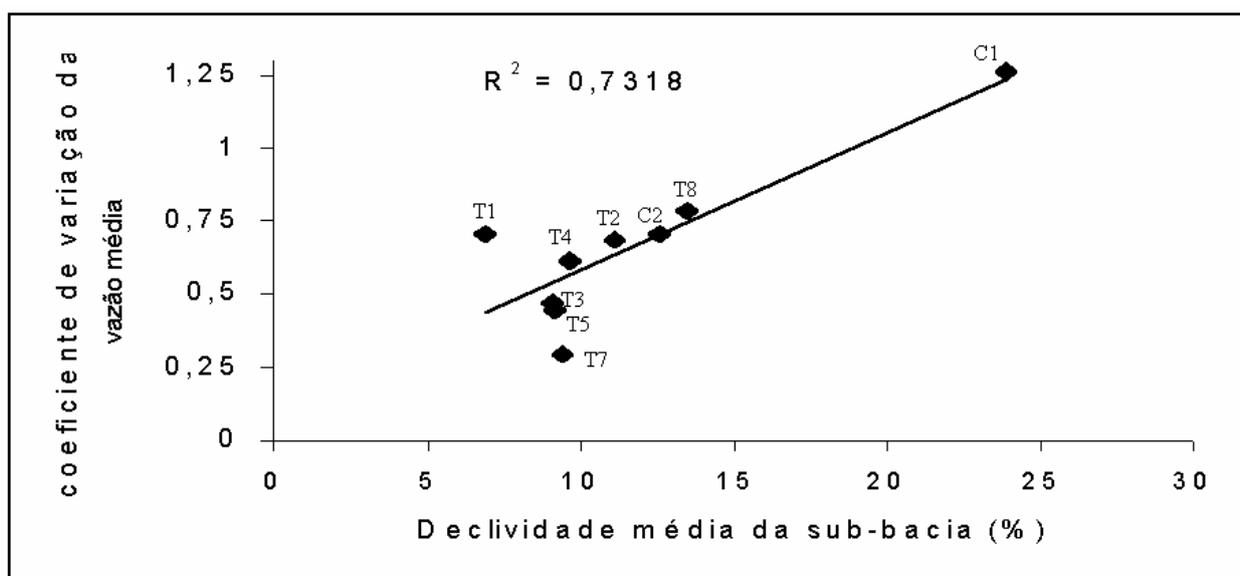


Figura 13: Diagrama de dispersão com a linha de tendência da correlação entre a declividade média das sub-bacias e o coeficiente de variação da vazão média em cada local amostral ($R^2 = 0,73$; $n=9$; regressão linear).

A vazão de um curso d'água é determinada principalmente por características da bacia: tamanho da área; textura, ocupação e uso do solo e declividade do terreno. Como as características de textura e ocupação do solo são muito similares com as outras bacias estudadas, como a T8, a variação observada no local C1 provavelmente está relacionada com características topográficas, como a maior declividade do terreno.

Tabela 13: Distância dos locais de amostragem às áreas urbanizadas, áreas das bacias de drenagem a montante e vazão média no período de julho de 2006 a junho de 2007.

Local de amostragem	Distância das áreas urbanas (m)	Vazão média (L/s)	Área da bacia de drenagem (ha)	Comprimento do curso a montante (m)
T8	---	4,42	26,3	647
C1	---	8,38	96,8	1206
C2	3600	193,15	527,4	3800
T1	1605	34,47	190,4	2492
T5	61	11,18	68,0	1353
T2	50	3,05	20,0	517
T3	0	24,82	98,0	1403
T4	0	1,96	15,6	421

Declividades

A bacia a montante do local C1 é a que apresenta a maior declividade média (24%) entre todas as demais bacias (Figura 14). A maior declividade aumenta a velocidade de escoamento. A maior velocidade do escoamento superficial não apenas afeta a taxa de infiltração, diminuindo a infiltração e o escoamento sub-superficial mas também tem efeito direto na diminuição do tempo de concentração da bacia, conforme a fórmula de Kirpich (Tucci 1993). Nas sub-bacias que tem os menores tempos de concentração conseqüentemente aumentam as variações das vazões.

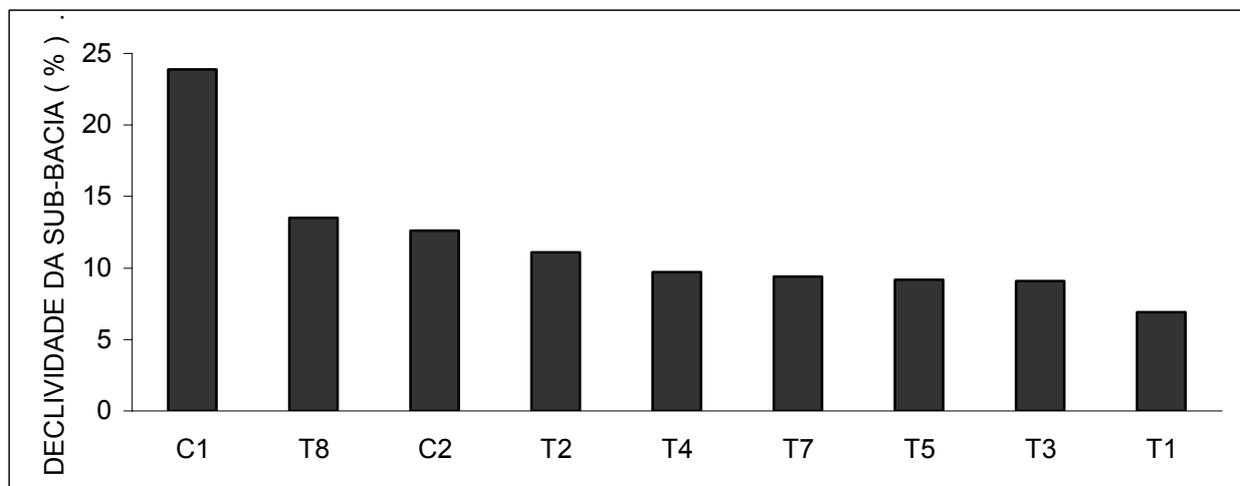


Figura 14: Declividade média da bacia de drenagem a montante de cada local amostral.

4.3 Qualidade da água

Neste estudo utilizamos como valores de referência para águas naturais sem poluição antropogênica aqueles encontrados em áreas preservadas como as dos locais amostrais T8 e C1. No outro extremo utilizamos águas servidas fluindo de bueiros em áreas urbanizadas sem tratamento adequado de esgotos, como no local amostral T3 e T4. Notoriamente observável nesses locais amostrais, e sobretudo no T4, onde as características organolépticas das águas, como odor, cor e materiais flutuantes, caracterizaram águas muito poluídas por esgoto cloacal doméstico.

Potencial hidrogeniônico

Nas coletas realizadas na FLONA encontramos valores que variaram de um mínimo de pH 5,3 , no ponto amostral T 2 (setembro 2006), a um máximo pH 8,7 , no ponto amostral T 7 (junho 2007), com uma amplitude máxima de 3,4 entre todas as 132 amostras analisadas. As médias dos pontos amostrais variaram entre o pH 6,2 ($\sigma = 0,30$). no ponto amostral T 2, e o pH 6,9 ($\sigma = 0,17$). no ponto amostral C 2, com um intervalo de confiança de $6,6 \pm 0,08$ para um α de 5% (Figura 15).

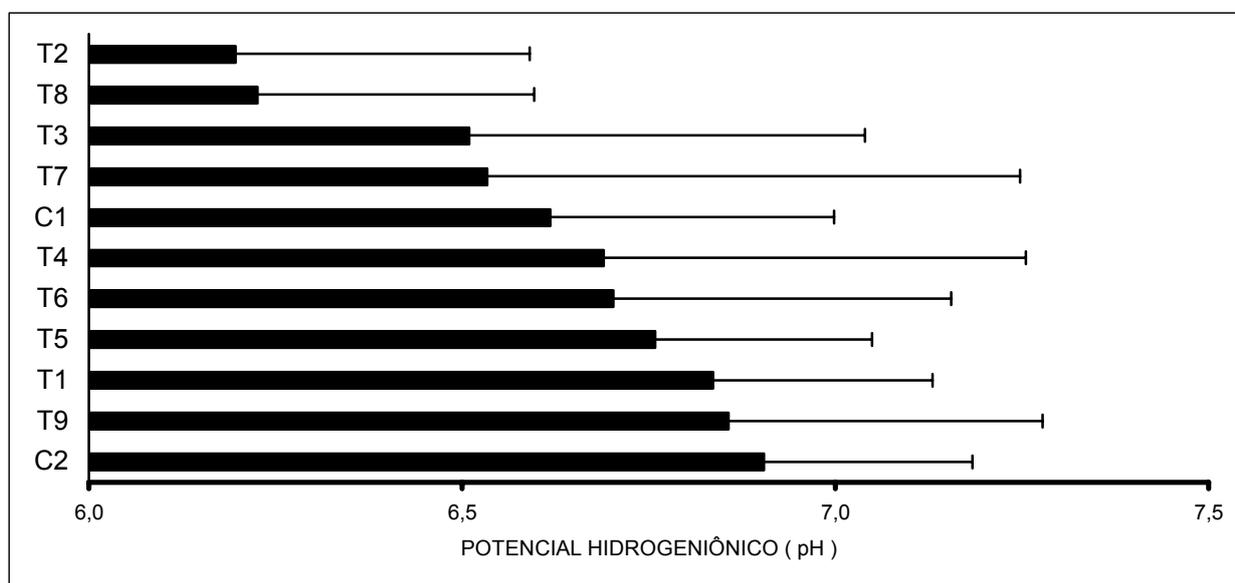


Figura 15: Médias de potencial hidrogeniônico de cada ponto amostral (barras) e desvio padrão (linhas).

Os maiores valores médios encontrados nos pontos T1, T9 e C2 (6,8; 6,9 e 6,9) podem ser considerados similares, pois o erro do potenciômetro é de 0,1 unidades de pH. Esses valores provavelmente estão associados a um menor grau de poluição por dejetos orgânicos.

O ponto T1, mesmo tendo um curso d'água com nascentes em áreas urbanizadas, flui através de áreas preservadas e com banhados em um percurso total de 2.492 m. O tamponamento da acidez proveniente da composição da matéria orgânica ocorre, provavelmente, nas áreas inundadas, onde a produção primária e demanda de CO₂ pelas macrófitas e algas devem ocasionar o aumento do pH.

O ponto T9 representa uma lagoa que recebe água principalmente de áreas protegidas da UC sendo que os maiores valores de pH (7,5) foram encontrados no verão (7 de março), quando a maior temperatura da água e insolação promovem uma maior produtividade primária do fitoplâncton.

O ponto C 2 tem a sua montante o arroio Caçador e possui o maior comprimento entre os cursos analisados (3.800 m de comprimento), que a semelhança do T 1, tem áreas urbanizadas nas cabeceiras e posteriormente fluindo por áreas preservadas e banhados. A distinção entre ambos é que o C2 possui um maior número de quedas d'água e um leito predominante de rochas ígneas. Possivelmente o equilíbrio entre a dissolução de bases das rochas e a neutralização dos ácidos orgânicos interferam nos valores de pH muito próximos da neutralidade encontrados em praticamente todo o período de amostragem.

Os menores valores médios foram encontrados nos pontos T2 e no ponto T8, com valores muito próximos da média (6,2 e 6,2 respectivamente) e desvio padrão (0,30 e 0,26). Apesar da semelhança nos valores do potencial hidrogeniônico as águas são notoriamente distintas pois enquanto a água coletada no ponto T2 está contaminada por esgoto cloacal e dejetos oriundos de criação de animais domésticos, o ponto T8 é o que denominamos de “ponto controle”, isto é, um local que não sofreu ou sofre impacto das atividades humanas (Benetti & Bidone 2002). Enquanto a decomposição da matéria orgânica é a provável causa do menor pH encontrado no ponto T2, vários fatores concomitantes devem ocasionar um pequeno decréscimo nos valores de pH. Esses fatores podem ser a pequena insolação que ocorre no córrego a montante do T8, o que dificultaria a produção primária; o aumento da

dissolução do ácido carbônico promovido em pequenas quedas d'água e um substrato de solo ácido.

Mas qual a qualidade da água relativa ao parâmetro potencial hidrogeniônico? Para responder a essa questão utilizamos a equação ajustada para o cálculo do IQA onde se relaciona a medida do parâmetro com a qualidade da água relativa a esse parâmetro (Bendati *et al.* 2003) (Figura 16). Vale ressaltar que o IQA será composto pelas qualidades da água relativas a cada um dos parâmetros analisados.

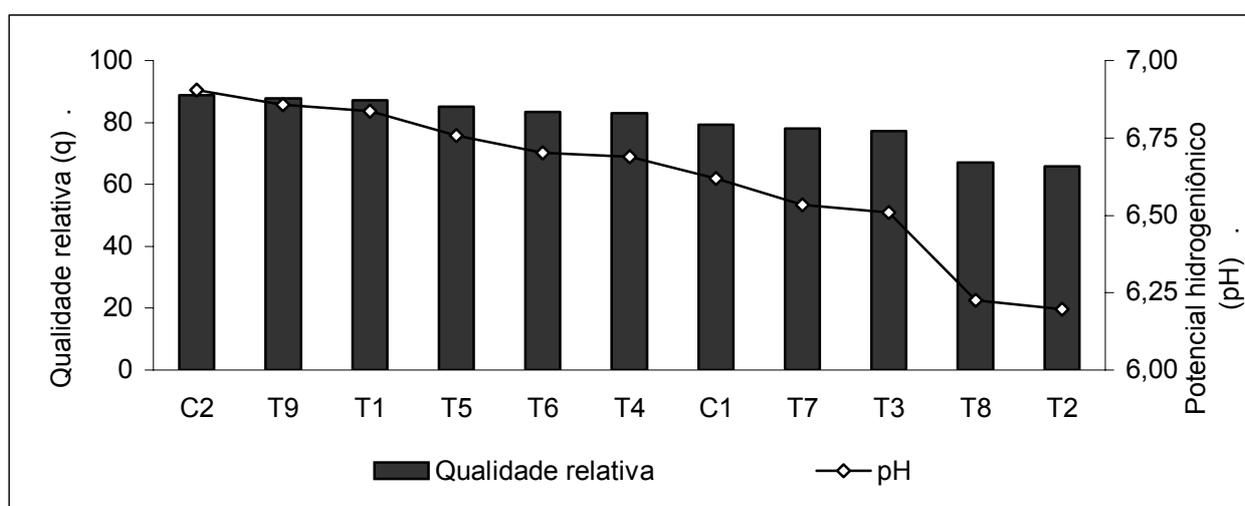


Figura 16: Qualidade relativa da água e potencial hidrogeniônico médio em cada local amostral.

Turbidez

As medidas de turbidez variaram de um mínimo de 0,22 NTU, no ponto amostral T8 em 10 de julho de 2006, a um máximo de 98,30 NTU, no ponto amostral T4 em 9 de agosto de 2006. As médias para cada ponto amostral durante um período de 12 meses estão expressas na Figura 36 e apresentaram uma variação de um mínimo de $0,61 \pm 0,20$ NTU (média \pm desvio padrão), no local amostral T8, a uma máxima de $39,61 \pm 27,54$ NTU, observada no local amostral T4 (Figura 17).

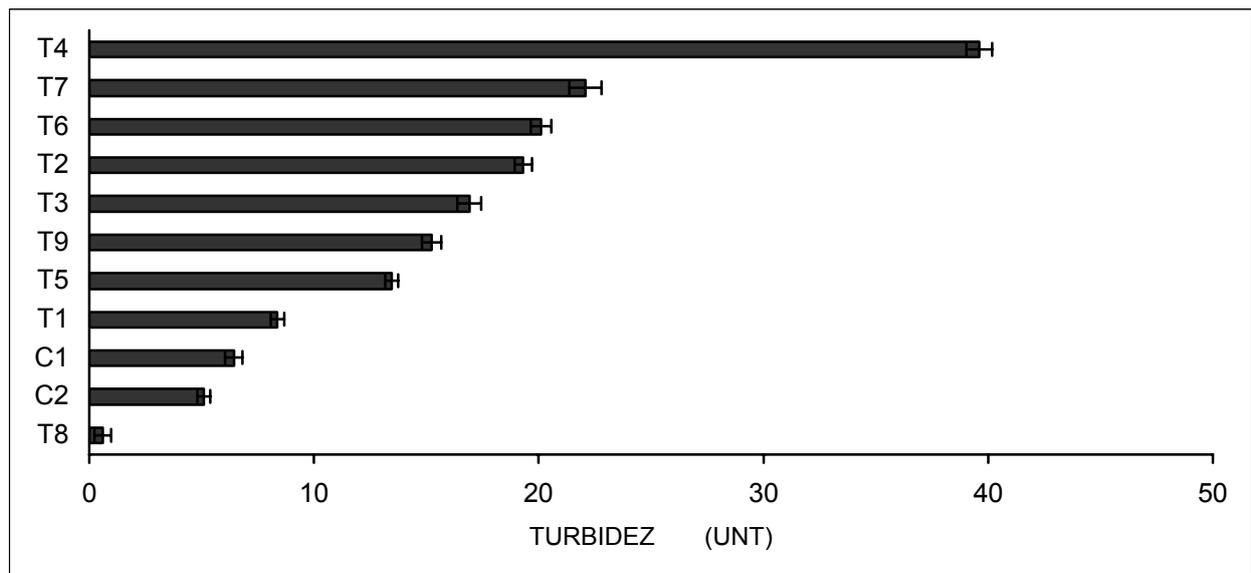


Figura 17: Turbidez média de cada local amostral (barras) e desvio padrão (linhas).

O local T8 apresentou o melhor índice de qualidade relativa à turbidez ($IQA_{TURB.}=95$) e o arroio Caçador o segundo melhor índice ($IQA_{TURB.}=87$) enquanto que o local T4 alcançou um $IQA_{TURB.}=46$ (Figura 18).

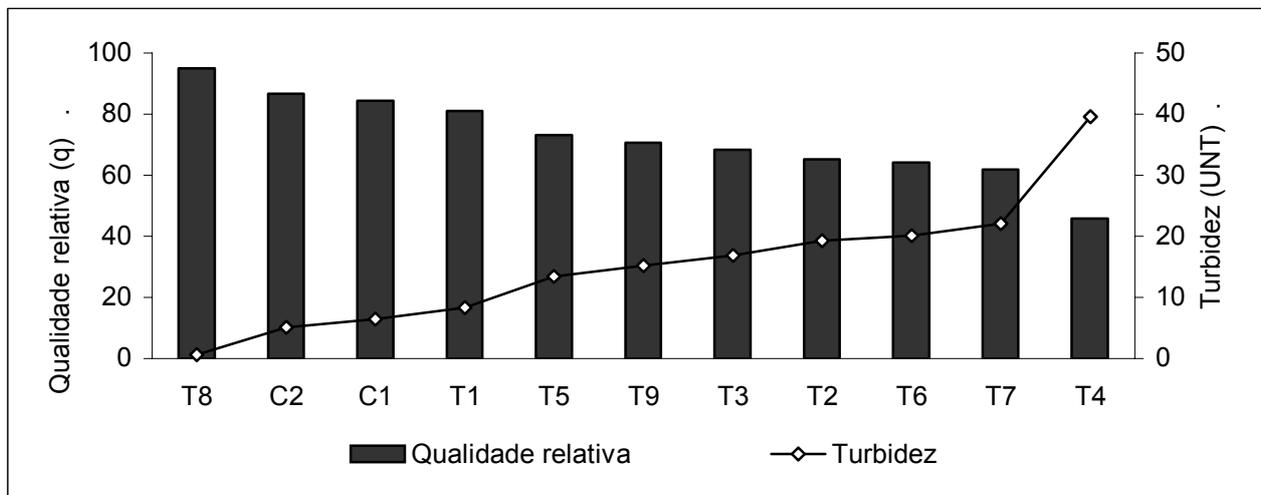


Figura 18: Qualidade relativa da água e turbidez média em cada local amostral.

A legislação ambiental federal, através da Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, estabelece um limite de até 40 UNT para os corpos d'água da Classe 1 e um limite máximo de 100 UNT para os corpos d'água enquadrados na Classe 2 e Classe 3 (Brasil 2005).

Considerando os dados de turbidez e a Resolução CONAMA 357/2005 observamos que tanto os nove cursos d'água e as duas lagoas apresentaram condições para enquadramento na Classe 2 e Classe 3 em 100% das amostras. Ambas as classes possuem igual limite máximo permitido quanto ao parâmetro de turbidez, correspondendo ao valor de cem unidades nefelométricas.

Na Classe 1 podem ser enquadrados os corpos d'água a montante dos pontos amostrais T8, C1, C2, T9, T1, T5, T2 e T3, com 100% das amostras com valores menores que 40 UNT. Já a lagoa Tiririca (T6) e a sua jusante, o local (T7) no arroio Tiririca, tiveram 90% das amostras com valores menores ao limite máximo de 40 UNT para o enquadramento na Classe 1. Somente o curso d'água a montante do local amostral T4 teve pouco mais de 60% das amostras passíveis de enquadramento na Classe 1, considerando-se o padrão turbidez.

Considerando os limites estabelecidos pela citada resolução do CONAMA, os corpos d'água a montante dos locais amostrais poderiam estar enquadradas na Classe 2, inclusive as avaliadas no esgoto do local T4, sendo que a Classe 2 é o enquadramento que devem estar todos os cursos d'água enquanto não forem feitas as necessárias avaliações de qualidade para o respectivo enquadramento (Brasil 2005).

Dessa maneira, para todos os efeitos de licenciamento, monitoramento e fiscalização ambiental, estaria permitindo-se que os cursos d'água pudessem ter características de turbidez análogas às águas servidas encontradas no local T4. Mas, como esse não é o objetivo da norma legal, que considera que o enquadramento expressa metas finais a serem alcançadas e que o enquadramento dos corpos de água deve estar baseado não necessariamente no seu estado atual, mas nos níveis de qualidade que deveriam possuir para atender às necessidades da comunidade, podemos inferir que o limite máximo estabelecido para o parâmetro turbidez não atende satisfatoriamente tais objetivos na área de estudo deste trabalho.

Assim, valores menores de turbidez devem ser estabelecidos como padrão, mas dada a heterogeneidades regionais encontradas no território brasileiro, decorrentes das variações edáficas, geológicas e climáticas e vegetacionais, consideramos que os limites a serem estabelecidos devem considerar os dados hidrogequímicos do *background* local. O estabelecimento dos valores do *background* é difícil na maioria das vezes dada a freqüente

a ausência de registros de séries históricas, pelo que usamos neste trabalho dados de áreas protegidas análogas em termos edáficos e hidrogeológicos, como os valores do local amostral T8.

As medições de turbidez do local T8 não apenas permitem enquadrá-lo na Classe 1 (Figura 19), mas conforme a Portaria do Ministério da Saúde 518 (Brasil 2004), as águas estão dentro do padrão para a garantia da qualidade microbiológica da água, pois em complementação às exigências relativas aos indicadores microbiológicos, deve ser observado o padrão de turbidez expresso na Tabela 08.

Considerando que 100% das amostras do local T8 estão dentro do padrão aceitável para a água potável encontrada na rede de distribuição, 100% das amostras possuem características desejáveis para o efluente após filtração lenta e filtração rápida e mais de 25% das amostras possuíam características desejáveis para assegurar a adequada eficiência de remoção de enterovírus, cistos de *Giardia spp* e oocistos de *Cryptosporidium sp.* (Figura 19).

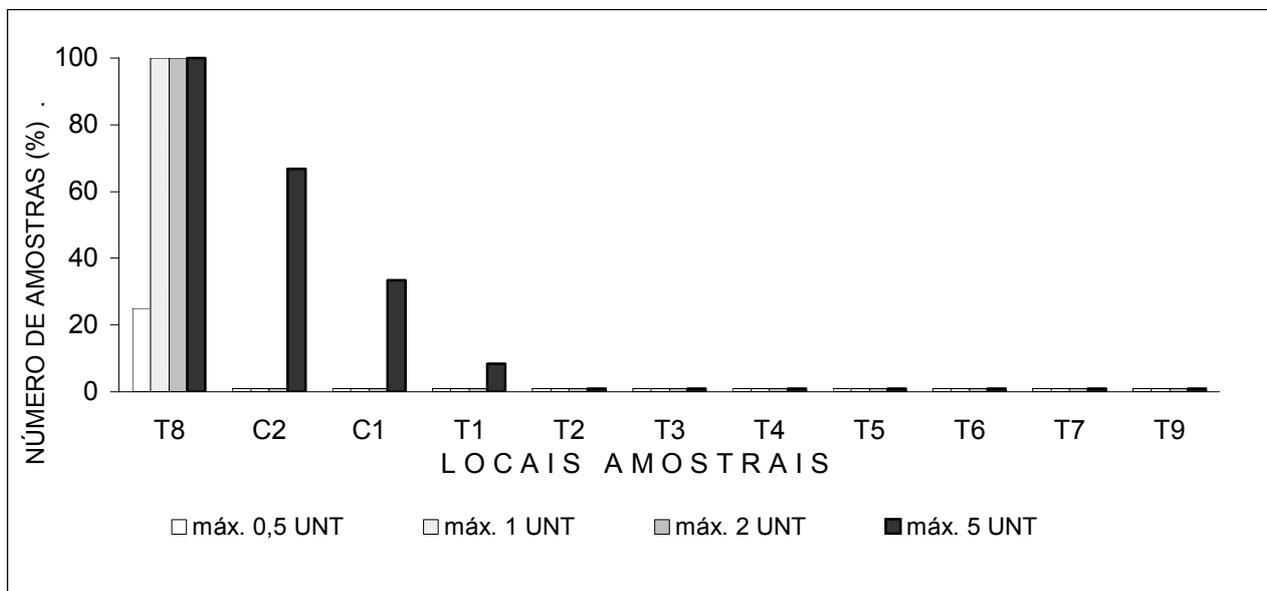


Figura 19: Percentual de amostras que estão incluídas nas classes: a) máximo de 0,5 UNT ; b) máximo de 1 UNT; c) máximo de 2 UNT, e d) máximo de 5 UNT, conforme a Portaria MS 518 / 2004.

Transparência

Os valores de profundidade do disco de Secchi podem variar alguns decímetros em lagoas eutróficas a dezenas de metros em lagos oligotróficos (Esteves 1988). O valor de

profundidade Secchi encontrado na lagoa Tiririca antes dos efeitos da poluição antropogênica, e que serviria de meta para uma restauração, é difícil de se saber, mas se pode dizer que os valores encontrados no inverno, de 0,6 m (Tabela 14) indicam severos distúrbios de acordo com Goldman (1983).

Essa pequena transparência interfere na penetração da luminosidade, afetando diretamente a fotossíntese pela diminuição da zona eufótica, principalmente no inverno e depois de enxurradas, quando os sedimentos erodidos das estradas não pavimentadas aumentam a atenuação da radiação por absorção e dispersão.

A lagoa possui um aumento da profundidade do disco de Secchi de quase 50% do inverno para o verão, resultando que a zona eufótica passa de 77% da coluna d'água no inverno para 100% no verão (Figura 20). Esse limite inferior da zona eufótica é geralmente assumido como o ponto de compensação entre os processos de respiração aeróbia das comunidades e a produção primária líquida. Isso significa que 33% da coluna d'água não contribuem efetivamente para o incremento do oxigênio dissolvido, dificultando os processos de decomposição dos poluentes orgânicos e limitando o desenvolvimento da fauna aquática durante o inverno.

