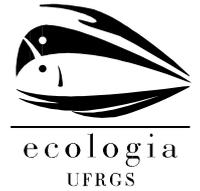




UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA



Dissertação de Mestrado

**Influência das atividades antrópicas, em escala de bacia hidrográfica, sobre a condição do hábitat, em escala de trecho de riacho, em uma bacia hidrográfica sob intensa pressão antrópica.**

Roberto Nascimento de Farias

Porto Alegre, fevereiro de 2014

**Influência das atividades antrópicas, em escala de bacia hidrográfica, sobre a condição do hábitat, em escala de trecho de riacho, em uma bacia hidrográfica sob intensa pressão antrópica.**

Roberto Nascimento de Farias

Dissertação apresentada ao Programa 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.

Orientadora: Profa. Dra. Maria Teresa Raya Rodriguez

Coorientadora: Profa. Dra. Catarina da Silva Pedrozo

Comissão Examinadora:

Dra. Simone Caterina Kapusta

Dra. Teresinha Guerra

Dr. Eliseu José Weber

*Aos verdadeiros amantes da ciência,  
que não se cansam do seu caminho sem fim.  
Aos que não deixam de duvidar,  
E, acima de tudo, aos que não deixam de ser humanos.*

## AGRADECIMENTOS

À minha orientadora, a professora Mayte, por se dispor a me orientar neste trabalho.

À minha coorientadora Catarina, que desde a graduação tem sido uma segunda mãe.

Aos membros da comissão examinadora, que aceitaram avaliar este trabalho e, por meio de sugestões e críticas, contribuíram para a melhora da qualidade do mesmo.

Ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de estudos.

À Companhia de Geração Térmica de Energia Elétrica (Eletrobrás CGTE) e ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) por cederem dados de pluviometria da região de Candiota.

Ao Laboratório de Geoprocessamento do Centro de Ecologia (LabGeo – UFRGS), em especial Hasenack e Luana, pelo auxílio com o geoprocessamento.

Ao amigo, mestre, coorientador (informal) Nelson A. Machado, quem me apresentou ao tema da dissertação, acompanhou todo o trabalho de campo, “me infernizou” com um mar de ideias e com quem tive grandes conversas sobre ciência e sobre o mundo.

Ao mestre, técnico, professor, cientista e, nas horas vagas, barqueiro, o grande amigo e conterrâneo Osvaldo Machado, por todos os ensinamentos que tem me passado.

Aos colegas do “Projeto Candiota”: André (Dáliti), Daniela Ribeiro, Maria José (Jô), Suzana, Daniela Hoss, Manoel, Marcelo por toda a colaboração nos trabalhos de campo.

À professora Teresinha Guerra, pelo empréstimo de equipamento de campo.

À Silvana Barzotto, secretária do PPG, pelo auxílio e pelas orientações em relação aos aspectos administrativos e burocráticos do mestrado;

À Thais Steigleder, minha namorada e amiga que tanto me inspira e me ajuda a superar meus maiores obstáculos, agradeço imensamente por todo o apoio e paciência.

Ao grande amigo (e primo) Matias Ritter, pelas sugestões, críticas e discussões.

Ao amigo Carlos Vinicius Weiss, pelo auxílio, dicas e sugestões na utilização do *software* ArcGis.

Aos amigos Luciana Menezes e Fernando Erthal, pelo auxílio na utilização de algumas análises estatísticas.

Ao amigo Sandro Petró, por explicações relativas a aspectos geológicos.

Aos demais familiares, amigos e colegas que, dentro das suas capacidades e habilidades tornaram esse trabalho melhor e, direta ou indiretamente, contribuíram para meu crescimento pessoal e profissional.

## RESUMO

A condição do hábitat local em riachos é determinada por fatores naturais e antrópicos, em escala regional e separar a influência relativa desses fatores é difícil, pois geralmente a sua distribuição espacial encontra-se sobreposta. Neste sentido, este estudo tem por objetivo determinar a influência relativa das características naturais e de usos do solo, em escala regional, sobre a condição do hábitat, em escala de trecho de riacho, na bacia hidrográfica do Arroio Candiota, sul do Rio Grande do Sul. Para isso, as características naturais (de relevo e de rede de drenagem) e as atividades antrópicas (usos do solo) foram avaliadas em 26 sub-bacias. Em escala de trecho de riacho, os atributos avaliados foram agrupados em condição do hábitat físico no canal fluvial, qualidade da zona ripária e qualidade da água. Por meio de análise de redundância parcial, determinou-se a percentagem da variação, na condição de cada grupo atributos do hábitat, explicada pelos fatores naturais, pelos fatores antrópicos e pelo seu efeito compartilhado. As sub-bacias maiores tendem a apresentar maior textura no relevo, formato menos circular e menor declive. As sub-bacias com relevo mais acidentado tendem a apresentar maior densidade de drenagem. A vegetação natural ocupa a maior parte da bacia, principalmente as regiões de relevo mais acidentado, porém atividades como agricultura, pecuária, silvicultura e mineração de carvão estão distribuídas pela bacia, principalmente em áreas de relevo mais suave e próximo aos riachos. A maior parte dos riachos apresenta boa qualidade do hábitat, porém em riachos com baixa qualidade observa-se gado na zona ripária ou grande aporte de rejeitos da mineração de carvão. As principais alterações do hábitat físico no canal são assoreamento, dragagem e represamento. Em relação à qualidade da água, pH e condutividade apresentam valores extremos nos riachos associados à mineração de carvão. A condição do hábitat físico no canal é mais influenciada pelas características naturais das sub-bacias, enquanto a qualidade da água está mais associada aos usos do solo. A qualidade da zona ripária, por sua vez, é determinada pelo efeito compartilhado dos fatores naturais e antrópicos. Dessa forma, as atividades antrópicas na bacia hidrográfica exercem maior efeito sobre os atributos mais dinâmicos do hábitat, tendo influência menor sobre processos mais lentos, como alteração no hábitat físico do canal.

**Palavras chave:** hábitat em riachos, usos do solo, análise morfométrica de bacia hidrográfica, múltiplas escalas.

## ABSTRACT

The stream local habitat condition is determined by natural and anthropogenic regional characteristics and to determine the relative influence of these factors is difficult because their spatial distribution is usually superimposed. Thus, this study aims to determine the relative influence of natural characteristics and land use, in regional scale, on the the stream local habitat condition in the Arroio Candiota watershed. For this, natural characteristics (relief and drainage network) and human activities (land uses) were evaluated in 26 sub-catchments. In the reach scale, the stream habitat attributes were grouped into stream physical habitat, riparian zone quality and water quality. Using partial redundancy analysis, the percentage of variation in the condition of each group of habitat attributes, explained by natural factors, by human factors and by their shared effect was determined. The major catchments tend to have higher texture in relief, less circular shape and lower slope while catchments with steeper relief tend to have higher drainage density. Most of the Arroio Candiota watershed are occupied by natural vegetation, especially the regions of steeper relief. Agriculture, livestock, forestry and mining are distributed throughout the basin, especially in areas of gentle relief and close to streams. Most streams has good habitat quality, but in streams where quality is low there is livestock in the riparian zone or large supply of wastes from coal mining. The main changes in the physical habitat channel are siltation, dredging and damming. Regarding water quality, pH and conductivity have extreme values in streams associated with coal mining. The condition of physical habitat in the channel is more influenced by the natural characteristics of the catchments, while water quality is more associated with land use. The quality of the riparian zone, in turn, is determined by the shared effect of natural and anthropogenic factors. Thus , the anthropogenic activities in the watershed exert greater effect on the more dynamic attributes of habitat, having less influence on slower processes, such as changes in physical habitat of the channel.

**Key words:** stream habitat, land use, morphometric analysis of watershed, multiple scales.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 01. Organização espacial e influência da paisagem sobre o sistema fluvial através de várias escalas. A parte superior da figura apresenta a relação hierárquica entre habitat características da paisagem em rios, segundo Frissel et al. (1986). Um sistema fluvial possui muitos segmentos de rio, cada segmento é composto por muitos trechos de rio, o trecho de rio possui muitos poços e corredeiras, compostos por muitas unidades de microhabitat. Os valores abaixo de cada nível hierárquico se referem à escala espacial aproximada para um riacho de montanha, de ordem dois ou três. A parte inferior especula a influência local (dezenas a centenas de metros) versus regional (quilômetros) da vegetação sobre funções do rio. Alguns aspectos da condição do rio, como sombra e entrada de matéria orgânica, necessitam apenas vegetação local; outros como retenção de sedimento e funções hidrológicas são influenciadas pela cobertura vegetal ao longo de todo o comprimento do rio e também em toda a bacia. Adaptado de Allan et al. (1997).....	8
Figura 02. Partição da variação das características e qualidade do habitat local, expressa como a variação dependente de fatores ambientais (a+b), variação dependente da estrutura espacial (b+c) e variação inexplicada pelo modelo ou ligada a fatores não medidos (d). Adaptado de Borcard et al. (1992).....	12
Figura 03. Localização da área de estudo, com destaque para os municípios abrangidos pela bacia hidrográfica do Arroio Candiota. O polígono em vermelho sobre os municípios se refere à bacia hidrográfica do Arroio Candiota ..	21
Figura 04. Precipitação pluviométrica média na região, com base monitoramento mensal, de julho de 2005 a junho de 2013, em quatro estações meteorológicas. ....	22
Figura 05. Geologia da bacia hidrográfica do Arroio Candiota. Adaptado do Mapa Geológico do RS (escala 1:750.000). ....	23
Figura 06. Classes de uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do Arroio Candiota, segundo a classificação do IBGE. Adaptado de Hasenack; Cordeiro (2006). ....	26
Figura 07. Rede de drenagem da bacia hidrográfica do Arroio Candiota, com a localização das 30 estações amostrais.....	28
Figura 08. Descrição da métrica habitat para peixes, avaliada em riachos com predomínio de corredeiras. ....	39
Figura 09. Descrição da métrica habitat para peixes, avaliada em riachos com predomínio de poços.....	40
Figura 10. Descrição da métrica habitat para invertebrados, aplicada em riachos com predomínio de corredeiras. ....	40
Figura 11. Descrição da métrica habitat para invertebrados, aplicada em riachos com predomínio de poços. ....	41
Figura 12. Descrição da métrica substrato bentônico, aplicada em riachos com predomínio de corredeiras .....	41

Figura 13. Descrição da métrica substrato bentônico, aplicada em riachos com predomínio de poços. ....	42
Figura 14. Descrição da métrica relação velocidade/profundidade, aplicada em riachos com predomínio de corredeiras. São considerados rasos os riachos com profundidade menor que 0,5m e lento o fluxo com velocidade abaixo de $0,3 \text{ m.s}^{-1}$ . ....	43
Figura 15. Descrição da métrica relação velocidade/profundidade, aplicada em riachos com predomínio de poços. São considerados profundos os poços com profundidade maior que 1m e grande, se o comprimento, largura ou diagonal do poço é maior que a metade da largura do riacho. ....	43
Figura 16. Descrição da métrica deposição de sedimento, aplicada em riachos com predomínio de corredeiras. ....	44
Figura 17. Descrição da métrica deposição de sedimento, aplicada em riachos com predomínio de poços. ....	45
Figura 18. Descrição da métrica condição do fluxo no canal, aplicada da mesma forma em riachos com predomínio de corredeiras e em riachos com predomínio de poços. ....	45
Figura 19. Descrição da métrica alteração na forma do canal, aplicada da mesma forma em riachos com predomínio de corredeiras e em riachos com predomínio de poços. ....	46
Figura 20. Descrição da métrica sinuosidade, aplicada em riachos com predomínio de corredeiras. ....	47
Figura 21. Descrição da métrica sinuosidade, aplicada em riachos com predomínio de poços. ....	47
Figura 22. Descrição da métrica estabilidade das margens, aplicada da mesma forma em riachos com predomínio de corredeiras e em riachos com predomínio de poços. As margens são avaliadas separadamente. ....	48
Figura 23. Descrição da métrica proteção vegetativa das margens, aplicada da mesma forma em riachos com predomínio de corredeiras e em riachos com predomínio de poços. As margens são avaliadas separadamente. ....	49
Figura 24. Descrição da largura da zona ripária, aplicada da mesma forma em riachos com predomínio de corredeiras e em riachos com predomínio de poços. As margens são avaliadas separadamente. ....	50
Figura 25. Medidas do canal e das margens com auxílio de trena e régua linimétrica. ....	51
Figura 26. Medição da largura do canal, com auxílio do barco, em riachos profundos. ....	51
Figura 27. Desenho esquemático de uma estação amostral. As setas indicam a localização das corredeiras. O espaço entre uma corredeira e outra é ocupado por um poço. As linhas em preto, perpendiculares ao fluxo, são as seis seções transversais. ....	52
Figura 28. Desenho esquemático de uma das seis seções transversais medidas em cada estação amostral. ....	53

Figura 29. Coleta de sedimento, utilizando draga de Petersen, em riachos profundos.....	55
Figura 30. Material coletado pela draga de Petersen para determinação da percentagem de cada tamanho de sedimento. ....	56
Figura 31. Medida da profundidade do perfil molhado utilizando régua linimétrica graduada em centímetros. ....	58
Figura 32. Medida da profundidade do perfil molhado, em riachos profundos, utilizando barco e cabo graduado.....	58
Figura 33. Medida de velocidade de corrente em riachos rasos. A equidistância horizontal entre as medidas é igual ao dobro da equidistância das medidas de profundidade do perfil molhado. ....	60
Figura 34. Medida de velocidade de corrente, com auxílio de barco, em riachos profundos. A equidistância horizontal entre as medidas é igual ao dobro da equidistância das medidas de profundidade do perfil molhado. ....	61
Figura 35. Desenho esquemático demonstrando as medidas de velocidade de corrente, tomadas em cada uma das seis seções transversais avaliadas em cada estação amostral.....	61
Figura 36. Análise de componentes principais das variáveis morfométricas nas sub-bacias. ....	71
Figura 37. Rede de drenagem da bacia hidrográfica do Arroio Candiota e delimitação das sub-bacias analisadas. ....	72
Figura 38. Distribuição espacial das classes de usos do solo na bacia hidrográfica do Arroio Candiota. ....	74
Figura 39. Análise de componentes principais baseada na percentagem ocupada por cada classe de uso do solo nas sub-bacias avaliadas. ....	76
Figura 40. Análise de componentes principais baseada na percentagem ocupada por cada classe de uso do solo nas sub-bacias avaliadas, sem considerar as estações amostrais EA16, EA17 e EA18. ....	77
Figura 41. Atividades antrópicas observadas em escala de trecho de riacho nas estações amostrais visitadas. A) Margens instáveis devido ao intenso pisoteamento pelo gado; as setas indicam desmoronamento das margens. B) Ausência de estrato arbustivo e herbáceo em decorrência da presença de gado. C) Assoreamento do canal decorrente do intenso aporte de rejeitos da mineração de carvão; setas indicam a deposição dos rejeitos e a presença de fragmentos de carvão mineral no canal. D) Retirada de água para irrigação de lavouras próximas do riacho. E) Silvicultura ocupando toda a zona ripária, com sinais de erosão em toda a margem direita. F) Indícios de dragagem pretérita do canal. ....	79
Figura 42. Estação amostral EA 18, a estação amostral com a maior relação largura-profundidade no perfil molhado. No centro da imagem, o assoreamento decorrente do aporte de rejeitos da mineração de carvão. ....	80
Figura 43. Análise de componentes principais das variáveis e métricas do hábitat físico no canal fluvial. ....	84

Figura 44. Análise de componentes principais com base nas métricas de qualidade da zona ripária avaliadas. ....	87
Figura 45. Análise de componentes principais com base nas variáveis de qualidade da água, considerando todas as 26 estações amostrais avaliadas. ....	89
Figura 46. Fragmentos de carvão mineral incorporados ao substrato da estação amostral EA17, a estação amostral com maior valor observado para as variáveis condutividade e pH. ....	89
Figura 47. Análise de componentes principais com base nas variáveis de qualidade da água em todas as 26 estações amostrais avaliadas, exceto a estação amostral EA17. ....	90

## LISTA DE TABELAS

Tabela 01. Classes de valores da variável densidade de drenagem. ....	34
Tabela 02. Classes de uso do solo utilizadas neste trabalho e classe (s) correspondente (s) no mapeamento original. ....	37
Tabela 03. Estatística descritiva das variáveis morfométricas, com base nas 26 sub-bacias hidrográficas avaliadas. Mín: valor mínimo observado, Máx: valor máximo, Média: média aritmética, D.P.: desvio-padrão. ....	70
Tabela 04. Percentagem de cada classe de uso do solo nas 26 sub-bacias avaliadas.....	75
Tabela 05. Qualidade global do hábitat nas 30 estações amostrais, com a classe de qualidade do hábitat na qual a estação amostral se encontra,valor do índice final médio da qualidade global do hábitat,ordem do riacho e atividade antrópica observada em escala de trecho de riacho. As estações amostrais com ordem 1* são de primeira ordem no terreno. ....	78
Tabela 06. Estatística descritiva das variáveis geomorfológicas e hidrológicas medidas no canal fluvial, em escala de trecho de riacho. Mín: valor mínimo observado, Máx: valor máximo, Média: média aritmética, D.P.: desvio-padrão. ....	81
Tabela 07. Percentual do canal coberta por cada classe de substrato nas 26 estações amostrais avaliadas. ....	82
Tabela 08. Valores das métricas de qualidade do hábitat avaliadas no canal fluvial.....	83
Tabela 09. Valores obtidos para as métricas de qualidade da zona ripária.....	85
Tabela 10. Valores observados para as variáveis de qualidade da água. ....	88
Tabela 11. Percentagem da variação nas variáveis do hábitat físico no canal, nas métricas de qualidade da zona ripária, e nas variáveis de qualidade da água, explicadas por usos do solo, por variáveis morfométricas, pelo efeito compartilhado dos dois grupos de variáveis e percentagem da variação não explicada. A variação nas variáveis de qualidade da água foi testada duas vezes, com todas as estações amostrais e sem a estação EA17, considerada um <i>outlyer</i> . Valores de $p < 0,05$ estão representados por ‘*’, $p < 0,01$ representados por ‘**’ e valores de $p \geq 0,1$ foram considerados não significativos.....	91

## SUMÁRIO

<b>AGRADECIMENTOS</b> .....	i
<b>RESUMO</b> .....	ii
<b>ABSTRACT</b> .....	iii
<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	iv
<b>LISTA DE TABELAS</b> .....	viii
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	1
<b>1.1 Objetivo geral</b> .....	2
<b>1.2 Objetivos específicos</b> .....	3
<b>2 REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	4
<b>2.1 Estrutura e funcionamento de um sistema fluvial</b> .....	4
<b>2.2 Organização hierárquica e escalas de um sistema fluvial</b> .....	7
<b>2.3 Importância da análise morfométrica, de relevo e de rede de drenagem da bacia hidrográfica</b> .....	8
<b>2.4 Influência das atividades antrópicas na bacia hidrográfica sobre as características locais dos riachos</b> .....	9
<i>2.4.1 Sobreposição espacial de atividades antrópicas e de características naturais na bacia hidrográfica</i> .....	11
<i>2.4.2 Determinação da influência relativa dos fatores naturais e dos fatores antrópicos em escala de bacia hidrográfica sobre as características locais de riachos por meio de Análise de Redundância Parcial</i> .....	11
<b>2.5 Habitat em riachos: estruturação e importância ecológica</b> .....	13
<i>2.5.1 Estruturação dos habitats em riachos</i> .....	13
<i>2.5.2 Importância ecológica do habitat em riachos</i> .....	14
<b>2.6 Avaliação de habitats em riachos</b> .....	15
<i>2.6.1 O surgimento da avaliação de habitats em riachos</i> .....	15
<i>2.6.2 Importância da avaliação de habitats em riachos</i> .....	16
<i>2.6.3 Tipos de avaliação de habitat em riachos</i> .....	17
<i>2.6.4 A importância da condição de referência e dos locais de referência</i> .....	19
<b>2.7 Conhecimento teórico aplicado à gestão de recursos hídricos</b> .....	19
<b>3 ÁREA DE ESTUDO</b> .....	21
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	27

<b>4.1 Seleção das estações amostrais .....</b>	<b>27</b>
<b>4.2 Caracterização das sub-bacias hidrográficas.....</b>	<b>29</b>
<i>4.2.1 Análise morfométrica do relevo e da rede de drenagem.....</i>	<i>29</i>
4.2.1.1 Área da bacia .....	30
4.2.1.2 Perímetro da bacia .....	30
4.2.1.3 Maior comprimento da bacia.....	30
4.2.1.4 Razão de circularidade .....	31
4.2.1.5 Amplitude altimétrica.....	31
4.2.1.6 Relação de relevo.....	31
4.2.1.7 Número total de riachos.....	32
4.2.1.8 Número de riachos de cada ordem .....	32
4.2.1.9 Comprimento total da rede de drenagem.....	32
4.2.1.10 Comprimento total dos riachos de cada ordem .....	32
4.2.1.11 Comprimento médio dos riachos de cada ordem.....	33
4.2.1.12 Índice de sinuosidade do riacho principal .....	33
4.2.1.13 Declive médio do riacho principal.....	33
4.2.1.14 Razão de bifurcação.....	33
4.2.1.15 Razão de comprimento médio .....	34
4.2.1.16 Densidade de drenagem.....	34
4.2.1.17 Frequência de riachos .....	35
4.2.1.18 Coeficiente de manutenção.....	35
4.2.1.19 Razão de textura .....	35
4.2.1.20 Fator topográfico .....	36
<i>4.2.2. Caracterização dos usos do solo .....</i>	<i>36</i>
<b>4.3 Montagem do método de avaliação da qualidade do hábitat .....</b>	<b>37</b>
<i>4.3.1 Métrica Hábitat para peixes .....</i>	<i>39</i>
<i>4.3.2 Métrica Hábitat para invertebrados.....</i>	<i>40</i>
<i>4.3.3 Métrica Substrato bentônico .....</i>	<i>41</i>
<i>4.3.4 Métrica Relação velocidade/profundidade .....</i>	<i>42</i>
<i>4.3.5 Métrica Deposição de sedimento .....</i>	<i>43</i>
<i>4.3.6 Métrica Condição do fluxo no canal .....</i>	<i>45</i>
<i>4.3.7 Métrica Alteração na forma do canal .....</i>	<i>46</i>
<i>4.3.8 Métrica Sinuosidade .....</i>	<i>47</i>
<i>4.3.9 Métrica Estabilidade das margens .....</i>	<i>48</i>

4.3.10 Métrica Proteção vegetativa das margens .....	48
4.3.11 Métrica Largura da zona ripária .....	49
<b>4.4 Avaliação da condição do habitat físico em escala de trecho de riacho.....</b>	<b>50</b>
4.4.1 Percentagem de poços e de corredeiras .....	54
4.4.2 Percentagem de cada tipo de substrato.....	54
4.4.3 Índice de sinuosidade .....	56
4.4.4 Declive do segmento de riacho.....	57
4.4.5 Largura do perfil molhado .....	57
4.4.6 Profundidade do perfil molhado.....	57
4.4.7 Largura do canal.....	59
4.4.8 Relação largura/profundidade .....	59
4.4.9 Vazão .....	59
4.4.10 Coeficiente de Reynolds.....	62
4.4.11 Número de Froude.....	62
<b>4.5 Avaliação da qualidade da água .....</b>	<b>63</b>
<b>4.6 Análise dos dados .....</b>	<b>63</b>
4.6.1 Análise das variáveis medidas em escala de sub-bacia hidrográfica .....	63
4.6.1.1 Estatística descritiva .....	63
4.6.1.2 Análise de Componentes Principais (PCA).....	64
4.6.2 Adaptação do índice de qualidade global do habitat para regiões sem locais de referência.....	65
4.6.3 Análise das variáveis medidas em escala de trecho de riacho.....	65
4.6.3.1 Estatística descritiva .....	66
4.6.3.2 Análise de Componentes Principais (PCA).....	66
4.6.4 Influência relativa das variáveis morfométricas e de usos do solo sobre as variáveis e métricas medidas em escala de trecho de riacho .....	67
4.6.4.1 Análise de Redundância Parcial (pRDA) .....	67
4.6.4.2 Variáveis explanatórias, em escala de sub-bacia hidrográfica .....	68
4.6.4.3 Variáveis dependentes, em escala de trecho de riacho .....	68
<b>5 RESULTADOS .....</b>	<b>69</b>
<b>5.1 Análise morfométrica das sub-bacias hidrográficas .....</b>	<b>69</b>
<b>5.2 Caracterização dos usos do solo nas sub-bacias hidrográficas.....</b>	<b>73</b>
<b>5.3 Qualidade global do habitat nos trechos de riacho.....</b>	<b>77</b>
<b>5.4 Caracterização do habitat físico no canal fluvial.....</b>	<b>80</b>

<b>5.5 Qualidade da zona ripária .....</b>	<b>85</b>
<b>5.6 Qualidade da água .....</b>	<b>87</b>
<b>5.7 Influência relativa das variáveis morfométricas e dos usos do solo, em escala de bacia hidrográfica, sobre a condição do hábitat local.....</b>	<b>90</b>
<b>6 DISCUSSÃO .....</b>	<b>92</b>
<b>6.1 Características regionais do relevo e da rede de drenagem.....</b>	<b>92</b>
<b>6.2 Influência antrópica em escala regional .....</b>	<b>93</b>
<b>6.3 Qualidade global do hábitat nos riachos .....</b>	<b>94</b>
<b>6.4 Condição do hábitat físico no canal fluvial.....</b>	<b>95</b>
<b>6.5 Qualidade da zona ripária em escala local .....</b>	<b>97</b>
<b>6.6 Qualidade da água nos riachos .....</b>	<b>98</b>
<b>6.7 Influência regional, das características naturais e das atividades antrópicas sobre a condição do hábitat no canal fluvial .....</b>	<b>100</b>
<b>6.8 Influência regional, das características naturais e das atividades antrópicas sobre a qualidade da zona ripária dos riachos.....</b>	<b>101</b>
<b>6.9 Influência regional, das características naturais e das atividades antrópicas sobre a qualidade da água dos riachos.....</b>	<b>102</b>
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>103</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>104</b>
<b>APÊNDICE A. Coordenadas UTM do fuso 22, Datum SAD 69, referentes às estações amostrais (EA).....</b>	<b>113</b>
<b>APÊNDICE B. Variáveis morfométricas cuja medição independe da ordem da sub-bacia .....</b>	<b>114</b>
<b>APÊNDICE C. Variáveis morfométricas cuja medição depende da ordem da sub-bacia .....</b>	<b>116</b>
<b>APÊNDICE D. Valores das variáveis medidas no hábitat físico em escala de trecho de riacho .....</b>	<b>118</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Um sistema fluvial envolve toda a rede de drenagem presente na bacia hidrográfica e se organiza de forma hierárquica (Frissel et al., 1986; Hawkins et al., 1993; Allan et al., 1997). Dessa forma, os processos ocorrendo em escala regional têm grande efeito sobre a escala local, sendo que as respostas a esses processos ficam registradas nas características do hábitat aquático. Este pode ser entendido como o conjunto de características físicas, químicas e biológicas que fornecem um ambiente para a biota aquática (Maddock, 1999). O mosaico de manchas de hábitat nos riachos, estando em constante mudança, é responsável pela grande biodiversidade desses ecossistemas (Ward, 1998).

Apesar de sua grande importância ecológica, a degradação de habitats é uma das maiores ameaças à biodiversidade global (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Segundo Pimm; Raven (2000), a modificação e a perda de habitats são consideradas as maiores ameaças para a biodiversidade global. À medida que as atividades antrópicas degradam severamente a qualidade das águas superficiais, o efeito negativo dos usos do solo nas bacias hidrográficas sobre os rios e riachos a jusante vem ganhando cada vez mais atenção. Neste contexto, diversos estudos demonstram declínio na qualidade da água, do hábitat e das assembleias biológicas com o aumento da agricultura nas bacias hidrográficas (Richards et al. 1996, Roth et al. 1996, Sponseller et al. 2001).

Embora a influência das atividades antrópicas na bacia hidrográfica, sobre a condição dos riachos, seja amplamente reconhecida, a maioria dos estudos não leva em consideração a sobreposição de gradientes ambientais e antrópicos. Segundo Allan (2004), muitas atividades antrópicas na bacia hidrográfica se sobrepõem a gradientes naturais como litologia, tipos de solo e topografia. Nesses casos, a avaliação somente das características antrópicas superestima a influência dos usos do solo. Richards et al. (1996) e Johnson et al. (1997) separaram a influência de fatores naturais da influência de fatores antrópicos, em escala de bacia hidrográfica, sobre características físicas do hábitat e químicas da água, respectivamente. No entanto, trabalhos como esses ainda são escassos na literatura científica e, além disso, foram realizados em uma bacia hidrográfica com predomínio de atividades agrícolas.

O presente trabalho determina a influência relativa dos fatores naturais e dos antrópicos, em escala de bacia hidrográfica, sobre a condição do hábitat, em escala de trecho de riacho, na bacia hidrográfica do Arroio Candiota, no sul do Rio Grande do Sul, Brasil.

Nesta bacia hidrográfica estão presentes diversas atividades antrópicas, tais como: agricultura, pecuária extensiva, silvicultura e mineração de carvão e de calcário. Além disso, há grande potencial para a expansão da atividade mineira na bacia, pois essa região possui a maior reserva carbonífera do Brasil. Dessa forma, determinar o quanto as atividades antrópicas estão influenciando a condição do hábitat nos riachos dessa bacia é crucial para a gestão e o planejamento efetivos dessas atividades.

Para determinar a influência natural e antrópica, em escala de bacia hidrográfica, sobre a condição do hábitat, em escala de trecho de riacho, a bacia hidrográfica do Arroio Candiota é dividida em sub-bacias. Em cada sub-bacia, os fatores naturais (características do relevo e da rede de drenagem) e os fatores antrópicos (percentagem de usos do solo) são quantificados. Além disso, para cada uma das sub-bacias, avalia-se a condição dos atributos do hábitat no trecho de riacho localizado na sua desembocadura. Esses atributos são agrupados em condição do hábitat físico no canal, qualidade da água e qualidade da zona ripária. Então, por meio de análises estatísticas, a influência relativa dos fatores naturais e dos fatores antrópicos sobre cada grupo de atributos do hábitat é determinada.

Devido à organização hierárquica do sistema fluvial, espera-se que a condição do hábitat nos riachos da bacia hidrográfica do Arroio Candiota, em escala de trecho de riacho, seja determinada pelas características naturais e antrópicas em escala de bacia hidrográfica. Além disso, devido ao intenso potencial de degradação das atividades antrópicas existentes, espera-se que os fatores antrópicos exerçam maior influência do que os fatores naturais, sobre a condição do hábitat físico no canal, sobre a qualidade da água e sobre a qualidade da zona ripária.

## **1.1 Objetivo geral**

Determinar a influência das características naturais e das atividades antrópicas, em escala de bacia hidrográfica, sobre a condição dos atributos do hábitat, em escala de trecho de riacho, na bacia hidrográfica do Arroio Candiota, RS, Brasil.

## 1.2 Objetivos específicos

- a) Caracterizar as sub-bacias, a montante dos riachos, com base na análise morfométrica do relevo e da rede de drenagem;
- b) Caracterizar as sub-bacias com base nas classes de uso e cobertura do solo;
- c) Apresentar um método de avaliação da qualidade do hábitat, adaptado para a região estudada;
- d) Avaliar a qualidade global do hábitat nos riachos;
- e) Avaliar a qualidade da água nos riachos;
- f) Determinar a percentagem da variação, na condição do hábitat físico do canal fluvial, na qualidade da zona ripária e na qualidade da água que é explicada pelas características morfométricas das sub-bacias, pelos usos do solo e por ambos;

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 Estrutura e funcionamento de um sistema fluvial

O sistema fluvial envolve os rios, a área da bacia hidrográfica, as zonas de deposição de deltas e leques aluviais, assim como as regiões fontes de sedimento e fluxo de água nas encostas de montanhas (Piégay; Schumm, 2003). O sistema fluvial é estruturalmente complexo e o seu funcionamento está relacionado a uma gama de processos que interagem em diversas escalas, espaciais e temporais. Apesar disso, alguns padrões gerais têm sido observados na organização desse sistema.

Tradicionalmente, a dimensão longitudinal do rio é dividida em três zonas distintas. A região mais a montante é a zona de produção de sedimentos. A seguir, há a zona de transferência. Nesta região, a quantidade de sedimento que entra no sistema pode se igualar à quantidade que sai. A zona mais a jusante é conhecida como zona de deposição, delta ou leque aluvial. Em cada uma dessas zonas, determinado processo domina ao longo do tempo. Entretanto, essa sequência de zona fonte para zona de transferência e, possivelmente, zona de deposição pode se repetir muitas vezes ao longo de um rio com fontes de sedimento ativas, ocorrendo em outras escalas espaciais.

De acordo com Vanotte et al. (1980), o sistema fluvial apresenta, das nascentes à foz, um gradiente contínuo de condições físicas, com as características estruturais e funcionais da comunidade biótica adaptadas a ele. Essa organização longitudinal do sistema fluvial exerce grande influência sobre a sua estrutura física e seu funcionamento. De acordo com esse conceito de rio contínuo (*River Continuum Concept*), os riachos mais a montante são fortemente influenciados pela vegetação ripária. Nesses locais, a produção primária é baixa devido ao sombreamento e a vegetação fornece grandes quantidades de detritos alóctones. A influência da zona ripária diminui a jusante enquanto aumenta a produção primária e o transporte de matéria orgânica da região a montante. As mudanças que também ocorrem no tamanho da matéria orgânica ao longo do rio são refletidas na distribuição dos grupos funcionais de invertebrados.

A dimensão longitudinal do sistema fluvial também exerce grande influência sobre processos ecossistêmicos, como a ciclagem de nutrientes. Segundo o conceito de espiral de nutrientes, a ciclagem da matéria orgânica ocorre ao longo do rio, em ciclos parcialmente abertos em espiral (Newbold et al., 1981). Quanto menor a distância necessária para que determinado nutriente complete o seu ciclo, mais eficientemente ele está sendo utilizado. Essa

distância tende a aumentar com o tamanho do rio e com a intensidade do fluxo de água enquanto mecanismos de retenção de nutrientes como sedimentação e retirada de nutrientes pelos organismos, tendem a diminuir essa distância.

Entretanto, de acordo com o conceito de descontinuidade em série (Ward; Stanford, 1983), as barragens interrompem o gradiente de condições abióticas e processos ecossistêmicos que, segundo Vanotte et al. (1980), ocorrem continuamente ao longo do rio. Segundo Ward; Stanford (1983), o efeito relativo de uma barragem sobre o funcionamento de um rio pode ser avaliado a partir de dois parâmetros. O primeiro é a distância em que o valor esperado para uma variável biótica ou abiótica é alterado a jusante ou a montante da barragem. O segundo é a mudança absoluta na variável em decorrência da regulação do fluxo. O conceito de descontinuidade em série considera apenas o canal fluvial. Com o conceito de descontinuidade em série expandida (Ward; Stanford, 1995), a conectividade lateral entre o canal fluvial e a planície de inundação possibilita uma visão mais holística do sistema fluvial.

Embora o conceito de rio contínuo tenha orientado inúmeros trabalhos relacionados ao sistema fluvial, alguns dos seus pressupostos têm sido questionados. Segundo Thorp; Delong (1994), o conceito de rio contínuo se baseia muito em rios pequenos, de ordens baixas. De acordo com o modelo de produtividade ribeirinha, proposto por esses autores, em grandes rios confinados, o carbono não se origina apenas do transporte rio abaixo, mas também da produção autóctone e do aporte da zona ripária, confrontando a teoria do rio contínuo.

A organização longitudinal do sistema fluvial pode explicar muitos padrões e processos observados nesses ecossistemas. No entanto, é preciso entender o riacho no contexto de sua bacia hidrográfica. De acordo com Frissel et al. (1986), o sistema fluvial é hierarquicamente organizado e os rios e riachos estão intimamente relacionados à sua bacia hidrográfica através de uma gama de escalas, espaciais e temporais. De acordo com esse conceito de organização hierárquica, os padrões encontrados em determinado nível hierárquico são explicados por processos que ocorrem em níveis hierárquicos superiores.

Além de ser hierarquicamente organizado, o sistema fluvial é extremamente complexo. Segundo Ward (1989), os rios e riachos apresentam, em qualquer ponto da rede de drenagem, quatro dimensões. O corredor contínuo, das cabeceiras até o oceano, é a dimensão longitudinal. A dimensão lateral se refere à área transicional desde o canal do rio à área dos vales. Além disso, a água do rio pode penetrar profundamente no substrato do leito do rio. Esse fluxo intersticial constitui a dimensão vertical do sistema fluvial no canal e na planície de inundação. A quarta dimensão é a temporal, tendo-se em vista que todas as dimensões físicas de um rio variam ao longo do tempo.

Com base nos processos ocorrem na dimensão lateral do sistema fluvial, Junk et al. (1989) propuseram o conceito de pulso de inundação, adequado para rios de planície, sem alteração antrópica, influenciados por inundações regulares do canal principal na planície de inundação. Segundo esse conceito, em eventos de cheias, uma camada de sedimento composta de nutrientes e matéria orgânica e inorgânica é depositada na planície de inundação. A produtividade da vegetação na planície de inundação altera em grande parte o padrão longitudinal previsto pelo conceito de rio contínuo.

A dimensão vertical dos rios e riachos ganha maior importância com o conceito de zona hiporréica (Boulton et al., 1998). A água superficial e a água subterrânea, antes vistas de forma isolada, passam agora a ser tratadas de forma integrada. A zona hiporréica pode ser definida como um ecótono entre a água superficial e a água subterrânea. Nesse ecótono, segundo Boulton et al. (1998), ocorrem importantes processos ecológicos, influenciados, em diversas escalas, pelo movimento da água, permeabilidade, tamanho do substrato, biota e características físico-químicas do rio e dos aquíferos subjacentes. Segundo este conceito, a ressurgência da água subterrânea abastece a biota do rio com nutrientes enquanto a subsidência da água do rio fornece oxigênio dissolvido e matéria orgânica para os microorganismos na zona hiporréica.

Do ponto de vista temporal, a morfologia do rio, as características do sedimento, o regime de fluxo e a vegetação ripária estão dinamicamente ajustados. Uma mudança em uma dessas variáveis pode modificar outras partes do sistema fluvial, impactando diretamente a variabilidade de habitats, viabilidade e o funcionamento do ecossistema fluvial (Brierley et al, 1999). Rios moldam continuamente os seus canais por meio de erosão, das margens e do fundo, e do retrabalhamento (*sediment reworking*) e deposição de sedimentos (Charlton, 2008). De acordo com Montgomery; Buffington (1998), uma mudança na produção de sedimento, no fluxo ou no declive leva a um ajuste do canal por meio de mudanças no tamanho, na forma e no perfil do canal através da erosão e deposição de sedimentos. Assim sendo, conforme Ibsate et al. (2011), os rios e riachos tendem continuamente a um estado de equilíbrio, onde a entrada de matéria e energia se iguala à saída.

Dentro de uma bacia hidrográfica diversos processos atuam, em diversas escalas espaciais e temporais, e determinam a estrutura e o funcionamento de todo o sistema. Como exposto acima, há um grande número de conceitos e teorias visando explicar as interações entre esses processos, assim como a estruturação do sistema fluvial. No entanto, nenhum deles é uma descrição exata da realidade. Eles são modelos conceituais e sua adequabilidade dependerá das características do sistema estudado.

## 2.2 Organização hierárquica e escalas de um sistema fluvial

Um sistema fluvial inclui toda a água superficial em uma bacia hidrográfica (área drenada por uma determinada rede de drenagem). De acordo com a classificação hierárquica de Frissel et al. (1986), apresentada na figura 01, um sistema fluvial é composto por segmentos, que são porções da rede de drenagem delimitadas por duas confluências. O segmento, por sua vez, é composto por trechos de riacho (*reach*), regiões muito homogêneas quanto ao declive, declividade do vale lateral e características da zona ripária. Em função da geomorfologia do leito e das características hidrológicas, um trecho de riacho pode ser dividido em poços e corredeiras. Por último, estas podem ser subdivididas em microhábitats, em função do tipo de substrato, da profundidade e da velocidade da água.

Devido à organização hierárquica do sistema fluvial, os processos que ocorrem em diferentes escalas espaciais e temporais, ficam registrados nas características do hábitat nos riachos (Ebersole; Liss; Frissel, 1997). Dessa forma, o arranjo de hábitats existente em um determinado ponto no tempo reflete a paisagem e o histórico de desenvolvimento do ambiente. As mudanças nos usos do solo e na vegetação ripária, assim como fatores geomorfológicos, alteram a disponibilidade de luz e o aporte de matéria orgânica, fatores fundamentais para controlar a produção, a respiração e o transporte em riachos (Young; Huryn, 1999). Em amplas escalas espaciais, fatores geológicos e climáticos são os principais determinantes das características do hábitat em riachos (Mykrä et al., 2004). Entretanto, dentro de uma mesma unidade geológica, os usos do solo podem sobrepor a influência dos fatores naturais. De acordo com Allan et al. (1997), as alterações antrópicas na bacia hidrográfica afetam os riachos por meio de múltiplos processos, operando nessas diferentes escalas espaciais (figura 01).

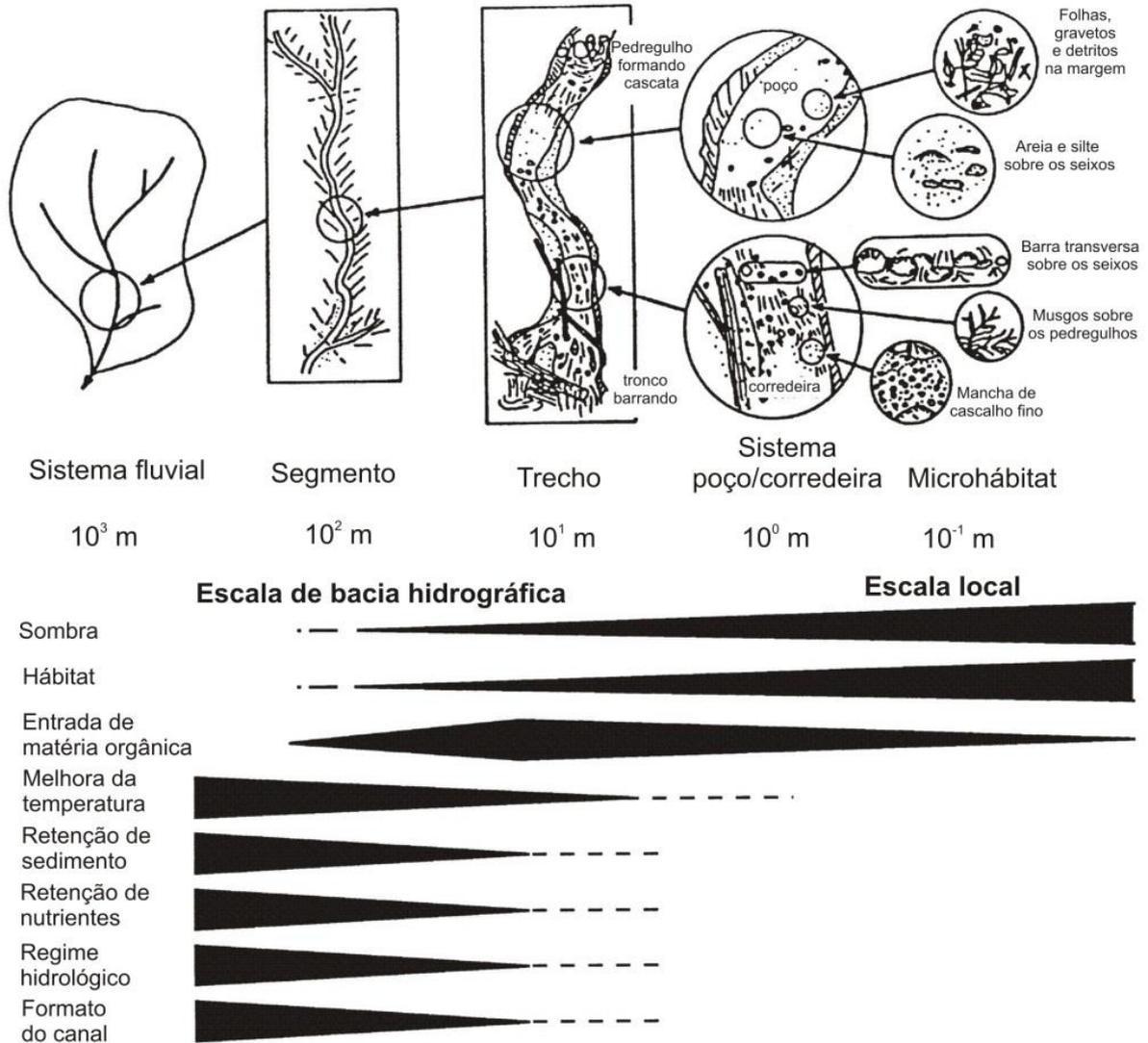


Figura 01. Organização espacial e influência da paisagem sobre o sistema fluvial através de várias escalas. A parte superior da figura apresenta a relação hierárquica entre hábitat características da paisagem em rios, segundo Frissel et al. (1986). Um sistema fluvial possui muitos segmentos de rio, cada segmento é composto por muitos trechos de rio, o trecho de rio possui muitos poços e corredeiras, compostos por muitas unidades de microhábitat. Os valores abaixo de cada nível hierárquico se referem à escala espacial aproximada para um riacho de montanha, de ordem dois ou três. A parte inferior especula a influência local (dezenas a centenas de metros) versus regional (quilômetros) da vegetação sobre funções do rio. Alguns aspectos da condição do rio, como sombra e entrada de matéria orgânica, necessitam apenas vegetação local; outros como retenção de sedimento e funções hidrológicas são influenciadas pela cobertura vegetal ao longo de todo o comprimento do rio e também em toda a bacia. Adaptado de Allan et al. (1997).