Tabela 14: Transparência e extensão da zona eufótica na lagoa dos Xaxins e na lagoa Tiririca, no inverno e no verão, e respectivas profundidades.

	média	máxima	Profundidade (m)		zona eufótica inverno (2007)	zona eufótica verão (2008)
			Secchi inverno (2007)	Secchi verão (2008)		
Lagoa dos Xaxins	1,62	3,10	0,73	0,41	2,19	1,23
Lagoa Tiririca	1,14	2,46	0,63	0,93	1,89	2,46

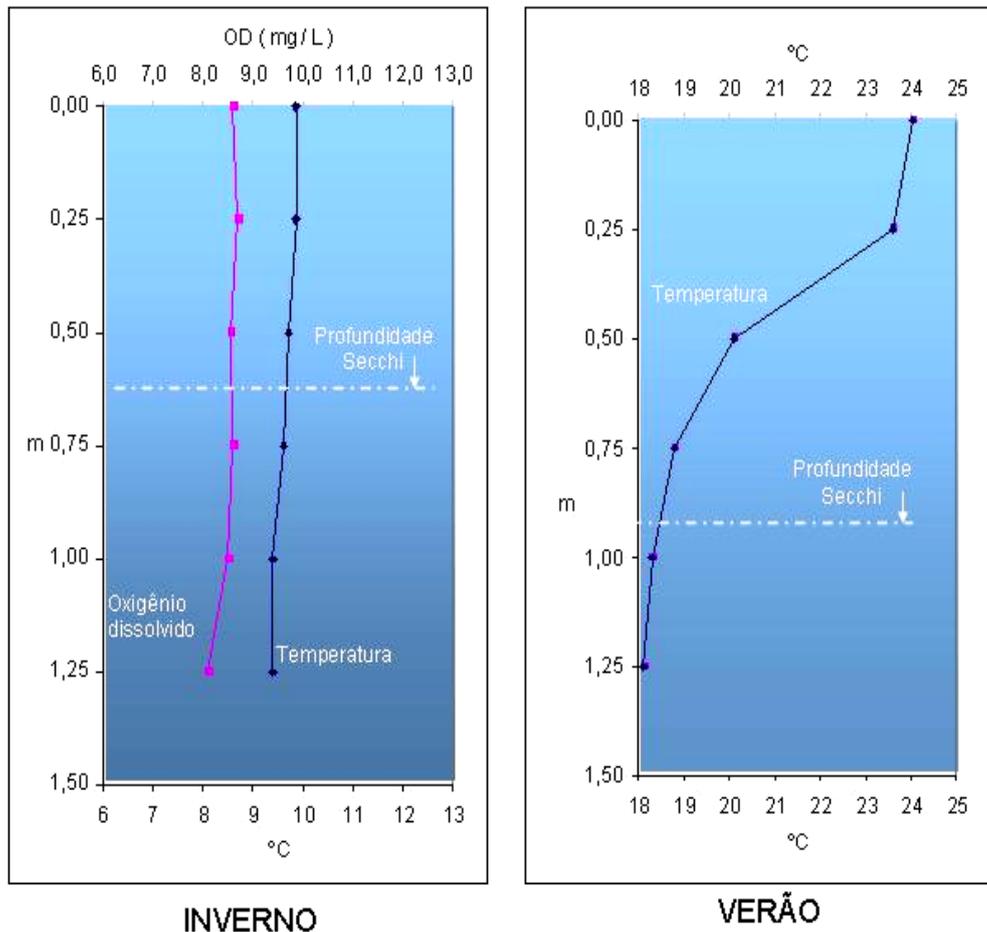


Figura 20: Transparência da água (m), distribuição do oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e temperatura ($^{\circ}\text{C}$) na coluna d'água da lagoa do Tiririca na Floresta Nacional de Canela no inverno de 2007 e no verão de 2008.

A maior transparência da água no verão provavelmente está ligada ao processo de estratificação térmica da coluna d'água que ocorre da primavera ao outono e a desestratificação que ocorre com o esfriamento da água superficial entre o outono e o início da primavera. Quando ocorre a desestratificação, sedimentos do leito ressurgem estimulando o desenvolvimento do plâncton com conseqüente diminuição da transparência.

A lagoa Tiririca recebe poluentes em efluentes domésticos e industriais, de cerca de 800 residências e 30 indústrias localizadas a montante (Padilha 2007). Além desse esgoto, o material erodido de ruas e estradas não pavimentadas afeta notoriamente a transparência das águas nessa lagoa após chuvas intensas (Apêndice I, foto 01). Os sedimentos em suspensão dão uma coloração marrom claro constante durante o ano, visível a campo e em fotos aéreas, como ilustrado na Figura 04.

Um dos principais elementos responsáveis pela eutrofização das águas continentais é o fósforo, tanto na forma iônica como complexado. Possivelmente, o principal aporte de fósforo para a lagoa Tiririca provém do esgoto doméstico dos bairros à montante, na forma dissolvida ou na matéria orgânica suspensa. Dada a menor velocidade do fluxo hídrico existente na lagoa, grande parte do material orgânico em suspensão sedimenta, temporariamente, o fósforo no leito immobilizando.

As condições anaeróbias do fundo do leito possibilitam uma condição redutora, favorável para a liberação de fosfato para a coluna d'água. É possível que o fosfato solubilizado ressurgja com a desestratificação da coluna d'água no outono-inverno. Nossa conjectura é que, no decorrer do tempo, o aumento do fotoperíodo favoreceria uma maior produção fotossintética e o aumento na concentração de oxigênio na água, principalmente nas camadas mais iluminadas próximas à superfície. Essas condições seriam favoráveis a um aumento na concentração de hidróxido de ferro hidratado que adsorveria o fosfato, precipitando-se no fundo ou ficando adsorvido no perifíton (Esteves 1988), aumentando a transparência da água no período de estratificação primavera-verão e início do outono.

Já na lagoa dos Xaxins a maior transparência da água foi obtida nas medições de inverno quando comparadas ao período de verão, contrariamente ao fenômeno observado na lagoa Tiririca. A maior transparência nesse período coincide com as observações do engenheiro agrônomo Ewerton Ferraz que, em comunicação pessoal, relata a maior transparência da água como um fenômeno comum no inverno, em um período de observações de mais de 20 anos (1986 – 2007).

A bacia de captação da lagoa dos Xaxins (Apêndice I, Foto 04) é constituída por uma área florestal em bom estado de conservação. A erosão do solo é baixa e o aporte de nutrientes está restrito ao material orgânico silvestre, pois não há eflúvio de esgoto doméstico para a lagoa. A lâmina superficial apresenta uma coloração escura e a amostra da água com cor castanha. Dada as características da ocupação do solo da bacia e o potencial hidrogeniônico da água supomos que a característica coloração decorre da presença de material particulado orgânico e compostos húmicos de origem alóctone, principalmente os ácidos fúlvicos, que

constituem a fração das substâncias húmicas solúveis em meio ácido também citado nas publicações de Esteves (1988).

A maior transparência da água no inverno pode estar relacionada a maior distribuição do oxigênio na coluna d'água, o que por sua vez proporcionaria um aumento da decomposição da matéria orgânica em suspensão, a exceção do húmus dada sua maior complexidade. A maior concentração de oxigênio também seria responsável pelo aumento de hidróxido de ferro hidratado e a conseqüente adsorção e sedimentação de fosfatos, pois entre todos os íons que interferem na precipitação do fosfato, os de ferro têm o papel mais importante (Esteves 1988). Mas como essas águas supostamente tem pouco fosfato dissolvido, essa dinâmica do oxigênio-ferro-fosfato não é por si só elucidativa do fenômeno. Possivelmente outras variáveis não mensuradas influenciam e determinam as variações sazonais na transparência da água na lagoa dos Xaxins. Uma hipótese que levantamos é que a maior atividade da fauna íctica no revolvimento do leito aumentaria os sólidos em suspensão na primavera-verão, haja vista os dados sobre as espécies de peixes identificadas nas lagoas da FLONA, como as espécies *Hypophthalmichthys molitrix* (carpa-prateada), *Ctenopharyngodon idella* (carpa-capim) e a *Cyprinus carpio* (carpa-húngara), conhecidas por seus hábitos de revolvimento e turbação do leito de reservatórios (Ott et al. 2008).

Oxigênio dissolvido

Nos 12 meses monitorados obtivemos os maiores teores médios de saturação de oxigênio dissolvido nas lagoas dos Xaxins (T9) e Tiririca (T6) com 103,66% e 96,24%, respectivamente. As lagoas também apresentaram os maiores desvios-padrão, sendo o maior na lagoa Tiririca (21,85%) seguido do desvio da lagoa dos Xaxins (19,73%) (Figura 21).

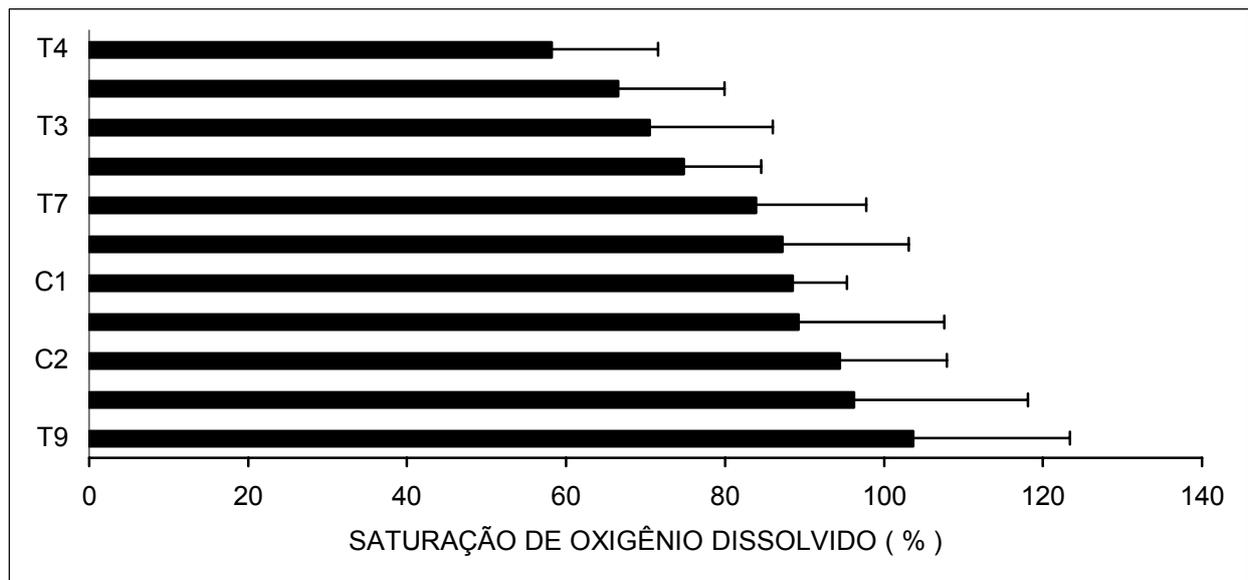


Figura 21: Saturação de oxigênio dissolvido médio em cada ponto amostral (barras) e respectivo desvio padrão (linhas).

Nos córregos encontramos o menor valor médio de 58,22% no local amostral T4, próximo a saída do bueiro (*local negro*). De todo o universo amostral também encontramos nesse mesmo local o menor valor de 31,9% de saturação de oxigênio em março de 2007. Essa baixa saturação de oxigênio é decorrente de uma medição da concentração de oxigênio dissolvido de apenas 2,6 mg.L⁻¹. Essa concentração está abaixo do limite de 5,0 mg.L⁻¹ para a sobrevivência da maioria dos peixes e do limite mínimo para o enquadramento na Classe 2 (Brasil 2005).

As causas para encontrarmos os maiores teores de saturação de oxigênio nas lagoas são provavelmente as seguintes:

- a) Área superficial: a maior superfície da lâmina d'água das lagoas, em comparação com os cursos d'água, permite uma maior captação da energia luminosa do sol e conseqüente maior atividade fotossintética.
- b) A maior profundidade: com profundidades maiores a extensão da zona eufótica pode ser ampliada com reflexos na produção primária e liberação de oxigênio molecular. Na lagoa dos xaxins a extensão da zona eufótica pode ultrapassar os 2,25 m, ou 73% da coluna d'água na profundidade máxima no inverno e 40% no verão (Tabela 18). Na lagoa Tiririca, a extensão da zona eufótica abrange 1,89 m,

ou 77% e 100% da coluna d'água na maior profundidade, no inverno e no verão, respectivamente (Figura 22).

- c) O menor sombreamento: a vegetação ripária promove um maior sombreamento nos cursos d'água enquanto que seu efeito é pequeno nas lagoas. Com mais energia luminosa disponível aumenta a produção e liberação de oxigênio molecular nas lagoas.

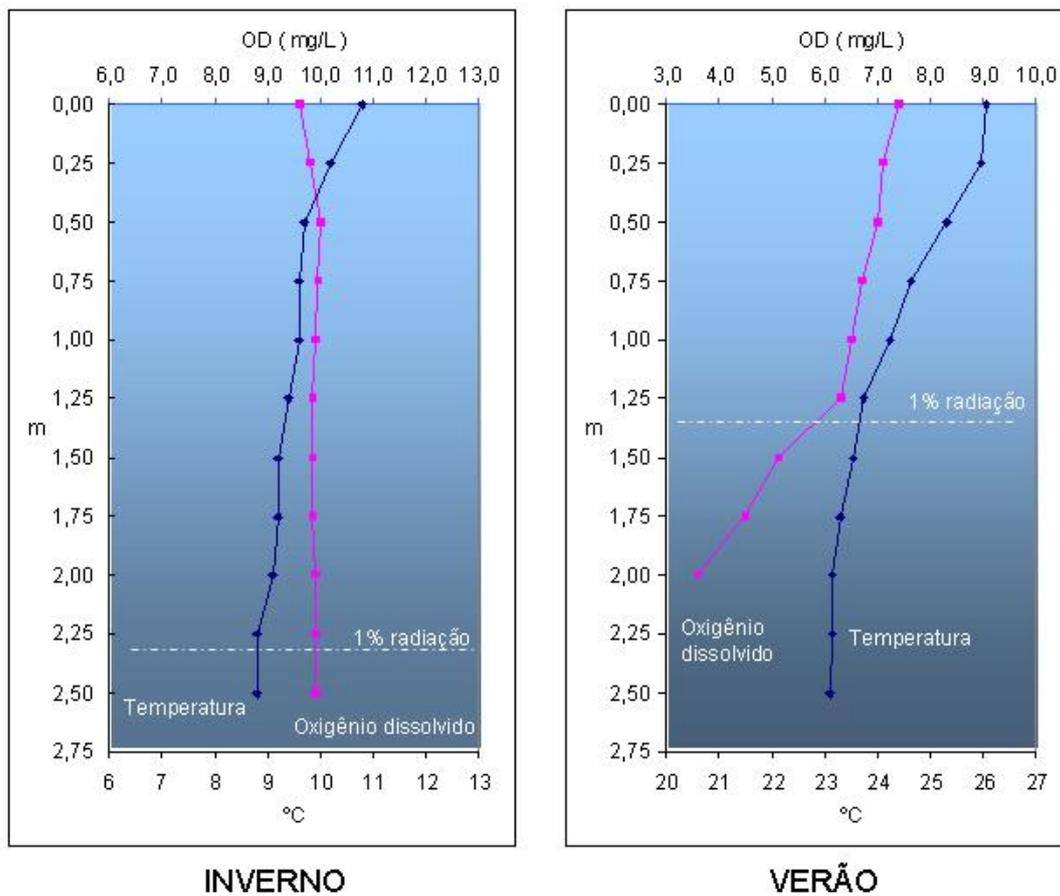


Figura 22: Distribuição do oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), linha azul, e temperatura ($^{\circ}\text{C}$), linha vermelha, na coluna d'água da Lagoa dos Xaxins, na Floresta Nacional de Canela no inverno de 2007 e no verão de 2008.

Em relação aos cursos d'água, o arroio Caçador (C2) foi o que apresentou a maior saturação média de oxigênio dissolvido entre todos os locais. Constatou-se também que esse arroio tem baixo teor de sólidos dissolvidos totais (SDT), sólidos suspensos (resíduo filtrado) e a aeração natural da água, contribuindo com a elevada saturação de oxigênio, associada à maior declividade e correnteza da água.

Podemos considerar que a menor concentração de SDT e do resíduo filtrado indicam também uma menor contaminação por material orgânico. Uma menor poluição orgânica acarreta uma diminuição na demanda bioquímica de oxigênio dissolvido.

Essa é uma situação comum aos cursos a montante dos locais C1, C2 e T8, sendo que a provável causa para que o C2 apresente uma maior saturação de oxigênio dissolvido seja de que ao longo do arroio Caçador encontramos o maior número e tamanho de quedas d'água (Tabela 15), fatores importantes na aeração natural da água.

Nas lagoas pudemos observar que a distribuição do oxigênio na coluna d'água está intimamente ligada aos processos de estratificação e desestratificação. As lagoas holomíticas monomíticas quentes¹, como a lagoa Tiririca e especialmente a lagoa dos Xaxins, apresentam um período de estratificação térmica decorrente do esfriamento das camadas superiores da coluna d'água em consequência das temperaturas mais baixas do outono e inverno. Com a diminuição da temperatura as camadas mais frias ficam relativamente mais densas que as camadas mais profundas e quentes, resultando em um movimento convectivo. A movimentação convectiva provoca a maior distribuição dos nutrientes e da energia calorífica na coluna d'água (Figura 23) tornando-a mais homogênea no sentido vertical durante os meses frios.

Após o solstício de inverno, em 22 de junho no hemisfério sul, começa a se alongar o fotoperíodo, aumentando a disponibilidade de energia luminosa e calorífica para o ecossistema, aumentando gradativamente a temperatura nas camadas superficiais da coluna d'água. Durante o período de aquecimento irá se estratificar termicamente a água diminuindo a distribuição vertical de nutrientes, ocasionando uma estratificação química, como a observada na distribuição do oxigênio dissolvido durante o verão.

A maior temperatura da água nos meses mais quentes também diminui o potencial da água para a dissolução dos gases. A menor dissolução aliada a menor movimentação vertical da

¹ Lagos holomíticos são aqueles cuja circulação atinge até toda coluna d'água. Dentre estes destacamos os monomíticos, que são os lagos com uma circulação no ano, podendo ser monomíticos quentes ou monomíticos frios. Os monomíticos quentes são lagos com circulação somente no inverno; neste lago a temperatura da superfície nunca cai abaixo de 4°C; localiza-se em regiões subtropicais (Esteves 1988).

água ocasiona um clinogrado de oxigênio dissolvido, chegando a concentrações abaixo de 5 mg.L⁻¹ em profundidades maiores a 1,50 m na lagoa dos Xaxins.

Calculamos o índice de qualidade relativa da água para o parâmetro *saturação de oxigênio* e podemos observar que os maiores índices coerem com os maiores teores médios de saturação de oxigênio nos locais amostrais T9, T6, C2, T1, C1 e T8, máximo no T9, assim como os menores índices com os locais amostrais T4, T2, T3, T5 e T7, com o mínimo no T4 (Figura 23).

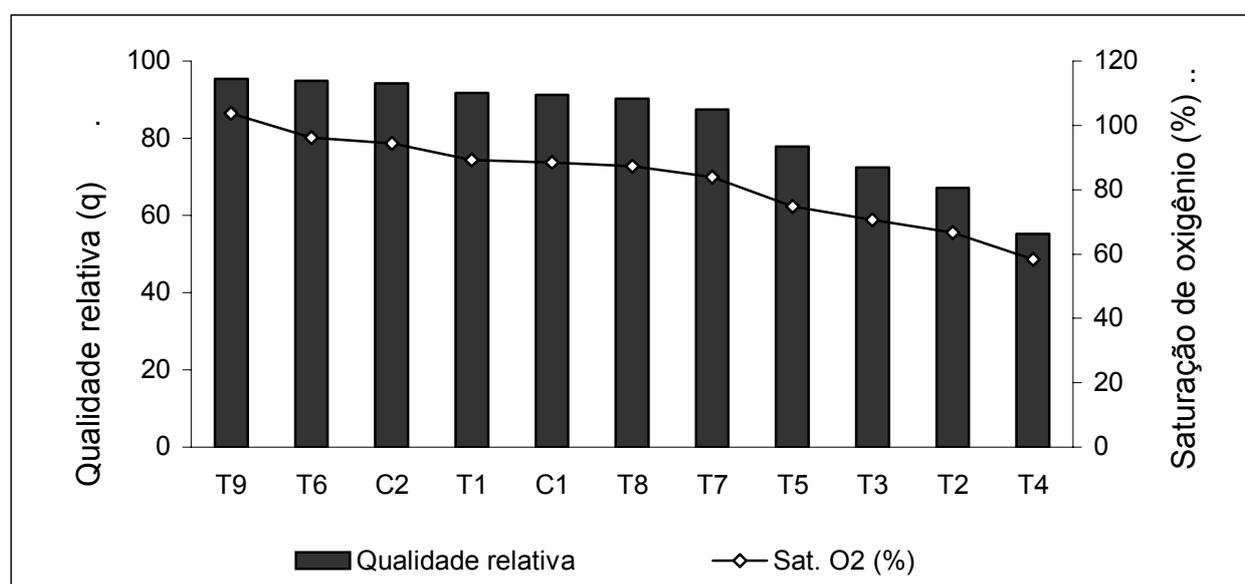


Figura 23: Qualidade relativa da água e saturação de oxigênio dissolvido médio em cada local amostral.

Sólidos dissolvidos totais

Neste estudo consideramos as características edáficas e geológicas similares entre bacias analisadas, assim tomamos os dados de sólidos dissolvidos totais e condutividade em uma relação linear ($\text{cond.}/\text{SDT}=2,43$), sendo que essa relação se mantém mesmo se forem altos os teores de ácidos orgânicos nas amostras (Porto 1991).

O local amostral T8 (ponto controle - *local branco*) e o local T9 (lagoa dos Xaxins) apresentaram os menores valores de SDT de 2 mg.L⁻¹ em outubro de 2006, com média de 8 mg.L⁻¹ e desvio padrão de 2 mg.L⁻¹, com similares valores para os dois locais (Figura 24).

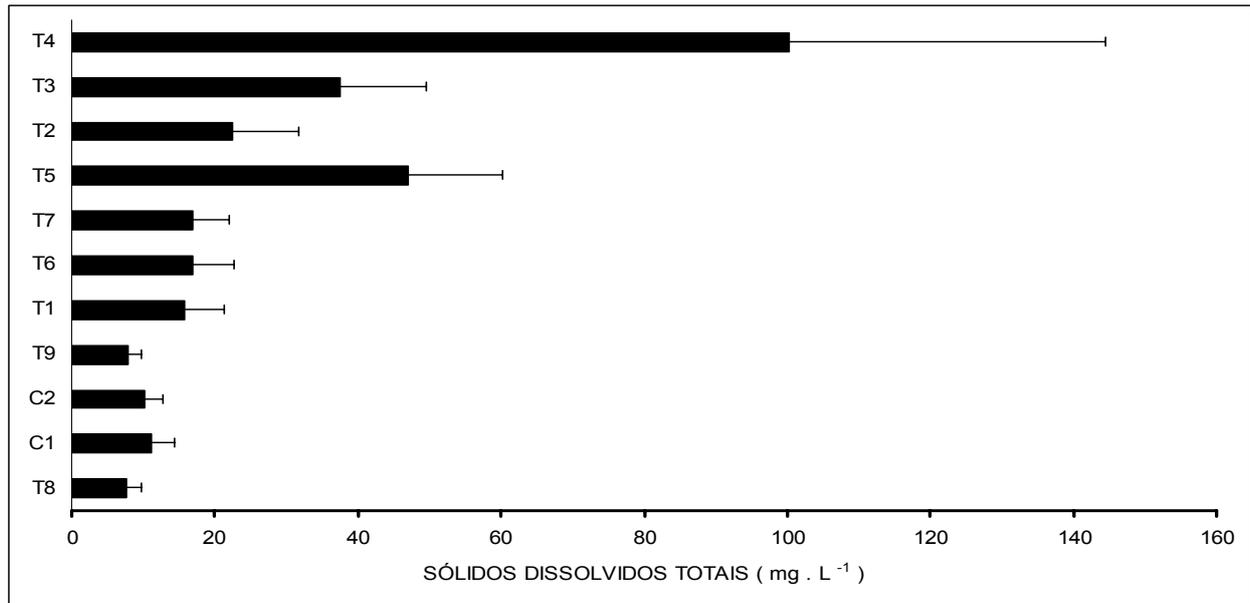


Figura 24: Valor médio dos sólidos dissolvidos totais em cada ponto amostral (barras) e respectivo desvio padrão (linhas).

Em águas naturais, as taxas de intemperização das rochas e lixiviação do solo são determinantes na concentração de sólidos dissolvidos totais em amostras de águas superficiais. Assim, na região em estudo, a baixa intemperização química das rochas e um solo já bastante lixiviado em consequência dos altos índices pluviométricos são determinantes para uma baixa concentração de sólidos dissolvidos totais no escoamento superficial.

O maior valor encontrado foi de 187 mg.L⁻¹ medido no local T4 (*local negro*) em novembro de 2006, onde também obtivemos a maior média (100 mg.L⁻¹) e maior desvio padrão (44 mg.L⁻¹) em decorrência do despejo de esgoto doméstico na rede de drenagem pluvial.

Apesar de existirem grandes diferenças entre os locais amostrais (Figura 24), quando calculamos o índice de qualidade relativo aos sólidos dissolvidos (IQ_{SDT}) os valores são acima de 80 para todos os locais (Figura 25). Isso ocorre porque é considerado no cálculo do IQA que valores próximos a 80 mg.L⁻¹ de SDT significam uma ótima qualidade da água, como demonstra a equação da curva ajustada para esse parâmetro (Tabela 07). A situação observada sugere que a equação utilizada para esse parâmetro não é adequada para caracterizar a qualidade da água local.

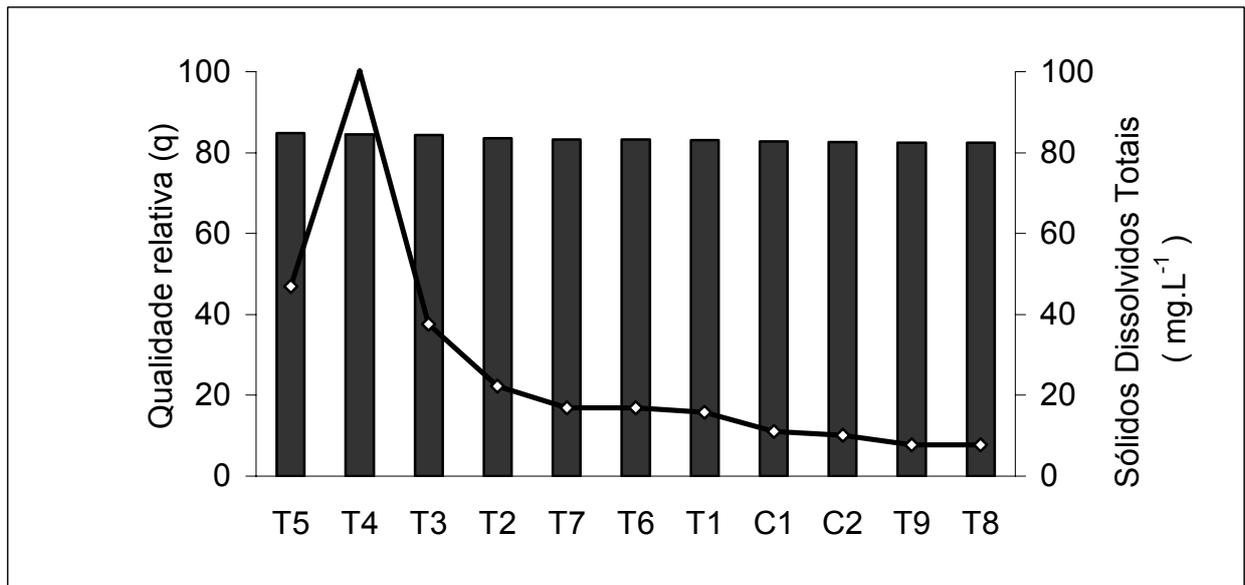


Figura 25: Qualidade relativa da água (barras verticais) e média dos sólidos dissolvidos totais (linha) em cada local amostral.

Condutividade elétrica

A condutividade elétrica variou de um mínimo de 4,42 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ no local amostral T8, em outubro de 2006, a um máximo de 444,00 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ no local amostral T4, em novembro de 2006. Os menores e os maiores valores médios também corresponderam ao local T8 e T4, respectivamente 18,78 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e 222,19 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Figura 26).

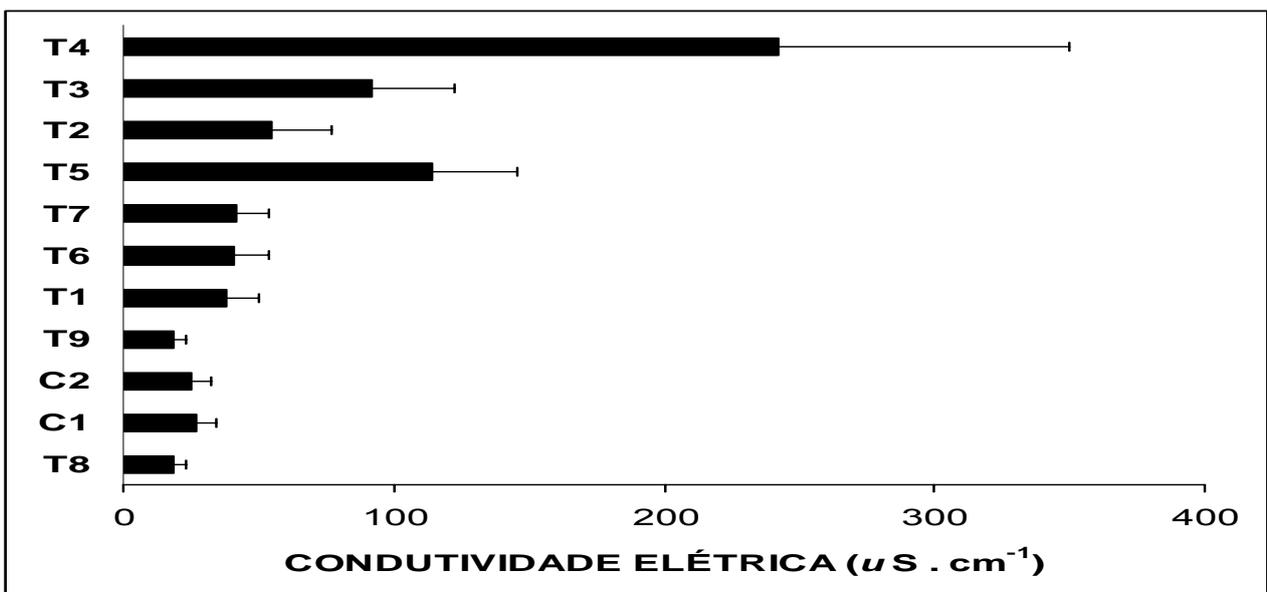


Figura 26: Valor médio da condutividade em cada ponto amostral (barras) e respectivo desvio padrão (linhas).

Vale lembrar que o local T8 corresponde a uma bacia preservada interna à UC, considerado como ponto controle - *local branco* - enquanto o local amostral T4 corresponde à saída de um bueiro de esgotamento pluvial – cloacal, o qual consideramos como *local negro*.

A condutividade nos cursos d'água varia conforme as características geológicas e edáficas, podendo ser baixa, como valores menores a $50 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, o que dificulta termos um padrão normativo ou valor limite para que a condutividade seja utilizada como um parâmetro de qualidade da água (Brasil 2005).

Entretanto, os valores encontrados demonstram que os maiores valores de condutividade estão relacionados com os ambientes aquáticos mais impactados, enquanto que os menores valores estão associados com cursos d'água que drenam áreas em melhor estado de conservação.

Embora não exista um padrão para a condutividade elétrica da água, parece-nos que existe uma correspondência inversamente proporcional entre esse parâmetro e a distância das áreas urbanizadas. Na figura 27 ordenamos os cursos d'água por um gradiente de menor à maior influência antropogênica, calculada pela distância de áreas urbanizadas aos pontos de coleta pela rede de drenagem.

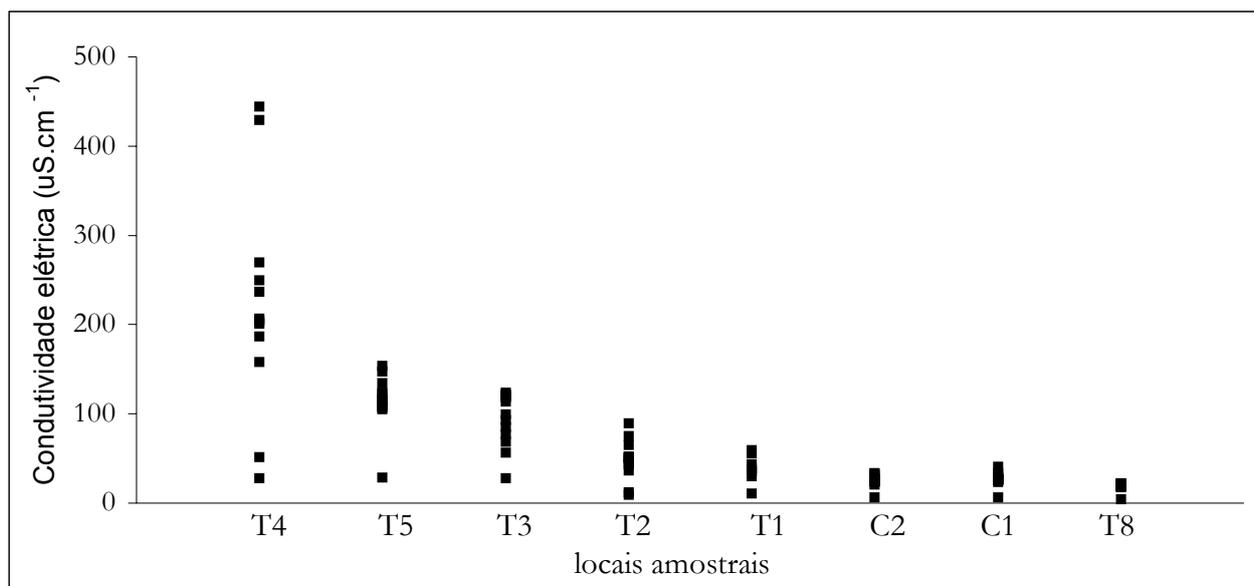


Figura 27: Condutividade elétrica da água ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) em 88 amostras coletadas em oito locais amostrais. No eixo das abscissas os locais amostrais estão ordenados em ordem crescente de distância das áreas urbanizadas.

Sólidos em suspensão totais

Os resultados demonstraram que aquelas amostras consideradas mais poluídas, como o do local T4, T2 e T3 foram as que apresentaram as maiores médias de sólidos em suspensão totais de 29,3 mg.L⁻¹; 25,3 mg.L⁻¹ e 24,03 mg.L⁻¹, respectivamente (Figura 28).

Obtivemos o maior valor, em todo universo amostral, na amostra coletada no local T2, em 9 de novembro de 2006, com uma concentração de 84,33 mg.L⁻¹, assim como o maior desvio padrão de 21,11 mg.L⁻¹. Na legislação não existe um padrão para os sólidos em suspensão, entretanto estes são limitados pelos padrões estabelecidos para a turbidez.

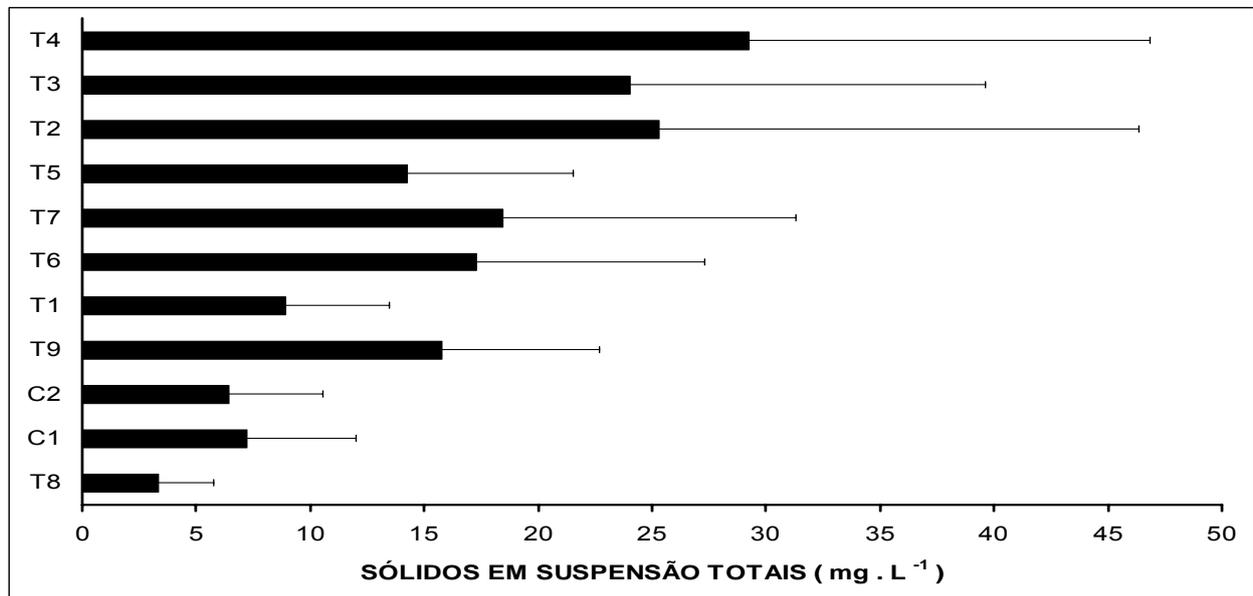


Figura 28: Valor médio do resíduo filtrado total em cada ponto amostral (barras) e respectivo desvio padrão (linhas).

Monitorar a concentração dos sólidos em suspensão pela medição da turbidez nos parece ser possível de ser feito na região deste estudo, dada a correlação encontrada entre essas duas variáveis (Figura 29), com um R² de 0,6053 (n= 129), chegando a um R² de 0,8983 no caso das medições feitas somente nas lagoas (n=24) (Figura 30).

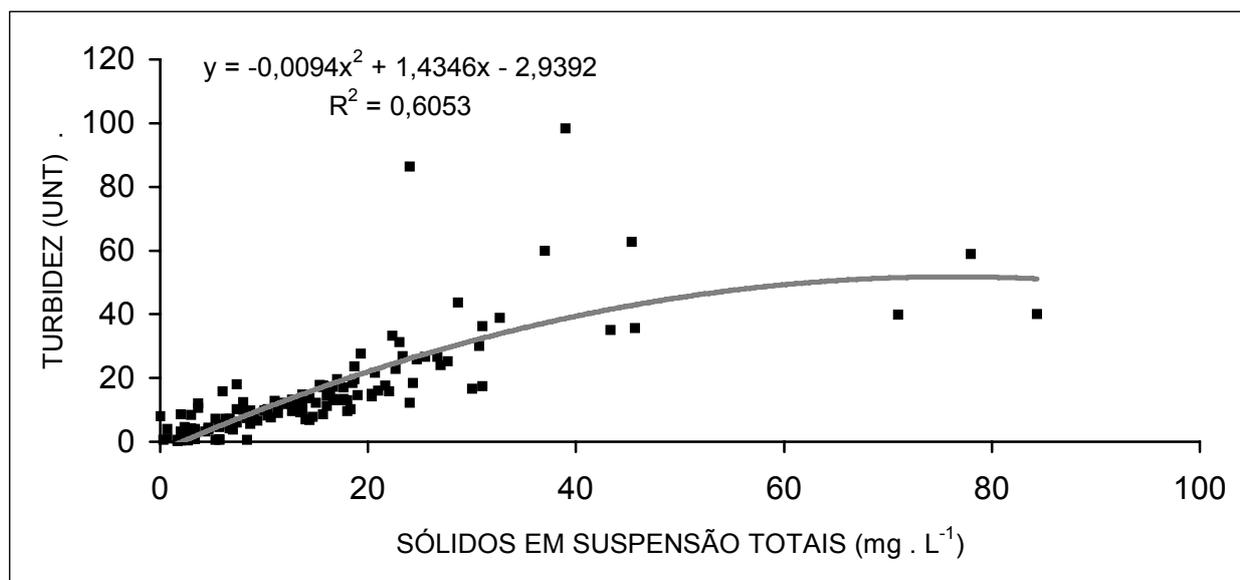


Figura 29: Diagrama de dispersão com a linha de tendência da correlação entre o parâmetro sólidos em suspensão totais e o parâmetro turbidez para as amostras coletadas nos locais C1, C2, T1, T2, T3, T4, T5, T6, T7, T8 e T9 ($R^2 = 0,73$; $n=129$; regressão polinomial de 2^a ordem).

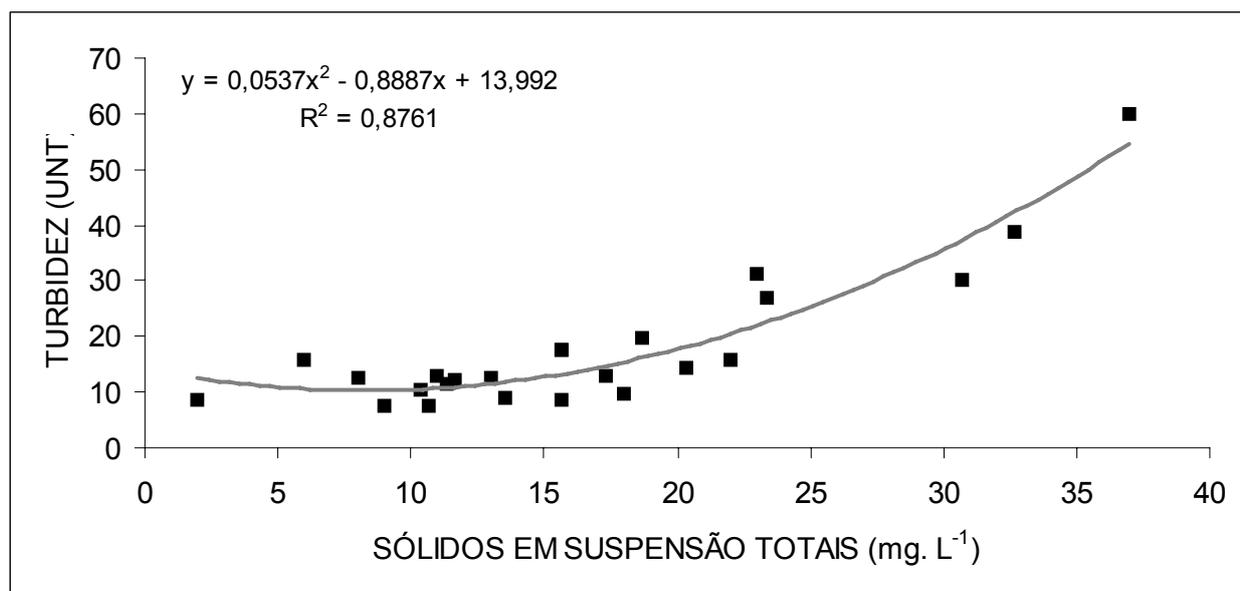


Figura 30: Correlação entre o parâmetro resíduo filtrado e o parâmetro turbidez para as 24 amostras coletadas nos locais T6, T9 e a tendência calculada na linha vermelha ($n= 24$).

A maior correlação encontrada no sistema lêntico possivelmente está associada a uma menor interferência de colóides, sólidos dissolvidos e sólidos em suspensão. A variabilidade de constituintes desses grupos leva a diferentes comportamentos ópticos, podendo variar a turbidez para amostras com as mesmas concentrações de sólidos. Quando comparadas com os cursos d'água, que recebem variadas cargas de poluentes, as lagoas são ambientes mais estáveis

na composição o que explica a alta correlação encontrada entre turbidez e sólidos em suspensão ($R^2= 0,8983$).

Neste estudo utilizamos um índice de qualidade relativo para o parâmetro sólidos em suspensão totais e comparamos a qualidade relativa assim calculada com as concentrações medidas (Figura 31). Podemos perceber que as áreas menos antropizadas, como T8 e C1, apresentam os menores valores de sólidos em suspensão totais e conseqüentemente os maiores índices de qualidade relativa, existindo uma diminuição da qualidade com a menor distância às áreas urbanizadas.

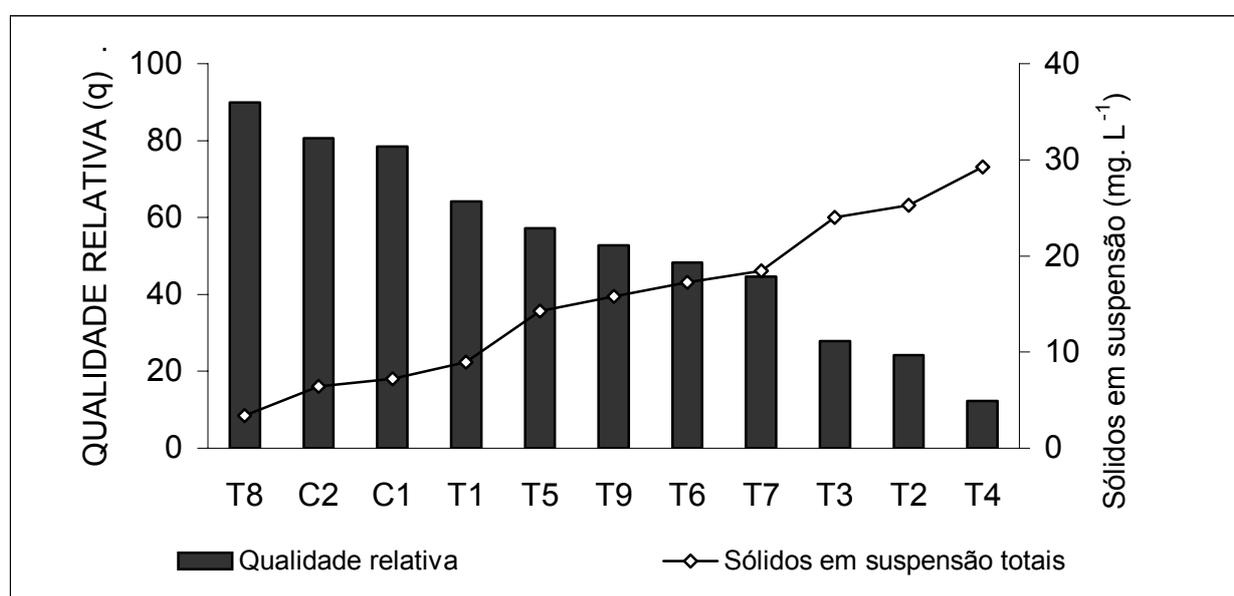


Figura 31: Qualidade relativa da água e média do filtrado total em cada local amostral.

No caso das lagoas, quando os valores mensais das medições de sólidos em suspensão são acumulados em estações do ano é interessante observar uma tendência de aumento do inverno ao seguinte outono (Figura 32). Supostamente diversas variáveis podem estar envolvidas nesse fenômeno, tais como chuva, características dos poluentes, turbacão do leito por borbulhamento, atividade de peixes, erosão do solo, entre outros parâmetros, o que demanda um período maior e observações mais amplas para aumentar a confiança nas conclusões. Entretanto, dado o fenômeno de estratificação térmica observado, parece-nos também influenciar na sazonalidade das concentrações de sólidos em suspensão na camada superficial das lagoas.

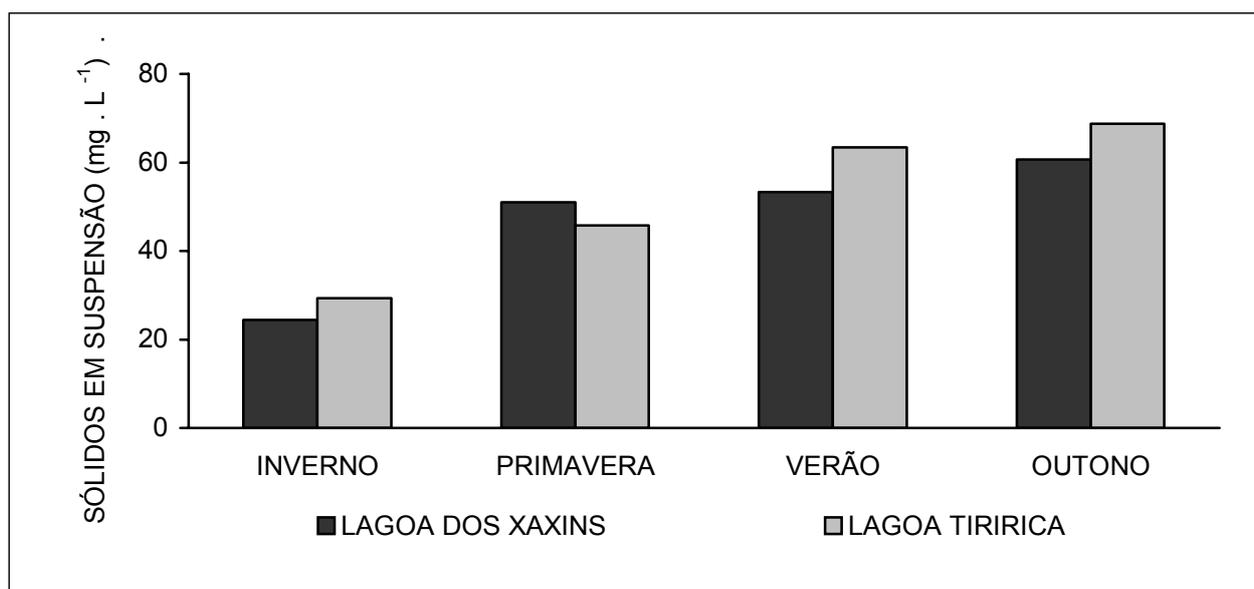


Figura 32: Valor acumulado de sólidos em suspensão totais na camada superficial da lagoa dos Xaxins e da lagoa Tiririca nas estações do inverno de 2006 ao outono de 2007.

Supomos que a partir do inverno, quando o fotoperíodo aumenta, a produção autotrófica vai incrementando a concentração de sólidos suspensos nas camadas superiores ao longo do ano. Uma parcela dos sólidos, principalmente orgânicos irá decantar no decorrer do período, aumentando gradativamente a concentração de sólidos suspensos nas camadas inferiores e próximas ao leito. Possivelmente com a desestratificação outonal ocorre um revolvimento da coluna d'água, levando os sólidos depositados nas camadas mais profundas para as camadas superiores, com o conseqüente aumento das concentrações de sólidos em suspensão na camada mais superficial.

Agrotóxicos

Identificamos como local potencialmente poluidor uma área de cultivo de macieiras localizada na bacia do arroio Caçador. Em operações de fiscalização realizadas pelo IBAMA, pudemos ter amplo acesso a todas as instalações e áreas de cultivo, constatando o uso intensivo de agrotóxicos (Apêndice I, foto 03). Verificamos práticas incorretas no uso de agrotóxicos, como o emprego de substâncias ilegais, a queima de embalagens, o armazenamento inadequado e a provável contaminação do solo e da água, pondo em risco inclusive os trabalhadores locais.

A análise laboratorial resultou em que nenhum ingrediente ativo foi detectado dentre os 300 ingredientes ativos pesquisados (Machado 2007), todos listados no Anexo II.

Para os resultados obtidos levantamos as seguintes hipóteses:

- a) As substâncias aplicadas são totalmente degradadas, decompostas ou imobilizadas antes de alcançarem o local de coleta;
- b) As concentrações dos agrotóxicos são suficientemente baixas para não serem detectadas pelo método analítico;
- c) Os agrotóxicos presentes na água não estão incluídos no espectro da análise;
- d) O planejamento amostral está inadequado à situação.

Possivelmente ocorram todas as hipóteses simultaneamente, pois a insolação e as temperaturas mais altas do verão, assim como as quedas d'água naturais aumentam a velocidade da decomposição química e biológica dos ingredientes ativos. A matéria orgânica e argilas presentes no solo local promovem a formação de complexos estáveis e a consequente imobilização (hipótese *a*).

Os processos de decomposição e imobilização podem ser suficientes para uma diminuição da concentração dos agrotóxicos na água escoada (hipótese *b*).

Nas vistorias feitas nos pomares constatamos que os ditiocarbamatos são os principais constituintes dos fungicidas aplicados no período da coleta das amostras de água. O grupo dos ditiocarbamatos não é detectado pelo método analítico que utilizamos (hipótese *c*).

A coleta de amostras distantes do local poluidor favorece a degradação, decomposição, imobilização ou sedimentação dos poluentes. A coleta em um único momento aumenta a incerteza da medição ser realizada no momento de pico de concentração de poluentes dada a imprecisão dos dados de velocidade de escoamento e tempo de concentração da bacia de drenagem (hipótese *d*).

Padrão de distribuição das unidades amostrais

Analizamos o padrão de distribuição das unidades amostrais pelo método de ordenação multidimensional com coordenadas principais, para as médias dos parâmetros de qualidade da água e para os índices de qualidade relativa de cada parâmetro.

Sintetizamos a variação das médias dos parâmetros físico-químicos das unidades amostrais em um diagrama de dispersão com dois eixos principais os quais explanaram 77% da variação total (Figura 33).

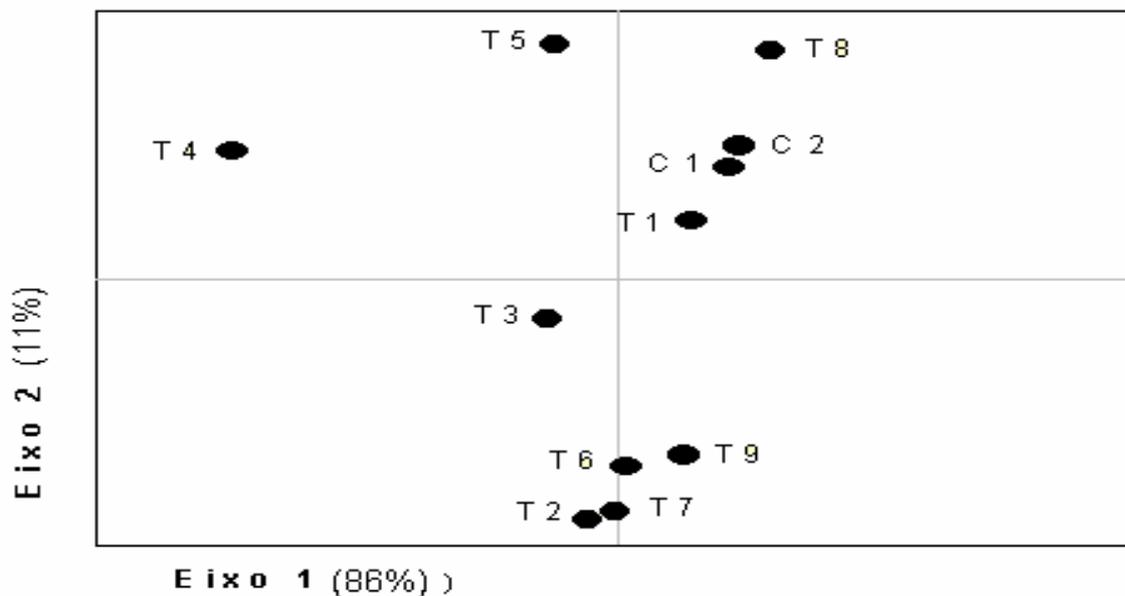


Figura 33: Diagrama de dispersão das unidades amostrais. Os eixos resumem a variância dos parâmetros sólidos dissolvidos totais (SDT), saturação de oxigênio dissolvido (O_2), pH, turbidez e sólidos suspensos totais (SST).

O eixo 1 representa 86% da variação e distingue claramente a unidade amostral T4 das demais unidades amostrais, tendo no outro oposto a unidade amostral T8, considerada como ponto controle. Esse eixo está negativamente relacionado com as variáveis: Sólidos Dissolvidos Totais (-0,96), turbidez (-0,91), Sólidos Suspensos Totais (-0,84) e pH (-0,04), e positivamente relacionado com Oxigênio Dissolvido (0,78).