### 2.3 Importância da análise morfométrica, de relevo e de rede de drenagem da bacia hidrográfica

Os riachos se ajustam continuamente ao clima e à geologia, por meio de mudanças no declive, na taxa de transporte de sedimento e na configuração do canal (Gordon et al., 2004).

Cada riacho tem as suas características individuais, baseadas na sua topografia e nos obstáculos geológicos encontrados, buscando os locais de menor resistência na sua jornada em direção ao mar. Em escala regional, clima e geomorfologia afetam a hidrologia, a sedimentação, a entrada de nutrientes e a morfologia do canal, e as diferenças climáticas e geológicas entre as bacias hidrográficas determinam as características físico-químicas dominantes nos riachos (Richards et al., 1996). A influência do clima sobre a rede de drenagem também pode ocorrer indiretamente pelo seu efeito sobre a intensidade do escoamento superficial e da erodibilidade da superfície, aumentando o número de canais formados com o aumento na precipitação pluviométrica. Os riachos podem se desenvolver aleatoriamente em solos uniformes, ou apresentar um padrão em relação às fraquezas na litologia subjacente. A litologia influencia a intensidade do escoamento superficial por meio das taxas de infiltração e permeabilidade (Eccker, 1984).

O clima e a geologia determinam o relevo da bacia hidrográfica e a interação desses fatores, por sua vez, determina os padrões encontrados na rede de drenagem. Dessa forma, a análise morfométrica, do relevo e da rede de drenagem, de uma bacia hidrográfica é também uma avaliação indireta de fatores climáticos e geológicos. Além disso, devido à organização hierárquica do sistema fluvial, a análise morfométrica de bacia hidrográfica torna-se uma ferramenta essencial em estudos que visam para explicar os padrões encontrados no canal de rios e riachos.

#### **2.4 Influência das atividades antrópicas na bacia hidrográfica sobre as características locais dos riachos**

As atividades antrópicas desenvolvidas na bacia hidrográfica têm efeitos diretos e indiretos sobre a condição dos riachos. A área antropicamente alterada em uma bacia hidrográfica é uma medida direta dos impactos antrópicos e pode ser correlacionada com indicadores da condição biótica e abiótica dos riachos (Gergel et al., 2002). As alterações na cobertura do solo podem impactar os riachos alterando as taxas de escoamento superficial, de aporte de sedimento, troncos e galhos, assim como poluentes (Gordon et al., 2004). As atividades antrópicas que afetam o aporte de água e sedimento ou alteram o formato do canal podem levar a uma cadeia complexa de mudanças que, em última instância, se manifestam em alteração e, possivelmente degradação de hábitat nos riachos (Allan, 2004). Dessa forma,

consoante com Richards; Host (1994), há fortes relações causais entre os usos do solo na bacia hidrográfica e a condição do hábitat local nos riachos.

A remoção da vegetação natural na bacia pode alterar o padrão natural do sistema de drenagem, assim como a taxa na qual a água e o sedimento escoam da bacia hidrográfica para os rios (Gordon et al., 2004). A cobertura vegetal na bacia hidrográfica tende a diminuir a proporção de precipitação pluviométrica disponível para erosão e formação de novos canais. Segundo Eccker (1984), a vegetação também diminui a erodibilidade da superfície, pois protege o solo do impacto da água da chuva e mantém os horizontes superiores do solo ligados pelas suas raízes.

A atividade agrícola na bacia hidrográfica está associada com aumento na quantidade de sedimento no canal, redução da variabilidade de profundidades e redução na complexidade do substrato (Walser; Bart Jr., 1999). Além disso, essa redução na heterogeneidade de profundidades e na complexidade do substrato, associadas com sedimentação, afetam a disponibilidade e a qualidade dos hábitats em poços e corredeiras. Segundo Allan et al. (1997), na bacia do Rio Raisin, a extensão da sub bacia ocupada por agricultura é o melhor preditor das condições locais dos riachos. Outras atividades como a mineração podem ocasionar mudanças até mesmo na topografia da bacia hidrográfica, incluindo relevo, declive, largura do canal, sinuosidade, capacidade de infiltração e permeabilidade do solo e cobertura vegetal (Eccker, 1984).

Apesar de a influência das atividades antrópicas sobre a condição de rios e riachos ser amplamente reconhecida, medi-la não é uma tarefa difícil. As respostas às alterações na bacia hidrográfica podem ser imediatas, atrasadas ou dependentes de um fator crítico alcançar determinado limiar (Gordon et al., 2004). Além disso, as mesmas atividades antrópicas, em locais diferentes, podem causar diferentes mudanças no fluxo dos riachos e, conseqüentemente, diferentes conseqüências ecológicas (Poff et al., 1997). Somado a isso existe o fato de as atividades antrópicas se sobreporem, especialmente, a gradientes de características naturais, tornando difícil diferenciar a influência de fatores antrópicos da influência de fatores naturais sobre a condição de riachos.

#### *2.4.1 Sobreposição espacial de atividades antrópicas e de características naturais na bacia hidrográfica*

A influência dos usos do solo na bacia hidrográfica sobre os padrões encontrados nas características locais dos riachos é amplamente reconhecida na literatura científica. No entanto, a maior parte dos estudos apenas correlaciona a porcentagem de área antropizada na bacia hidrográfica com as características locais dos riachos, desconsiderando a influência de fatores naturais da bacia. Nesses casos, avaliar somente as características antrópicas superestima a influência atribuída aos usos do solo, pois as classes de uso e cobertura do solo se sobrepõem a gradientes naturais como litologia, tipos de solo e topografia (Allan, 2004). Dessa forma, para se determinar com maior precisão a influência dos usos do solo na bacia sobre os padrões locais nos riachos, é preciso também determinar o quanto essas características locais são influenciadas por características naturais da bacia.

#### *2.4.2 Determinação da influência relativa dos fatores naturais e dos fatores antrópicos em escala de bacia hidrográfica sobre as características locais de riachos por meio de Análise de Redundância Parcial*

A influência relativa dos fatores naturais e dos fatores antrópicos, em escala de bacia hidrográfica, sobre as características locais de riachos pode ser determinada por meio da Análise de Redundância Parcial (*pRDA*). Esta análise foi proposta inicialmente por Borcard et al. (1992) para se trabalhar com dados de comunidades biológicas relacionadas a gradientes ambientais e espaciais. Outras técnicas, anteriores à *pRDA*, como a análise de correspondência canônica (CCA) e a análise de redundância (RDA), também possibilitam medir a variação nas variáveis dependentes explicada por um conjunto de variáveis ambientais (Borcard et al., 1992). No entanto, se o gradiente de variáveis ambientais se sobrepõe a um gradiente espacial, não é possível medir a influência ambiental e a influência espacial de forma independente.

Por meio da Análise de Redundância Parcial, um dos conjuntos de variáveis de paisagem (*e.g.* variáveis ambientais) é mantido constante e a variação devido ao outro conjunto (*e.g.* variáveis espaciais) é avaliada independentemente (Borcard et al., 1992). Dessa

forma, é possível determinar quanto da variação nas variáveis dependentes é explicada por: [a] variáveis ambientais, independente da estrutura espacial, [b] efeito compartilhado da estrutura espacial e das variáveis ambientais, [c] estrutura espacial, independente das variáveis ambientais e [d] variação nas variáveis-resposta não explicada por fatores espaciais e/ou ambientais ou relacionada a outros fatores não medidos (figura 02).

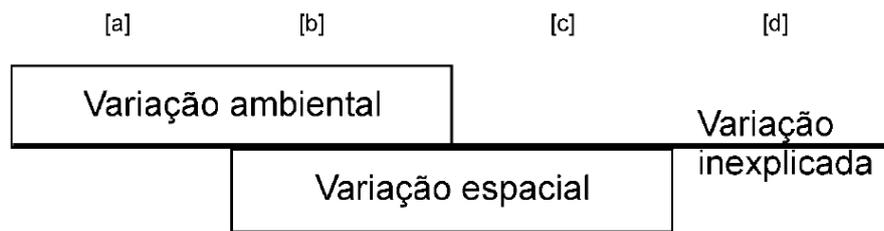


Figura 02. Partição da variação das características e qualidade do hábitat local, expressa como a variação dependente de fatores ambientais (a+b), variação dependente da estrutura espacial (b+c) e variação inexplicada pelo modelo ou ligada a fatores não medidos (d). Adaptado de Borcard et al. (1992).

Apesar de ter sido inicialmente proposta para trabalhos com comunidades bióticas, a *pRDA* tem sido utilizada em outros contextos. Richards et al. (1996) utilizaram Análise de Redundância Parcial (*pRDA*) para determinar a influência relativa de fatores naturais e de fatores antrópicos, em uma bacia hidrográfica dos Estados Unidos, sobre as características do hábitat local e sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos. Nessa mesma bacia hidrográfica, Johnson et al. (1997), utilizam *pRDA* para determinar a influência relativa dos fatores naturais e dos fatores antrópicos sobre características químicas da água nos riachos. Trabalhos como esses mostram que, com a partição da variância pela *pRDA*, é possível separar a influência dos fatores antrópicos dos fatores naturais. Além disso, é possível determinar o efeito compartilhado dos dois fatores, devido a algumas atividades antrópicas estarem relacionadas a determinadas características naturais das bacias.

Dessa forma, a *pRDA* mostra-se uma importante ferramenta em estudos que investigam a influência das atividades antrópicas sobre a estrutura e o funcionamento de riachos. Apesar disso, trabalhos utilizando essa abordagem ainda são escassos na literatura científica.

## **2.5 Habitat em riachos: estruturaao e importancia ecologica**

Habitats sao os locais onde os indivíduos, populaoes ou comunidades podem encontrar as características físicas e químicas necessárias para a sua sobrevivência (Hubert; Bergensen, 1999). Segundo esses autores, para peixes, por exemplo, as características de hábitat incluem qualidade da água, locais de reproduao, áreas de alimentaao e rotas de migraao. No entanto, em riachos, o hábitat não se limita ao canal fluvial. Sear; Newson (2003) destacam que processos geomorfológicos criam hábitats diversos e dinâmicos não apenas dentro do rio, mas também nos ecótonos da planície de inundaao e da zona ripária, intimamente ligada ao canal fluvial. Neste trabalho, o termo hábitat compreende as características físicas do canal fluvial, a condiçao da zona ripária e a qualidade da gua.

### *2.5.1 Estruturaao dos hábitats em riachos*

De acordo com Brierley et al. (1999), os atributos estruturais de um sistema fluvial formam um mosaico de manchas ecológicas ao longo do rio. Segundo os autores, a diversidade, o tamanho, a densidade e a distribuao das diferentes manchas determinam a disponibilidade de hábitats e de recursos dentro de diferenciados trechos de rio afetando a retenao e a ciclagem de nutrientes no sistema.

O hábitat em riachos  definido em grande parte por processos físicos, especialmente movimento de água e sedimento dentro do canal e entre o canal e a planície de inundaao (Poff et al., 1997). Dentro de um riacho, diferentes características de hábitat são criadas e mantidas por diferentes tipos de fluxos. Segundo Ebersole; Liss; Frissel (1997), o hábitat também pode ser definido por retenao de energia e fluxo através do rio, medido como temperatura, fluxo do rio e ciclagem de nutrientes com fluxos horários, diários e sazonais. Dessa forma, as características físicas do hábitat em riachos podem ser entendidas como um mosaico dinâmico de características hidromorfológicas que resultam da interaao entre o regime de descarga e os componentes estruturais do canal fluvial (Maddock, 1999).

### 2.5.2 Importância ecológica do hábitat em riachos

O hábitat é o principal fator que influencia a estrutura e a composição de comunidades de animais aquáticos (Poff; Allan, 1995). Rios e riachos são ambientes heterogêneos e a biota responde a essa heterogeneidade em múltiplas escalas espaciais (Mykrä et al., 2004). Evidências sugerem que tanto a qualidade quanto a quantidade de hábitat disponível afeta a estrutura e a composição das comunidades biológicas residentes, pois sem um adequado espaço de vida, é improvável que determinada espécie exista em determinado local (Maddock, 1999).

A disponibilidade de habitats e de recursos dentro de diferenciados trechos de rio afetam a biodiversidade e, também, a retenção e a ciclagem de nutrientes dentro do sistema (Brierley et al, 1999). Habitats estruturalmente complexos geralmente abrigam mais espécies, pois podem fornecer uma grande variedade de nichos ou diferentes maneiras de explorar os recursos (MacArthur; MacArthur, 1961). Além disso, para que possam completar o seu ciclo de vida, muitas espécies que vivem em ecossistemas fluviais necessitam uma gama de diferentes tipos de hábitat.

A resiliência, a habilidade de um sistema absorver distúrbios e ainda manter as mesmas relações entre as populações (Holling, 1973), assim como a persistência da biota, é influenciada pela taxa e intensidade das mudanças no hábitat. Se as mudanças no hábitat forem muito bruscas, a capacidade adaptativa da biota pode ser excedida levando-a à extinção (Ebersole; Liss; Frissel, 1997). A degradação de habitats em rios é a maior preocupação para a pesca, pois compromete a capacidade dos rios manterem populações de importantes espécies de peixes (Amour et al., 1991). No entanto, o tempo de resposta à degradação de habitats varia de uma espécie para outra. A perda de hábitat pode levar a rápida extinção de algumas espécies (como aquelas mais adaptadas a condições específicas), enquanto para outras, a extinção pode ocorrer somente após muitas gerações (Millenium Ecosystem Assessment, 2005).

## 2.6 Avaliação de habitats em riachos

O termo habitat geralmente está relacionado às exigências ambientais de um grupo taxonômico específico. No entanto, a avaliação de habitat em riachos, na maioria das vezes, não está relacionada estritamente a um único grupo taxonômico. A grande maioria dos métodos de avaliação se baseia em características estruturais do rio que servem como locais para refúgio, alimentação e reprodução de peixes, assim como estabilidade de estruturas para colonização por invertebrados bentônicos. Sendo assim, a avaliação de habitat em riachos tem por objetivo medir amplamente as condições no canal e na zona ripária que influenciam a estrutura e o funcionamento da comunidade aquática em um riacho (Gordon et al., 2004).

### 2.6.1 O surgimento da avaliação de habitats em riachos

Historicamente, as avaliações ambientais em rios e riachos têm se baseado em índices bióticos, assumindo que as comunidades residentes são determinadas em parte pela quantidade e qualidade de habitat e, conseqüentemente, considerando a condição do habitat inerente ao índice biótico. No entanto, a baixa pontuação obtida com um índice biótico pode ser causada por baixa qualidade do habitat físico, baixa qualidade da água, por fatores biológicos como competição e predação ou até por uma combinação desses fatores. Para manejar de forma efetiva o sistema fluvial, o tomador de decisão necessita de informações a respeito das características físicas que precisam ser preservadas ou restauradas para melhorar a condição biótica (Davies et al., 2000). No entanto, apenas com esses índices não é possível determinar por que um riacho apresenta baixa qualidade biótica. Além disso, os índices bióticos necessitam de conhecimento taxonômico, tornando mais difícil a sua aplicação.

Os métodos de avaliação e classificação de habitats surgiram da necessidade de proteger e conservar o ambiente monitorando os efeitos de distúrbios e prevendo seus possíveis impactos. A necessidade de técnicas de monitoramento de riachos que fossem mais rápidas, mais facilmente entendidas e com menor custo-benefício se tornou aparente na Europa, na América do Norte e na Austrália na metade da década de 1980. Segundo Gordon et al. (2004), isso ocorreu como resposta à sociedade, que exigia maior informação científica e mais transparência nas decisões quanto ao manejo dos rios e riachos.

Atualmente, os manuais, ou protocolos de avaliação de habitats aquático adaptados para riachos são mais desenvolvidos na América do Norte, na Europa, Austrália e, mais recentemente, África do Sul. No Brasil, o tema ainda é pouco abordado e a maioria dos trabalhos estuda apenas a relação entre a comunidade biótica e alguns atributos do habitat (e.g. Araújo-Lima et al., 1999; Bührnheim, 2002;). Os protocolos de avaliação de qualidade do habitat ainda são escassos no país (Callisto et al., 2002; Casati et al., 2006; Minatti-Ferreira; Beaumord, 2006; Medeiros et al., 2008), evidenciando a necessidade de mais pesquisas nessa área.

### *2.6.2 Importância da avaliação de habitats em riachos*

O habitat físico é espacial e temporalmente dinâmico e sua condição e características são a base para qualquer avaliação ambiental do canal fluvial (Harding et al., 2009). A caracterização dos elementos físicos do habitat é fundamental em estudos ecológicos que visam explicar a heterogeneidade física, os padrões de distribuição de organismos, assim como, a composição e/ou a estrutura de comunidades biológicas (Fernández et al., 2011). As formas de habitat também podem ser usadas para avaliar a integridade ecológica global de um sistema fluvial (Muhar; Jungwirth, 1998). Além disso, a avaliação de habitat investiga a disponibilidade de habitats potenciais para determinadas espécies, mesmo que estas não sejam coletadas, devido a limitações nos métodos de amostragem.

A avaliação de habitats é também uma ferramenta interdisciplinar de avaliação ambiental e pode ser usada por profissionais de diversas áreas. Se um geólogo, um hidrólogo e um ecólogo avaliassem, em separado, a qualidade de um mesmo riacho, três diferentes respostas poderiam surgir, tornando a interpretação por parte do tomador de decisão ainda mais difícil. Por outro lado, como as características do habitat são respostas de processos geológicos, hidrológicos e ecológicos, em diversas escalas espaciais e temporais, com a avaliação de habitats, uma única e interdisciplinar resposta pode ser dada ao tomador de decisão. Além disso, a aplicação da avaliação de habitats é relativamente fácil quando comparada a avaliações de qualidade biótica. Segundo Maddock (1999), os habitats podem ser reconhecidos visualmente, de forma relativamente fácil, da margem do rio enquanto para muitas espécies e funções ecológicas isso não é possível.

Hubert; Bergensen (1999) propõem quatro principais objetivos da avaliação de habitats. São eles o inventário da condição do habitat em rios, a identificação de características de habitat que impedem a abundância e a produção de peixes, o monitoramento de mudanças causadas pelos usos do solo e o monitoramento da efetividade de projetos de restauração de rios. Os atributos de habitat avaliados em cada método são determinados pelo objetivo para o qual o método foi criado (*e.g.* conservação, gestão de recursos hídricos, avaliação de integridade ecológica ou da condição geomórfica). De acordo com Fernández et al. (2011), algumas características são mais comumente avaliadas. São elas estabilidade das margens, substrato no canal, presença de estruturas artificiais, estrutura da vegetação ripária, dimensões do canal, condição do fluxo, usos do solo adjacentes e presença de barras e ilhas. Os atributos vegetação no canal, material presente nas margens e pedaços de madeira (*large wood debris*) são menos comumente avaliados.

Dessa forma, para que as avaliações ambientais em rios e riachos sejam mais holísticas, a avaliação de habitats deve ser considerada. Além disso, devido ao seu caráter interdisciplinar e entendimento relativamente fácil, a avaliação de habitats facilita a comunicação entre disciplinas diferentes e também a comunicação com a sociedade em geral.

### 2.6.3 Tipos de avaliação de habitat em riachos

Existe uma grande variedade de métodos de avaliação de habitat em rios e riachos. Alguns desses métodos são descrições básicas do ambiente, incorporando características do canal fluvial e da zona ripária, como o River Habitat Survey (Raven et al., 1997) e o SERCON – System for Evaluating Rivers for CONservation (Boon et al., 1997). Outros métodos relacionam características ou disponibilidade de habitats com a composição e distribuição de comunidades bióticas, tais como o Rapid Bioassessment Protocol (Plafkin et al., 1989), HABSCORE (Milner et al., 1985) e o River Invertebrate Prediction and Classification System - RIVPACS (Wright et al., 1993). Há também os métodos criados para prever a disponibilidade de habitats com base em condições de fluxo. Como exemplo desses, pode-se citar o Instream Flow Incremental Methodology – IFIM e o Physical Habitat Simulation – PHASBIM (Bovee, 1995).