O eixo 2, que representa 11% da variação, está negativamente relacionado com Sólidos Suspensos Totais (-0,49), turbidez (-0,37), Sólidos Dissolvidos Totais (-0,26), pH (-0,15) e Oxigênio Dissolvido (-0,14), o que distingue os locais amostrais T2, T7, T6 e T9 principalmente dos locais T8, T5, C2, T4 e C1.

Considerando o eixo 1 do diagrama de dispersão, podemos formar dois agrupamentos separando as unidades amostrais T9, T1, C1, C2 e T8 das restantes. Esse primeiro grupo coincide com o grupo formado pelos corpos d'água com os melhores índices de qualidade da água.

Elaboração de um IQA local

As principais vantagens da utilização de um índice de qualidade da água são a facilidade de interpretação com o público não técnico e o fato de representar uma média de diversas variáveis em um único número, combinando unidades de medidas diferentes em uma única unidade. No entanto, sua principal desvantagem consiste na perda de informação das variáveis individuais e da interação entre as mesmas (CETESB 2007).

A elaboração de um índice de qualidade adaptado a um menor número de parâmetros monitorados e à situação local resultou em um IQA máximo para os cursos T8 (ponto controle) e C2 (arroio Caçador) ambos com IQA = 87, denotando uma classificação de qualidade boa (Figura 34). O arroio Caçador (C2) é o que apresenta o maior índice de qualidade da água (IQA=87,4), pouco superior ao córrego T8 (IQA=87,2), em decorrência da baixa concentração média de sólidos suspensos totais (6,5 mg.L⁻¹), baixa turbidez média de 5,10 UNT, pequena concentração de sólidos dissolvidos média (10 mg.L⁻¹) e principalmente pela alta saturação de oxigênio dissolvido média (94,45%). A existência de numerosas quedas d'água no arroio Caçador é a provável causa da alta saturação média de oxigênio dissolvido encontrada.

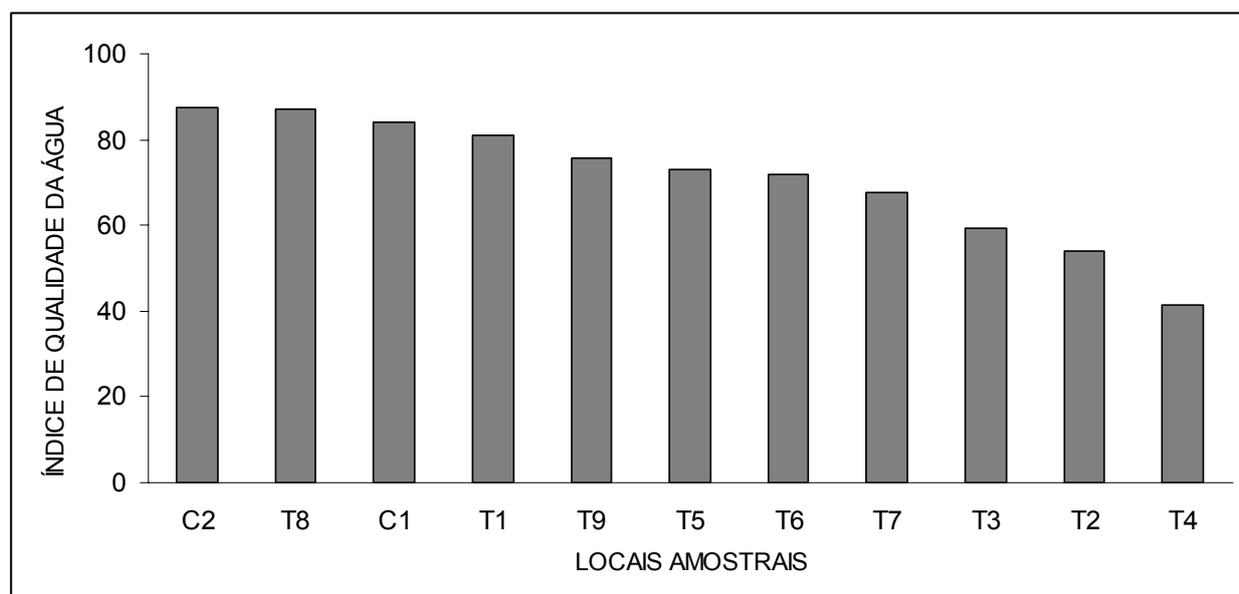


Figura 34: Índice de qualidade da água – IQA local – de nove cursos d'água e de duas lagoas na bacia hidrográfica do arroio Caçador e bacia hidrográfica do arroio Tiririca na Floresta Nacional de Canela e entorno no período de julho de 2006 a junho de 2007.

Encontramos o valor mínimo para o curso T4 com IQA = 41, correspondendo a uma qualidade ruim, conforme as faixas de qualidade de água para o IQA do NSF. O córrego T4 é o que apresenta o mais baixo índice de qualidade da água, em decorrência da alta concentração de sólidos suspensos totais média (29,3 mg.L⁻¹), alta turbidez média de 39,61 UNT, alta concentração de sólidos dissolvidos média (100 mg.L⁻¹) e baixa saturação de oxigênio dissolvido média (58,22%).

O maior peso dado ao parâmetro OD contribuiu para que o arroio Caçador (C2), que tem muitas quedas d'água, se equivalesse à qualidade da água do ponto de controle T8, que é o córrego que flui uma água límpida em um canal sombreado e com poucas quedas, fatores que não favorecem um maior OD. Para uma futura adequação do índice ao local sugerimos que seja dado um menor peso para o parâmetro OD, e um aumento na ponderação dos parâmetros SDT e turbidez.

Fizemos uma análise de ordenação considerando como variáveis os índices de qualidade relativa dos parâmetros avaliados. Quando sintetizamos a variação dos índices de qualidade relativa em um diagrama de dispersão, os dois eixos ou coordenadas principais representaram 92% da variação total (Figura 35).

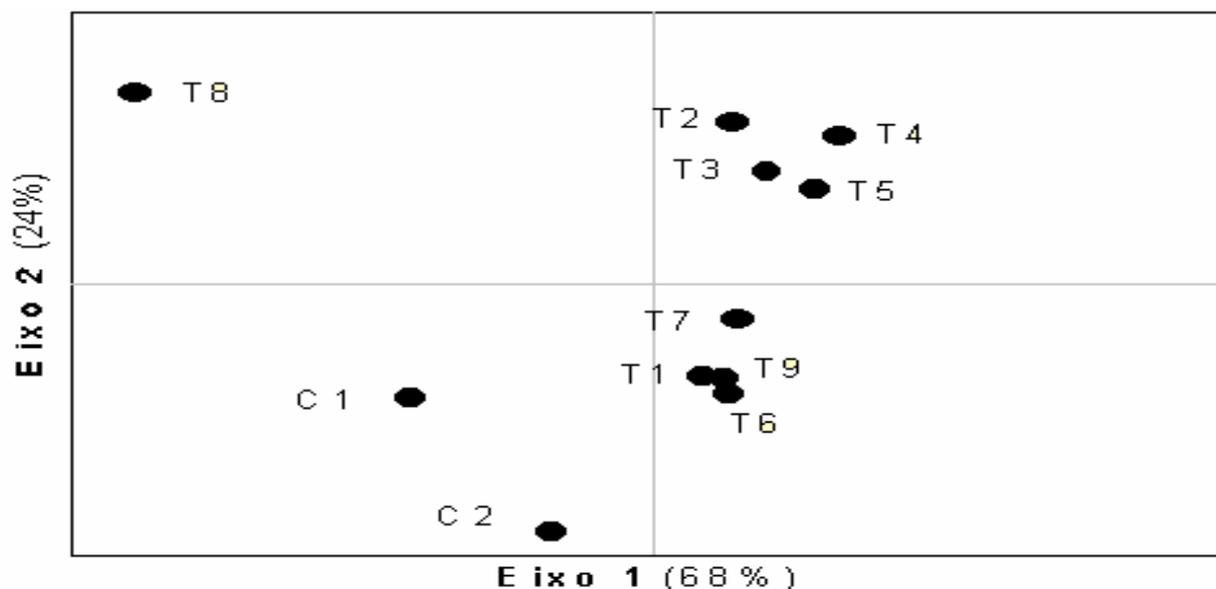


Figura 35: Diagrama de dispersão das unidades amostrais. Os eixos resumem a variância de índices de qualidade relativa com os parâmetros SDT, saturação de O₂, pH, turbidez e SST.

O eixo 1 representou 68% da variação e está relacionado negativamente com a turbidez (-0,80), sólidos suspensos totais (-0,78) e saturação de O₂ (-0,46), e positivamente relacionado com sólidos dissolvidos totais (0,66) e pH (0,42). O eixo 1 possibilita distinguir o ponto de controle *-local branco* T8 dos demais pontos, estando C1 e C2 mais próximo deste que os demais, ficando o *local negro* T4 no extremo oposto.

O segundo eixo, que representa a síntese de 24% da variação, está negativamente relacionado com a saturação de oxigênio dissolvido (-0,72), pH (-0,70), sólidos suspensos totais (-0,44) e turbidez (-0,27), e positivamente relacionado com sólidos dissolvidos totais (0,55), separando os locais T8, T2, T3, T4 e T5 dos demais, principalmente de C1.

Na análise de agrupamentos verificamos três grupos distintos (Figura 36): um formado pelos córregos com os piores índices de qualidade (T4, T3 e T2), um segundo com formado por corpos d'água com qualidade intermediária (T5, T7, T6 e T9) e um terceiro formado pelos cursos com as melhores avaliações de qualidade da água (T1, C2, C1 e T8).

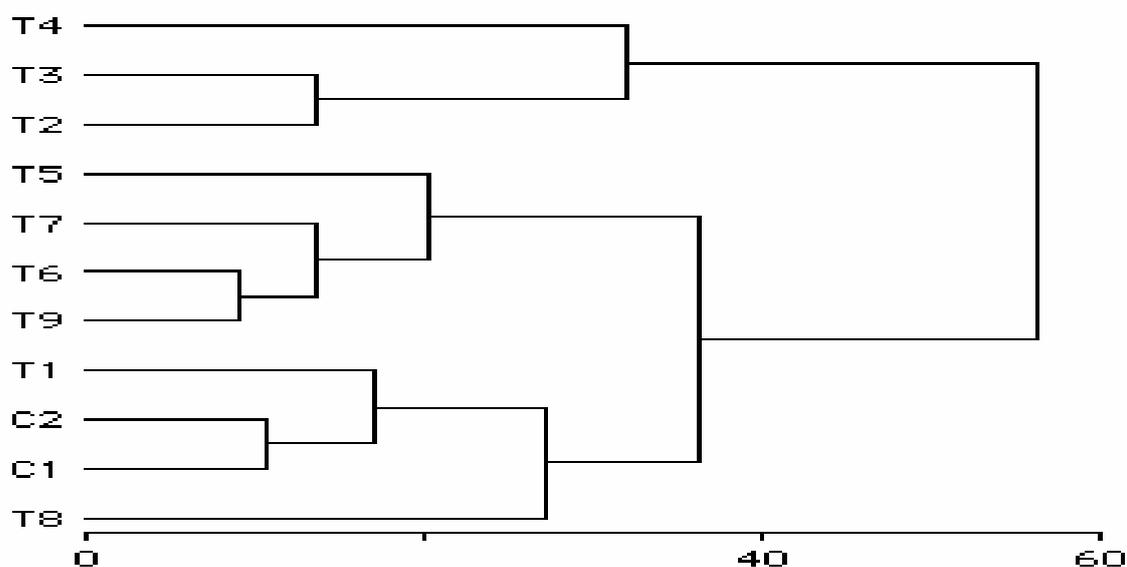


Figura 36: Dendrograma de agrupamento da qualidade da água entre as unidades amostrais feito com o critério de ligação média não-ponderada (UPGMA).

4.4 Características dos corpos d'água

Quedas d'água

As medições do número e altura das quedas d'água demonstraram uma grande variação entre os cursos estudados, variando de zero, no curso T4, até um máximo de 206 quedas no

arroio Caçador (C2). Essa variação decorre dos diferentes comprimentos dos cursos, que variaram de 517 m (T4) a 3800 m (C2) e da topografia do terreno (declividade).

Diferentes autores têm demonstrado a influência das cascatas naturais no processo de reaeração das águas dos córregos (Von Sperling 1987; Giansante 1997; Butts 1984). Além da velocidade e turbulência do fluxo (Giansante 1985; Kucukali 2006), um dos componentes principais no processo de reaeração mais evidenciado é a altura da queda d'água. O maior número de quedas d'água e as maiores alturas das quedas encontradas no arroio Caçador (curso C2) provavelmente é um fator determinante no aumento da concentração do oxigênio dissolvido e sua autodepuração (Tabela 15). No outro extremo se encontra o curso T4, que estando confinado em tubulações de concreto não possui nenhuma queda d'água livre. A falta de quedas d'água e o confinamento dificultam o processo de reaeração natural. Para águas muito poluídas, como no caso do curso T4, tem sido proposta a construção de cascatas em escadas, o que aumenta a turbulência e a dissolução dos gases (Koduri 2003).

Tabela 15: Número e classes de alturas de quedas d'água nos cursos d'água a montante dos locais amostrais.

Cursos	Altura das quedas d'água (cm)						total
	< 20	20 a 50	50 a 80	80 a 110	110 a 140	> 140	
C1	---	---	---	---	---	---	---
C2	40	125	23	7	5	6	206
T1	11	6	1	1	0	0	19
T2	1	0	0	0	0	0	1
T3	1	0	0	0	0	0	1
T4	0	0	0	0	0	0	0
T5	29	16	6	1	0	0	52
T7	0	0	0	0	0	1	1
T8	---	---	---	---	---	---	---

Outro fator a ser considerado é quando a queda d'água é originária de uma represa, como no caso do curso T7. Esse curso possui somente uma queda mas possui uma altura de quase 2 m (Apêndice I, foto 05). Butts e Evans (1983) estudaram vários pequenos córregos que tinham em seu curso pequenas represas com respectivos vertedouros e elaboraram uma

fórmula empírica para determinar a taxa de reaeração. Além do desnível, da temperatura da qualidade da água, um fator considerado foi quanto a espessura da parede. Conforme a fórmula, os vertedouros de parede delgada apresentariam uma maior taxa de reaeração do que os de vertedouros de parede espessa. Também seriam menos eficientes aqueles vertedouros que tomam água superficial, como no caso da represa da FLONA (foto 2 Apêndice I), pois a água da superfície já estaria mais próxima da saturação com oxigênio dissolvido.

Morfometria das lagoas

A caracterização morfométrica de uma lagoa é um passo importante para a compreensão da dinâmica das correntes, do processo de transporte e decantação de sedimentos, o tempo hidráulico de retenção e dos processos bióticos na coluna d'água.

Nas medições que fizemos verificamos que a lagoa Tiririca possui uma área de quase 3 ha, profundidade média de 0,72 m e máxima de 2,25 m. Seu leito é predominantemente do tipo lodoso orgânico, principalmente na sua cabeceira onde chega a uma espessura de 0,65 m. A maior espessura é decorrente da sedimentação do material orgânico trazido nas águas do arroio Tiririca.

Os dados resumidos levantados nas lagoas dos Xaxins e Tiririca são apresentados na Tabela 16.

Tabela 16: Características hidrológicas da Lagoa dos Xaxins e Lagoa Tiririca.

Corpo d'água	Lâmina d'água (ha)	Banhado (ha)	Bacia de captação (ha)	Profundidade de máxima (m)	Profundidade de média (m)	Volume (m ³)
Lagoa dos Xaxins	2,71	0,01	114,27	3,00	1,80	48.780
Lagoa Tiririca	3,12	6,72	787,40	1,90	1,17	36.504

A lagoa Tiririca apresenta uma superfície de lâmina d'água de 3,12 ha e possui uma área inundável a montante de 6,72 ha, coberta por higrófitas como gravatás e salsos (*Salix spp.*).

A representação gráfica do perfil dos dois alinhamentos encontram-se representados nas Figuras 37 e 38. O perfil transversal da lagoa tiririca na Figura 37 permite localizar o antigo leito do arroio Tiririca, situado entre os 13 e 17 metros da atual margem esquerda da lagoa. A profundidade do antigo canal era de aproximadamente 50 cm, sendo que os extravasamentos inundavam uma área de banhados, hoje submersa.

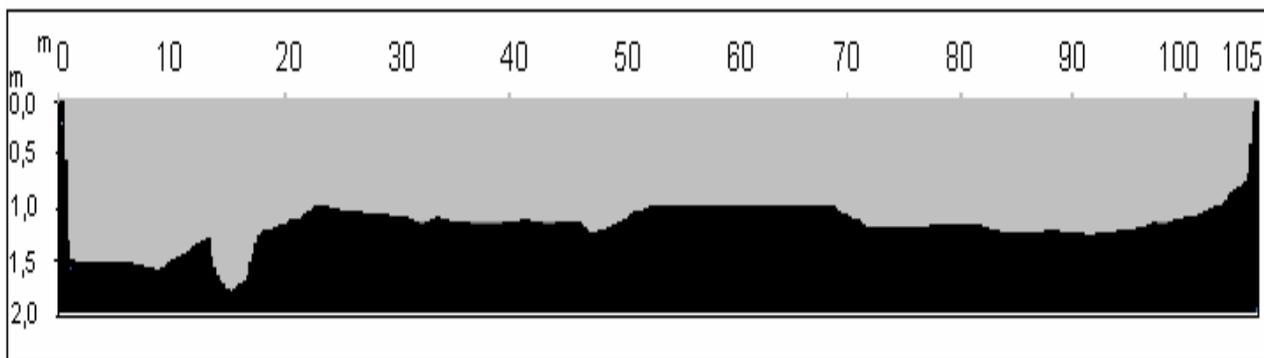


Figura 37: Perfil transversal da lagoa Tiririca em sua porção média entre os pontos de coordenadas UTM 518107 ; 6756064 (margem esquerda) e 518177; 6756142 (margem direita), Datum horizontal Córrego Alegre.

Na Figura 38 identificamos o antigo canal entre os 31 e 35 metros da margem esquerda mas já com um maior assoreamento. Encontramos um segundo canal submerso próximos aos 92 e 94 metros da margem esquerda e com 31cm de profundidade, decorrente do alagamento de um afluente do arroio Tiririca.

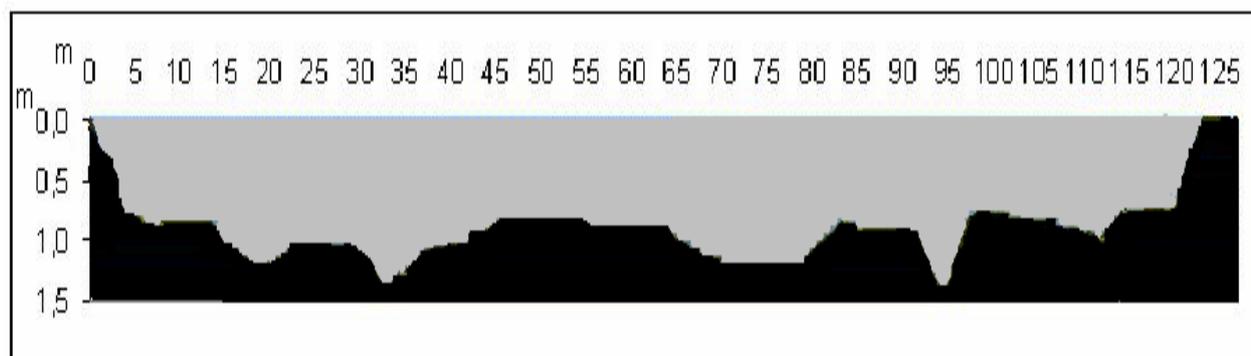


Figura 38: Perfil transversal da lagoa Tiririca em sua porção terça superior entre os pontos de coordenadas UTM 518152; 6756033 (margem esquerda) e 518241; 6756110 (margem direita), Datum horizontal Córrego Alegre.

As alterações do leito do atual reservatório levam a crer que ocorreram movimentações de terra realizadas no período da construção da barragem, quando foi feita a movimentação do solo para a estabilização das margens e de três ilhotas.

Sedimentos

Os reservatórios interceptam a maior parte das descargas sólidas transportadas na rede fluvial e a determinação das características dos sedimentos depositados no leito pode fornecer indicações importantes sobre a produção de sedimentos pelas bacias hidrográficas (Bordas & Semmelman 2002).

O sedimento límnic é considerado como o resultado da integração de todos os processos que ocorrem em um ecossistema aquático e é de fundamental importância no estudo da evolução histórica do ecossistema e na avaliação dos impactos ambientais (Esteves 1988).

A capacidade do sedimento em acumular compostos faz desse compartimento um atenuador da contaminação ambiental oriunda dos efluentes domésticos e industriais. Neste, a matéria orgânica desempenha um importante papel com a formação de complexos estáveis com os elementos metálicos (Agemian & Chau, 1976; *apud* Rodrigues 1997). Poluentes orgânicos como agrotóxicos e inorgânicos, como elementos-traço, podem formar compostos muito estáveis como o CoS e ZnS, que dificilmente são liberados para a coluna d'água (Esteves 1988).

Quanto à dinâmica do fluxo hidrossedimentológico, nas medições batimétricas de ambas as lagoas observamos um incremento na espessura da camada de lodo, aumentado desde o vertedouro até a cabeceira. Na lagoa Tiririca a espessura da camada do lodo não consolidado variou de 0 cm até aproximadamente os 60 cm.

Esse acúmulo de sedimentos na cabeceira é o provável responsável pelo aumento da área de banhados sobre o a lâmina d'água do reservatório. No levantamento realizado em 1989, a lagoa Tiririca possuía 4,78 ha de lâmina d'água, o que representa um aumento de 1,66 ha. Dessa maneira o reservatório diminuiu 35% sua superfície em 23 anos, mas esse complexo sistema palustre e que vem aumentando em área é, possivelmente, o principal responsável pela não eutrofização da lagoa.

Esse assoreamento existente na cabeceira do reservatório tem contribuído para o desenvolvimento de macrófitas aquáticas emersas que gradativamente ampliam a área do banhado. Essas macrófitas têm influência na redução da turbulência da água, facilitando a

sedimentação de grande parte do material de origem alóctone assim como na imobilização de compostos ligados ao processo de eutrofização artificial como fosfato, amônia e nitrato.

Quanto à composição, a fração fina do sedimento apresentou valores médios de 16,68% e 10,66% do peso seco de matéria orgânica na lagoa Tiririca e lagoa dos Xaxins, respectivamente (Tabela 17). A fração fina de silte e argila apresentou teores de matéria orgânica compatíveis com a classificação de sedimentos orgânicos, dada aos sedimentos límnicos que apresentam concentração superior a 10% do peso seco proposto por Ungemach (1960) *apud* Esteves (1988).

Tabela 17: Teor de matéria orgânica no sedimento do leito da lagoa Tiririca e lagoa dos Xaxins.

Corpo d'água	Teor de matéria orgânica no sedimento (% peso seco)			
	montante	porção média	jusante	Média
Lagoa Tiririca	18,92	15,86	15,28	16,68
Lagoa dos Xaxins	11,62	11,44	8,94	10,66

Dada a variação de matéria orgânica encontrada no perfil longitudinal, depreende-se que a diferença encontrada entre a montante e a jusante está relacionada com a sedimentação de material alóctone, em ambas as lagoas.

Considerando que o material orgânico encontrado no sedimento da lagoa dos Xaxins é de origem natural, oriundo da floresta que cobre sua bacia de captação, podemos inferir que a diferença entre aqueles teores de matéria orgânica e os encontrados na lagoa Tiririca é decorrente da contaminação artificial dos afluentes dessa lagoa.

Assim estimamos que 36,1% dos depósitos de material orgânico na lagoa Tiririca sejam de origem antrópica. Isso significa que existe cerca de 625,21 m³ de matéria orgânica depositada no leito, sendo que 57% desse total estão depositados na área de banhado e os restantes 43% no leito da lagoa.

As macrófitas aquáticas existentes na área de banhados aumentam a diversidade do ambiente para o desenvolvimento e diversificação da fauna, servindo também de substrato para

o desenvolvimento de um diverso perifiton. O perifiton também atua na imobilização e ou decomposição de poluentes.

Os sedimentos podem servir como testemunho da poluição com metais pesados, mas para a efetividade do método analítico, o sedimento deve ter um conteúdo acima de 10% de matéria orgânica em peso seco. Os teores de matéria orgânica encontrados demonstraram que futuras análises podem ser viáveis no intuito de verificar a existência ou não de metais pesados.

4.5 Uso e ocupação do solo nas bacias hidrográficas

A interpretação das imagens e a delimitação das bacias hidrográficas e sub-bacias de drenagem demonstraram quatro categorias principais de uso e ocupação do solo: 1. Floresta nativa, 2. Agricultura e pecuária, 3. Floresta exótica e 4. Urbano, expressas na Tabela 18. A categoria *campo* não foi encontrada nessas sub-bacias sendo que pequenas áreas de pastagens associadas a áreas de cultivo ficaram classificadas na categoria 2 (agricultura e pecuária).

Tabela 18: Uso e ocupação do solo nas sub-bacias de drenagem da área de estudo e respectivo índice de antropização – Ia.

Sub-bacia	Área	Floresta nativa	Floresta exótica	Agricultura e pecuária	Urbano	total	Ia
C1	hectares	47,3	49,5	0,0	0,0	96,8	1,5
	%	48,8	51,2	0,0	0,0	100,0	
C2	hectares	254,3	75,0	185,3	12,7	527,4	2,3
	%	48,2	14,2	35,1	2,4	100,0	
T1	hectares	91,1	45,5	12,3	41,5	190,4	2,3
	%	47,9	23,9	6,4	21,8	100,0	
T2	hectares	15,3	0,0	0,0	4,7	20,0	1,9
	%	76,4	0,0	0,0	23,6	100,0	
T3	hectares	21,2	0,0	0,0	76,8	98,0	4,1
	%	21,6	0,0	0,0	78,4	100,0	
T4	hectares	9,2	0,0	0,0	6,4	15,6	2,6
	%	59,1	0,0	0,0	40,9	100,0	
T5	hectares	39,0	0,0	0,0	29,0	68,0	2,7
	%	57,4	0,0	0,0	42,6	100,0	
T6	hectares	413,4	142,0	19,7	212,2	787,4	2,3
	%	52,5	18,0	2,5	27,0	100,0	

T7	hectares	514,0	181,2	19,7	212,2	927,2	2,2
	%	55,4	19,5	2,1	22,9	100,0	
T8	hectares	15,4	10,9	0,0	0,0	26,3	1,4
	%	58,7	41,3	0,0	0,0	100,0	
T9	hectares	100,6	39,2	0,0	0,0	139,8	1,3
	%	72,0	28,0	0,0	0,0	100,0	
Total	hectares	1520,9	543,3	286,5	595,5	2896,8	2,3
	%	52,5	18,8	9,9	20,6	100,0	

A categoria de uso e ocupação do solo *floresta nativa* inclui a floresta ombrófila mista em diferentes estágios sucessionais assim como as clareiras e banhados. Essa é a ocupação predominante nas sub-bacias (Figura 39) cobrindo 52,5% dos 2896,8 ha da área total (Tabela 18).

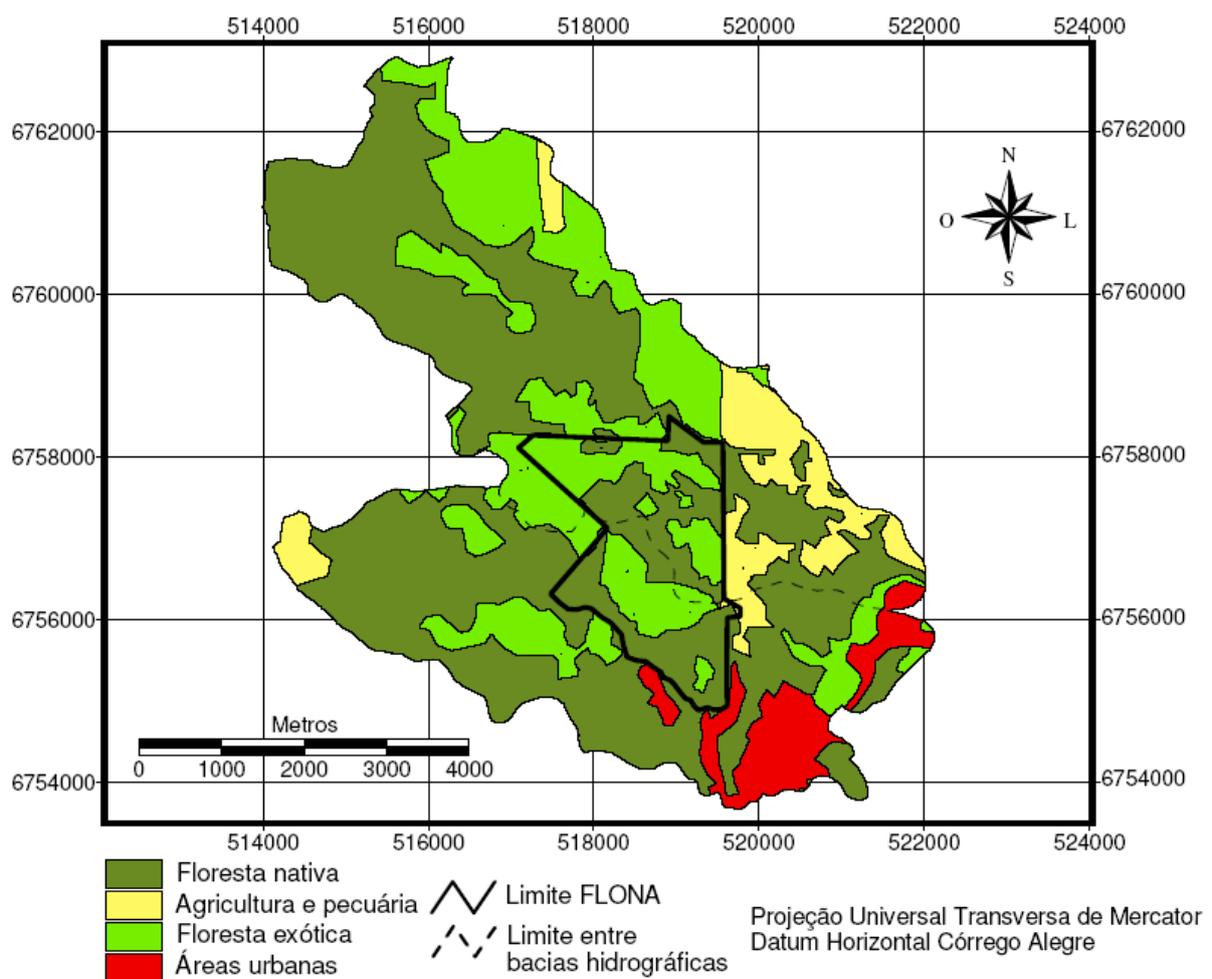


Figura 39: Mapa de classes de uso e ocupação do solo nas bacias hidrográficas do arroio Caçador e arroio Tiririca.

As áreas de florestas nativas, em decorrência de uma maior cobertura do solo, maior taxa de infiltração e retenção da água das chuvas, possuem um coeficiente de escoamento superficial C menor que as demais categorias, quando consideramos declividades e textura do solo similares (Tucci 1993).

O menor escoamento superficial terá consequências sobre a qualidade da água pois diminui a erosão e lixiviação do solo na bacia e a erosão no próprio leito do curso d'água em decorrência das menores vazões. Os maiores coeficientes de escoamento superficial são encontrados na categoria *agricultura e pecuária*, predominante nas nascentes da bacia hidrográfica do arroio Caçador, e *áreas urbanas*, que predominam nas áreas das nascentes da bacia hidrográfica do arroio Tiririca (Figura 39).

A sub-bacia C1, com 96,8 ha, é uma das sub-bacias avaliadas com cobertura florestal em 100% de sua área, estando composta por 48,2% de florestas nativas e 51,8% de florestas exóticas (Figura 40). Distinguimos a cobertura florestal nativa da floresta exótica porque esta última, dada a maior densidade de árvores diminui a luminosidade no sub-bosque acarretando uma diminuição na presença de gramíneas, que como possuem o ciclo fotossintético do tipo C4 (Odum 1988), requerem uma maior energia luminosa para seu pleno desenvolvimento.

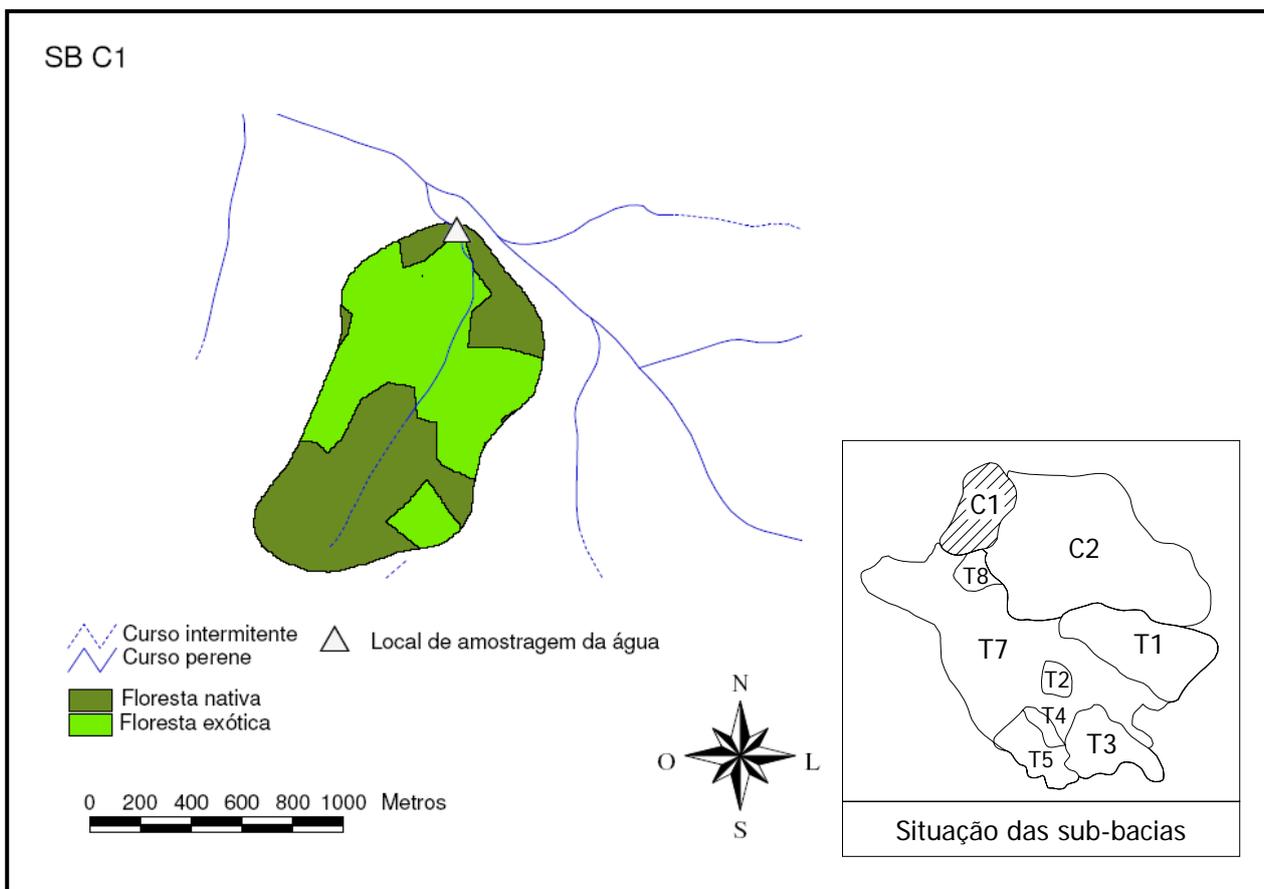


Figura 40: Mapa da sub-bacia C1 com a classificação de uso e ocupação do solo.

A diminuição no desenvolvimento das gramíneas, como as taquaras da espécie *Guadua tagoara* existentes na Flona (Ramos 2008), e o predomínio de uma cobertura vegetal composta predominantemente por acículas aumentam a taxa de escoamento superficial, sendo maior que a floresta nativa dada sua diversidade de ocupação do solo no sub-bosque.

A sub-bacia C2 é composta por 527,4 ha da bacia hidrográfica do arroio Caçador a montante do local amostral C2. Apesar de apresentar quase que a metade de sua área com cobertura florestal nativa (48,2%) e mais 14,2% de cobertura florestal exótica, possui 35,1% de áreas agrícolas e 2,4% de áreas urbanizadas (Figura 41). As áreas agrícolas estão localizadas principalmente nas áreas mais planas localizadas a montante e utilizadas principalmente com cultivo de macieiras. As áreas com fruticultura são áreas agrícolas que, dado o quase inexistente revolvimento do solo, possuem baixas taxas de erosão do solo mas podem comprometer a qualidade da água pela lixiviação de fertilizantes e agrotóxicos.

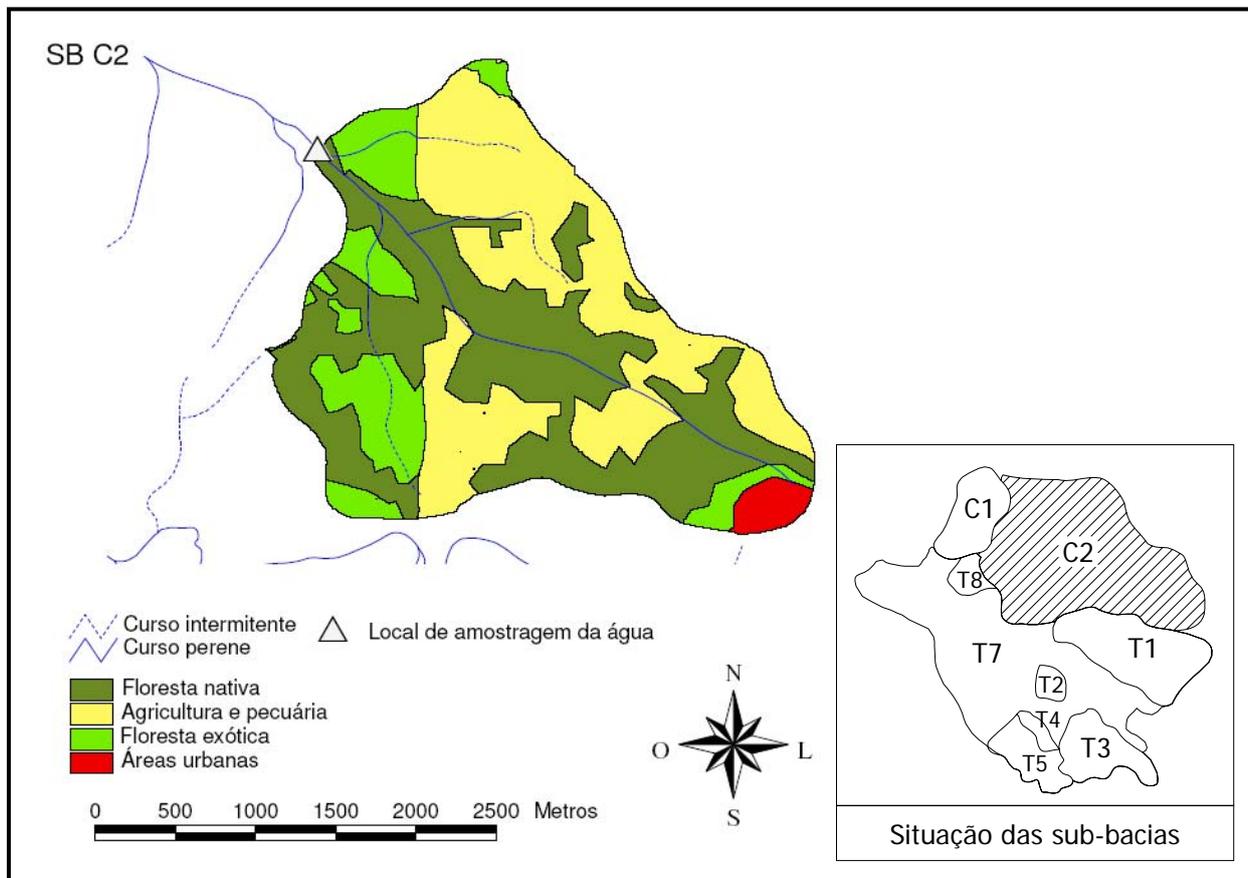


Figura 41: Mapa da sub-bacia C2 com a classificação de uso e ocupação do solo. O local de amostragem C2 está situado no exutório dessa sub-bacia.

A sub-bacia T1 (Figura 42) também apresentou um predomínio da cobertura florestal em 71,8% de sua área total formada por floresta nativa (47,9%) e floresta exótica (23,9%). Entretanto apresenta um 21,8% de áreas urbanizadas das localidades Saiqui, Jardim das Fontes e Rancho Jane, que interferem no ciclo hidrológico pela diminuição da ocupação natural do solo com o aumento da área pavimentada. Isso tem como consequência a diminuição da taxa de infiltração do solo e o aumento da taxa de erosão. Além disso, essas áreas não possuem sistema de coleta e tratamento de esgoto, sendo que todos os efluentes domésticos são lançados diretamente nos corpos d'água ou no escoamento subsuperficial através de sumidouros cloacais.

Os sumidouros cloacais são estruturas que recebem o efluente das fossas sépticas e filtros mas , como verificado a campo (Padilha 2007), existe um sub-dimensionamento do volume útil do sistema fossa-filtro anaeróbico na grande maioria das residências familiares locais, independente do nível socioeconômico da família. O sub-dimensionamento do sistema

residencial de tratamento de esgoto, aliado a uma baixa taxa de infiltração do solo local faz com que o efluente doméstico tenha um tratamento incompleto e seja inadequadamente despejado no solo.

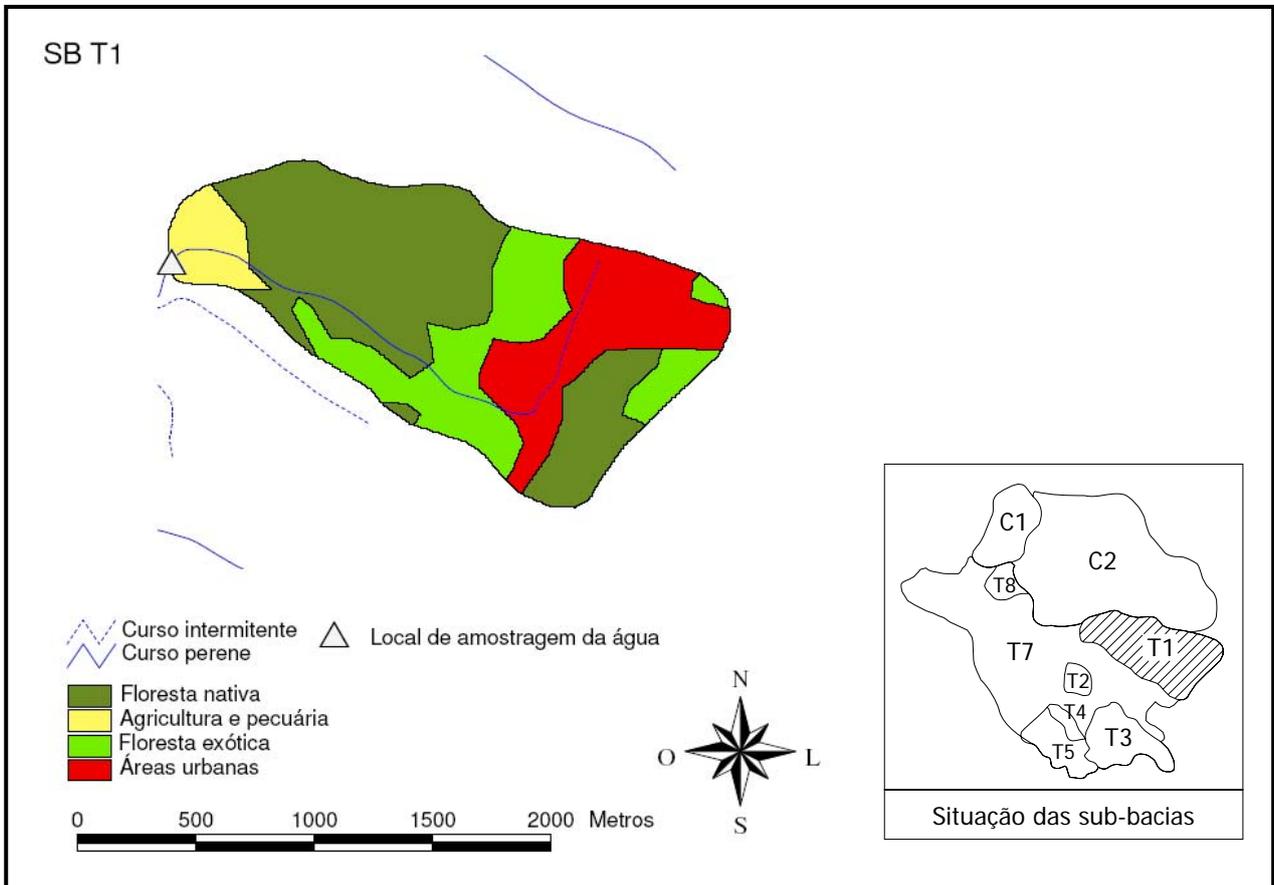


Figura 42: Mapa da sub-bacia T1 com a classificação de uso e ocupação do solo. O local de amostragem T1 está situado no exutório dessa sub-bacia.

A SB T2 é uma das menores sub-bacias estudadas, com apenas 20 ha (Tabela 13). Embora apresente a maior ocupação percentual na categoria floresta nativa (76,4%) possui o restante da área coberta por áreas urbanizadas (23,6%) bem próximas do curso d'água (Figura 43). As áreas urbanizadas ribeirinhas têm um impacto maior na qualidade da água do que aquelas áreas urbanizadas distantes da APP ripária, pois os efluentes domésticos são lançados quase que diretamente nos cursos d'água.

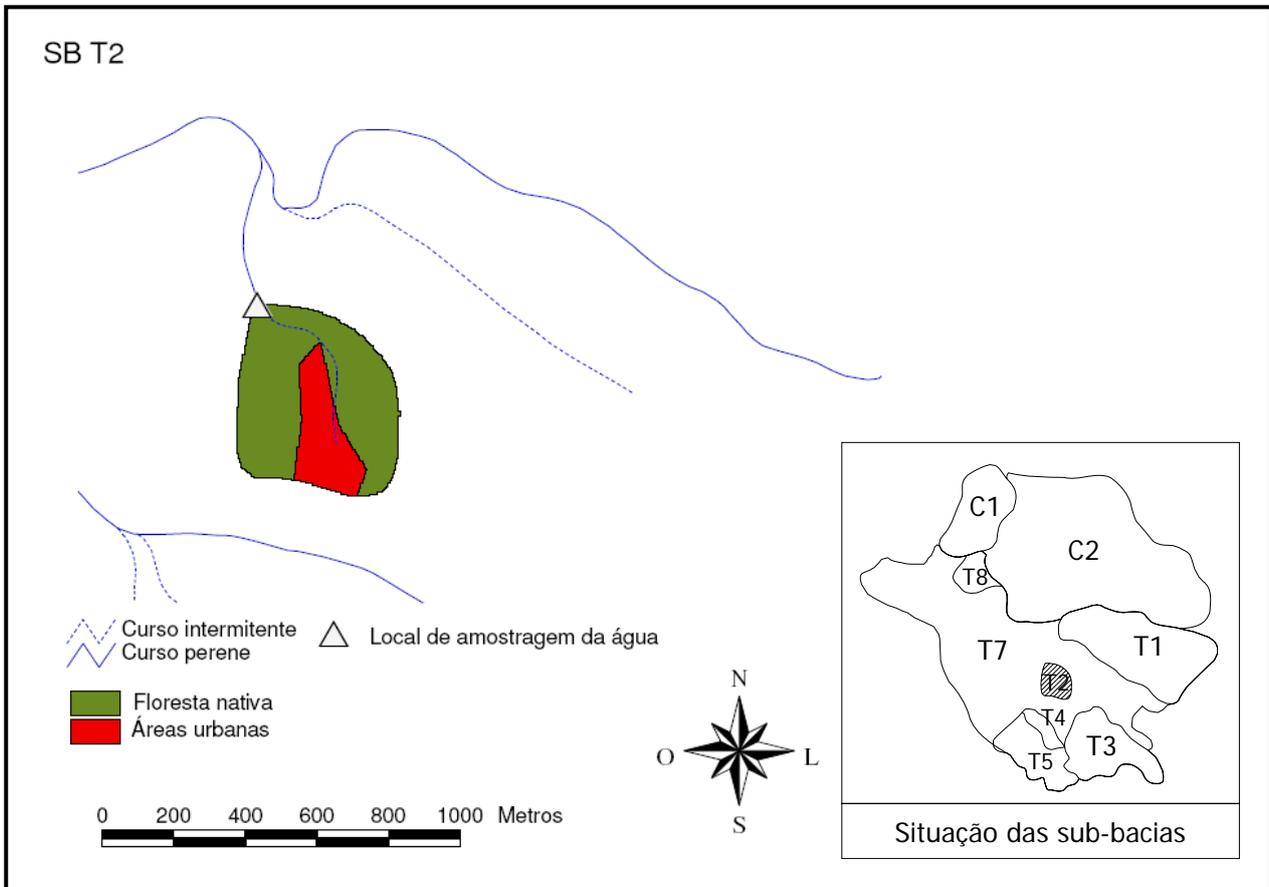


Figura 43: Mapa da sub-bacia T2 com a classificação de uso e ocupação do solo. O local de amostragem T2 está situado no exutório dessa bacia.

A sub-bacia T3, com uma área total de 98 ha, é a que apresenta a maior área urbanizada (78,4%) compreendendo o distrito industrial de Canela. Os principais problemas encontrados nessa área são os efluentes de esgotamentos sanitários e do lodo da estação de tratamento da água, lançados diariamente nesse córrego (Figura 44).

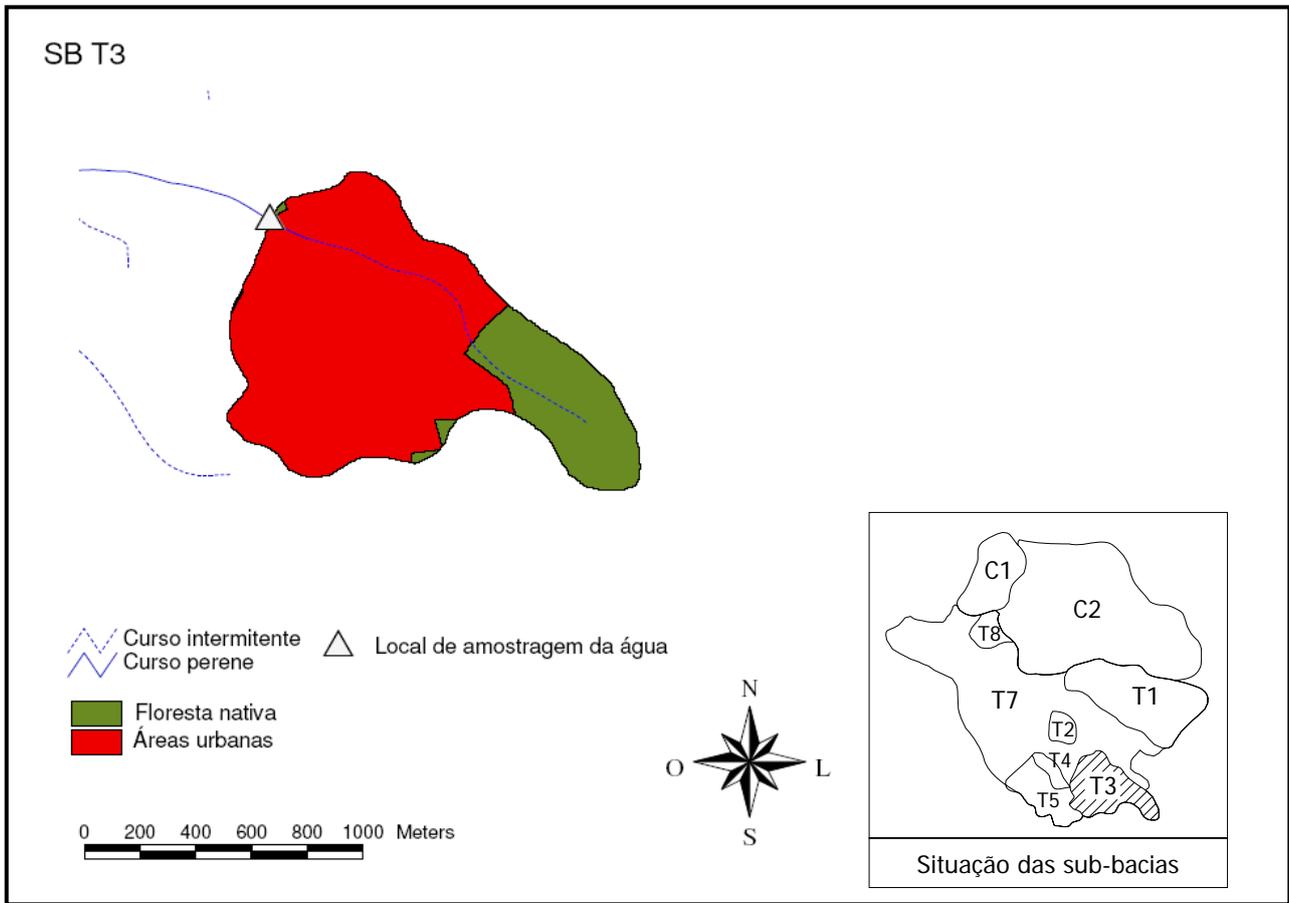


Figura 44: Mapa da sub-bacia T3 com a classificação de uso e ocupação do solo. O local de amostragem T3 está situado no exutório dessa bacia.

Os 15,6 ha compõe a menor sub-bacia T4 (Figura 45) e são constituídos por 59,1% de florestas nativas e 40,9% de áreas urbanizadas do bairro Ulisses de Abreu, antigamente conhecido como Tiririca. A pequena distância entre as residências e a falta de saneamento básico possivelmente são os principais componentes no impacto ambiental no córrego que drena essa sub-bacia.