Segundo Fernández et al. (2011), em uma revisão de 55 métodos de avaliação de habitat utilizados mundialmente, foram constatadas diferenças entre os métodos quanto à

escala espacial e os atributos de hábitat. Além disso, alguns métodos são mais detalhados e consomem um tempo muito maior no trabalho em campo enquanto outros foram projetados para avaliações rápidas, com baixo custo. Por último, existem métodos para caracterizar o hábitat e métodos para estimar essas características.

A grande maioria dos métodos é aplicada em escala de trecho de rio. Apenas 40 % dos métodos revisados por Fernández et al. (2011) avaliam variáveis em ampla escala espacial (*e.g.* Fitzpatrick et al., 1998; Kaufman; Robison, 1998; Harding et al., 2009). As características em escala de bacia hidrográfica são obtidas por geoprocessamento, a partir de mapas, imagens de satélite ou fotografias aéreas. No entanto, são muito escassos os métodos que incluem protocolos para coletar e integrar tais dados. Alguns métodos podem ser aplicados em escala de segmento de rio. Kleynhans (1996), por exemplo, avaliou trechos de segmento de rio com aproximadamente 5 km. Para isso, com sobrevoos de helicóptero, um vídeo caracterizando o segmento de rio foi gravado e analisado em gabinete. A partir do observado, a integridade do hábitat foi determinada.

Existe uma grande variedade de métodos de avaliação de hábitat, porém não há uma padronização dos métodos. Ainda assim, Harding et al. (2009), classifica os métodos de avaliação de habitats dois grandes grupos: quantitativos e qualitativos.

Os métodos quantitativos (*e.g.* Kaufmann; Robinson, 1998; Kaufmann, et al., 1999; Fitzpatrick et al., 1998; Harding et al., 2009) apresentam maior precisão e acurácia quando comparados com os métodos qualitativos. Esses métodos geralmente são utilizados em conjunto com análises estatísticas multivariadas, possibilitando entender como os diversos atributos do hábitat se relacionam entre si e com a biota. No entanto, esses métodos apresentam custo mais elevado, exigem maior tempo para serem aplicados, exigem grandes equipes com profissionais mais qualificados e as análises dos dados são geralmente complexas, dificultando a comunicação com não especialistas. Por outro lado, os métodos qualitativos (*e.g.* Barbour et al., 1999; USDA, 2001; Petersen Jr., 1992) apresentam baixo custo, têm rápida aplicação e fácil entendimento pelo público em geral. Esses métodos se baseiam no somatório da pontuação obtida a partir da avaliação da qualidade de diferentes atributos do hábitat.

Portanto, dentre a miríade de métodos de avaliação de hábitat existentes, o pesquisador precisa escolher o que melhor atende às suas necessidades. É preciso considerar a (s) escala (s) mais adequada (s) para a avaliação, determinar os atributos do hábitat a serem considerados e também considerar a relação custo-benefício dos métodos existentes. Além

disso, novos métodos podem ser criados a partir dos métodos já existentes, possibilitando sua adequação a determinadas regiões e problemas ambientais específicos.

#### *2.6.4 A importância da condição de referência e dos locais de referência*

Para determinar se um riacho está ou não impactado, o valor obtido para determinada métrica, variável ou índice precisa ser comparado a uma condição de referência. A condição de referência se refere à condição encontrada em um local, caso não houvesse influência antrópica. Essa abordagem é crucial, pois os atributos do hábitat em riachos podem, naturalmente, variar muito de uma região para outra. A partir dessa relação, é possível determinar o grau de degradação em um riacho.

De acordo com Stoddard et al. (2006), a condição de referência não se refere a um valor absoluto, mas sim uma distribuição de valores. A variação desses valores (para determinado índice ou métrica) resulta de erros de amostragem e da variabilidade natural das características, no espaço. Além disso, um mesmo local, sem alteração antrópica, apresentará variação nas suas características ao longo do tempo, devido a influências climáticas e distúrbios naturais.

A condição de referência pode ser estabelecida avaliando-se um grupo de locais de referência (locais sem influência antrópica). No entanto, devido à degradação dos ecossistemas, os locais de referência são cada vez mais raros. Nesses casos, segundo Harding et al. (2009), o local com a melhor qualidade ambiental pode ser utilizado como a condição de referência.

## **2.7 Conhecimento teórico aplicado à gestão de recursos hídricos**

O conflito entre atividades antrópicas, relacionadas ao desenvolvimento econômico, e a preservação dos recursos hídricos tem se tornado cada vez mais intenso. Para que medidas de gestão ambiental sejam tomadas, é preciso entender como as atividades antrópicas, na bacia hidrográfica, influenciam o funcionamento do sistema fluvial e, além disso, conhecer o funcionamento do sistema sem a influência dessas atividades. Dessa forma, a aplicação dos

conceitos e teorias desenvolvidos para o sistema fluvial é imprescindível para uma boa gestão dos recursos hídricos. Além disso, é preciso ir além dos conceitos teóricos e buscar também novos caminhos que facilitem a interdisciplinaridade em estudos ambientais, promovendo não apenas a comunicação entre pesquisadores de disciplinas diferentes, mas também com toda a sociedade.

### 3 ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do Arroio Candiota, situada no sudoeste do Estado do Rio Grande do Sul, entre as coordenadas geográficas  $31^{\circ}53'48,13''\text{S}$ ;  $53^{\circ}54'54''\text{W}$  e  $31^{\circ}19'1,19''\text{S}$ ;  $53^{\circ}29'1,69''\text{W}$ , abrange os municípios de Candiota, Pedras Altas e Pinheiro Machado (figura 03).

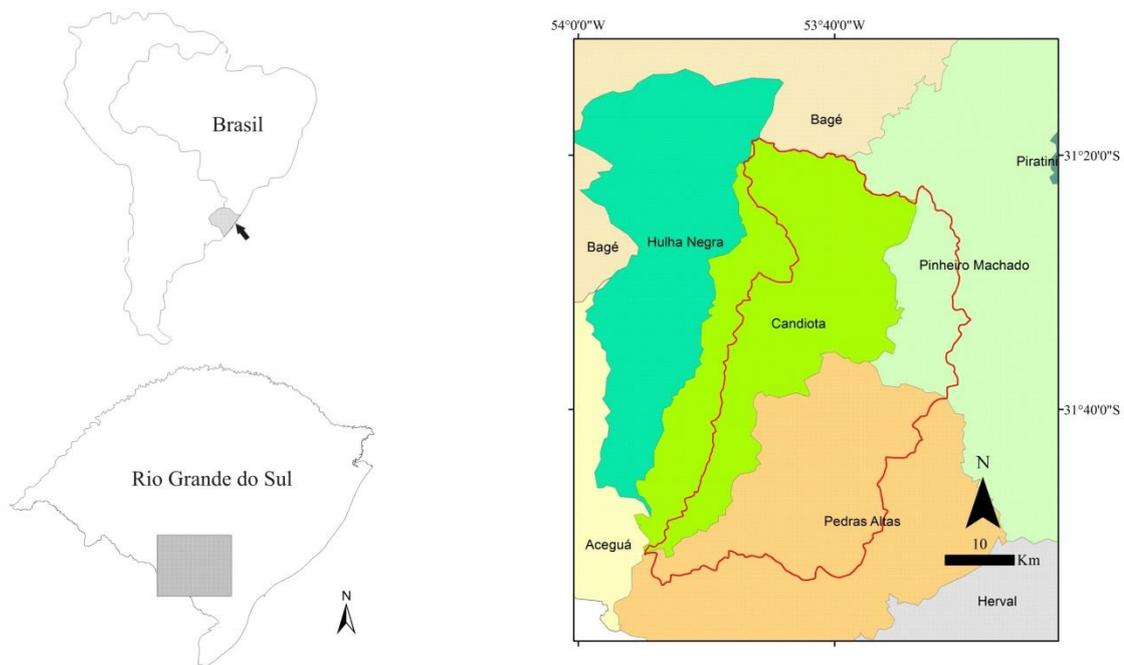


Figura 03. Localização da área de estudo, com destaque para os municípios abrangidos pela bacia hidrográfica do Arroio Candiota. O polígono em vermelho se refere à bacia hidrográfica do Arroio Candiota.

Segundo a classificação climática de Köppenn, o clima da região é do tipo Cfa (subtropical com verões quentes e precipitação pluviométrica distribuída ao longo do ano). A letra “C” define climas mesotérmicos (temperatura média do mês mais frio inferior a  $18^{\circ}\text{C}$  e superior a  $-3^{\circ}\text{C}$ , ao menos um mês com média igual ou superior a  $10^{\circ}\text{C}$ ). A letra “f” se refere ao clima ser sempre úmido (mês menos chuvoso com precipitação superior a 60 mm). A letra “a” indica verões quentes (mês mais quente com média igual ou superior a  $22^{\circ}\text{C}$ ).

A precipitação pluvial total anual é de 1.122 mm e é distribuída ao longo do ano, sem caracterizar um período seco e outro chuvoso. Em geral a precipitação acumulada é menor no final do verão e início do outono (março a maio) e maior na primavera e no verão (setembro a fevereiro), como mostra a figura 04. Essa descrição se baseia na média da pluviometria

mensal, entre julho de 2005 e junho de 2013, de quatro estações meteorológicas. As estações Aeroporto ( $31^{\circ}29'42,80''S$ ,  $53^{\circ}41'38,00''O$ ), Candiota ( $31^{\circ}32'35,77''S$ ,  $53^{\circ}42'55,87''O$ ) e Aceguá ( $31^{\circ}51'51,85''S$ ,  $54^{\circ}9'43,71''O$ ) fazem parte da rede de monitoramento ambiental da Companhia de Geração Térmica de Energia Elétrica - Eletrobras CGTEE. A Estação Bagé ( $31^{\circ}34'46,8''S$ ;  $54^{\circ}01'19,8''O$ ) compõe a malha de estações meteorológicas do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

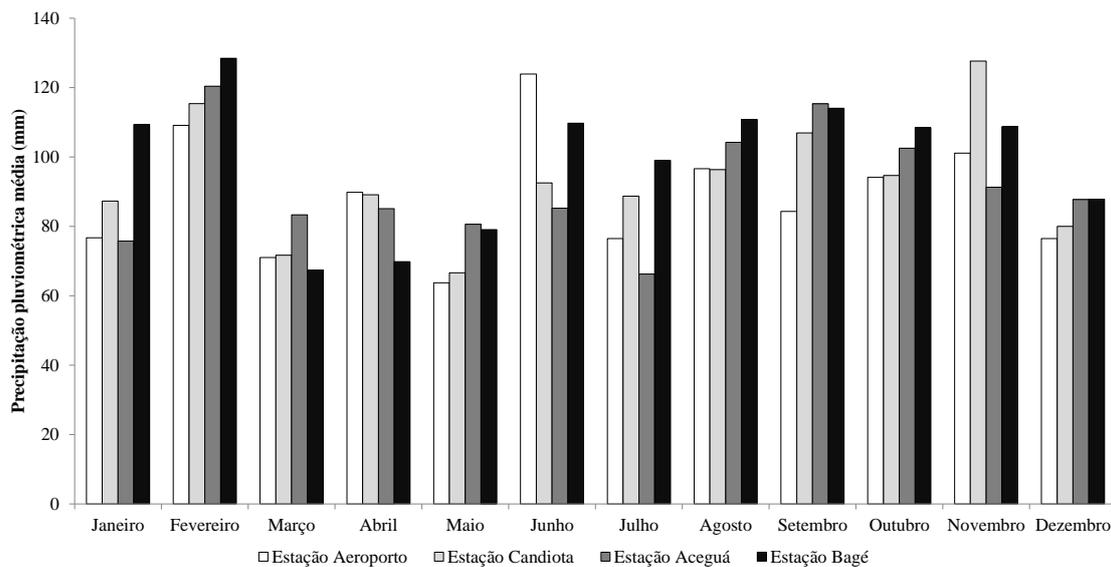


Figura 04. Precipitação pluviométrica média na região, com base monitoramento mensal, de julho de 2005 a junho de 2013, em quatro estações meteorológicas.

Do ponto de vista geológico (figura 05), a bacia apresenta predomínio de rochas sedimentares (76%), seguido de ígneas plutônicas (19,5%), metamórficas (14,5%) e ígneas vulcânicas (1,26%). Guerra; Ferraro (2004) apresentam em maior detalhe a litologia da região de Candiota. As litologias são apresentadas agrupadas nas classes ígnea, metamórfica e sedimentar, pois são as classes utilizadas em classificações de riachos (*e.g.* Snelder; Biggs, 2002). Na região de Candiota, o arcabouço geológico é formado principalmente pelas rochas pertencentes à Bacia do Paraná, que se caracteriza regionalmente como uma extensa depressão deposicional situada na parte centro-leste do continente sul-americano. A litologia da região é constituída por arenitos finos, localmente grosseiros, cinza esbranquiçados intercalados com siltitos cinza-escuros, siltitos carbonosos e camadas de carvão (Strek et al., 2004).

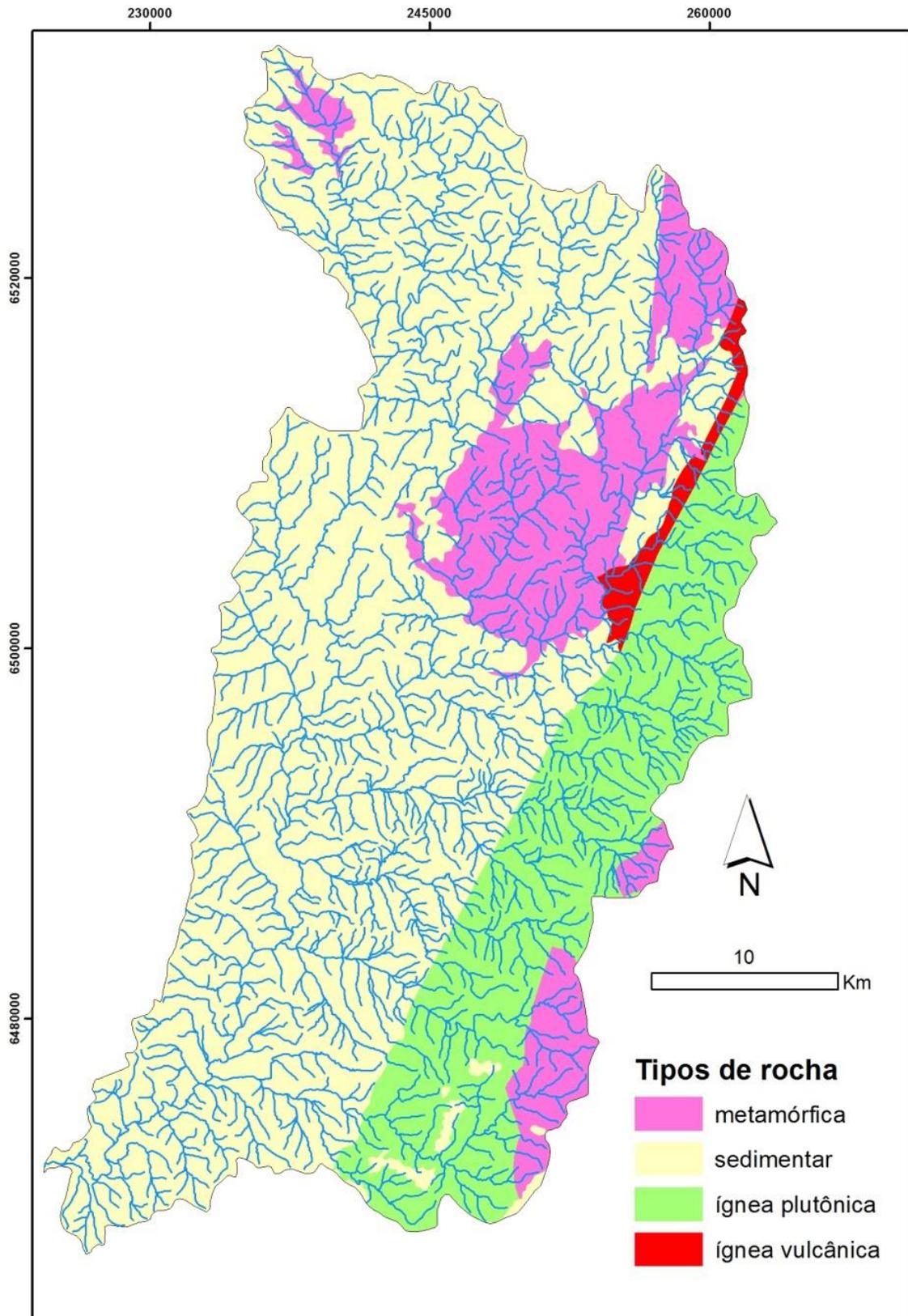


Figura 05. Litologia da bacia hidrográfica do Arroio Candiota. (Adaptado do Mapa Geológico do Rio Grande do Sul, escala 1:750.000).

Quanto aos tipos de solo, Cunha et al. (1998) dividem o município de Candiota em duas regiões distintas (norte-nordeste e sul-sudoeste). De acordo com esses autores, a região norte-nordeste contém solos antigos intensamente avermelhados, geralmente de média a baixa fertilidade, bem drenados e com alternâncias de textura, concentração de cascalhos, calhaus, pedregosidade e rochiosidade em função da constituição do extrato de arenito. Por outro lado, na região sul-sudoeste, encontram-se solos que evoluíram no período quaternário, com a remoção progressiva das camadas sedimentares de nível superior, formando sempre solos parcialmente rasos. Ainda segundo os autores, o município de Candiota contém, aproximadamente, 52% de terras que suportam uma agricultura intensiva contínua com cultivos anuais. Cultivos anuais intermitentes podem dispor de mais de 15% da área. As áreas próprias para cultivos perenes ou pastagem cultivada totalizam 24%; entretanto, se priorizados cultivos perenes, os solos bem drenados totalizam 43%. Apenas 10% das terras íngremes ou rochosas não teriam uso recomendado para cultivo.

A bacia hidrográfica do Arroio Candiota está sob intensa pressão antrópica e apresenta diversas classes de uso e cobertura do solo (figura 06). As áreas de campo e mata nativa ocupam a maior parte da bacia, seguidos por agricultura e campo degradado. Mineração e urbanização ocupam áreas menos extensas, quando comparadas às primeiras classes. A mineração nesta bacia se divide em mineração de calcário e mineração de carvão. A região de Candiota possui a maior reserva carbonífera brasileira, abrangendo 2500 km<sup>2</sup>, sendo responsável por 38% das reservas de carvão brasileiro e 30% da mineração de céu aberto (Teixeira; Pires, 2004). A silvicultura é uma das atividades que mais tem se expandido na área da bacia. Segundo Eger (2012), entre os anos de 2000 e 2009, a área de silvicultura mais que triplicou nesta bacia, ao mesmo tempo em que foi reduzida a área ocupada por mata nativa.

Em relação aos aspectos sociais e econômicos, o setor de serviços foi, ao longo tempo, o responsável por mais da metade da renda regional, com a maior parte da população (76%) vivendo em área urbana, apesar dos centros urbanos estarem concentrados em pequenas áreas (Fritz, 2004). A região sofreu mudanças na estrutura produtiva em meados da década de 1980, com redução do rebanho ovino. No mesmo período, iniciou-se, de forma organizada e massiva, os assentamentos rurais.

Do ponto de vista dos moradores, a região de Candiota apresenta problemas sociais e ambientais. Em pesquisa realizada com 800 moradores, no primeiro semestre de 2011 (Instituto Pesquisas de Opinião – IPO, 2011), o principal problema ambiental de Candiota, segundo os 48% dos entrevistados, é a “Poluição das cinzas/ poluição da usina/ do carvão”. Em seguida, segundo 16,9% dos entrevistados, está o problema do “Lixo/ depósito de lixo/

sujeira nas ruas”. Dentro da temática do cotidiano, a maior parte dos problemas relatados se relacionam aos serviços públicos municipais, sendo que os mais citados foram saúde (29,0%), geração de empregos (15,0%), infraestrutura de uma forma geral (9,0%), limpeza pública (6,3%) e calçamento (5,6%).

A bacia hidrográfica do Arroio Candiota integra a bacia hidrográfica do curso superior do rio Jaguarão e pertence à região hidrográfica do Litoral Sul. Os arroios Poacá e Candioteira são os principais afluentes do Arroio Candiota em termos de cargas antrópicas (Guerra; Ferraro, 2004).