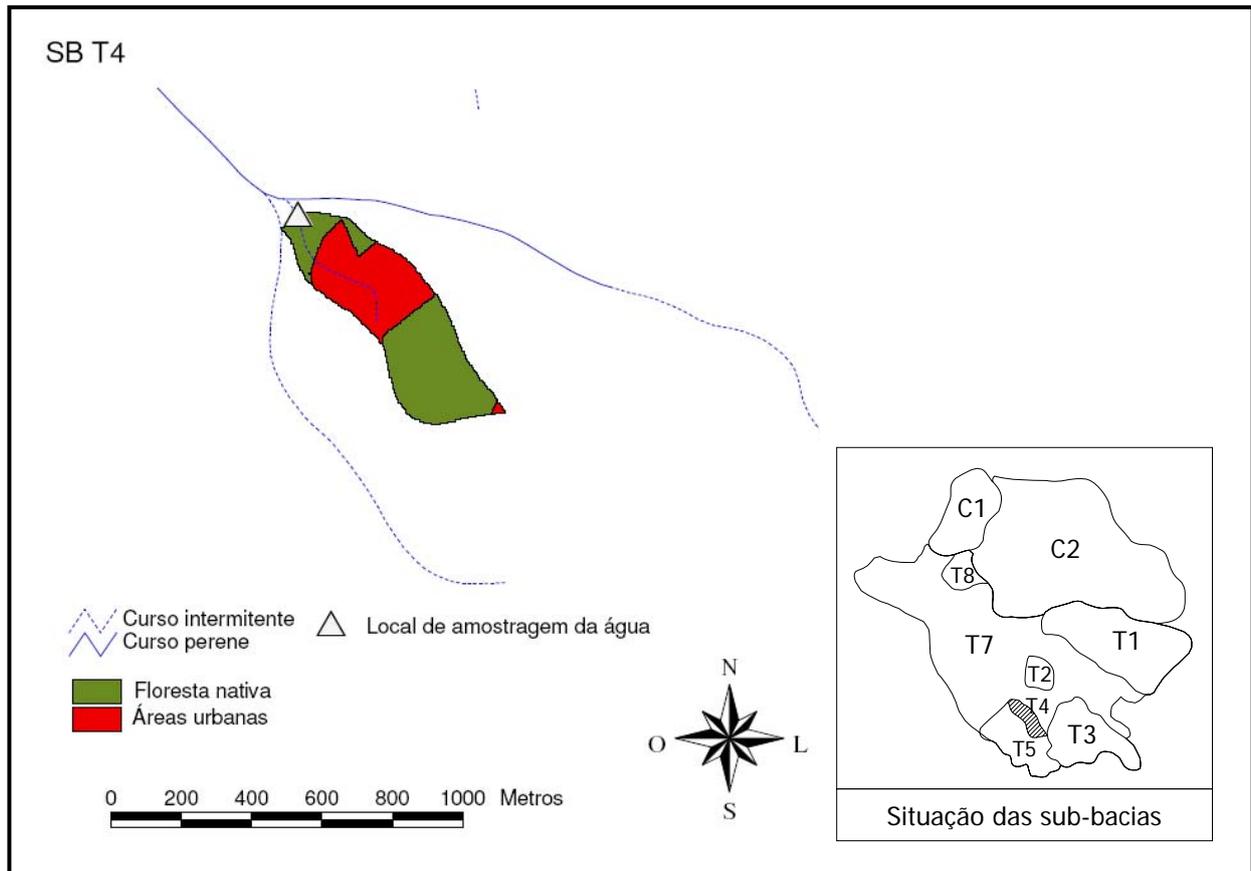


Figura 45: Mapa da sub-bacia T4 com a classificação de uso e ocupação do solo. O local de amostragem T4 está situado no exutório dessa bacia.

A sub-bacia T5 (Figura 46), a semelhança da SB T4, drena áreas urbanas (42,6%) mas que se situam mais nas cabeceiras. Essas áreas são povoadas pela população dos bairros Canelinha e São Rafael, também sem rede de coleta e sistema de tratamento de esgoto. Os efluentes são lançados no córrego principal, que freqüentemente é escavado pela administração municipal para aumentar a velocidade do escoamento, o que acaba drenando alguns banhados existentes a jusante.

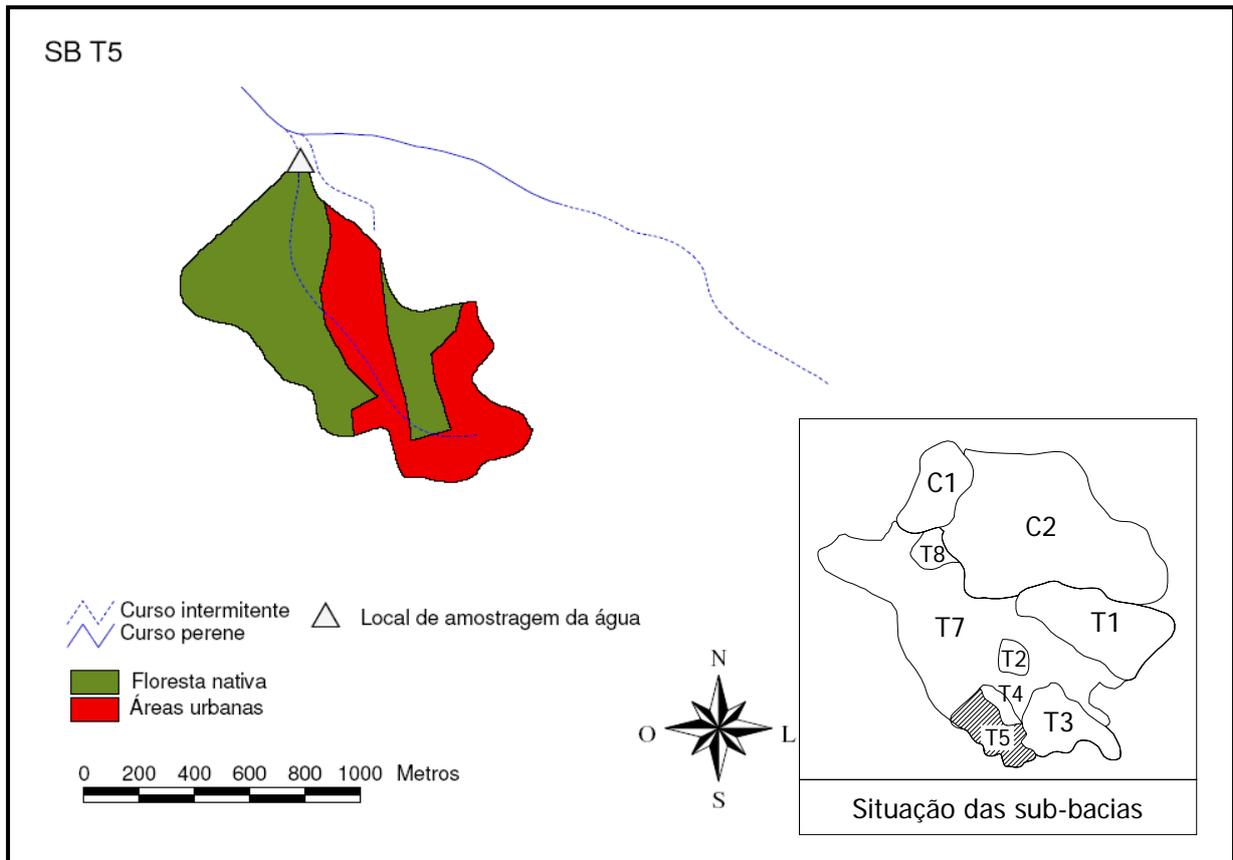


Figura 46: Mapa da sub-bacia T5 com a classificação de uso e ocupação do solo. O local de amostragem T5 está situado no exutório dessa bacia.

A sub-bacia T7 (Figura 47), possui 927,2 ha de área constituída pelas demais sub-bacias (T1, T2, T3, T4, T5, T6, T8 e T9) mais um conjunto de outras sub-bacias interiores à UC não avaliadas neste trabalho. As características da água coletadas no exutório dessa bacia (local amostral T7) são decorrentes dos acontecimentos em todas as demais sub-bacias, a exceção daquelas pertencentes à bacia hidrográfica do arroio Caçador (C1 e C2). A ocupação florestal é predominante em 74,9% da área, mas os 22,9% de área urbanizada existentes nas cabeceiras são altamente impactantes pela já mencionada ausência de tratamento do esgoto doméstico.

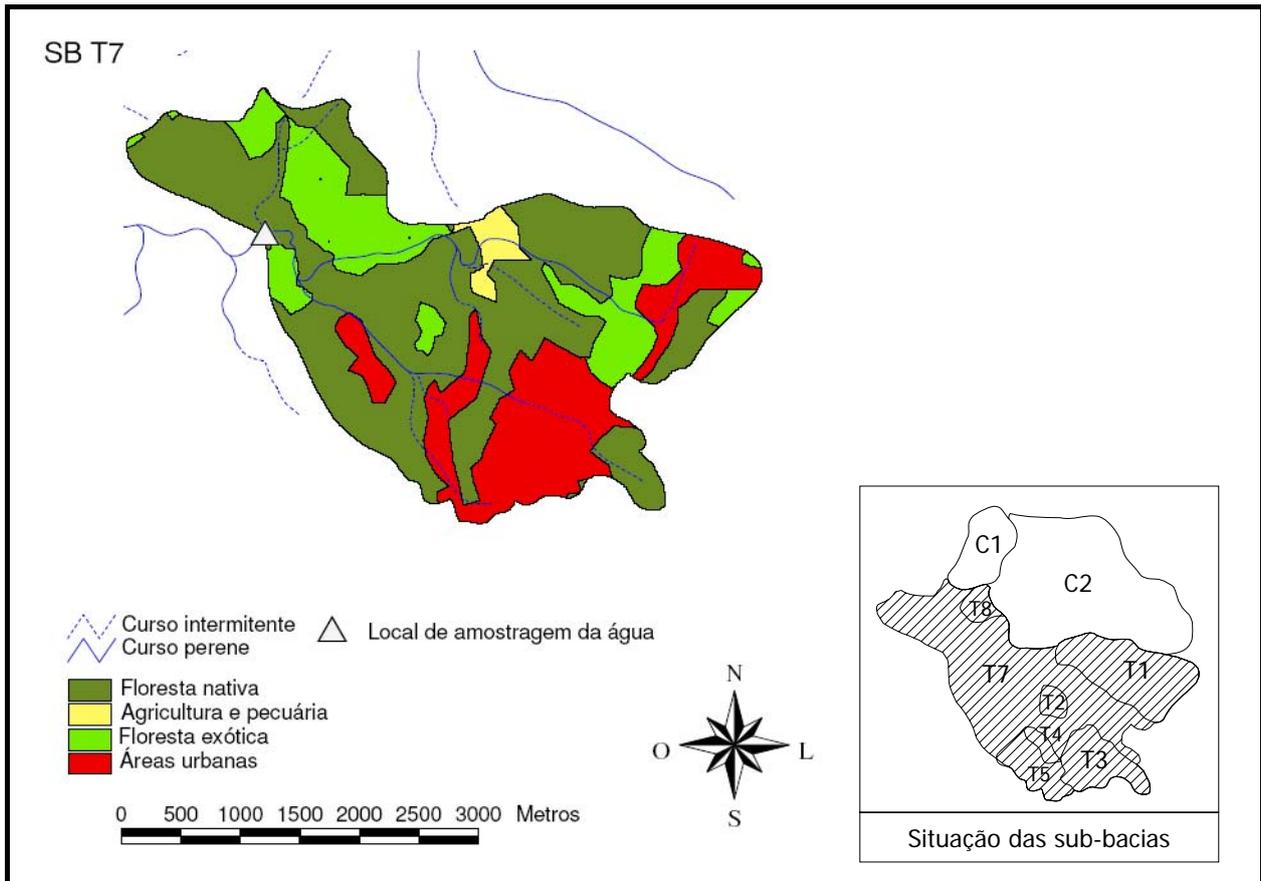


Figura 47: Mapa da sub-bacia T7 com a classificação de uso e ocupação do solo. O local de amostragem T7 está situado no exutório dessa bacia.

Os 26,3 ha da sub-bacia T8 (Figura 48) estão inseridos totalmente no interior da UC e são totalmente constituídos por florestas nativas (58,7%) e florestas exóticas (41,3%), o que proporcionam condições favoráveis para a manutenção das qualidades naturais da água.

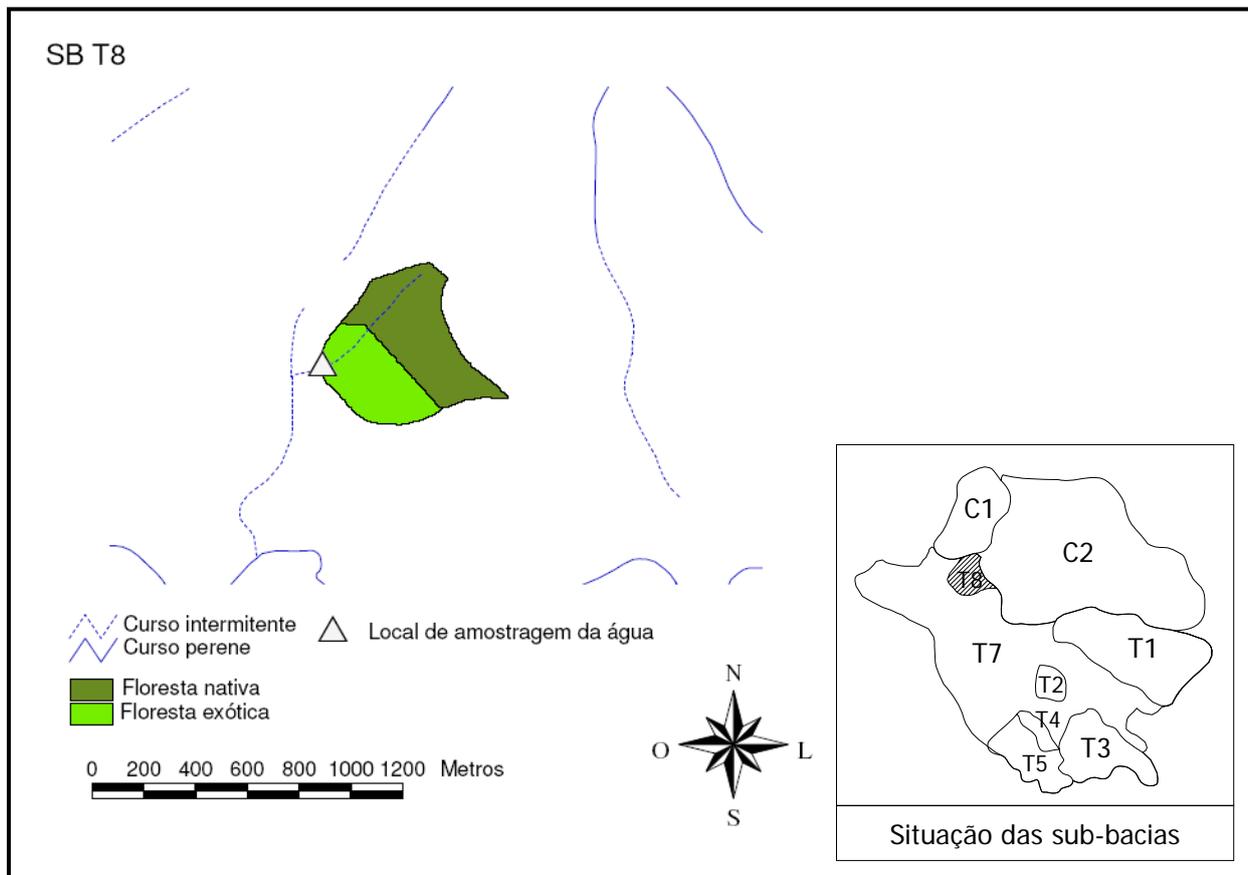


Figura 48: Mapa da sub-bacia T8 com a classificação de uso e ocupação do solo. O local de amostragem T8 está situado no exutório dessa bacia.

O cálculo do índice de antropização resultou em um mínimo de 1,3 na SB T9, que corresponde a área de drenagem que forma a lagoa dos Xaxins, sendo uma área preservada com ocupação predominantemente florestal. O outro valor mais baixo de *Ia* SB encontrado foi de 1,4 na SB T8, uma bacia de drenagem que compõe a SB T9 e também possui uma cobertura florestal, predominando uma floresta nativa. Nessa SB T8 está o local de amostragem que consideramos como ponto de controle - *local branco* - na análise da qualidade da água. O valor máximo calculado do índice de antropização foi de 4,1 na SB T4 (Tabela 18). Essa sub-bacia drena áreas predominantemente urbanas do bairro Ulisses de Abreu (Figura 45), e coincide com o local amostral considerado como ponto de controle - *local negro* - na análise da qualidade da água.

4.6 Uso e ocupação do solo nas APP ripárias

Esta caracterização foi a que resultou em um maior detalhamento do que a caracterização da ocupação do solo nas bacias e sub-bacias, pois o método de levantamento de

dados a campo permitiu que fossem observados os usos de solo em áreas pequenas de até 10m² (1 x 10).

O curso C1, com uma extensão total de 1.478,37 m e uma área de APP com 8,87 ha apresentou dentre as áreas avaliadas a melhor situação, com um índice de antropização de 1,0, o menor valor entre as áreas avaliadas, em uma escala que vai de 0,5 a 5,0. Isso decorre que a toda a APP é composta por mata nativa preservada (Figura 49).

A maior declividade desse curso propicia uma maior velocidade de escoamento no canal, o que faz com que prepondere o processo de transporte de material sobre o processo de sedimentação, determinando um leito rochoso. Neste curso não mensuramos o número de quedas d'água.

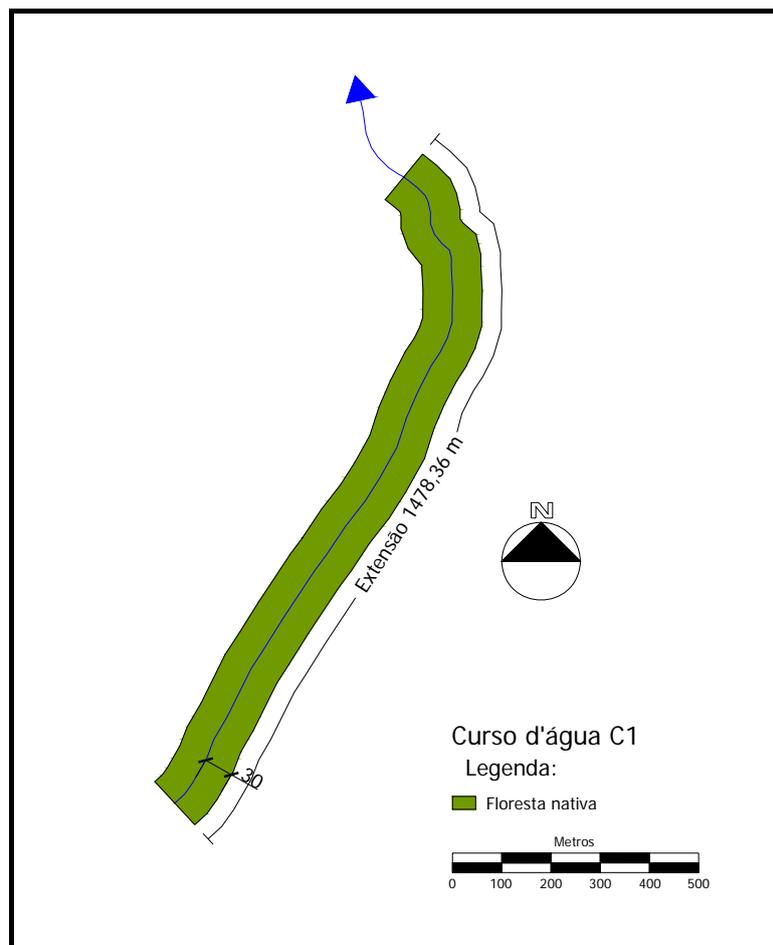


Figura 49: Usos de solo na APP do curso C1 (a escala da largura da faixa ripária é o dobro da escala do mapa).

O curso C2 teve a maior extensão entre os cursos avaliados (Figura 50). São 3.799,94 m e uma área de APP com 22,77 ha de área. Ocorre neste curso, assim como no curso T1, grande diversidade de usos de solo na APP, sendo que a mata nativa é o uso predominante. Os principais usos conflitantes encontrados foram a urbanização e as áreas desmatadas que compreendem 22 % da área levantada e se concentram na região de nascentes. As alterações da zona da APP e do próprio leito provocam a perda e a degradação de habitats, fatores relevantes que ameaçam a biodiversidade dos cursos (Muotka & Laasonem 2002). Refletindo a alteração da área ripária, o cálculo do índice de antropização da APP resultou em um valor 80% superior à APP do curso C1, chegando ao valor 1,8.

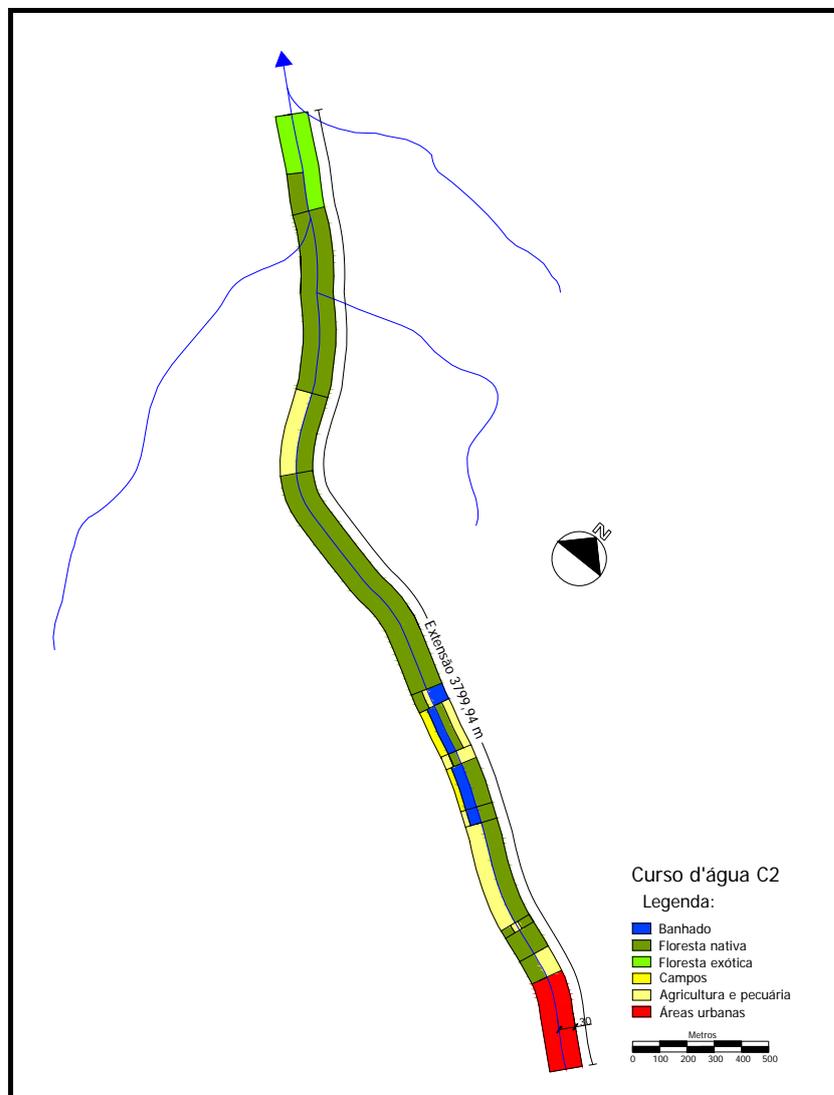


Figura 50: Usos de solo na APP do curso C2 (a escala da largura da faixa ripária é o dobro da escala do mapa).

Quanto à caracterização do leito, este curso apresentou 90% do curso d'água como do tipo rochoso, principalmente nas áreas de maior declividade.

O levantamento de quedas d'água revelou que este curso apresenta a maior diversidade de classes entre todos os estudados e também o maior número de quedas d'água, sendo que a categoria predominante foi a 2 (quedas de 20 a 50cm), quedas de categoria 5 e 6 tiveram menor ocorrência mas foram encontradas somente nesse curso.

O curso T1 tem uma extensão total 2.491,54 m e sua área de APP totaliza 14,94 ha, apresenta grande diversidade de usos na faixa de APP, todas as classes utilizadas no levantamento tiveram representação neste curso (Figura 48). A classe de mata nativa foi predominante em 44% da área ribeirinha, e a área de banhados se iguala à área urbanizada em 15% cada. Dessa maneira, o somatório das classes *floresta nativa* e *banhados* compreendem 59% das áreas naturais ao longo desse curso d'água (Tabela 19).

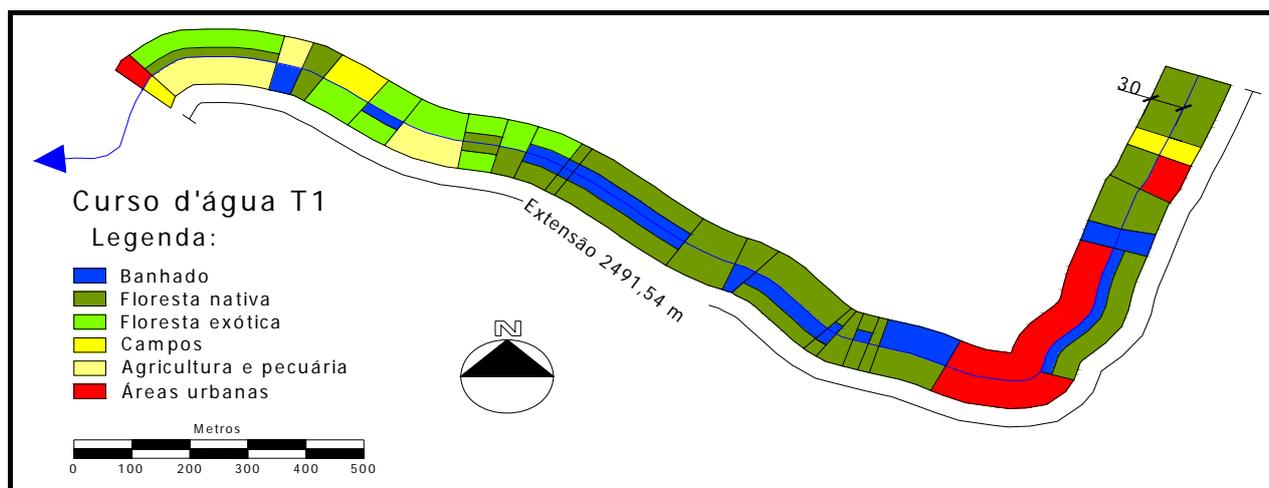


Figura 51: Usos de solo na APP do curso T1 (a escala da largura da faixa ripária é o dobro da escala do mapa).

Tabela 19: Uso e ocupação do solo na área de APP dos cursos d'água.

Cursos d'água	Floresta nativa	Banhado	Silvicultura	Silvicultura e mata nativa	Campo	Urbanização	Desmatamento	Totais
C1	m ² 88.702	0	0	0	0	0	0	88.702
	% 100	0	0	0	0	0	0	100
C2	m ² 145.018	9.421	10.914	6.592	4.479	20.925	30.647	227.996
	% 64	4	5	3	2	9	13	100
T1	m ² 66.178	22.789	8.300	7.026	10.718	22.886	11.595	149.493
	% 44	15	6	5	7	15	8	100
T2	m ² 3.489	10.368	0	0	0	17.160	0	31.017
	% 11	33	0	0	0	55	0	100

T3	m ²	21.671	36.525	0	0	1.079	21.700	3.236	84.211
	%	26	43	0	0	1	26	4	100
T4	m ²	0	0	0	0	0	25.273	0	0
	%	0	0	0	0	0	100	0	100
T5	m ²	6.776	7.678	4.386	3.044	32.580	26.751	0	81.215
	%	8	9	5	4	40	33	0	100
T8	m ²	0	100	38.720	0	0	0	0	38.820
	%	0	0	100	0	0	0	0	100

Quanto a caracterização do leito, este curso apresentou grande conservação do leito natural em relação aos leitos dos outros cursos avaliados. Apenas 7 % da extensão total apresentam algum tipo de leito alterado. Quanto ao número de quedas d'água, este curso apresentou a menor quantidade entre os cursos avaliados, e assim como o curso T5, a categoria de quedas menores a 20 cm de altura é a que predomina, correspondendo a 56 % do total das quedas.

O curso T2 (Figura 52), com uma extensão de 516,95 m e área de APP de 3,10 ha apresentou situação similar a do curso T5, com a maior parte da APP ocupada por urbanização. O diferencial apresentado é que a nascente encontra-se protegida e a maior parte do leito apresenta características naturais. Leitos canalizados e escavados são encontrados nas áreas de ocupação antrópica.