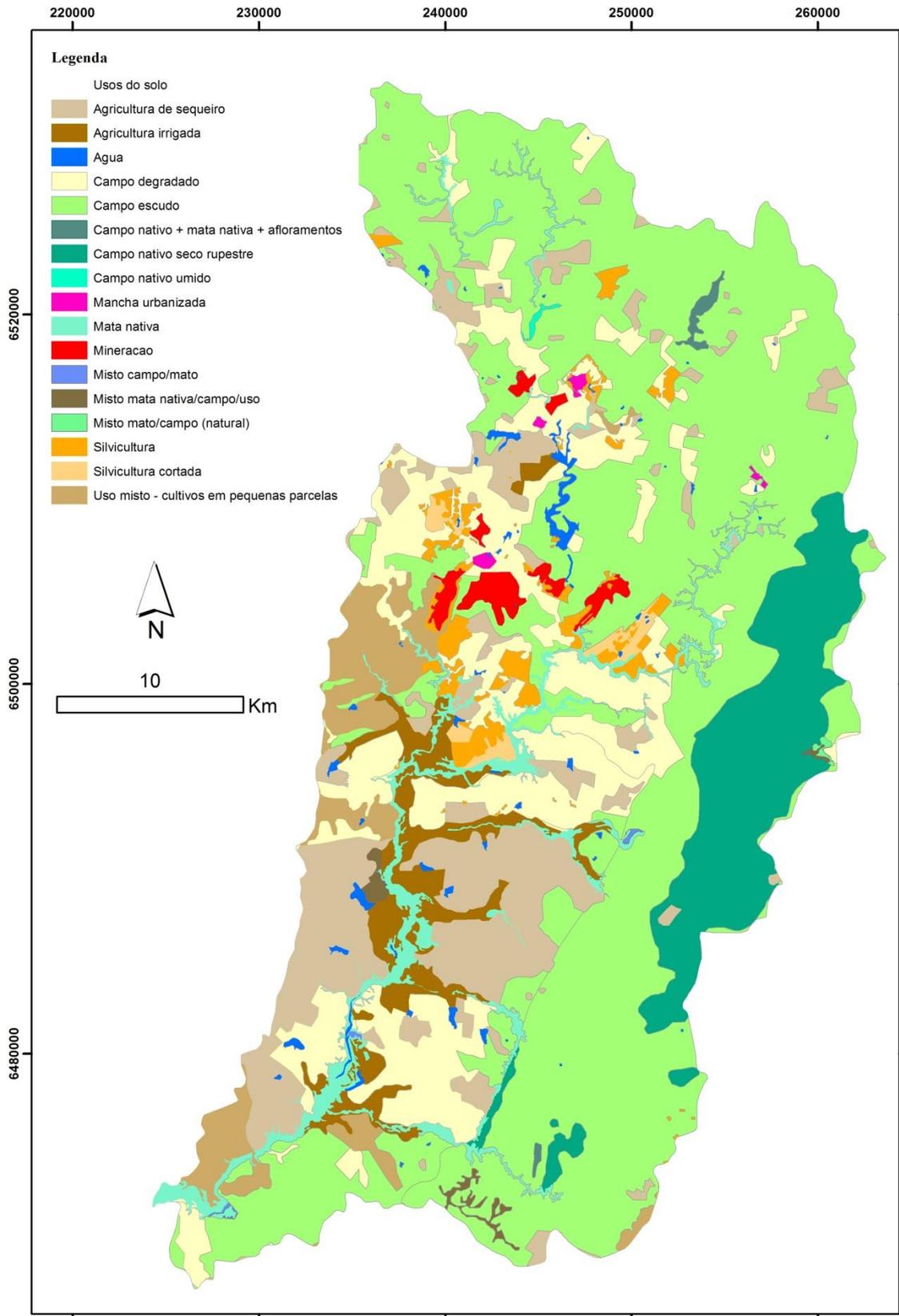


Figura 06. Classes de uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do Arroio Candiota. Adaptado de Hasenack; Cordeiro (2006).

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Seleção das estações amostrais

As estações amostrais foram selecionadas com base em análise preliminar da rede de drenagem e do uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica. Para isso, foi utilizado o mapa de cobertura vegetal do Bioma Pampa (Hasenack; Cordeiro, 2006) e a Base Vetorial Contínua do Rio Grande do Sul (Hasenack; Weber, 2010). Foram selecionados 30 pontos na rede de drenagem da bacia hidrográfica do Arroio Candiota (figura 07, Apêndice A), de forma que as sub-bacias, a montante desses pontos, representassem juntas, um gradiente de características morfométricas (do relevo e da rede de drenagem) e de intervenção antrópica (percentual da sub-bacia ocupada pelas atividades antrópicas). A seleção das estações amostrais também levou em conta a acessibilidade. Há poucas estradas na bacia e, em algumas regiões, as estradas estão muito distantes dos riachos, tornando extremamente difícil o acesso de veículos e impossibilitando a amostragem. Além disso, por haver um grande número de fazendas na região, muitos riachos estão inseridos em propriedades particulares, impossibilitando o seu acesso.

Em cada um dos 30 pontos, foi definida, *in situ*, uma estação amostral. Neste trabalho, o termo estação amostral se refere a um trecho de riacho com comprimento igual a 20 vezes a largura média do canal. Em quatro estações amostrais (EA01, EA07, EA11 e EA14), algumas medidas como velocidade do fluxo foram inviabilizadas devido ao tamanho muito reduzido dos canais. Além disso, nesses locais a caracterização das sub-bacias também foi impossibilitada. Dessa forma, apenas a qualidade do hábitat foi avaliada nas 30 estações amostrais. A caracterização do hábitat físico, assim como as análises das sub-bacias hidrográficas, foi realizada apenas em 26 locais. Os riachos foram amostrados uma única vez em cada estação amostral, em janeiro ou em abril de 2013, em situação de nível normal da água, sem influência de pluviosidade e escoamento superficial.

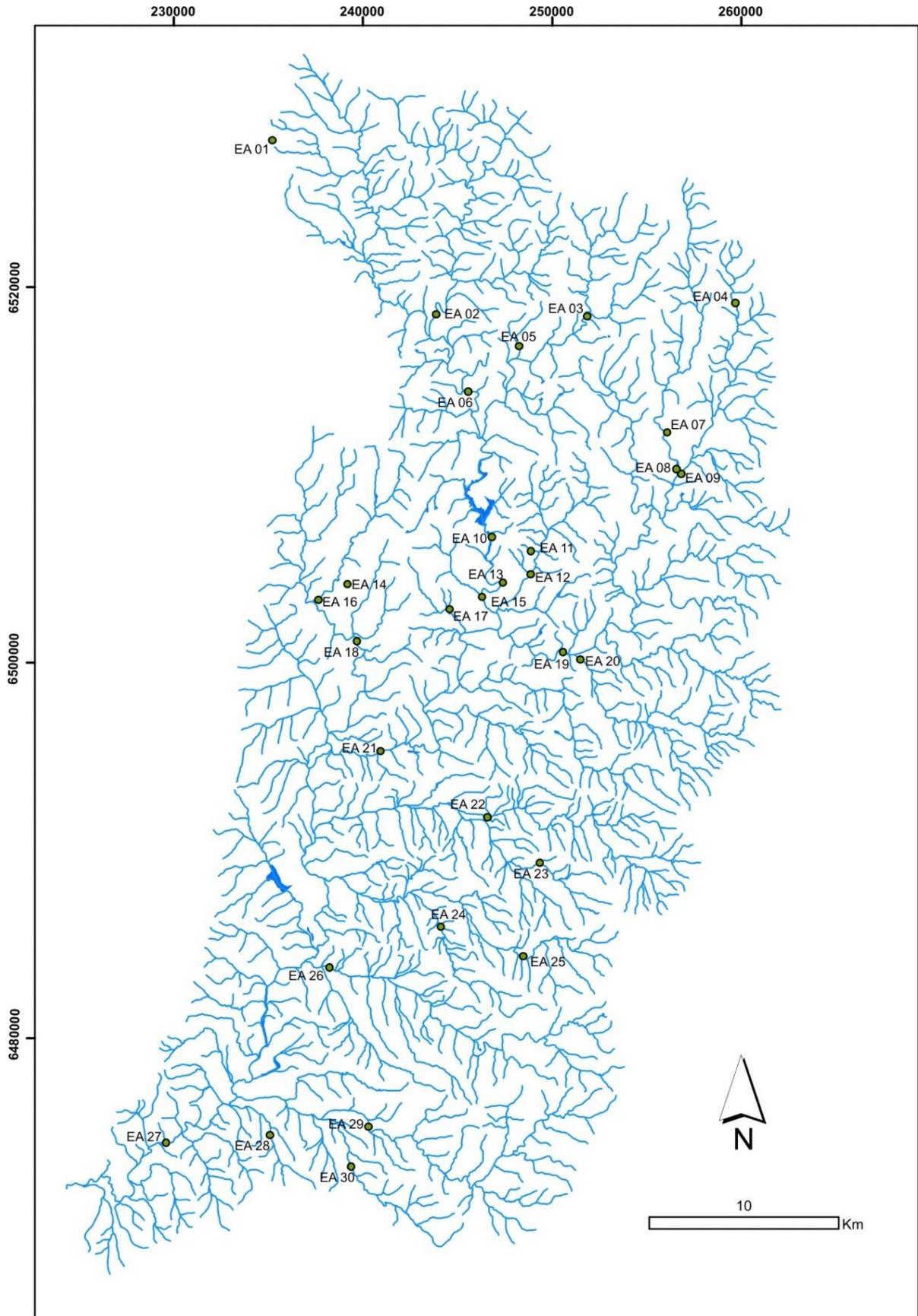


Figura 07. Rede de drenagem da bacia hidrográfica do Arroio Candiota, com a localização das 30 estações amostrais selecionadas para este estudo.

## 4.2 Caracterização das sub-bacias hidrográficas

Para representar as características naturais das sub-bacias foram utilizadas variáveis morfométricas do relevo e da rede de drenagem. Para caracterizar a influência antrópica, foram determinadas as classes de uso do solo presentes em cada sub-bacia.

### 4.2.1 Análise morfométrica do relevo e da rede de drenagem

A análise morfométrica de bacia caracteriza, indiretamente, padrões climáticos, litológicos, edáficos e de cobertura vegetal da bacia (Eccker, 1984; Gordon et al., 2004). Neste trabalho, foram calculadas 20 variáveis morfométricas, amplamente utilizadas em estudos de morfometria de bacias hidrográficas (e.g. Sreedevi et al., 2005; Mesa, 2006; Bhagwat et al., 2011; Patel et al., 2012). Essas variáveis foram calculadas para as 26 sub-bacias avaliadas na bacia hidrográfica do Arroio Candiota. Para calcular as variáveis, foi utilizada a rede de drenagem e as curvas de nível na escala 1:50.000, a partir da Base cartográfica vetorial contínua do Rio Grande do Sul (Hasenack, Weber, 2010). As variáveis morfométricas medidas foram:

- Área (A);
- Perímetro (P);
- Maior comprimento da bacia (Mc);
- Razão de Circularidade (Rc);
- Amplitude altimétrica (Aa);
- Relação de relevo (Rr);
- Número total de riachos (Nt);
- Número de riachos por ordem (Ni);
- Comprimento total da rede de drenagem (Ct);
- Comprimento total dos riachos de cada ordem (Cti);
- Comprimento médio dos riachos de cada ordem (Cmi);
- Índice de sinuosidade do riacho principal (Is);
- Declive médio do riacho principal (Dm);
- Razão de bifurcação (Rb);

- Razão de comprimento médio (Rcm);
- Densidade de drenagem (Dd);
- Frequência de riachos (Fr);
- Coeficiente de manutenção (Cm);
- Razão de textura (Rt);
- Fator topográfico (Ft).

#### 4.2.1.1 Área da bacia

Esta variável é definida com base na linha imaginária traçada sobre os divisores de água da rede de drenagem considerada e expressa em  $\text{km}^2$ . A área da bacia representa o seu tamanho e está relacionada com a ordem do riacho principal, assim como, tamanho e vazão do riacho na foz da bacia.

#### 4.2.1.2 Perímetro da bacia

O perímetro da bacia também é definido pelos limites dos divisores de água da rede de drenagem considerada e, assim como a área da bacia, é utilizada no cálculo de outras variáveis morfométricas.

#### 4.2.1.3 Maior comprimento da bacia.

Essa variável, primeiramente proposta por Schumm (1956), é uma medida direta de tamanho da bacia, mas também indiretamente utilizada para compor outras variáveis morfométricas. Ela mede a distância vetorial, em km, desde a foz até o ponto mais extremo da bacia, no divisor de águas, paralelo ao riacho principal.

#### 4.2.1.4 Razão de circularidade

Essa variável foi proposta por Miller (1953 *apud* Schumm, 1956) relaciona a área da bacia com a área de um círculo com perímetro igual ao da bacia. O cálculo da variável é demonstrado na seguinte fórmula:

$$Rc = \frac{4\pi A}{P^2},$$

onde A é a área da bacia e P o perímetro.

Essa variável indica que à medida que o valor encontrado se aproxima da unidade ( $Rc = 1,0$ ) a bacia tende a apresentar formato circular. O potencial de inundação na foz do riacho principal (desembocadura da bacia) é maior em bacias circulares, pois é mais provável que, em caso de tempestades, toda a bacia seja atingida simultaneamente.

#### 4.2.1.5 Amplitude altimétrica

Distância vertical entre o ponto mais alto (divisor de águas) e o mais baixo (desembocadura) na bacia hidrográfica (Schumm, 1956). Essa variável mede a amplitude altimétrica máxima da bacia e é utilizada para compor outras variáveis morfométricas.

#### 4.2.1.6 Relação de relevo

Essa variável foi proposta por Schumm (1956) e relaciona a amplitude altimétrica da bacia com o seu maior comprimento. Quanto mais elevado o seu valor, maior o desnível entre a cabeceira e a foz. Essa variável é calculada pela seguinte fórmula:

$$Rr = \frac{Aa}{Mc},$$

onde Aa é a amplitude altimétrica e Mc o maior comprimento.

#### 4.2.1.7 Número total de riachos

O número total de riachos , quando da utilização do sistema de ordenação de Strahler (1957), corresponde ao número de canais de primeira ordem, uma vez que qualquer riacho surge de uma nascente.

#### 4.2.1.8 Número de riachos de cada ordem

Essa é uma variável adimensional e também está baseada no sistema de ordenamento de Strahler (1957). No entanto, ao contrário da variável número total de riachos, esta aqui considera o número de canais de cada ordem, presente na bacia.

#### 4.2.1.9 Comprimento total da rede de drenagem

É uma medida indireta de quanto hábitat aquático há em determinada bacia hidrográfica. Quanto maior for o comprimento total da rede de drenagem, maior será a área disponível para organismos aquáticos. Essa variável considera tanto os riachos perenes quanto os riachos intermitentes.

#### 4.2.1.10 Comprimento total dos riachos de cada ordem

A ordem do riacho está direta e indiretamente relacionada a outras características, como área da bacia, tamanho do canal, vazão, entre outras. Além disso, os tipos de hábitats podem ser diferentes em diferentes ordens de riachos. Para medir essa variável, os riachos são primeiramente ordenados e, a seguir, o seu comprimento é medido.

#### 4.2.1.11 Comprimento médio dos riachos de cada ordem

Essa variável é calculada pela seguinte fórmula:

$$C_{mi} = \frac{C_{ti}}{N_i}$$

onde  $C_{ti}$  é o comprimento total dos riachos de ordem  $i$  e  $N_i$  é o número de riachos de ordem  $i$ .

#### 4.2.1.12 Índice de sinuosidade do riacho principal

Essa variável mede a razão do comprimento total do rio principal, desde a nascente até a foz, pelo comprimento vetorial do fundo do seu vale (Schumm, 1963).

#### 4.2.1.13 Declive médio do riacho principal

Essa medida é obtida dividindo-se a diferença de altitude entre a nascente e a foz do riacho principal por seu comprimento total, ambos na mesma unidade de medida (Sreedevi et al., 2005). O resultado é multiplicado por 100 e expresso em percentagem.

#### 4.2.1.14 Razão de bifurcação

Essa variável, introduzida por Horton (1945), é inversamente proporcional à permeabilidade dos solos. Isto significa que valores altos de razão de bifurcação são encontrados em bacias com solos menos permeáveis e valores baixos em solos com alta permeabilidade. O cálculo dessa variável é feito da seguinte forma:

$$R_b = \frac{N_i}{N_{i+1}}, \text{ onde } N_i \text{ é o número total de segmentos de riacho de ordem } i; N_{i+1} \text{ é o}$$

número de segmentos de riacho da ordem acima.

#### 4.2.1.15 Razão de comprimento médio

Essa variável, assim como a razão de bifurcação, reflete a estruturação interna dos canais na bacia e possuem grande importância em análises temporais da rede de drenagem. Os valores correspondentes às mudanças ocorridas no período de análise (taxa de perda ou de ganho expressa em porcentagem) podem indicar alterações internas nas bacias, mesmo quando estas não apresentam variações no número de canais ou em variáveis dimensionais. A razão de comprimento médio (Horton, 1945) é calculada pela seguinte fórmula:

$$R_{cm} = \frac{C_{m_i}}{C_{m_{i-1}}}, \text{ onde } C_{m_i} \text{ é o comprimento médio dos riachos de ordem } i; C_{m_{i-1}} \text{ é o}$$

comprimento médio dos riachos de ordem i-1.

#### 4.2.1.16 Densidade de drenagem

Essa variável retrata as disponibilidades de canais para o escoamento linear das águas e o grau de dissecação do relevo resultante da atuação da rede de drenagem. Além disso, representa a quantidade de canais necessária para drenar uma unidade de área da bacia. Christofolletti (1980) divide os valores de densidade de drenagem em três classes (tabela 01).

A variável densidade de drenagem foi descrita inicialmente por Horton (1945) e é calculada da seguinte forma:

$$Dd = \frac{Ct}{A}, \text{ onde } Ct \text{ é o comprimento total da rede de drenagem e } A, \text{ a área da bacia.}$$

Tabela 01. Classes de valores da variável densidade de drenagem.

<b>Classe</b>	<b>Valor da densidade de drenagem (km/km<sup>2</sup>)</b>
Baixa	$Dd < 7,5$
Média	$7,5 < Dd < 10$
Alta	$Dd > 10$

#### 4.2.1.17 Frequência de riachos

Essa variável, introduzida por Horton (1945), reflete a textura da rede de drenagem e representa o comportamento hidrológico de uma determinada área em um dos seus aspectos fundamentais, a capacidade de gerar novos cursos de água. É calculada pela fórmula a seguir:

$$Fr = \frac{N_1}{A},$$

onde  $N_1$  é o número total de riachos de primeira ordem e  $A$ , a área da bacia.

#### 4.2.1.18 Coeficiente de manutenção

Essa variável estima a área mínima necessária em uma bacia para manter em funcionamento cada metro da rede de drenagem (Schumm, 1956). O coeficiente de manutenção é inversamente proporcional à densidade de drenagem, indicando que à medida que vai aumentando a dissecação do relevo, vai diminuindo a área disponível para o entalhamento de novos canais. Em outras palavras, o coeficiente de manutenção indica a área média que permanece isenta de entalhes. A variável, expressa em  $m^2$ , é calculada como apresentado na fórmula abaixo:

$$Cm = \frac{1}{Dd} * 1000,$$

onde  $Dd$  é a densidade de drenagem.

#### 4.2.1.19 Razão de textura

Essa variável, proposta por Smith (1950), é semelhante à variável frequência de riachos. No entanto, em vez de área da bacia, ela considera o seu perímetro. É calculada pela fórmula a seguir:

$$Tr = \frac{N_1}{P},$$

onde  $N_1$  é o número de riachos de ordem 1 e  $P$ , o perímetro da bacia.

#### 4.2.1.20 Fator topográfico

Essa variável é o componente morfométrico influente em processos de inundação (Morisawa, 1962) e é diretamente proporcional ao potencial de inundação na desembocadura da bacia. Esta variável é composta por três variáveis morfométricas apresentadas anteriormente. Juntas, essas variáveis mostram a forma, o relevo ou declividade e a composição da rede de drenagem de uma bacia hidrográfica. O fator topográfico é calculado da seguinte forma:

$$F_t = F_r * R_r * R_c,$$

onde  $F_r$  é a frequência de riachos,  $R_r$  a relação de relevo e  $R_c$  a razão de circularidade.

#### 4.2.2. Caracterização dos usos do solo

Para determinar as classes de uso do solo presentes em cada sub-bacia, foram definidas oito classes de uso e cobertura do solo, a partir do agrupamento das classes utilizadas no mapa de cobertura vegetal do Bioma Pampa (Hasenack; Cordeiro, 2006), como mostra a tabela 02. Essas classes de uso e cobertura foram escolhidas devido à sua reconhecida influência sobre as características dos riachos. Segundo Richards & Host (1994), a agricultura na bacia hidrográfica, devido ao aporte de sedimento fino, aumenta o soterramento (embeddedness) dos substratos maiores nos riachos. A silvicultura pode alterar as taxas nas quais troncos e galhos entram nos riachos, podendo ser utilizados como habitats (Richards; Host, 1994). O tamanho do substrato diminui com o aumento da extensão da bacia ocupada por urbanização. A urbanização, embora ocupe um pequeno percentual da bacia hidrográfica, exerce uma influência desproporcionalmente grande sobre a qualidade da água nos riachos (Zhou et al., 2012).

Tabela 02. Classes de uso do solo utilizadas neste trabalho e classe (s) correspondente (s) no mapeamento original de Hassenack; Cordeiro (2006).

<b>Classes utilizadas neste trabalho</b>	<b>Classes originais</b>
Água	Água
Agricultura	Agricultura de sequeiro e agricultura irrigada
Campo degradado	Campo degradado, misto mata nativa/campo/uso, misto campo/mato
Mineração	Mineração
Silvicultura	Silvicultura, silvicultura cortada
Urbanização	Mancha urbanizada
Vegetação natural	Campo escudo, campo nativo + mata nativa + afloramentos, campo nativo seco rupestre, campo nativo úmido, mata nativa
Uso misto	Uso misto – cultivo em pequenas parcelas

### 4.3 Montagem do método de avaliação da qualidade do hábitat

O método de avaliação da qualidade do hábitat em riachos, descrito a seguir, foi proposto a partir de uma revisão de mais de 300 métodos, encontrados a partir de buscas no portal de periódicos da Capes (<http://www.periodicos.capes.gov.br/>), buscas no Google Acadêmico e nas próprias referências bibliográficas dos primeiros métodos encontrados. Para compor o método aqui apresentado, os métodos foram selecionados com base nos seguintes critérios:

- rápida aplicação;
- baixo custo;
- fácil entendimento por não especialistas;
- clareza nos critérios de avaliação (redução da subjetividade associada à avaliação);
- aplicabilidade no contexto deste trabalho (*e.g.* métodos que avaliam a presença de geleiras na bacia hidrográfica não são adequados para a bacia hidrográfica do Arroio Candiota);

A partir dessa seleção e da adaptação de alguns itens, é proposto um método de avaliação da qualidade do hábitat. O método é baseado em Barbour et al. (1999) e Lazorchack et al. (1998). O primeiro, adaptado de Plafkin et al. (1989), é amplamente utilizado e compõe

outros métodos, como o AUSRIVAS (Parsons et al., 2002). O método proposto por Lazorchack et al. (1998) é muito semelhante a Barbour et al. (1999), porém não requer conhecimentos taxonômicos para avaliar a qualidade da zona ripária. Além disso, ele avalia separadamente a qualidade do hábitat para peixes e a qualidade do hábitat para invertebrados.

Esses métodos avaliam a qualidade de diversas métricas e cada uma recebe uma nota entre 0 (pior qualidade) e 20 (melhor qualidade). O termo métrica, assim como o termo variável, se refere à medida de determinada característica. No entanto, enquanto variáveis se baseiam em medidas absolutas, as métricas se baseiam em pontuações determinadas em função da presença e/ou quantidade de determinadas características. Dessa forma, neste trabalho, o termo métrica será utilizado para designar a qualidade de determinados atributos do hábitat. Nos demais casos, será utilizado o termo variável.

Para representar atributos relacionados ao hábitat no canal e na zona ripária, foi avaliada a qualidade de 11 métricas:

- hábitat para peixes;
- hábitat para invertebrados;
- substrato bentônico;
- relação velocidade/profundidade;
- deposição de sedimento;
- condição do fluxo no canal;
- alteração na forma do canal;
- sinuosidade;
- estabilidade das margens;
- proteção vegetativa das margens;
- largura da zona ripária.

A forma de avaliar cada métrica é descrita abaixo e, em alguns casos, pode diferir entre um tipo de riacho e outro. Dessa forma, para que o protocolo fosse adequadamente aplicado, a estação amostral era primeiramente classificada. Para a avaliação da qualidade do hábitat, os riachos foram divididos em dois tipos: com predomínio de corredeiras e com predomínio de poços.

#### 4.3.1 Métrica Hábitat para peixes

Essa métrica considera a diversidade e a quantidade relativa de estruturas naturais como pedaços de madeira (árvores caídas, troncos e galhos), grandes rochas e porções erodidas das margens disponíveis para refúgio, alimentação ou reprodução (Lazorchack et al., 1998). Uma grande variedade dessas estruturas submersas fornece aos peixes um grande número de nichos, podendo aumentar a diversidade de habitats e espécies (Barbour et al., 1999). Os pedaços de madeira formam habitats (principalmente poços), retêm sedimento fino e matéria orgânica, que pode servir de alimento para a biota (Quinn et al., 1997).

A avaliação dessa métrica em riachos com predomínio de corredeiras (figura 08), dá maior pontuação aos riachos com grande proporção de substratos grosseiros. Por outro lado, nos riachos com predomínio de poços (figura 09), essa métrica está mais baseada na presença de pedaços de madeiras.

Qualidade do habitat																				
Ótima					Boa					Razoável					Ruim					
Mais de 50 % do trecho com pedregulhos, seixos, troncos submersos, margens escavadas ( <i>undercut banks</i> ), ou outros habitats estáveis.					30-50 % do trecho com pedregulhos, seixos, troncos submersos, margens escavadas ( <i>undercut banks</i> ), ou outros habitats estáveis.					10-30% de habitat pedregulhos, seixos ou outros habitats estáveis. A disponibilidade de habitats é menor que a desejável.					Menos de 10 % de pedregulhos, seixos, ou outros habitats estáveis. A perda de habitats é óbvia.					
20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Figura 08. Descrição da métrica habitat para peixes, avaliada em riachos com predomínio de corredeiras.

Qualidade do hábitat																				
Ótima					Boa					Razoável					Ruim					
Mais de 50% de substrato favorável para a colonização epifaunal e ocorrência de peixes. Mix de obstáculos, troncos submersos, porções erodidas das margens, pedregulhos, estáveis possibilitando total potencial total de colonização (i.e. troncos, obstáculos que não são quedas recentes nem passageiros).					30-50% mix de hábitat estável, adequado para total potencial de colonização. Hábitat adequado para a manutenção de populações, presença de substrato adicional na forma de queda recente, mas não preparado ainda para colonização. <i>Em função da proporção de madeiras recentes, a pontuação diminui.</i>					10-30% mix de hábitat estável, disponibilidade de hábitat menor que o desejável. Substrato frequentemente alterada ou removido.					Menos que 10% de hábitat estável. Perda de hábitat é óbvia; substrato instável ou ausente.					
20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Figura 09. Descrição da métrica hábitat para peixes, avaliada em riachos com predomínio de poços.

#### 4.3.2 Métrica Hábitat para invertebrados

Em riachos com predomínio de corredeiras, essa métrica descreve a variedade e quantidade de nichos ou substratos duros (e.g. rochas) disponíveis para insetos e gastrópodes (Lazorchack et al., 1998), como mostra a figura 10. Em função da variedade de tamanhos de partículas, as corredeiras oferecem grande diversidade de hábitats, muitas vezes os mais estáveis, ao longo do riacho (Barbour et al., 1999).

Qualidade do hábitat																				
Ótima					Boa					Razoável					Ruim					
Corredeiras e rápidos bem desenvolvidos. As corredeiras são mais amplas que o dobro da largura do riacho. Seixos abundantes.					Corredeira tão ampla quanto o riacho, mas é menos que o dobro da largura do mesmo. Seixos abundantes, pedregulho e cascalho são comuns.					A área de rápido pode estar ausente. Área de corredeira não se estende por toda a largura do canal. Cascalho e pedregulhos predominantes, seixos presentes.					Corredeiras ou rápidos virtualmente inexistentes; cascalho, pedregulhos e rocha consolidada predominantes. Ausência de seixos					
20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Figura 10. Descrição da métrica hábitat para invertebrados, aplicada em riachos com predomínio de corredeiras.

Em riachos com predomínio de poços, essa métrica avalia a abundância, distribuição e qualidade de superfícies estáveis (e.g. troncos antigos, vegetação aquática) que maximizam o potencial para colonização (Lazorchack et al., 1998), como mostra a figura 11. Troncos submersos são uma das mais produtivas estruturas de hábitat para colonização de macroinvertebrados e refúgio para peixes nesse tipo de riacho (Barbour et al, 1999). Além disso, os pedaços de madeira podem ser utilizados como alimento por invertebrados, mas muitas espécies os utilizam apenas como hábitat (Benke; Wallace, 2003).

Qualidade do hábitat																				
Ótima					Boa					Razoável					Ruim					
Troncos e obstáculos naturais abundantes no trecho de riacho e seu estágio é de total potencial colonização.					Substrato comum, mas não está pronto para ser colonizado (e.g. galhos recentemente caídos).					Substrato frequentemente removido ou sofre distúrbios.					Substrato instável ou ausente					
20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Figura 11. Descrição da métrica hábitat para invertebrados, aplicada em riachos com predomínio de poços.

#### 4.3.3 Métrica Substrato bentônico

Em riachos com predomínio de corredeiras (figura 12), essa métrica avalia o quanto rochas (cascalho, seixos e pedregulhos) encontram-se soterrados por sedimento fino e lama (Lazorchack, 1998). Segundo os autores, à medida que aumenta o grau de soterramento, diminui a área superficial disponível para refúgio, reprodução de macroinvertebrados e peixes. De acordo com Barbour et al. (1999), esse soterramento (*embeddedness*) é resultado do transporte e deposição de sedimento ocorrendo em ampla escala.

Qualidade do hábitat																				
Ótima					Boa					Razoável					Ruim					
Cascahos, seixos e pedregulhos tem entre 0-25%, da sua superfície, envolvidos por sedimento fino. Camadas de seixos geram diversidade de nichos no espaço					Cascahos, seixos e pedregulhos tem entre 25 – 50 %, da sua superfície, envolvidos por sedimento fino.					Cascahos, seixos e pedregulhos tem entre 50 - 75 %, da sua superfície, envolvidos por sedimento fino.					Cascahos, seixos e pedregulhos tem mais de 75 % da sua superfície envolvida por sedimento fino.					
20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Figura 12. Descrição da métrica substrato bentônico, aplicada em riachos com predomínio de corredeiras.

Em riachos com predomínio de poços (figura 13), avalia o tipo e a condição do substrato de fundo presente nos poços. Sedimento firme (*e.g.* cascalho e areia), assim como plantas aquáticas enraizadas, suportam uma diversidade de organismos maior que substrato dominado por lama ou rocha consolidada, sem plantas. Além disso, um riacho com substrato homogêneo nos seus poços suportará menor diversidade de organismos que um riacho com ampla variedade de tipos de substratos (Lazorchack et al., 1998; Barbour et al., 1999).

Qualidade do hábitat																				
Ótima					Boa					Razoável					Ruim					
Mistura de substratos, com predomínio de cascalho e areia firme. Touceiras de raízes e vegetação submersa são comuns.					Mistura de areia fina, lama ou argila. Lama pode ser o dominante. Há algumas touceiras de raízes e alguma vegetação submersa presentes.					Fundo do riacho coberto por lama, argila ou areia. Poucas ou nenhuma touceira de raízes. Nenhuma vegetação submersa.					Substrato argiloso duro ( <i>hard pan clay</i> ) ou leito rochoso. Não há touceiras de raízes nem vegetação submersa.					
20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Figura 13. Descrição da métrica substrato bentônico, aplicada em riachos com predomínio de poços.

#### 4.3.4 Métrica Relação velocidade/profundidade

Em riachos com predomínio de corredeiras, existem quatro combinações básicas para velocidade de corrente e profundidade: lento/profundo, lento/raso, rápido/profundo, rápido/raso (Barbour et al., 1999), sendo que os melhores riachos possuem os quatro tipos de hábitat (figura 14). A presença e a variabilidade desses quatro tipos de hábitats estão associadas à habilidade do riacho fornecer e manter um ambiente aquático estável (Lazorchack et al., 1998).

Qualidade do hábitat																				
Ótima					Boa					Razoável					Ruim					
Todos os quatro regimes velocidade/profundidade presentes (lenta-profunda, lenta-rasa, rápida-profunda, rápida-rasa). Lenta é menos que 0.3m/s e profunda >0.5 m					Somente 3 dos 4 regimes presentes (se rápido-raso foi perdido, dê menor pontuação do que se tiver perdido outro regime)					Apenas 2 dos 4 regimes de hábitats presentes (se rápido-raso ou lento-raso estiver ausente, pontue menos)					Dominado por 1 regime (normalmente lento-profundo)					
20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Figura 14. Descrição da métrica relação velocidade/profundidade, aplicada em riachos com predomínio de corredeiras. São considerados rasos os riachos com profundidade menor que 0,5m e lento o fluxo com velocidade abaixo de 0,3 m.s<sup>-1</sup>.

Em riachos com predomínio de poços, os tipos básicos de poços, que são: grande/raso, grande profundo, pequeno/raso e pequeno/profundo (Barbour et al., 1999), como mostra a figura 15. Um riacho com muitos tipos de poços suportará uma ampla diversidade de espécies. Riachos com baixa sinuosidade e poços homogêneos não possuem quantidades e tipos de hábitats suficientes para suportar uma comunidade aquática diversa. (Lazorchack et al., 1998).

Qualidade do hábitat																				
Ótima					Boa					Razoável					Ruim					
Mix de poços grandes-rasos, grandes-profundos, pequenos-rasos e pequenos-profundos presentes					Maior parte dos poços são grandes-profundos. Muito poucas são rasos.					Poços rasos mais comuns do que poços profundos.					A maioria dos poços são pequenos-rasos ou então os poços são ausentes.					
20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Figura 15. Descrição da métrica relação velocidade/profundidade, aplicada em riachos com predomínio de poços. São considerados profundos os poços com profundidade maior que 1m e grande, se o comprimento, largura ou diagonal do poço é maior que a metade da largura do riacho.

#### 4.3.5 Métrica Deposição de sedimento

Essa métrica mede a quantidade de sedimento acumulado em poços e as mudanças ocorridas no fundo do riacho, em decorrência da deposição de sedimento. Essa deposição está

associada ao movimento do sedimento em ampla escala espacial. A deposição de sedimento pode formar ilhas e barras em pontal (áreas de grande deposição de sedimento, geralmente no início de um meandro, que aumenta o seu tamanho à medida que o canal é desviado em direção à margem externa do meandro), resultando no preenchimento de poços e corredeiras. Altos níveis de deposição de sedimento são sintomas de um ambiente instável e em contínua modificação, conseqüentemente, inadequado para muitos organismos (Barbour et al., 1999).

Nos riachos com predomínio de corredeiras, para que a qualidade seja ótima, a deposição de sedimento deve ocupar menos de 5% do fundo do rio (figura 16):

Qualidade do hábitat																				
Ótima					Boa					Razoável					Ruim					
Pouco ou nenhum alargamento das ilhas ou barras pontuais e menos que 5% do fundo afetado pela deposição de sedimento					Algum aumento na formação de barras, principalmente por cascalho, areia ou sedimento fino. 5 a 30% do fundo afetado. Deposição escassa em poços.					Deposição moderada de novos sedimentos (cascalho, areia e sedimento fino) sobre barras antigas e novas. 30 a 50% do fundo afetado. Sedimento depositado em represamentos e curvas. Deposição moderada prevalente em poços.					Grandes depósitos de material fino, aumento no desenvolvimento de barras. >50% do fundo se alterando frequentemente. Poços quase ausentes devido à deposição substancial de sedimentos					
20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Figura 16. Descrição da métrica deposição de sedimento, aplicada em riachos com predomínio de corredeiras.

Nos riachos com predomínio de poços, por outro lado, esse percentual é maior, com o riacho podendo ter até 20% do fundo afetado pela deposição de sedimento (figura 17).

Qualidade do hábitat																				
Ótima					Boa					Razoável					Ruim					
Pouco ou nenhum alargamento das ilhas ou barras pontuais e menos que 20% do fundo afetado pela deposição de sedimento					Algum aumento na formação de barras, principalmente por cascalho, areia ou sedimento fino. 20 a 50% do fundo afetado, Deposição escassa em poços.					Deposição moderada de novos sedimentos (cascalho, areia e sedimento fino) sobre barras antigas e novas. 50 a 80% do fundo afetado. Sedimento depositado em represamentos e curvas. Deposição moderada prevalente em poços					Grandes depósitos de material fino, aumento no desenvolvimento de barras. >80% do fundo se alterando frequentemente. Poços quase ausentes devido à deposição substancial de sedimentos					
20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Figura 17. Descrição da métrica deposição de sedimento, aplicada em riachos com predomínio de poços.

#### 4.3.6 Métrica Condição do fluxo no canal

Essa métrica avalia o quanto o canal está coberto por água, como apresentado na figura 18. A condição do fluxo muda à medida que o canal se alarga ou o fluxo diminui, em função de barragens, desvios para irrigação ou secas. Quando a água não cobre a maior parte do leito do riacho, a quantidade de substrato disponível para organismos aquáticos é limitada. Em condições de baixo fluxo, em riachos de cabeceiras, o substrato em corredeiras fica exposto. Em riachos de planície, a diminuição no nível de água expõe troncos reduzindo as áreas com hábitat de boa qualidade (Barbour et al., 1999).

Qualidade do hábitat																				
Ótima					Boa					Razoável					Ruim					
A água preenche a base de ambas as margens inferiores e o substrato do canal está minimamente exposto.					Água preenche > 75% do canal disponível ou <25% do substrato do canal está exposto.					A água preenche 25-75% do canal disponível e/ou substrato das corredeiras estão, na sua maioria, expostos.					Muito pouca água no canal e a maior parte presente em poços permanentes					
20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Figura 18. Descrição da métrica condição do fluxo no canal, aplicada da mesma forma em riachos com predomínio de corredeiras e em riachos com predomínio de poços.

#### 4.3.7 Métrica Alteração na forma do canal

Essa é uma medida das mudanças ocorridas no formato do canal, como apresentado na figura 19. Riachos alterados, quando comparados com riachos meandantes naturais, possuem menos habitats naturais para peixes e macroinvertebrados. A erosão no canal está frequentemente associada com a alteração no mesmo. A canalização do canal, e a redução da rugosidade do fundo levam a maior velocidade de fluxo e, conseqüentemente, maior força erosiva (Gordon et al., 2004). Além disso, a canalização reduz a diversidade estrutural do canal e o isola da planície de inundação. A alteração do canal ocorre quando há estruturas artificiais para estabilização das margens (e.g. taludes artificiais, enrocamentos), quando o riacho é retificado ou desviado, quando barragens e pontes estão presentes ou quando outras mudanças como essas ocorreram (Barbour et al., 1999). No método apresentado aqui, a presença de rejeitos da mineração de carvão (fragmentos de carvão mineral associados a grande deposição de sedimento) também foi considerada na alteração da forma do canal, pois o grande aporte de sedimento pode levar a um aumento na largura do rio e do declive local, resultando em assoreamento do fundo e diminuição de áreas de poços e corredeiras.

Qualidade do hábitat																				
Ótima					Boa					Razoável					Ruim					
Canalização ou dragagem ausente ou mínima. Riacho com padrão normal.					Alguma canalização presente, normalmente em áreas de pilares de pontes, evidência de canalização no passado, i.e. dragagem (>20 anos) pode estar presente, mas canalização recente é ausente					Canalização pode ser extensa; diques ou estruturas nas margens presentes em ambas as margens. 40 a 80% do reach é canalizado e sem obstáculos. Riacho assoreado. Presença de fragmentos de carvão mineral no canal					Margens reforçadas com gabiões ou concreto. >80% do reach é canalizado e sem obstáculos. Hábitat dentro do riacho grandemente alterado ou removido inteiramente. Barragem no riacho diminui a pontuação					
20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Figura 19. Descrição da métrica alteração na forma do canal, aplicada da mesma forma em riachos com predomínio de corredeiras e em riachos com predomínio de poços.

#### 4.3.8 Métrica Sinuosidade

Em riachos com predomínio de corredeiras, essa métrica se baseia na sequência de corredeiras (figura 20), medindo, dessa forma, a heterogeneidade do riacho. As corredeiras são fonte de hábitat de alta qualidade e fauna diversa (Barbour et al., 1999). Logo, o aumento na frequência de corredeiras tende a aumentar a diversidade de espécies no riacho. Quando a distinção entre uma corredeira e outra é difícil, pode-se medir a sinuosidade.

Qualidade do hábitat																				
Ótima					Boa					Razoável					Ruim					
Corredeiras relativamente frequentes. A razão entre a distância entre corredeiras e a largura do riacho < 7:1 (geralmente entre 5 e 7). Variedade de hábitats é crucial.					Ocorrência de rifles rara. Distância entre corredeiras dividida pela largura do riacho está entre 7 e 15.					Corredeiras ou curvas ocasionais. O contorno do fundo gera algum hábitat. A distância entre corredeiras dividida pela largura do riacho está entre 15 e 25.					Geralmente toda a água está plana ou há corredeiras rasas. Hábitat pobre, distância entre corredeiras dividida pela largura do riacho é maior que 25.					
20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Figura 20. Descrição da métrica sinuosidade, aplicada em riachos com predomínio de corredeiras.

Em riachos com predomínio de poços, essa métrica se baseia no formato longitudinal do canal (figura 21). Alta sinuosidade fornece hábitat e fauna diversos e o riacho é mais apto a controlar picos de cheia quando ocorrem tempestades (Barbour et al., 1999). Segundo os autores, a absorção de energia pelas curvas protege o riacho da erosão em cheia excessivas e fornece refúgio para invertebrados bentônicos e peixes durante tempestades.

Qualidade do hábitat																				
Ótima					Boa					Razoável					Ruim					
Os meandros do riacho aumentam o seu comprimento 3 a 4 vezes em relação ao seu comprimento vetorial.					Os meandros aumentam 2 a 3 vezes o comprimento do canal, em relação ao seu comprimento vetorial.					Os meandros aumentam 1 a 2 vezes o comprimento do canal em relação ao seu comprimento vetorial					Canal retificado. O trajeto percorrido pela água foi retificado por uma longa distância.					
20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Figura 21. Descrição da métrica sinuosidade, aplicada em riachos com predomínio de poços.

#### 4.3.9 Métrica Estabilidade das margens

Essa métrica avalia se a margem está erodida ou tem potencial para erosão, ou seja, é uma medida da instabilidade das margens. Margens íngremes são mais suscetíveis a colapsar por erosão do que margens suavemente inclinadas e, por isso, são consideradas instáveis. Sinais de erosão incluem desmoronamento, margens sem vegetação, raízes expostas e solo exposto (figura 22). Margens erodidas indicam um problema de transporte de sedimento e deposição e sugerem pouca entrada de matéria orgânica no riacho (Barbour et al., 1999). Margens estáveis mantêm baixos valores da razão largura/profundidade do canal, o que ajuda a manter alto nível de água, produtividade vegetativa e hábitat favorável para as espécies que dependem do ambiente aquático e da zona ripária (Frazier et al., 2005). As margens também fornecem refúgio para macroinvertebrados e peixes durante cheias (Cogerino et al., 1995).

Qualidade do hábitat											
Ótima			Boa			Razoável			Ruim		
Margem estável. Evidência de erosão ou falha nas margens ausente ou mínima. Pouco potencial para futuros problemas. <5% da margem afetada.			Moderadamente estável. Áreas de erosão pequenas e raras, na maior parte já recuperadas. 5 a 30% das margens do reach tem áreas de erosão.			Moderadamente instável. 30 a 60% das margens do reach tem áreas de erosão. Alto potencial de erosão durante cheias.			Instável. Muitas áreas erodidas. Áreas ásperas frequentes ao longo de trechos retilíneos e curvas. Desmoronamento das margens é óbvio. 60 a 100% da margem tem "cicatrices" de erosão		
Margem esquerda	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
Margem direita	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Figura 22. Descrição da métrica estabilidade das margens, aplicada da mesma forma em riachos com predomínio de corredeiras e em riachos com predomínio de poços. As margens são avaliadas separadamente.