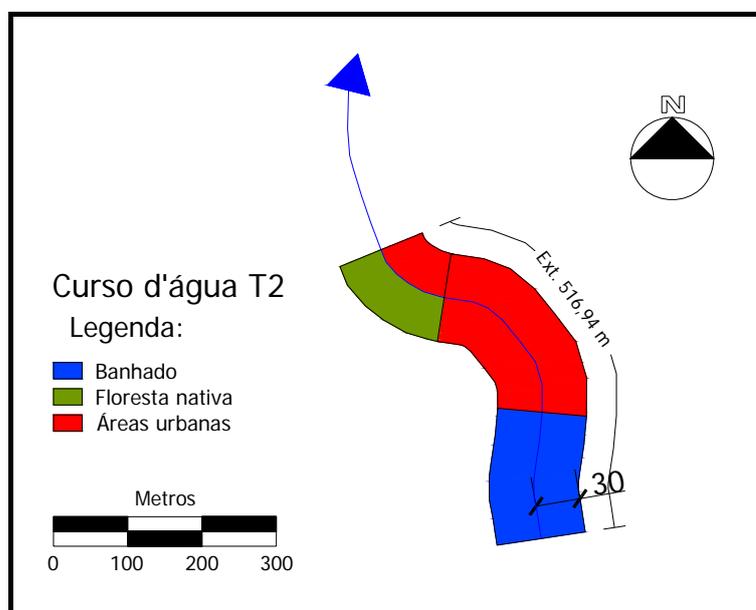


Figura 52: Usos de solo na APP do curso T2 (a escala da largura da faixa ripária é o dobro da escala do mapa).

O curso d'água T3 apresenta 1403,51 m de extensão e 8,42 ha de área de APP, predominantemente formada por áreas naturais, apresentando 70 % de área, resultante do somatório das classes mata nativa, campo e banhado, sendo esta última o principal uso da faixa de APP deste curso. A APP na área de nascente está bem preservada nos primeiros metros, após esta faixa inicial existe uma serraria, representada pela faixa de urbanização na margem direita. A parcela de urbanização, representada na porção final desse córrego, corresponde à área ocupada por indústrias do distrito industrial de Canela (Figura 53).

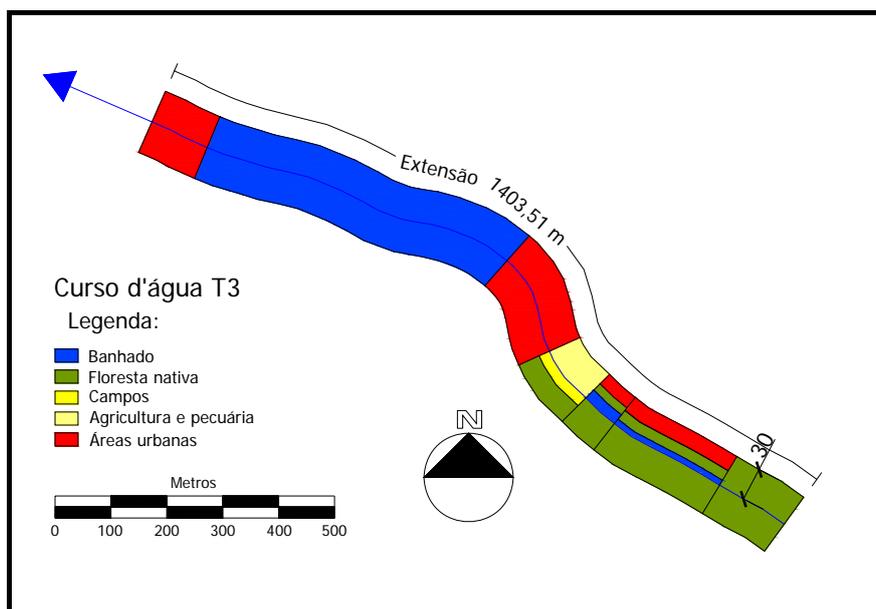


Figura 53: Usos de solo na APP do curso T3 (a escala da largura da faixa ripária é o dobro da escala do mapa).

A caracterização do leito do curso T3 apresentou como tipo principal o leito lodoso, isso se deve a predominância de área de banhado, sendo assim, o curso T3 apresenta boa conservação das características naturais do leito. As porções artificialmente canalizadas encontram-se exclusivamente na área urbanizada, não há quedas d'água neste curso.

O curso d'água T4 tem 421,22 m de extensão e área total de APP de 2,52 ha, apresenta dentre as APP avaliadas a pior situação. Toda sua extensão apresenta urbanização e o leito está totalmente confinado em tubulações, recebendo efluentes das residências de entorno e sem quedas d'água que promovam a aeração propícia para a autodepuração (Figura 54).

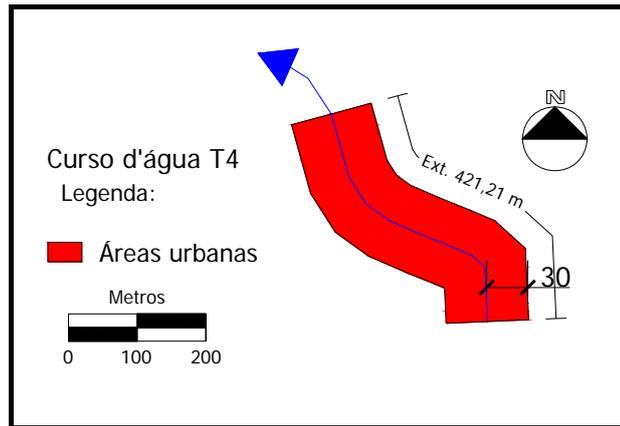


Figura 54: Usos de solo na APP do curso T4 (a escala da largura da faixa ripária é o dobro da escala do mapa).

O curso d'água T5 apresentou uma extensão total de 1353,57 m e área total de APP de 8,12 ha. A APP do curso T5 apresentou como uso dominante a classe campo, com 40 % da área total, ocorrendo a ocupação da nascente por área urbanizada, sendo que essa classe foi a segunda em superfície da área total, cobrindo 33% da área. Usos com menor superfície ocupada corresponderam a banhado(9%), mata nativa (8%), silvicultura (5%) e consórcio de mata nativa e silvicultura (4%) (Figura 55).

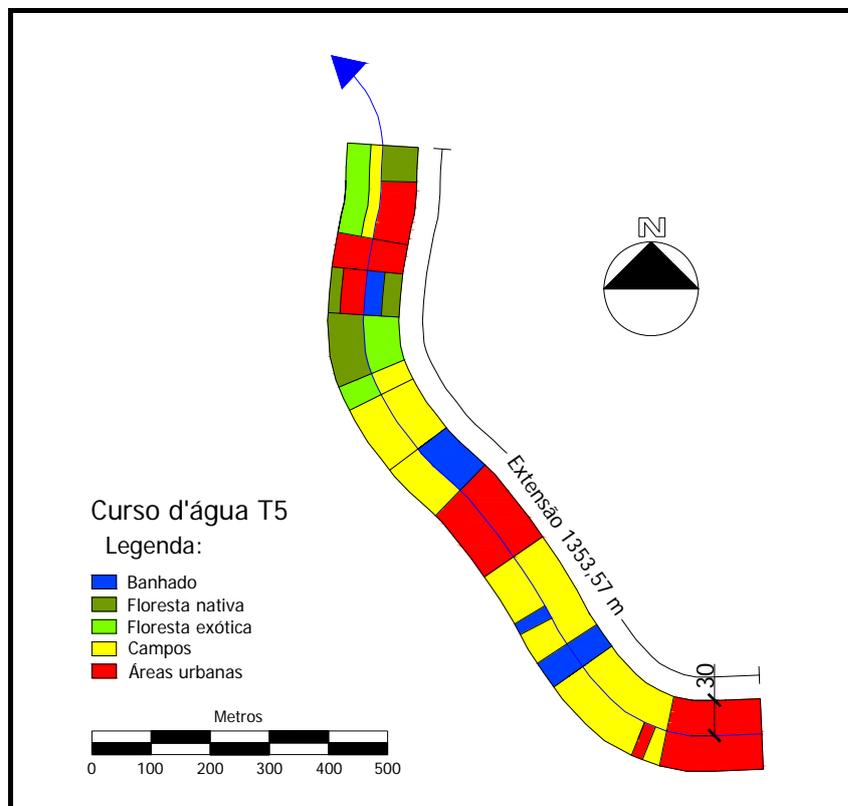


Figura 55: Usos de solo na APP do curso T5 (a escala da largura da faixa ripária é o dobro da escala do mapa).

O curso T5 apresentou grande diversidade de categorias de quedas d'água, sendo encontradas as categorias 1, 2, 3 e 4. As quedas d'água de categoria 1 foram predominantes totalizando 55 % da amostragem. A diversidade no tamanho de quedas, principalmente a maior concentração de quedas de categorias com tamanhos maiores confere ao curso d'água uma melhor oxigenação e conseqüentemente eleva o potencial de autodepuração.

Quanto ao curso d'água T8 este tem um comprimento de 647 m e uma APP com 3,88 ha coberta com floresta exótica (*Pinus sp*) com mais de 30 anos de cultivo, o que permitiu o desenvolvimento de um sub-bosque com regeneração da mata nativa em 100% da área ripária. O seu leito é rochoso. As características das quedas d'água não foram levantadas.

Áreas vegetadas com gramíneas, características da classe *campos*, e freqüente na área ripária do curso T5, são menos eficientes que as áreas florestadas na redução das concentrações de alguns poluentes como os nitratos. A restauração dessas áreas com árvores e arbustos é essencial para melhorar a qualidade da água corrente (Osborne & Kovacic 1993).

O desenvolvimento de florestas na área ripária, funcionando como área tampão, têm sido muito recomendado para implementar a qualidade da água superficial, mas também existem alguns autores que verificaram que algumas composições de arbustos e gramíneas foram eficientes na melhoria da qualidade da água em faixas estreitas de apenas 8 m, principalmente quando aliadas com o incremento na taxa de infiltração (Mankin 2007).

Estudos que avaliem a eficiência de outras formações e estruturas da vegetação ciliar são importantes pois podem possibilitar o uso sustentável dessas áreas. O manejo sustentável das APP está previsto em lei, sendo factível em pequenas propriedades rurais e desde que caracterize o interesse social (Brasil 2001).

Correlação entre o IQA e o Ia das sub-bacias

Quando testamos a correlação existente entre o IQA com o Índice de Antropização das bacias de drenagem –IaSB, encontramos um R² igual a 0,24 (Figura 56), demonstrando uma certa correlação entre a diminuição da qualidade da água e o aumento do índice de antropização. Entretanto, supomos que a resolução da imagem utilizada (30 m) para a interpretação do uso e ocupação das bacias hidrográficas estudadas, o número pequeno de

unidades amostrais (n=11) e a não ponderação da distância relativa de cada categoria de ocupação ao ponto do local de amostragem, não permitem uma adequada acurácia para a sentença de conclusões definitivas.

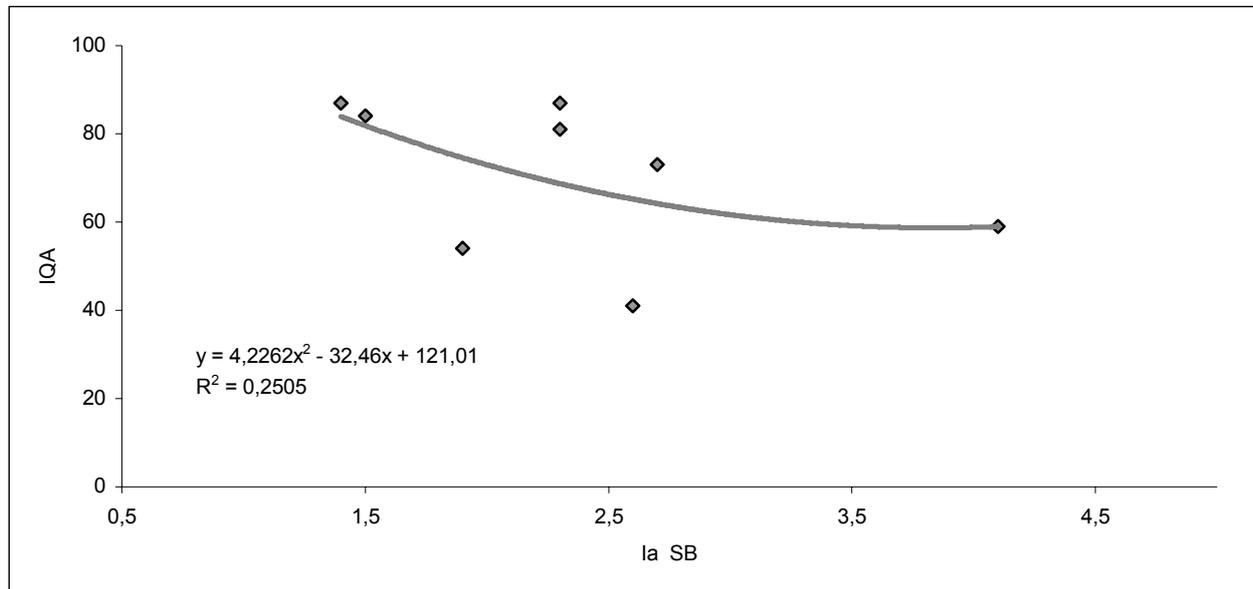


Figura 56: Linha de tendência da correlação entre o índice de antropização das sub-bacias e o índice de qualidade da água (n= 11; R² = 0,25; regressão polinomial de 2ª ordem)

Isso se demonstra porque observamos em sub-bacias, como a SB T4 (Figura 54), que a área urbanizada está concentrada nas proximidades do local de amostragem, na metade proximal, influenciando sobremaneira a baixa qualidade da água, enquanto que na metade distal se situa a categoria de ocupação floresta nativa. Na composição do índice de antropização, se a posição dessas duas categorias estivessem trocadas entre si não haveria alteração alguma no resultado do índice de antropização, mas muito provavelmente existiria uma alteração no índice de qualidade da água.

Quanto à resolução espacial da imagem orbital, observamos a campo, que áreas mapeadas como floresta nativa são, na realidade, áreas urbanizadas que apresentam um determinado grau de arborização e sombreamento que esconde as edificações nas imagens utilizadas, como no caso da SB T5.

Com a utilização de imagens com resolução menor possivelmente obteremos uma melhor correlação entre os índices propostos. Consideramos que o Ia aqui proposto pode ser aperfeiçoado com a ponderação das distâncias de cada trecho, com determinada ocupação, ao

local de amostragem da qualidade da água. É importante salientar que no modelo que utilizamos não está sendo considerado que um banhado próximo ao local de amostragem possa possuir uma maior influência na melhoria da qualidade da água do que quando localizado distante deste ou a montante de uma zona urbanizada.

Correlação entre o IQA e o Ia da área de APP ripária

Quando correlacionamos o índice de qualidade da água – IQA, com o índice de antropização da área de preservação permanente - IaAPP, localizada as margens dos cursos d'água, verificamos uma alta correlação, chegando a um R^2 superior a 0,73 (Figura 57).

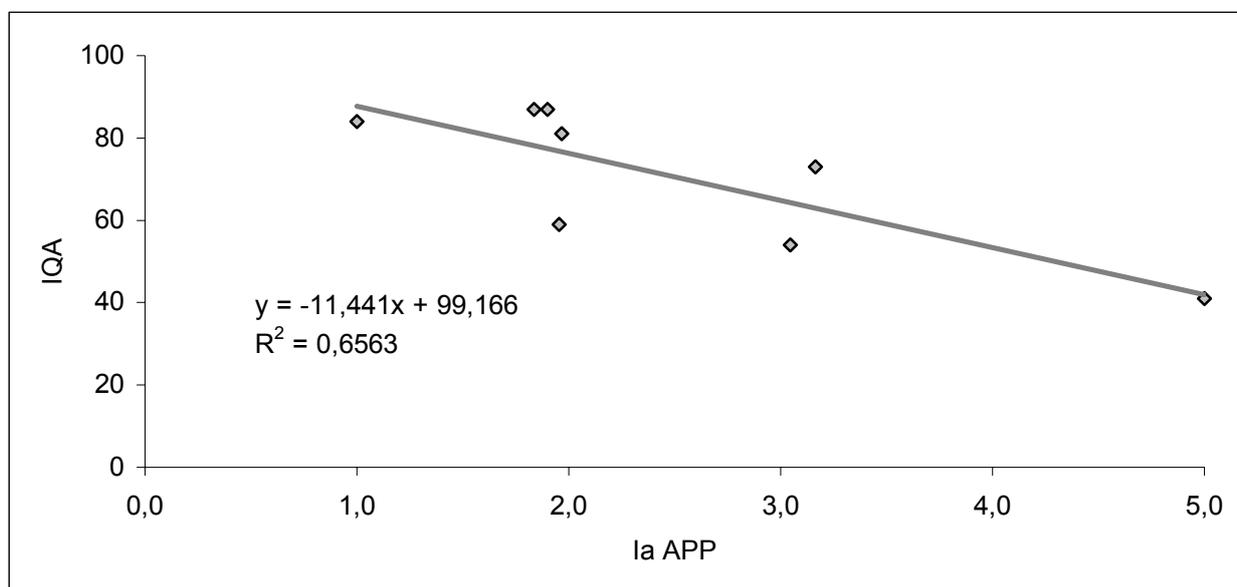


Figura 57: Linha de tendência de correlação entre o Índice de Qualidade da Água local – IQA e o Índice de Antropização da APP ripária – Ia APP ($n = 8$; $R^2 = 0,66$; regressão linear).

Não obstante as limitações dos métodos empregados para o cálculo do IQA e o número de cursos d'água analisados, a correlação do IQA com o Ia SB é inferior à correlação com o Ia APP ($0,24 < 0,73$). Pelos resultados obtidos observamos que a influência antrópica na APP ripária é preponderante sobre a influência antrópica na bacia de drenagem na variação da qualidade da água, o que condiz com as limitações de uso das áreas ribeirinhas, previstas na legislação ambiental (Brasil 1965).

Fizemos um estudo para avaliar qual a maior correlação encontrada entre o Índice de Qualidade da Água e os índices de antropização considerados em diferentes composições. Verificamos que a maior correlação ($R^2=0,76$) ocorre quando compomos um índice de

antropização ponderado composto por 75% do Ia APP e 25% do Ia SB (Figura 58). Isso nos demonstra que apesar do uso e ocupação da APP ripária ter forte influência na qualidade da água, também o uso dado na bacia de drenagem possui um certo grau de interferência nessa qualidade.

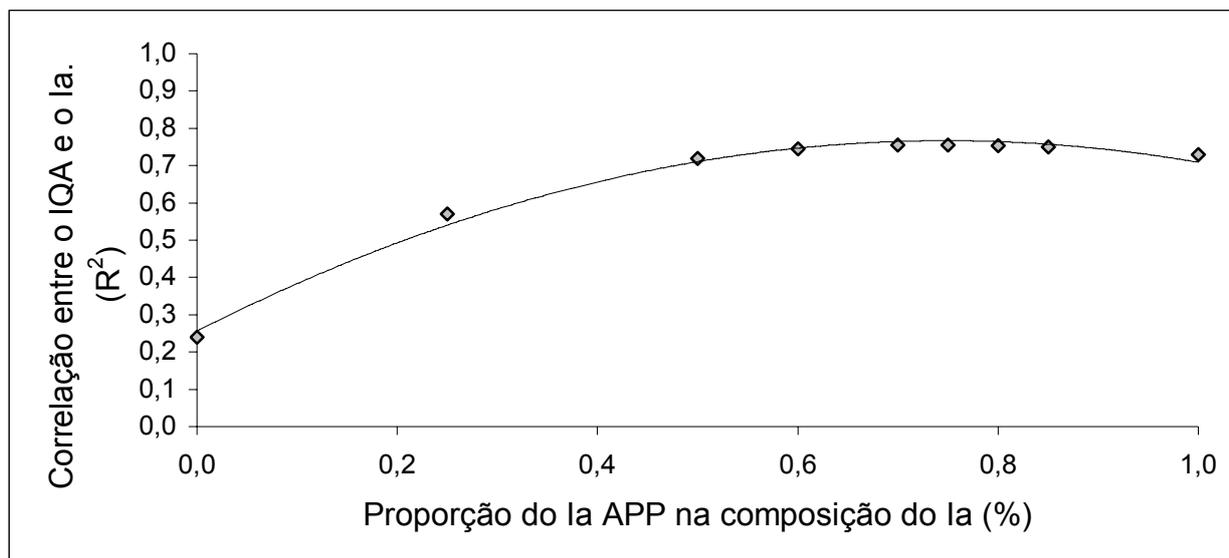


Figura 58: Diagrama de dispersão e linha de tendência entre o índice de antropização – Ia, composto com diferentes proporções do índice de antropização da área de preservação permanente – IaAPP, e a respectiva correlação com o índice de qualidade da água - IQA.

Os resultados encontrados não significam que a largura da APP ripária é a mais adequada pois essa correlação está restrita à qualidade da água e também não considera a situação de ocupação imediatamente além da largura da APP, sendo que a largura mais adequada irá depender do enfoque da conservação. Large & Petts (1992) *apud* Becker (2004) cita várias larguras de zonas ripárias tampão recomendadas conforme diferentes propósitos, com valores desde 2 m até 200m. Obviamente que sob o enfoque conservacionista outros aspectos são relevantes, como a conectividade da zona ripária com a bacia e a diversidade de habitats e nichos para as espécies ribeirinhas. Neste estudo consideramos somente como zona tampão ripária a largura mínima de 60 metros (30 metros de cada margem), que é a estabelecida na legislação vigente como área de preservação permanente, sendo, portanto, uma área onde o gestor ambiental da UC poderá atuar mais efetivamente.

5. CONCLUSÕES

Os sólidos dissolvidos totais e a turbidez são as variáveis que mais distinguem os corpos d'água entre si. Quando considerados os índices de qualidade relativa, a turbidez e os sólidos em suspensão totais são os parâmetros que melhor permitem identificar a qualidade da água.

O padrão estabelecido na Resolução do CONAMA 357/2005 para o parâmetro turbidez não está adequado para diferenciar as classes de uso da água dos córregos, pois enquadra na mesma classe os córregos com águas limpas com aqueles com águas poluídas.

As características físicas e químicas da água são mais influenciadas pelo uso e ocupação do solo da área ripária do que pelo uso e ocupação que ocorre na sub-bacia de drenagem.

6. OUTRAS OBSERVAÇÕES E CONSIDERAÇÕES

Os parâmetros utilizados para avaliar a qualidade da água e o uso e ocupação do solo demonstraram um maior impacto ambiental nas sub-bacias hidrográficas do arroio Tiririca do que nas sub-bacias hidrográficas do arroio Caçador. As possíveis causas são os efluentes domésticos e industriais, a degradação da vegetação ripária e as características da ocupação e uso do solo na bacia de drenagem.

Quanto à lagoa Tiririca, nossos estudos demonstraram que essa lagoa é impactada por uma descarga de matéria orgânica oriunda das áreas urbanizadas a montante e essa é a provável causa do decréscimo dos teores de oxigênio dissolvido que acabam afetando a vida aquática. Como a maior produção de oxigênio dá-se na zona eufótica, mais superficial, sugerimos que o extravasamento da água a jusante da lagoa seja feita em um vertedouro que flua a água das camadas mais inferiores da coluna d'água. Hoje, a água superficial da lâmina d'água, mais rica em OD é lançada pelo vertedouro e poderia servir para atenuar os efeitos da poluição orgânica nessa lagoa. Também muito se têm discutido sobre os efeitos prejudiciais de represas sobre a ictiofauna e da importância de mitigar o impacto com o estabelecimento de passagens para a fauna aquática. A esse respeito sugerimos que, conjuntamente ao vertedouro, seja construído um canal, com fluxo d'água temporário ou permanente, que propicie o deslocamento de peixes entre o sistema lântico da lagoa e as águas correntes a jusante. Outro aspecto a ser notado é quanto ao lançamento da água do vertedouro, que preferencialmente deve ser em queda livre e não escorrendo em uma parede vertical, como hoje ocorre. Quando se faz um lançamento livre da lâmina d'água não apenas temos o efeito de aumentar a área de contato entre a água e o ar atmosférico, facilitando a dissolução dos gases, mas ocorre a diminuição do habitat favorável ao desenvolvimento dos borrachudos (*Simulium spp.*). Os simuliídeos são dípteros nematóceros e de grande importância médico-veterinária, pois inclui espécies hematófagas vetoras de agentes etiológicos de doenças, tanto para o homem como para outros animais (Amaral-Calvao 2003).

Como verificamos que o impacto da poluição antrópica nos córregos da bacia do Tiririca acaba se concentrando na lagoa de mesmo nome, sugerimos uma atenção especial no manejo dos recursos hídricos dessa bacia. A gestão ambiental nessa área, através de seus diferentes instrumentos de fiscalização, licenciamento, monitoramento e educação ambiental,

deve provocar:

- o estabelecimento de sistemas de tratamento de efluentes domésticos e industriais, principalmente no bairros Ulisses de Abreu, São Rafael e Canelinha, e no tratamento do lodo oriundo da estação de tratamento de água localizada no distrito industrial;

- a recuperação da mata ciliar nas áreas de preservação permanente, principalmente onde foi alterada para campo e com o enriquecimento com espécies arbóreas nativas;

- a restauração e preservação dos banhados, evitando-se as canalizações e drenagens observadas nos córregos T5 e nos cursos d'água existente na área entre o T1 e T2 ;

- o monitoramento ambiental da qualidade da água, principalmente para os parâmetros turbidez, sólidos dissolvidos totais e oxigênio dissolvido;

- o conhecimento e mitigação do impacto ambiental nos ecossistemas hídricos dos sedimentos em suspensão oriundos da erosão laminar de solos agrícolas descobertos e de ruas não pavimentadas e ou inadequadamente construídas;

- o conhecimento na população humana do entorno quanto à magnitude do impacto ambiental provocado pelo desmatamento da mata ciliar, pela drenagem dos banhados, pelo inadequado tratamento dos efluentes e pelo inadvertido uso de substâncias poluidoras (formaldeídos presentes em desinfetantes e alguns xampus; alquilbenzenos dos detergentes e “sabões-em-pó”).

Em um trabalho recente realizado por um colaborador deste estudo (Padilha 2007), os dados coletados nos revelam que a maioria da população residente no entorno da FLONA não percebe a sua interação com os recursos hídricos, sendo mais alta essa alienação quanto mais dificilmente visualiza um curso d'água nas proximidades de sua residência. Apenas metade dos entrevistados tinha conhecimento que morava na bacia de hidrográfica que drena a água para o interior da UC e menos de 2% sabia conceber o percurso da água da sua localidade até a laguna dos Patos e ao oceano Atlântico. Disso podemos depreender que urge a revitalização do conhecimento e sentimento humano nessa população sobre a importância da água na vida em seu aspecto comunitário entre os seres humanos e os demais seres deste planeta único.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Amaral-calvao, Ana Margarida Ribeiro do; Maia-herzog, Marilza. *Adolpho Lutz's collection of black flies (Diptera - Simuliidae), its history and importance*. Hist. Ciênc. Saúde - Manguinhos, Rio de Janeiro, 2003. V. 10, n. 1.
- American Public Health Association (APHA). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20th ed. Washington: APHA, 1998. 1220 p.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). *Água - Determinação do pH - Método eletrométrico*. NBR 14339/1999. Brasília: ABNT, 1999. 3 p.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). *Água - Determinação da condutividade e da resistividade elétrica*. NBR 14340/1999. Brasília: ABNT, 1999. 3 p.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). *Águas minerais e de mesa - Determinação de turbidez*. NBR 11265/1990. Brasília: ABNT, 1998. 2 p.
- Ayoade, J.O. *Introdução à climatologia para os trópicos*. Rio de Janeiro: Bertrand, 1991. 332 p.
- Autodesk. *AutoCAD 2004*. Autodesk Inc. 2004.
- Barrela, Walter; Petrere Jr., Miguel; Smith, Welber S. & Montag, Luciano F. A. *As Relações entre as Matas Ciliares, os Rios e os Peixes*. In: Rodrigues, R. R. & Leitão Filho, H. F. (editores). *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. São Paulo: Fapesp, 2000. p. 187-208.
- Becker, F. G.; Irgang, G. V.; Hasenack, H.; Vilella, F. S. & Verani, N. F. *Land cover and conservation state of a region in the southern limit of the atlantic forest (river Maquiné basin, Rio Grande do Sul, Brazil)* Braz. J. Biol., 64(3B): 569-582, 2004.
- Bendati, Maria Mercedes; Schwarzbach, Miriam Suzana Rodrigues; Maizonave, Carmem Rosália Marodim; Almeida, Liliana Bitencourt; Bringhenti, Marilda Lurdes. *Avaliação da qualidade da água do Lago Guaíba*. In: Rev. Ecos Pesquisa – ano 4 – nº 7. Porto Alegre: Departamento Municipal de Água e Esgoto, 2003. 34 p.
- Benetti, Antonio & Bidone, Francisco. *O meio ambiente e os recursos hídricos*. In: Hidrologia: ciência e aplicação / organizado por Carlos E. M. Tucci. Porto Alegre : Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul / ABRH, 2002. 943 p. 3ª ed. p. 849 – 876.
- Bencke, G.A.; Fontana, C.S.; Dias, R.A.; Maurício, G.N. & Mähler Jr., J.K.F.. *Aves*. In: Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul. Fontana, C.S.; Bencke, G.A. & Reis R.E. (eds.). Porto Alegre: Edipucrs, 2003. 632 p. P. 189 – 479.
- Berkman, Hillary E. & Rabeni, Charles F. *Effect of Siltation on Stream Fish Communities*. Environmental Biology of Fishes, 1987. V. 18 (4). P. 285 – 294.
- Bordas, Marc P. & Semmelman, Franz R. *Elementos de engenharia de sedimentos*. In:

Hidrologia: ciência e aplicação/organizado por Carlos E. M. Tucci. Porto Alegre: Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul / ABRH, 2002. 943 p. 3ª ed. p. 915 - 943.