#### 4.3.10 Métrica Proteção vegetativa das margens

A métrica mede a quantidade de proteção vegetativa oferecida ao riacho pela região da zona ripária mais próxima ao canal. O sistema de raízes de plantas crescendo nas margens ajuda a manter o solo no lugar, reduzindo a probabilidade de erosão. Esta métrica informa a

respeito da habilidade da margem resistir à erosão, assim como informa sobre a captação de nutrientes pelas plantas, controle da erosão e sombreamento no canal. Margens com crescimento natural da vegetação são melhores para peixes e macroinvertebrados do que margens sem proteção vegetativa ou estabilizadas com concreto ou enrocamentos (Lazorchack et al., 1998; Barbour et al., 1999). Neste trabalho, é considerada a presença de espécies vegetais introduzidas na zona ripária (figura 23). Desse modo, cabe ressaltar que, nas categorias boa e ótima, a percentagem de cobertura vegetal não se aplica à área coberta por silvicultura. Na presença desse tipo de vegetação, a qualidade do hábitat será considerada razoável ou ruim.

Qualidade do hábitat											
Ótima			Boa			Razoável			Ruim		
Mais de 90% da superfície das margens e zona ripária intermediária coberta por vegetação, incluindo árvores, arbustos de sub-bosque e macrófitas não-lenhosas. Alterações na vegetação por pastejo ou corte não é evidente. Quase todas as plantas tiveram a oportunidade de crescer naturalmente.			70 – 90% da superfície das margens coberta por vegetação, mas uma classe de plantas não está bem representada. Alterações evidentes, mas não afetando todo o crescimento potencial das plantas em uma grande extensão.			50 – 70% da superfície das margens coberta por vegetação. Alterações são óbvias. Há manchas com solo exposto ou com vegetação comum após colheita agrícola. Indícios de acesso pelo gado na zona ripária. Presença de silvicultura esparsa. Presença de troncos cortados.			Menos que 50% da superfície das margens coberta por vegetação. Alterações na vegetação são grandes. A vegetação foi removida restando uma altura da vegetação < 0.05 m. Predomínio de silvicultura (e.g. <i>Eucalyptus</i> sp., <i>Acacia</i> sp., <i>Pinus</i> sp.).		
Margem esquerda	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
Margem direita	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Figura 23. Descrição da métrica proteção vegetativa das margens, aplicada da mesma forma em riachos com predomínio de corredeiras e em riachos com predomínio de poços. As margens são avaliadas separadamente.

#### 4.3.11 Métrica Largura da zona ripária

É uma medida da largura da vegetação natural, da borda do canal até a extremidade externa da zona ripária (figura 24). A mata ripária age como uma zona de amortecimento para poluentes que chegam ao riacho pelo escoamento superficial da água da chuva. Além disso, a zona ripária controla erosão e fornece hábitat e nutrientes para o riacho (Barbour et al., 1999).

Uma zona ripária natural suporta um sistema fluvial robusto. Em alguns casos, a condição da zona ripária, em escala de trecho de riacho, influencia mais a estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos do que os usos do solo na bacia inteira (Rios; Bailey, 2006). A vegetação ripária também modifica o transporte de sedimento, alterando a hidráulica do canal ou retendo material fisicamente, o qual parece mais importante em rios de baixo declive (Náiman; Decamps, 1997).

Qualidade do hábitat											
Ótima			Boa			Razoável			Ruim		
Largura da zona ripária > 18 m. Atividades humanas (estradas, pastagem, lavouras etc.) não impactaram a zona ripária.			Largura da zona ripária entre 12 e 18 metros. Atividades humanas impactaram minimamente a zona ripária.			Largura da zona ripária entre 6 e 12 metros. Atividades humanas impactaram uma grande extensão da zona ripária.			Largura da zona ripária < 6 metros. Pouca ou nenhuma vegetação ripária devido a atividades humanas.		
Margem esquerda	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
Margem direita	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Figura 24. Descrição da largura da zona ripária, aplicada da mesma forma em riachos com predomínio de corredeiras e em riachos com predomínio de poços. As margens são avaliadas separadamente.

#### 4.4 Avaliação da condição do hábitat físico em escala de trecho de riacho

Como descrito anteriormente, cada estação amostral se refere a um trecho de riacho com comprimento igual a 20 vezes a largura média do perfil molhado. Utilizou-se a largura média porque a largura varia ao longo do canal. Para determinar a largura média do riacho, foram tomadas, perpendicularmente ao fluxo, três medidas de largura do canal. Essas medidas foram feitas sempre por duas pessoas, com auxílio de trena (figura 25). Nos locais com grande profundidade, um barco foi utilizado (figura 26).



Figura 25. Medidas do canal e das margens com auxílio de trena e régua linimétrica.



Figura 26. Medição da largura do canal, com auxílio do barco, em riachos profundos.

As estações amostrais foram visitadas uma única vez, em janeiro ou abril de 2013, em situação de nível “normal” de água no canal, ou seja, sem influência de chuva ou de seca. As 11 métricas de qualidade do hábitat, descritas anteriormente, foram avaliadas nas 30 estações amostrais. As variáveis que caracterizam o hábitat físico, assim como os parâmetros de qualidade da água, foram medidas apenas em 26 estações amostrais. As estações EA01, EA07, EA11 e EA14, por serem riachos muito pequenos, impossibilitaram as medidas de

geometria do canal e de velocidade de corrente. Em cada uma das 26 estações amostrais, foram estabelecidas seis seções transversais perpendiculares ao fluxo de água, três em poços e três em corredeiras, como apresentado na figura 27. No entanto, nos riachos com predomínio de poços, sem ocorrência de corredeiras, as seções transversais foram dispostas em seis poços.

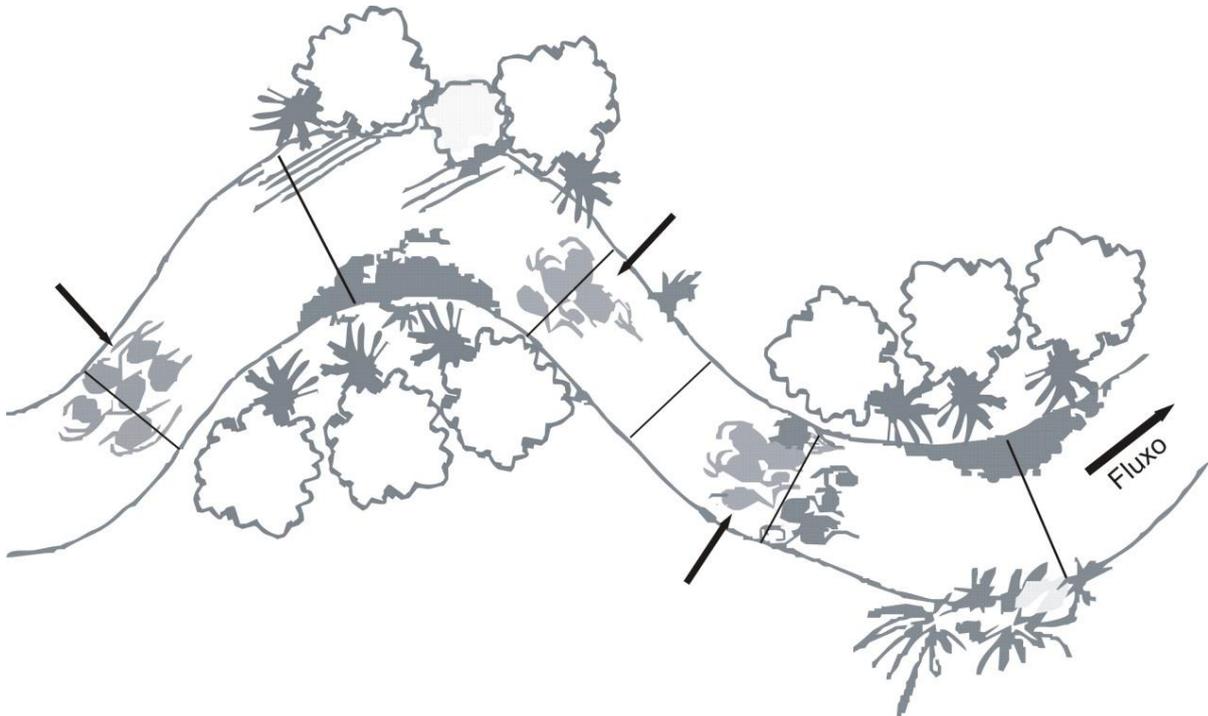


Figura 27. Desenho esquemático de uma estação amostral. As setas indicam a localização das corredeiras. O espaço entre uma corredeira e outra é ocupado por um poço. As linhas em preto, perpendiculares ao fluxo, são as seis seções transversais. Adaptado de West Virginia Department of Environmental Protection (Disponível em: <http://www.dep.wv.gov/WWE/getinvolved/sos/Pages/Reach.aspx>. Acesso em 02 de fevereiro de 2014).

Cada seção transversal dos foi dividida em perfil molhado e canal inteiro (figura 28). O primeiro se refere à porção do canal coberta por água em nível “normal” (nível estável de base, sem influência de secas ou de escoamento superficial da água da chuva). O segundo se refere à região do canal coberta por água em nível de cheias (*bankfull stage*).

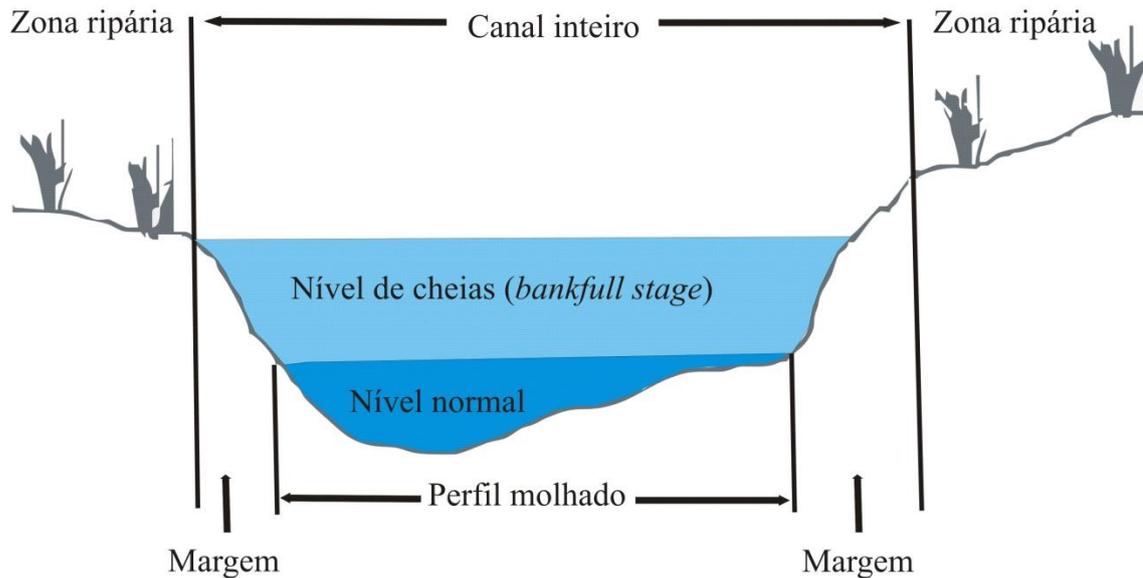


Figura 28. Desenho esquemático de uma das seis seções transversais medidas em cada estação amostral.

Quatro variáveis foram medidas longitudinalmente, em toda a extensão do trecho de riacho correspondente à estação amostral:

- Percentagem de poços e corredeiras;
- Percentagem de cada tipo de substrato;
- Índice de sinuosidade;
- Declive do segmento.

As demais sete variáveis foram medidas em cada uma das seis seções transversais:

- Largura do perfil molhado;
- Profundidade (máxima e média) com água;
- Largura média do canal;
- Relação largura/profundidade;
- Vazão;
- Coeficiente de Reynolds;
- Número de Froude.

O método de obtenção de cada variável é descrito a seguir.

#### *4.4.1 Percentagem de poços e de corredeiras*

Os poços são os maiores habitats para a maioria dos peixes e sua variabilidade de tamanhos e formas é necessária para que algumas espécies possam completar o seu ciclo de vida. A extensão do canal ocupada por poços tem maior importância como habitat para peixes em condições de fluxo baixo, quando a maior parte do volume de água reside nos poços (Breshta; Platts, 1986). As corredeiras tendem a suportar maiores densidades de invertebrados bentônicos, sendo habitat preferencial de peixes jovens e pequenos, enquanto poços profundos tendem a suportar peixes maiores (Gordon et al., 2004). A forma das corredeiras e dos poços reflete a estrutura gerada por cheias anteriores. Além disso, as características das corredeiras representam um balanço entre a frequência e a magnitude do fluxo, transporte de sedimento e características do canal, como obstruções, erosão das margens e deposição (Breshta; Platts, 1986).

No presente trabalho, o canal fluvial, ao longo de cada estação amostral, foi dividido em poços e de corredeiras e o comprimento ocupado por cada um desses ambientes foi medido, utilizando-se uma trena.

#### *4.4.2 Percentagem de cada tipo de substrato*

O leito do rio é usado, por muitos organismos como local para depositar ou incubar ovos, e sedimentos como a areia podem ser usados para triturar alimento (Gordon et al., 2004, p.174). Além disso, o leito do rio age como refúgio para organismos bentônicos, fornecendo abrigo em cheias, secas e condições extremas de temperatura. Um substrato heterogêneo, mantido por picos de cheia periódicos, suportará uma biota mais diversa que um leito coberto por silte (Gordon et al., 2004). A preferência pelos diversos tipos de substrato difere entre os organismos. Logo, a distribuição dos diferentes tamanhos de substrato ao longo do rio é uma das características físicas do habitat influenciando a distribuição dos organismos (Gordon et al., 2004).

Neste trabalho, o substrato do leito foi classificado em quatro classes: sedimento fino (menor que 0,25 mm), cascalho ( $0,25\text{mm} < x < 4,0\text{mm}$ ), seixos ( $> 4,0\text{mm}$ ) e rocha

consolidada. Essas classes foram formadas a partir de classificações mais refinadas, utilizadas em outros métodos de avaliação de hábitat (e.g. Fitzpatrick, 1998).

O comprimento do canal ocupado por cada tipo de substrato foi determinado para cada estação amostral. Em riachos rasos, esse comprimento foi medido por duas pessoas, utilizando uma trena. No entanto, nos riachos de maior profundidade (EA06, EA10, EA13, EA21, EA27), esse tipo de medição não foi possível. Dessa forma, para determinar a proporção do canal ocupada por cada classe de substrato nesses riachos, foram coletadas amostras de sedimento com auxílio de uma draga de Petersen (figura 29). Foram coletadas três amostras de sedimento em cada uma das seis seções transversais estabelecidas em cada estação amostral. A partir do sedimento coletado, a proporção de cada classe de substrato foi determinada (figura 30). O substrato que não pôde ser coletado pela draga, foi identificado utilizando-se uma régua linimétrica para tocar no leito do rio e perceber o substrato enquanto o barco se deslocava, como no método descrito por Kaufmann (2000).



Figura 29. Coleta de sedimento, utilizando draga de Petersen, em riachos profundos.



Figura 30. Material coletado pela draga de Petersen para determinação da percentagem de cada tamanho de sedimento.

#### 4.4.3 Índice de sinuosidade

A sinuosidade descreve o padrão do canal, sendo calculada como a razão entre o comprimento curvilíneo do canal e o comprimento vetorial do fundo do vale. É considerada uma variável útil para descrever a energia relacionada com o declive e a diversidade de hábitat. Em geral, uma baixa sinuosidade indica um canal íngreme, seções transversais uniformes e poucos poços. Alta sinuosidade, por outro lado, está associada com declives planos, seções transversais assimétricas e poços na porção externa dos meandros. Alta sinuosidade também significa que maior extensão de rio e, frequentemente maior diversidade de hábitats, por unidade de comprimento de planície de inundação.

Para determinar a sinuosidade em cada estação amostral, se utilizou a rede de drenagem da Base Vetorial Contínua do Rio Grande do Sul (Hasenack; Weber, 2010). Dessa forma, a sinuosidade foi determinada em escala de segmento, no comprimento de riacho compreendido entre duas confluências.

#### 4.4.4 Declive do segmento de riacho

O declive pode ser medido em escala local, *in situ*, com auxílio de teodolitos e estádias. Entretanto, devido às questões logísticas e de custos, no presente trabalho o declive (*slope*) foi medido na Base Vetorial Contínua do Rio Grande do Sul 1:50.000 (Hasenack; Weber, 2010). Para isso, mediu-se o comprimento de rio entre duas curvas de nível consecutivas, uma a montante e outra a jusante de cada estação amostral. Em seguida, a equidistância dessas duas curvas de nível foi dividida pelo comprimento do rio, ambos medidos em metros.

#### 4.4.5 Largura do perfil molhado

Como apresentado anteriormente na figura 28, essa variável se refere à largura do canal coberta por água, em nível “normal”, medida perpendicularmente ao fluxo. Essa variável é uma estimativa da quantidade de hábitat disponível para a biota aquática em situações de fluxo normal. Em cada uma das seis seções transversais, presentes em cada estação amostral (figura 27) a largura do canal foi medida por, no mínimo, duas pessoas utilizando-se uma trena, ou no caso de riachos mais profundos, utilizando-se um barco (figuras 25 e 26).

#### 4.4.6 Profundidade do perfil molhado

A profundidade do perfil molhado está relacionada a fatores como o tamanho do rio e o seu regime hidrológico. Além disso, a profundidade máxima da água indica, indiretamente, a disponibilidade mínima de hábitats em situações de secas (Harding et al., 2009). Neste trabalho, a profundidade foi medida em pontos equidistantes 1 metro, de uma margem à outra, ao longo de cada seção transversal. Nos riachos estreitos (largura < 4m), por outro lado, a equidistância entre uma medida e outra foi estabelecida dividindo-se a largura do perfil molhado por quatro. Em geral, a profundidade foi medida utilizando-se uma régua linimétrica

de dois metros graduada em centímetros (figura 31). No entanto, nos riachos com profundidade maior que dois metros, onde não seria possível utilizar a régua, as medidas de profundidade foram tomadas com auxílio de um cabo graduado e um barco. Para que as medidas tomadas na seção transversal se mantivessem perpendiculares à direção do fluxo, uma corda foi presa a uma barra de ferro em cada margem (figura 32), possibilitando controlar a direção de deslocamento do barco.



Figura 31. Medida da profundidade do perfil molhado utilizando régua linimétrica graduada em centímetros.



Figura 32. Medida da profundidade do perfil molhado, em riachos profundos, utilizando barco e cabo graduado.

#### *4.4.7 Largura do canal*

Essa variável se refere à largura do canal onde há a marca mais alta de água na margem inferior (região do canal coberta por água em situações de cheias) até um ponto no mesmo nível na outra margem, como ilustra a figura 28. Essa variável é uma medida representativa do tamanho do riacho. A largura do canal foi medida da mesma forma que a largura do perfil molhado, como descrito anteriormente.

#### *4.4.8 Relação largura/profundidade*

A razão largura/profundidade fornece um índice relativo do formato do canal e indica o tipo de hábitat disponível para a biota (Harding et al., 2009). Um valor alto indica um canal raso e largo, o qual fornece hábitat adequado para invertebrados e algas. Por outro lado, um baixo valor indica um canal profundo, fornecendo hábitat mais adequado para algumas espécies de peixes. A razão largura/profundidade foi baseada na largura do canal (em nível de cheias) e na sua profundidade máxima (também em nível de cheias). Neste trabalho, esta razão foi calculada para cada seção transversal e a média aritmética dos valores obtidos nas seis seções transversais foi utilizada para representar cada estação amostral.

#### *4.4.9 Vazão*

Essa variável pode afetar muitas características de um rio, dentre elas, a temperatura da água, os níveis de oxigênio dissolvido e a turbidez. Segundo Josef; Schrader (2003), rios rasos tendem a apresentar maior temperatura da água em relação a rios mais profundos. Além disso, fluxos mais rápidos podem favorecer a oxigenação da água, aumentando os níveis de oxigênio dissolvido. Fluxos rápidos também podem aumentar a erosão das margens, o que resulta em aumento na turbidez. Dessa forma, a vazão determina as condições da água e, por sua vez, influencia as espécies encontradas no rio.

A vazão de um rio é o produto da área da seção transversal desse rio pela velocidade média do fluxo. Neste trabalho, a área da seção transversal foi calculada multiplicando-se a largura do perfil molhado por sua profundidade média. O resultado foi então multiplicado pela média das velocidades de fluxo medidas, obtendo-se a estimativa de vazão da estação amostral. As medidas de profundidade e de velocidade de fluxo foram feitas nas seis seções transversais em cada estação amostral. As medidas de velocidade foram feitas com auxílio de um medidor eletrônico de velocidade de corrente, com precisão de  $0.01\text{ms}^{-1}$ . Nos riachos mais rasos, as medidas foram tomadas a pé (figura 33) e nos riachos mais profundos, com auxílio de barco (figura 34).



Figura 33. Medida de velocidade de corrente em riachos rasos. A equidistância horizontal entre as medidas é igual ao dobro da equidistância das medidas de profundidade do perfil molhado.



Figura 34. Medida de velocidade de corrente, com auxílio de barco, em riachos profundos. A equidistância horizontal entre as medidas é igual ao dobro da equidistância das medidas de profundidade do perfil molhado.

As medidas de velocidade do fluxo foram tomadas em pontos equidistantes dois metros, ao longo de cada seção transversal, de uma margem à outra. No entanto, nos riachos estreitos ( $< 4\text{m}$ ), a equidistância das medidas de velocidade do fluxo foi calculada dividindo-se por quatro a largura do perfil molhado. Em cada ponto, ao longo do perfil molhado, foram tomadas, verticalmente, três medidas de velocidade: na superfície (profundidade igual a  $0,05\text{m}$ ), no fundo (até  $1,50\text{m}$ , limite do aparelho) e no meio (distância média entre as outras duas medidas), como apresentado na figura 35. Para o cálculo da vazão, apenas a seção transversal mais uniforme foi utilizada, ou seja, aquela com menor variação nas profundidades, agregando maior precisão à estimativa da vazão.