Brasil. Decreto 4.340, de 22 de agosto de 2002. **Regulamenta o Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC.** Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 23 de agosto de 2002.

Brasil. Lei federal nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. **Institui o novo Código Florestal** (alterado pela Lei 7.803, de 18 de julho de 1989). Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 16 de setembro de 1965.

Brasil. Lei federal nº 7.802, de 11 de julho de 1989. **Dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins.** Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 12 de julho de 1989. p. 11459.

Brasil. Lei federal nº 8.666, de 21 de junho de 1993. **Normas para licitações e contratos da Administração Pública.** Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 22 de junho de 1993.

Brasil. Lei federal 9.433, de 8 de janeiro de 1997. **Política Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.** Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 9 de janeiro de 1997.

Brasil. Lei Federal 9.985, de 18 de julho de 2000. **Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza.** Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 19 de julho de 2000.

Brasil. Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001. **Altera os arts. 1º, 4º, 14, 16 e 44, e acresce dispositivos à Lei no 4.771, de 15 de setembro de 1965, que institui o Código Florestal, bem como altera o art. 10 da Lei no 9.393, de 19 de dezembro de 1996, que dispõe sobre o Imposto sobre a Propriedade Territorial Rural - ITR, e dá outras providências.** Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 19 de julho de 2000.

Brasil. Portaria 518/GM, de 25 de março de 2004. **Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.** Ministério da Saúde. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 26 de março de 2004.

Brasil. Resolução CONAMA 13, de 6 de dezembro de 1990. **Dispõe sobre a área circundante, num raio de 10 (dez) quilômetros, das Unidades de Conservação.** Conselho Nacional do Meio Ambiente – Ministério do Meio Ambiente. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 28 de dezembro de 1990.

Brasil. Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005. ***Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes.*** Conselho Nacional do Meio Ambiente – Ministério do Meio Ambiente. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, nº 53, 18 de março de 2005. p. 58-63.

Brasil. Resolução CNRH 32, de 15 de outubro de 2003. ***Institui a Divisão Hidrográfica Nacional.*** Conselho Nacional dos Recursos Hídricos – Ministério do Meio Ambiente. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 17 de dezembro de 2003.

Brasil. ***Cartas topográficas de Canela e São Francisco de Paula*** – Departamento de Engenharia e Comunicações - Ministério do Exército. Brasília: Diretoria de Serviço Geográfico, 1980. Folhas SH. 22-X-C-I-4 MI-2954/3 e SH. 22-X-C-I-4 MI-2954/4.

Brown, Robert M.; McClelland, Nina; Deininger, Rolf A.; Tozer, Ronald G.. ***A water quality index – do we dare?*** Conference of State Sanitary Engineers and Wisconsin University, July 21-23, 1970, Madison, Wisconsin, p. 364-383, 1970. 20 p.

Butts, Thomas A. & Evans, Ralph L. ***Small stream channel dam aeration characteristics.*** Journal of Environmental Engineering, 1984. V 110, p. 728 – 735.

Campello, Fernando D.; Braga, Cláudia F.; Gonçalves, Cátia V.; Gonçalves, Candice S.; Fuhro, Daniela; Santos Jr., José E.; Rodrigues, Gilberto G.; Guerra, Teresinha & Hartz, Sandra M. ***Avaliação preliminar da qualidade das águas da Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS, Brasil.*** Revista Brasileira de Biociências/Brazilian Journal of Biosciences - Porto Alegre, 2005. V. 3 n. 1/4, p. 09 – 46.

Canela. ***Levantamento planialtimétrico açude do IBAMA.*** Escala 1: 500. Canela: Prefeitura Municipal de Canela. 1997

Chevalier, Pierre. ***Aquisição e processamento de dados.*** In: Hidrologia: ciência e aplicação / organizado por Carlos E. M. Tucci. Porto Alegre: Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul / ABRH, 2002. 943 p. 3ª ed. p. 485 - 525.

Clark Labs. ***CartaLinx: the spatial data builder.*** 1999. Versão 1.2.

Clark Labs. ***Idrisi: The Kilimanjaro edition.*** 2003. Versão 14.01.

Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB. ***Medição de vazão de água por meio de molinetes e flutuadores: procedimento. Norma L4.001.*** São Paulo: CETESB, 1978. 35 p.

Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB. ***Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo.*** São Paulo: CETESB, 1993. 251 p.

Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB. ***Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2006 / CETESB.*** São Paulo: CETESB, 2007. 2 v. (Série Relatórios / Secretaria de Estado do Meio Ambiente, ISSN 0103-4103) Conteúdo: v. 1. 327 p.: il. ; 29,7 x 42,0 cm – v. 2. CD ROM: anexos 1-8.

Di-Bernardo, M.; Borges-Martins, M. & Oliveira, R.B. 2003. **Répteis**. In: Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul (C.S. Fontana; G.A. Bencke & R.E. Reis, eds.). Porto Alegre: Edipucrs, p.165 - 188. 632 p.

Eastman, J. R.. **Idrisi for Windows: Introdução e Exercícios Tutoriais**. Hasenack, H. & Weber, E. (editores). Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Centro de Recursos Idrisi, 1998. 240 p.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA - Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. - 2. ed. Rio de Janeiro, RJ: EMBRAPA Solos, 2006. 306 p.

Esteves, Francisco Assis. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência : FINEP, 1988. 575 p.

FERRAZ, Ewerton A. R. **Meio ambiente em Canela: Floresta Nacional – Ibama Canela/RS**. In: OLIVEIRA, P; BARROSO, V. L. M. (Org.) Raízes de Canela, Porto Alegre: EST, 2003. 742 p.

Fontana; C; Bencke, G.A. & Reis, R.E. **Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Edipucrs, 2003. 632 p.

Förstner, U. **Contaminated Sediments**. Berlin: Springer-Verlag, 1989. 157 p. (Lecture Notes in Earth Sciences)

Fundação de Apoio à Tecnologia e Ciência – FATEC -. **Mapa da rede viária : Município de Canela. Mosaico fotográfico**. Imagem de 27/12/2002. Santa Maria: FATEC, 2003.

Giansante, Antonio Eduardo. **A influência do índice de turbulência no valor do coeficiente de reaeração dos cursos d'água**. Dissertação de mestrado, EESC – USP, 1985.

Giansante, Antonio Eduardo. **Avaliação da capacidade de autodepuração do ribeirão Jacaré, Itatiba, São Paulo**. 18º Congresso da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária-ABES. Foz do Iguaçu, Paraná. Setembro 1997.

Goldman, Charles R.; Horne, Alexander J.. **Limnology**. Tokyo: McGraw-Hill, 1983. 464 p.

IBAMA. **Ecossistemas Brasileiros**. Moacyr Bueno Arruda (org.). Brasília: Edições Ibama, 2001. 49 p.

IBAMA & WWF – Brasil. **Efetividade de Gestão da Unidades de Conservação Federais do Brasil**: implementação do método Rappam - avaliação rápida e priorização da gestão de unidades de conservação. Onaga, Cristina A. & Drumond, Maria A. (org.). Brasília: Ibama, 2007. 96 p.

IBAMA. **Roteiro metodológico para elaboração de plano de manejo para florestas nacionais**. Chagas, A. L. G. A. *et al.* organizadores. Brasília: IBAMA, 2003.

Instituto de Pesquisas Agronômicas. Seção de Ecologia Agrícola. **Atlas agroclimático do**

Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 1989. 3v. il.: 296 mapas 28 tab.

Jacomine, Paulo K. T. ***Solos sob Matas Ciliares***. In: Rodrigues, R. R. & Leitão Filho, H. F. (editores). *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. São Paulo: Fapesp, 2000. p. 27-32.

Koduri, Srikanth & Barkdoll, Brian David. ***Evaluation of oxygen transfer at stepped cascade aerators***. World Water and Environmental Resources Congress, Paul Bizier & Paul DeBarry – ed., junho 23-26, Philadelphia, Pennsylvania, USA, 2003.

Kucukali, S. & Cokgor, S. ***Aeration performance of a hydraulic jump***. World Environmental and Water Resources Congress, Randall Graham –ed., maio 21-25, Omaha, Nebraska, USA, 2006.

Legendre, Pierre & Legendre, Louis. ***Numerical Ecology***. 2^a ed. Amsterdam: Elsevier, 1998. 853 p.

Machado, Andrea Ferreira. ***LAUDO ANALÍTICO BQ-17409/07***. Viamão: Bioensaios Análises e Consultoria Ambiental Ltda, 2007. 2 p.

Machado, Andrea Ferreira. ***LAUDO ANALÍTICO BQ-17410/07***. Viamão: Bioensaios Análises e Consultoria Ambiental Ltda, 2007. 2 p.

Mancini, L.; Formichetti, P.; Anselmo, A.; Tancioni, L.; Marchini, S. & Sorace, A. . ***Biological quality of running waters in protected areas: the influence of size and land use***. *Biodiversity and Conservation*, 2005. n. 14, p. 351 – 364.

Mankin, Kyle R.; Ngandu, Daniel M.; Barden, Charles J.; Hutchinson, Stacy L. & Geyer, Wayne A. ***Grass-shrub riparian buffer removal of sediments, phosphorus and nitrogen from simulated runoff***. *Journal of the American Water Resources Association* 2007. V. 43 (5), p. 1108 – 1116.

Metzger, Jean P.; Bernacci, Luis C. & Goldenberg, Renato. ***Pattern of Tree Species Diversity in Riparian Forest Fragments of Different Widths (SE Brazil)***. *Plant Ecology*, 1997. V. 133, p. 135 – 152.

MICROSOFT. ***Microsoft Office Excel 2003***. Microsoft Corporation 2003.

MMA. ***IMAGENSSAT***. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 2006. Disponível em <http://mapas.mma.gov.br/mapas/mma/imagenssat> . Acesso em 15 de outubro de 2006.

Muotka T. & Laasonen P. ***Ecosystem recovery in restored headwater streams: the role of enhanced leaf retention***. *Journal of Applied Ecology* 2002. V.39, p. 145 – 156.

Odum, Eugene. ***Fundamentos de Ecologia***. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian. 1988. 4^a edição.

Osborne, Lewis L. & Kovacic, David A.. ***Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management***. *Freshwater Biology* 1993. V. 29 (2), p. 243 – 258.

Ott, P.H.; Barros, M.P.; Franz, I.; Dala-Corte, R.; Bühler, D.; Paula, T.G. & Pedrotti, V.. ***Fauna ocorrente na Floresta Nacional de Canela (RS, Brasil): considerações sobre espécies exóticas e ameaçadas de extinção.*** In: Anais do IV Simpósio de Áreas Protegidas. Canela, Brasil, 19 a 23 de maio de 2008. p. 213 – 229.

Padilha, Claudinei Santos. ***Levantamento da percepção ambiental da população em três sub-bacias do arroio Tiririca no entorno da Floresta Nacional de Canela – RS.*** Trabalho de conclusão do curso de Tecnologia em Meio Ambiente, São Francisco de Paula: UERGS, 2007. 58 p.

Pillar, Valério de Patta. ***The bootstrapped ordination re-examined.*** Journal of Vegetation Science, 1999 a. V. 10, p. 895 – 902.

Pillar, Valério de Patta. ***How sharp are classifications?*** Ecology, 1999 b. V. 80 (8), p. 2508 – 2516.

Pillar, Valério de Patta. ***MULTIV, software para análise multivariada, auto-reamostragem bootstrap e testes de aleatorização. Versão 2.6b.*** Porto Alegre: Departamento de Ecologia – UFRGS, 2005. (versões para Macintosh e Windows).

Pinheiro, E.S.; Kux, H.J.H.. ***Dados do satélite QUICKBIRD para o mapeamento do uso e cobertura da terra numa seção da Mata Atlântica no Estado do Rio Grande do Sul.*** In: Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia, Brasil, INPE, 2005. p. 4509 - 4516.

Porto, Mônica F. A.; Branco, Samuel M. & Luca, Sergio J. de. ***Caracterização da qualidade da água.*** In: Ruben La Pina Porto. (org.). Hidrologia Ambiental. SP: ABRH/EDUSP, 1991, v., p. 27-66.

Preisendorfer, R. W. ***Secchi disk science: visual optics of natural waters.*** Limnol. Oceanogr., 1986. V. 31, p. 909 – 926.

Ramgrab, Gilberto Emilio; Toniolo, João Angelo; Ferreira, José Alcides F.; Machado, José Luis Flores; Branco, Pércio de Moraes; Süffert, Telmo. ***Principais Recursos Minerais do Rio Grande do Sul.*** In: Holz, Michael; Ros, Luis Fernando de (editores). Geologia do Rio Grande do Sul, Porto Alegre: CIGO/UFRGS Porto Alegre, 2000. 444 p. il. – Edição Revista, 2002. p. 407 - 445.

Ramos, Adelaide J. K.; Maluf, Rage W.; Bocchese, Carla A.; Velloso, Caroline C.; Soares, Mariana A.; Paulus, Gervásio, Paulus; Borba, Antônio C. L.; Casola, Maria M. C.; Coelho, Raul C. T. P.; Padilha, Claudinei S.; Rocha, Luiz F. F. & Pinheiro, Patrícia S. ***Plantas com Potencial Medicinal na Floresta Nacional de Canela e comunidades do entorno, Canela, Rio Grande do Sul.*** Porto Alegre: EMATER/ASCAR, 2008. 90 p.

Rio Grande do Sul. Decreto estadual 38.903 de 28 de setembro de 1998. ***Cria o Conselho de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Caí.*** Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul, DO 185 de 29 de setembro de 1998. p. 2.

Rio Grande do Sul. Defesa Civil do Estado do Rio Grande do Sul. **Índices Pluviométricos**. Corede Hortênsias 6, municípios Canela, Gramado, Nova Petrópolis e São Francisco de Paula. Sítio www.defesacivil.rs.gov.br (consulta em agosto de 2007).

Rio Grande do Sul. Lei estadual 10.350, de 30 de dezembro de 1994. **Institui o Sistema Estadual de Recursos Hídricos**. Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul, DO 1 de 1º de janeiro de 1995.

Rodrigues, M. L.K. **Diagnóstico da Poluição por Elementos-traço no Sedimento da bacia Hidrográfica do Rio Caí (RS)**. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências, Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1997. 100 p.

Rodrigues, Ricardo R. **Uma Discussão Nomenclatural das Formações Ciliares**. In: Rodrigues, R. R. & Leitão Filho, H. F. (editores). **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. São Paulo: Fapesp, 2000. p. 91-100.

Rodrigues, Ricardo R. & Nave, André G. **Heterogeneidade Florística das Matas Ciliares**. In: Rodrigues, R. R. & Leitão Filho, H. F. (editores). **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. São Paulo: Fapesp, 2000. p. 45-72.

Roisenberg, Ari; Viero, Antônio Pedro. **O Vulcanismo Mesozóico da Bacia do Paraná no Rio Grande do Sul**. In: Holz, Michael; Ros, Luis Fernando De (editores). **Geologia do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre : CIGO/UFRGS Porto Alegre, 2000. 444 p. il. – Edição Revista, 2002. p. 355 - 374.

Schneider, P.R.; Brena, A. D.; Finger, C. A. G.; Longhi, S. J.; Hoppe, J. M.; Vinadé, L. F. Nascimento, R. L.; Ribeiro, P. T. A. & Menezes, L. F. **Plano de Manejo para Floresta Nacional de Canela**. Santa Maria: FATEC, 1989. 2 v. 239 p.

Seguio, Kenitiro. **Introdução à sedimentologia**. São Paulo: Edgard Blücher, Ed. da Universidade de São Paulo, 1973. 317 p.

Serviço Florestal Brasileiro. **Plano Anual de Outorga Florestal**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2007. 93 p.

Sperling, Marcos Von. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. In: **Princípios do Tratamento biológico de Águas Residuárias**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 1996. 243 p. V. 1.

Streck, Edemar Valdir; Kämpf, Nestor; Dalmolin, Ricardo S. D.; Klamt, Egon; Nascimento, Paulo C.; Scheneider, Paulo; Giasson, Elvio; Pinto, Luiz F. S. **Solos do Rio Grande do Sul**. 2. Ed. - Porto Alegre: EMATER/RS – ASCAR, 2008. 222 p.

Tucci, Carlos E. M. **Vazão máxima e hidrograma de projeto**. In: **Hidrologia: ciência e aplicação / organizado por Carlos E. M. Tucci**. Porto Alegre: Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul / ABRH, 2002. 943 p. 3ª ed. p. 527 - 568.

Uehara-Prado, M; Freitas, A.V.L; Metzger, J.P.; Alves, L.; Silva, W.G. & Brown, Jr, K.S. **Borboletas frugívoras (Lepidoptera: Nymphalidae) como indicadoras de fragmentação**

florestal no Planalto Atlântico Paulista. In: VI Congresso de Ecologia do Brasil: Anais de trabalhos completos. 2003. p. 297-299.

Villela, Swami Marcondes & Mattos, Arthur. ***Hidrologia aplicada.*** São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975. 245 p.

Wetzel, Robert G.. ***Limnology.*** Philadelphia: W. B. Saunders Company, 1975. 743 p.

Wetzel, Robert G.. ***Limnological Analyses.*** 2º ed. New York: Springer-Verlag, 1990. 391 p.

Zagatto, P. A.; Lorenzetti, M. L.; Perez, L. S. N.; Menegon, Jr., N.; Buratini, S. V. ***Proposta de um novo índice de qualidade de água.*** XXVI SIL CONGRESS, São Paulo, 1995.

8. APÊNDICE I



Foto 01: Encontro das águas da lagoa Tiririca com as águas da lagoa dos Xaxins, constituindo o arroio Tiririca (T7).

Foto 02: Coleta de sedimento com draga Eckman na lagoa Tiririca.



Foto 03: Pulverização de agrotóxicos em macieiras, bacia hidrográfica do arroio Caçador.

Foto 04: lagoa dos Xaxins.





Foto 05: Queda d'água no vertedouro da lagoa Tiririca.

9. ANEXOS

ANEXO I

Espécies ameaçadas de extinção (Decreto Estadual no. 41.672, de junho de 2002), registradas na Floresta Nacional de Canela, Rio Grande do Sul, Brasil.(extraído de Ott *et al.* 2008)

Táxon	Nome vulgar	Categoria de ameaça
Mollusca		
<i>Rectartemon depressus</i> (Heynemann, 1868)	Caracol	Vulnerável
Reptilia		
<i>Philodryas arnaldoi</i> * (Amaral, 1932)	Parelheira-do-mato	Vulnerável
Mammalia		
<i>Alouatta guariba clamitans</i> Cabrera, 1940	Bugio-ruivo	Vulnerável
<i>Dasyprocta azarae</i> Lichtenstein, 1823	Cutia	Vulnerável
<i>Leopardus tigrinus</i> (Schreder, 1775)	Gato-do-mato-pequeno	Vulnerável
<i>Lontra longicaudis</i> (Olfers, 1818)	Lontra	Vulnerável
<i>Mazama gouazoubira</i> (Fischer, 1814)	Veado-virá	Vulnerável
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	Quatí	Vulnerável
<i>Puma yaguarondi</i> (Lacépède, 1809)	Gato-mourisco	Vulnerável
Aves		
<i>Amazona pretrei</i> (Temminck, 1830)	Papagaio-charão	Vulnerável
<i>Amazona vinacea</i> (Kuhl, 1820)	Papagaio-de-peito-roxo	Em perigo
<i>Campephilus robustus</i> (Lichtenstein, 1818)	Pica-pau-rei	Em perigo
<i>Patagioenas cayennensis</i> (Bonnaterre, 1792)	Pomba-galega	Vulnerável
<i>Procnias nudicollis</i> (Vieillot, 1817)	Araponga	Em perigo

* Espécies registradas no entorno da Floresta Nacional de Canela.

ANEXO II

Relação dos ingredientes ativos de agrotóxicos analisados na água de afluentes do arroio Caçador.

Relação dos ingredientes ativos analisados por SCAN LC/MS/MS *

3,4,5 Trimethacarb	Clethodim	ETU	Metalaxyl	Propazine
3OH-Carbofuran	Clethodim-imine-sulfone	Famoxadone	Metamitron	Propetamphos
5-Hydroxy-Clethodimsulfon	Clethodim-imine-sulfoxide	Febuconazole	Metazachlor	Propham
5-Hydroxy-imidacloprid	Clethodimsulfoxide	Fenamiphos	Metconazole	Propiconazole
6ClOH3Phenylpyridazine	Ciodinafop-propargyl	Fenarimol	Methabenzthiazuron	Propoxur
Acephate	Clofentazine	Fenazaquin	Methacifos	Propyzamide
Acetamiprid	Ciomazone	Fenfuram	Methamidophos	Prosulfocarb
Acibenzolar-S-methyl	Clopyralid	Fenhexamid	Methidathion	Prosulfuron
Acionifen	Cloquintocet-mexyl	Fenoxaprop-ethyl	Methiocarb	Prothiofos
Alachlor	Clotodimsulfone	Fenoxycarb	Methomyl	Pymetrozine
Aldicarb	Coumaphos	Fenpiclonil	Methoxyfenozide	Pyraclostrobin
Aldicarb-sulphoxide	Crotoxyphos	Fenpropathrin	Metobromuron	Pyrazophos
Aldoxy carb	Cyanazine	Fenproplidin	Metolachlor	Pyridapenthion
Alloxydim	Cyanofenphos	Fenpropimorph	Metosulam	Pyridate
Ametryne	Cyanophos	Fenpyroximate	Metoxuron	Pyrifenoxy
Amidosulfuron	Cyloate	Fenthion	Metribuzin	Pyrimethanil
Amitrol	Cyoxidim	Fenuron	Metsulfuron-methyl	Pyriproxyfen
Anilazine	Cymoxanil	Fipronil	Mevlphos	Quinalphos
Atrazine	Cyproconazole	Fiamprop-isopropyl	Monocrotophos	Quinmerac
Azamethiphos	Cyprodinil	Fiamprop-methyl	Monolinuron	Quinoclamine
Azinphos-ethyl	Cyromazine	Fiazasulfuron	Monuron	Quinoxifen
Azinphos-methyl	Daminozide	Fluazifop-P-butyl	Myclobutanil	Quizalofop-ethyl
Azoxystrobin	Deltamethrin	Fludioxonil	Naled	Rimsulfuron
Benalaxyl	Demeton-S-methyl	Flufenacet	Napropamide	Rotenon
Bendiocarb	Demeton-S-methylsulfone	Flufenoxuron	Neburon	Sethoxydim
Benfuracarb	Desethyl-atrazine	Fluometuron	Nicobifen	Simazine
Bensulfuron-methyl	Desisopropyl-atrazine	Fluroglycofen-ethyl	Nicotine	Simetryn
Benzoximate	Desmedipham	Fluquinconazole	Nuarimol	Siproxamine
Bifenox	Desmethyl-formamido-pirimicarb	Flurenol	Oflurace	Sulfosulfuron
Bifenolol	Desmethyl-pirimicarb	Fluroxypyr-meptyl	Omethoate	Sulfotep
Bromacil	Desmetrin	Flusilazole	Oxadixyl	Sulprofos
Bromophos-ethyl	Dialifos	Flutriafol	Oxamyl	Tebuconazole
Bromophos-methyl	Diazinon	Fonofos	Oxycarboxin	Tebufenozid
Bromuconazole	Dichlorfenthion	Formetanate	Oxydemeton-methyl	Tebufenpyrad
Bupirimate	Dichlofuanid	Furathlocarb	Paclobutrazol	Tebutam
Buprofezine	Dichlorvos	Haloxypol-etotyl	Paraoxon-methyl	Terbutometon
Butocarboxim	Diclorofos	Haloxypol-methyl	Parathion-ethyl	Terbutylazine
Butocarboximsulphoxide	Diethofencarb	Heptenophos	Parathion-methyl	Tetraconazole
Carbaryl	Difenoconazole	Hexaconazole	Perconazol	Thiabendazole
Carbendazim	Difenoaxuron	Hexythiazox	Pencycuron	Thiacloprid
Carbetamide	Diffubenzurone	Imazaill	Pendimethalin	Thiamethoxam
Carbofuran	Diflufenican	Imidacloprid	Phenmedipham	Thifensulfuron-methyl
Carbosulfan	Dimetufuran	Imidacloprid-olefin	Phentioate	Thioicarb
Carboxin	Dimethachlor	Indoxacarb	Phorate	Thiofanox
Chinomethionat	Dimethoate	Iprodione	Phosalone	Thiometon
Chlorbromuron	Dimethomorph	Iprovalicarb	Phosmet	Thiophanate
Chlorfenvinphos	Diniconazole	Isazofos	Phosphamidon	Thiophanate-methyl
Chlorfluazuron	Diphenylamin	Isofenphos	Phoxim	Toxiclophos-methyl
Chloridazon	Dilsulfoton	Isofenphos-oxon	Picoxystrobin	Toxyfluamid
Chlormephos	Diluron	Isoproturon	Pirimicarb	Triadimefon
Chlorotoluron	EPN	Isoxaflutole	Pirimiphos-ethyl	Triadimenol
Chloroxuron	Epoxiconazole	Kresoxim-methyl	Pirimiphos-methyl	Triasulfuron
Chlorpropham	Ethiofencarb	Linuron	Prochloraz	Triazophos
Chlorpyrifos	Ethiofencarbsulfone	Lufenuron	Profenofos	Trichlorfon
Chlorpyrifos-methyl	Ethiofencarbsulfoxide	Malaaxon	Promecarb	Trifloxystrobin
Chlorisulfuron	Ethion	Malathion	Prometon	Triflumizole
Chlorthalonil	Ethofumesate	MCPA-butotyl	Prometryn	Triflusulfuron-methyl
Chlorthiamid	Ethoprophos	MCPA-ethylhexyl ester	Propachlor	Trifluconazole
Chlorthiophos	Etofenprox	Mepanipyrim	Propamocarb	Vamidithion
Cinosulfurone	Etrinifos	Mesotrione	Propargite	Ziram

* LQ > 0,01 mg/Kg

Bq-17409/07 - 2 / 2

Bloensalos Análises e Consultoria Ambiental Ltda. - Rua Palermo, 257 - 94480-775 - Viamão - RS
Fone: (51) 3493-6888 Fax: (51) 3493-6885 / e-mail: bloensalos@bloensalos.com.br