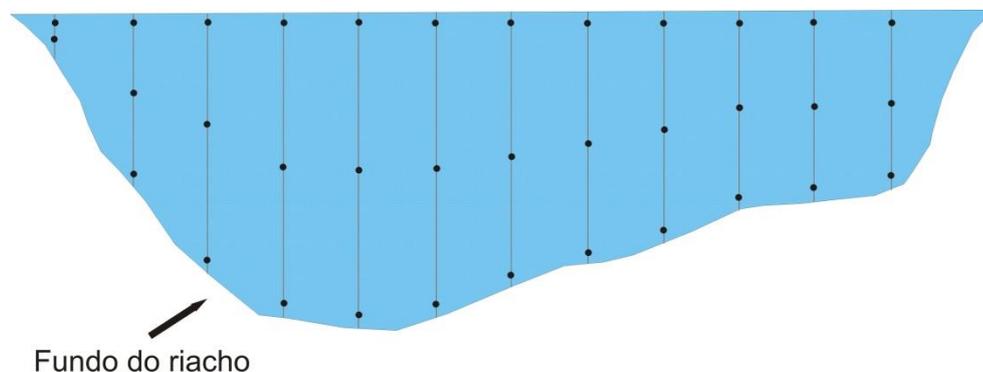


Figura 35. Desenho esquemático demonstrando as medidas de velocidade de corrente, tomadas em cada uma das seis seções transversais avaliadas em cada estação amostral.

#### 4.4.10 Coeficiente de Reynolds

Esse índice indica se o fluxo é laminar ou turbulento. Tanto os altos valores (fluxo turbulento) do coeficiente de Reynolds quanto as condições de baixos valores (fluxo laminar) são biologicamente importantes. De acordo com Gordon et al. (2004), os organismos maiores como peixes vivem em condições de fluxo mais turbulento, pois com apenas uma virada de cauda podem continuar se movendo através da água. Os organismos microscópicos, por outro lado, vivem onde predomina o fluxo laminar, operando em valores do coeficiente de Reynolds entre  $10^{-4}$  e  $10^{-5}$ . Para caracterizar o fluxo de água em cada estação amostral, foi calculado o coeficiente de Reynolds. O índice foi calculado apenas para a seção transversal mais uniforme, como descrito anteriormente no cálculo da vazão. O cálculo dessa variável é feito utilizando-se a seguinte fórmula:

$$Re = \frac{V_m * P_m}{\nu}$$

onde,  $V_m$  é a velocidade média da corrente,  $P_m$  é a profundidade média e  $\nu$  a viscosidade cinemática (*kinematic viscosity*), uma constante que varia em função da temperatura da água.

#### 4.4.11 Número de Froude

Para classificar o fluxo encontrado na estação amostral, utilizou-se também o Número de Froude. Segundo Gordon et al. (2004), enquanto o coeficiente de Reynolds é uma medida das condições internas, o segundo descreve melhor as características do fluxo de massa, como ondas na superfície e interação entre profundidade e velocidade do fluxo em uma seção transversal. De acordo com o número de Froude (Fr), o fluxo pode ser classificado em:

Fr < 1: fluxo subcrítico (lento ou tranquilo);

Fr = 1: fluxo crítico;

Fr > 1: fluxo supercrítico (rápido);

Em condições de fluxo subcrítico, qualquer distúrbio é transmitido para montante. Entretanto, em condições de fluxo supercrítico, os distúrbios são transmitidos a jusante. O número de Froude é calculado da seguinte maneira:

$Fr = \frac{Vm}{\sqrt{g \cdot Pm}}$  onde, Vm é a velocidade média da corrente, g é a aceleração da gravidade e Pm a profundidade média.

#### **4.5 Avaliação da qualidade da água**

Para representar a qualidade da água nos riachos mediu-se a temperatura da água, o pH, a condutividade e o percentual de oxigênio dissolvido em janeiro de 2013, entre 08:00 h e 17:00 h. Em cada estação amostral, essas variáveis foram medidas em poços, em um ponto no centro do canal, equidistante de ambas as margens. A concentração de oxigênio dissolvido foi medido com um oxímetro Instrutherm MO-910. A temperatura da água e a condutividade foram medidas com um condutivímetro COLORADO CR-30 e o pH foi medido com um pHmetro UP-10, ambos da marca Denver Instrument.

#### **4.6 Análise dos dados**

##### *4.6.1 Análise das variáveis medidas em escala de sub-bacia hidrográfica*

As análises de estatística descritiva, assim como a análise de componentes principais, foram desenvolvidas com auxílio do pacote estatístico PAST (Hamer et al., 2001).

##### **4.6.1.1 Estatística descritiva**

Para descrever a variação nos valores originais, das características naturais e de usos do solo entre as sub-bacias, os valores mínimo e máximo obtidos, a média aritmética, a mediana e o desvio-padrão foram calculados.

#### 4.6.1.2 Análise de Componentes Principais (PCA)

A análise de componentes principais (PCA) é adequada para análises descritivas e exploratórias e tem sido amplamente aplicada para esse fim (Jolliffe, 2002; Zuur et al., 2007). Além disso, a análise não requer normalidade dos dados (Zuur et al., 2007). Essa análise reduz um número grande de variáveis a um conjunto bem menor de variáveis, e ainda assim, retém o máximo possível da variação nas variáveis originais (Jolliffe, 2002). Essas novas variáveis são os componentes principais, vetores formados por combinações lineares das variáveis originais (Legendre; Legendre, 1998; Zuur et al., 2007).

Para determinar como as sub-bacias são ordenadas em função das variáveis medidas em escala de sub-bacia, foram calculadas duas PCA's: uma com as variáveis morfométricas e uma com as variáveis de usos do solo. Para o cálculo de cada PCA, inicialmente foi criada uma matriz de dados, com base nos valores originais das variáveis. A distância euclidiana foi utilizada como medida de dissimilaridade. A PCA foi calculada com base em matriz de correlação (Zuur et al., 2007).

No grupo de variáveis morfométricas, se utilizou a área da bacia, o maior comprimento, amplitude altimétrica, relação de relevo, razão de circularidade, coeficiente de manutenção, fator topográfico, densidade de drenagem, frequência de riachos, razão de textura, sinuosidade e declive médio. As variáveis razão de comprimento médio e razão de bifurcação não foram utilizadas nesta análise. Ao contrário das outras variáveis, utilizadas na PCA, estas são aplicadas a cada ordem de riacho presente na bacia, não podendo ser medidas em algumas sub-bacias. Por exemplo, seria impossível determinar o comprimento médio dos riachos de ordem 3 em uma sub-bacia de segunda ordem.

No grupo de variáveis de usos do solo, foi utilizada a percentagem ocupada por cada classe de uso do solo, em cada sub-bacia. A classe água não foi utilizada na análise de componentes principais, pois não foi considerada representativa de influência antrópica. Dessa forma, foram utilizadas as classes vegetação natural, agricultura, campo degradado, mineração, silvicultura e uso misto.

#### 4.6.2 *Adaptação do índice de qualidade global do hábitat para regiões sem locais de referência*

Para determinar, separadamente, a qualidade dos diversos atributos do hábitat, as estações amostrais foram agrupadas em riachos com predomínio de poços e riachos com predomínio de corredeiras. Em cada grupo de estações amostrais, a maior pontuação obtida para cada métrica foi utilizada como a condição de referência dessa métrica. Como a condição de referência de cada métrica não será a mesma nos dois tipos de riachos, para poder compará-los, as métricas avaliadas foram padronizadas pela amplitude. Isto significa que, para cada métrica, a pontuação obtida *in situ*, nas diferentes estações amostrais, foi dividida por sua condição de referência. Dessa forma, foi gerada uma matriz de valores contínuos, entre 0 (zero) e 1 (um), representando a qualidade das métricas nas estações amostrais. O valor 1 representa a condição de referência e, quanto mais próximo de 0 (zero) for o valor, pior é a qualidade da métrica.

A qualidade global do hábitat nos riachos foi obtida a partir da matriz de valores contínuos, descrita acima. Para isso, em cada estação amostral, determinou-se a média aritmética dos valores obtidos nas 11 métricas de qualidade do hábitat. Como a matriz possui apenas valores entre 0 (zero) e 1 (um), a média final também estará dentro desse intervalo de valores. Assim sendo, esse valor médio foi multiplicado por 20, possibilitando agora categorizar a qualidade global em ruim (valores entre 0 e 5), razoável (valores entre 6 e 10), boa (valores entre 11 e 15) e ótima (entre 16 e 20), como nos métodos tradicionais.

#### 4.6.3 *Análise das variáveis medidas em escala de trecho de riacho*

Para caracterizar o hábitat, todas as variáveis e métricas, obtidas em escala de trecho de riacho, foram divididas em três grupos (condição do hábitat no canal fluvial, qualidade da zona ripária e qualidade da água). As análises de estatística descritiva, assim como a análise de componentes principais, foram desenvolvidas com auxílio do pacote estatístico PAST (Hamer et al., 2001).

#### 4.6.3.1 Estatística descritiva

Para descrever a variação nos valores originais, das variáveis e métricas medidas em escala de trecho de riacho, os valores mínimo e máximo obtidos, a média aritmética, a mediana e o desvio-padrão foram calculados.

#### 4.6.3.2 Análise de Componentes Principais (PCA)

Como descrito acima, as variáveis e métricas medidas em escala de trecho de riacho foram divididas em três grupos (condição do hábitat no canal fluvial, qualidade da zona ripária e qualidade da água).

Para representar a condição do hábitat no canal fluvial, foram utilizadas as variáveis vazão, percentagem de poços, índice de sinuosidade e declive do segmento de riacho, percentagem de cada tipo de substrato, profundidade (máxima e média) e largura média do perfil molhado, largura média e razão largura/profundidade do canal. Foram utilizadas também as métricas hábitat para peixes, hábitat para invertebrados, substrato bentônico, relação velocidade/profundidade, condição do fluxo e alteração na forma do canal. As métricas, de qualidade do hábitat, deposição de sedimento e sinuosidade foram descartadas, pois se sobrepõem às variáveis percentagem de cada tipo de substrato e índice de sinuosidade, respectivamente. Para representar a qualidade da zona ripária, foram utilizadas as métricas estabilidade das margens, proteção vegetativa das margens e largura da zona ripária. Por último, para representar a qualidade da água, foram utilizados os parâmetros condutividade, o pH e o oxigênio dissolvido.

Todas as variáveis foram padronizadas pela amplitude, ou seja, para cada variável, os valores obtidos em cada estação amostral foram divididos pelo maior valor observado. As métricas utilizadas foram padronizadas pela referência, como descrito anteriormente. Para cada grupo de variáveis e métricas, foi gerada uma PCA, com base nos valores padronizados. A distância euclidiana foi utilizada como medida de dissimilaridade e a PCA foi calculada com base em matriz de correlação.

#### 4.6.4 Influência relativa das variáveis morfométricas e de usos do solo sobre as variáveis e métricas medidas em escala de trecho de riacho

Para determinar a influência relativa das variáveis morfométricas e de usos do solo sobre cada um dos três grupos de variáveis e métricas medidas em escala de trecho de riacho (condição do hábitat no canal fluvial, qualidade da zona ripária e qualidade da água), se utilizou análise de redundância parcial (*p*RDA).

##### 4.6.4.1 Análise de Redundância Parcial (*p*RDA)

Por meio dessa análise, um dos conjuntos de variáveis de paisagem (*e.g.* usos do solo) é mantido constante e a variação devido ao outro conjunto (*e.g.* variáveis morfométricas) é avaliada independentemente (Borcard et al., 1992). Dessa forma, a variação nos valores de cada um dos três grupos de variáveis e métricas, medidas em escala de trecho de riacho, foi dividida em quatro categorias. São elas: variação relacionada aos usos do solo independentemente das variáveis morfométricas, variação relacionada às variáveis morfométricas independentemente dos usos do solo, variação compartilhada por usos do solo e variáveis morfométricas e, por fim, variação não explicada ou devido a fatores não medidos.

As análises foram desenvolvidas no ambiente de programação R, utilizando o pacote “vegan” (Oksanen et al., 2013). Para determinar a percentagem da variação (na condição do hábitat local) explicada pelas variáveis morfométricas e por usos do solo (em escala de sub-bacia) utilizou-se os valores ajustados de  $R^2$ , em detrimento do  $r^2$ . Peres-Neto et al. (2006) ressaltam a necessidade de se utilizar o  $R^2$  ajustado para estimativas mais acuradas e comparações válidas entre os conjuntos de variáveis explanatórias. Para as matrizes de variáveis independentes (morfométricas e de usos do solo) foram utilizados os valores originais das variáveis. Para as variáveis dependentes, medidas em escala de trecho de riacho, foram utilizados os valores padronizados pela amplitude, como descrito anteriormente.

#### 4.6.4.2 Variáveis explanatórias, em escala de sub-bacia hidrográfica

As variáveis morfométricas utilizadas na *pRDA* foram: área da bacia, relação de relevo, razão de circularidade, densidade de drenagem e índice de sinuosidade. As demais variáveis morfométricas foram excluídas, pois já são utilizadas para compor essas seis variáveis. Para representar os usos do solo, a percentagem da sub-bacia ocupada por cada classe de uso foi utilizada. Foram utilizadas as classes agricultura, campo degradado, mineração, silvicultura, urbanização, vegetação natural e uso misto.

#### 4.6.4.3 Variáveis dependentes, em escala de trecho de riacho

O grupo de variáveis e métricas que representa a condição do hábitat no canal fluvial compreende as variáveis vazão, percentagem de poços, índice de sinuosidade e declive do segmento de riacho, percentagem de cada tipo de substrato, profundidade (máxima e média) e largura média do perfil molhado, largura média e razão largura/profundidade do canal e as métricas hábitat para peixes, hábitat para invertebrados, substrato bentônico, relação velocidade/profundidade, condição do fluxo e alteração na forma do canal. O grupo de métricas utilizado para representar a qualidade da zona ripária é formado pelas métricas estabilidade das margens, proteção vegetativa das margens e largura da zona ripária. Por último, o grupo de variáveis que representa a qualidade da água compreende a condutividade, o pH e o oxigênio dissolvido.

## 5 RESULTADOS

As sub-bacias avaliadas apresentaram grande variação nos valores de área, com altos valores da variável razão de circularidade nas sub-bacias menores e altos valores de razão de textura nas sub-bacias maiores. Além disso, sub-bacias com relevo mais acidentado apresentaram maior densidade de drenagem e razão de bifurcação. Vegetação natural foi a classe de uso do solo predominante. Em escala de trecho de riacho, a qualidade global do habitat foi boa ou ótima na maior parte das estações amostrais, com baixa qualidade associada à presença de gado na zona ripária ou rejeitos da mineração de carvão no canal. As alterações observadas no formato do canal foram represamento, dragagem e assoreamento. Valores extremos para condutividade e pH foram observados nas estações amostrais com rejeitos da mineração de carvão, havendo menor variação entre os outros locais. A maior parte da variação nas variáveis medidas dentro do canal fluvial, em escala de trecho de riacho, foi relacionada às variáveis morfométricas medidas nas sub-bacias. A variação nos valores das variáveis de qualidade da água, por outro lado, mostrou-se mais associada às variáveis de usos do solo. Por fim, a variação nos valores das métricas de qualidade da zona ripária foi explicada pelo efeito compartilhado das variáveis morfométricas e de usos do solo.

### 5.1 Análise morfométrica das sub-bacias hidrográficas

As sub-bacias apresentaram grande variação quanto à sua área e quanto à razão de circularidade (tabela 03). A razão de circularidade apresentou uma tendência oposta no conjunto de sub-bacias avaliadas. Por exemplo, a sub-bacia EA04 apresentou a menor área ( $4,10 \text{ km}^2$ ) e um dos maiores valores para a variável razão de circularidade (0,75), como mostra o Apêndice B. O maior valor para a variável coeficiente de manutenção foi encontrado na sub-bacia EA16 que, conseqüentemente, apresentou o menor valor para a variável densidade de drenagem. A variável frequência de riachos, assim como a variável densidade de drenagem, apresentou o maior valor na sub-bacia EA22. A sinuosidade do riacho principal apresentou pouca variação entre as sub-bacias.

A razão de bifurcação, em geral, não ultrapassou valores acima de 5,0. No entanto, as variáveis razão de bifurcação 1 e razão de bifurcação 2 apresentaram valores muito altos

(acima de 10,0) nas estações EA24 e EA22, respectivamente (Apêndice C). Essas sub-bacias são de baixa ordem e estão localizadas na porção leste da bacia (figura 37), na região de relevo mais acidentado.

Em geral, a variável razão de comprimento médio apresentou baixos valores, ficando abaixo de 5,0 na maior parte das sub-bacias (Apêndice C). No entanto, a variável razão de comprimento médio 04 atingiu o valor 23,64 na sub-bacia EA27. Além disso, na sub-bacia EA22, a variável razão de comprimento médio 03 apresentou valor igual a 11,37 e na sub-bacia EA 08 essa mesma variável apresentou valor igual a 9,94.

Tabela 03. Estatística descritiva das variáveis morfométricas, com base nas 26 sub-bacias hidrográficas avaliadas. Mín: valor mínimo observado, Máx: valor máximo, Média: média aritmética, D.P.: desvio-padrão.

<b>Variáveis</b>	<b>Mín</b>	<b>Máx</b>	<b>Média</b>	<b>D. P.</b>	<b>Mediana</b>
<b>ordem da bacia</b>	2	6	3,7	1,26	4
<b>área (km<sup>2</sup>)</b>	4,10	1391,95	157,50	297,79	41,30
<b>maior comprimento (km)</b>	2,92	57,50	14,87	12,53	11,75
<b>Amplitude altimétrica (m)</b>	40,00	288,00	176,23	64,45	178,00
<b>relação de relevo</b>	4,84	40,46	17,16	10,12	13,12
<b>razão de circularidade</b>	0,35	0,80	0,55	0,13	0,54
<b>coeficiente de manutenção</b>	480,68	989,54	705,20	107,12	679,14
<b>fator topográfico</b>	1,27	26,01	7,15	6,02	5,01
<b>densidade de drenagem</b>	1,01	2,08	1,45	0,22	1,47
<b>frequência de riachos</b>	0,36	1,07	0,68	0,15	0,67
<b>razão de textura</b>	0,24	4,36	1,26	1,00	0,93
<b>índice de sinuosidade</b>	1,00	1,27	1,10	0,08	1,09
<b>declive médio do riacho principal (%)</b>	0,27	3,10	1,22	0,81	0,96

Na análise de componentes principais (PCA) das variáveis morfométricas das sub-bacias, os dois primeiros eixos explicam 75,69% da variação nas variáveis originais (figura 36).

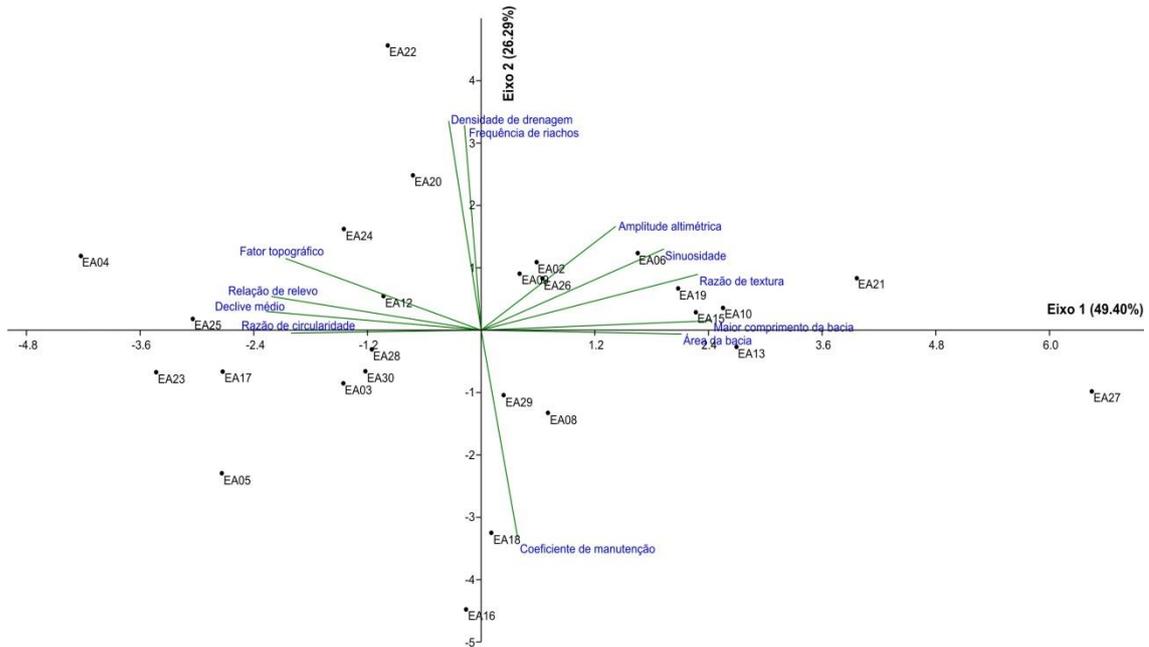


Figura 36. Análise de componentes principais das variáveis morfométricas nas sub-bacias.

O primeiro eixo da PCA (figura 36) representa um gradiente de tamanho e formato das sub-bacias. As variáveis área, maior comprimento, amplitude altimétrica, razão de textura e sinuosidade mostraram-se positivamente correlacionadas com o primeiro eixo. Por outro lado, as variáveis razão de circularidade, declive médio, relação de relevo e fator topográfico apresentaram correlação negativa com ele. As estações amostrais EA27 e EA21 foram as mais correlacionadas positivamente com o primeiro eixo. Essas sub-bacias apresentam as maiores áreas entre as estações amostrais e estão localizadas no rio principal, o Arroio Candiota (figura 37). O segundo eixo representa as variáveis relacionadas à quantidade de canais presentes nas sub-bacias em relação a sua área (figura 36). As variáveis densidade de drenagem e frequência de rios estão positivamente correlacionadas a este eixo. O coeficiente de manutenção, por outro lado, apresentou correlação negativa. A sub-bacia EA22 foi a mais positivamente correlacionada com o segundo eixo, seguida por EA20 e EA24. Essas estações amostrais estão localizadas na metade leste da bacia hidrográfica (figura 37), na região serrana, onde o relevo é mais acidentado.

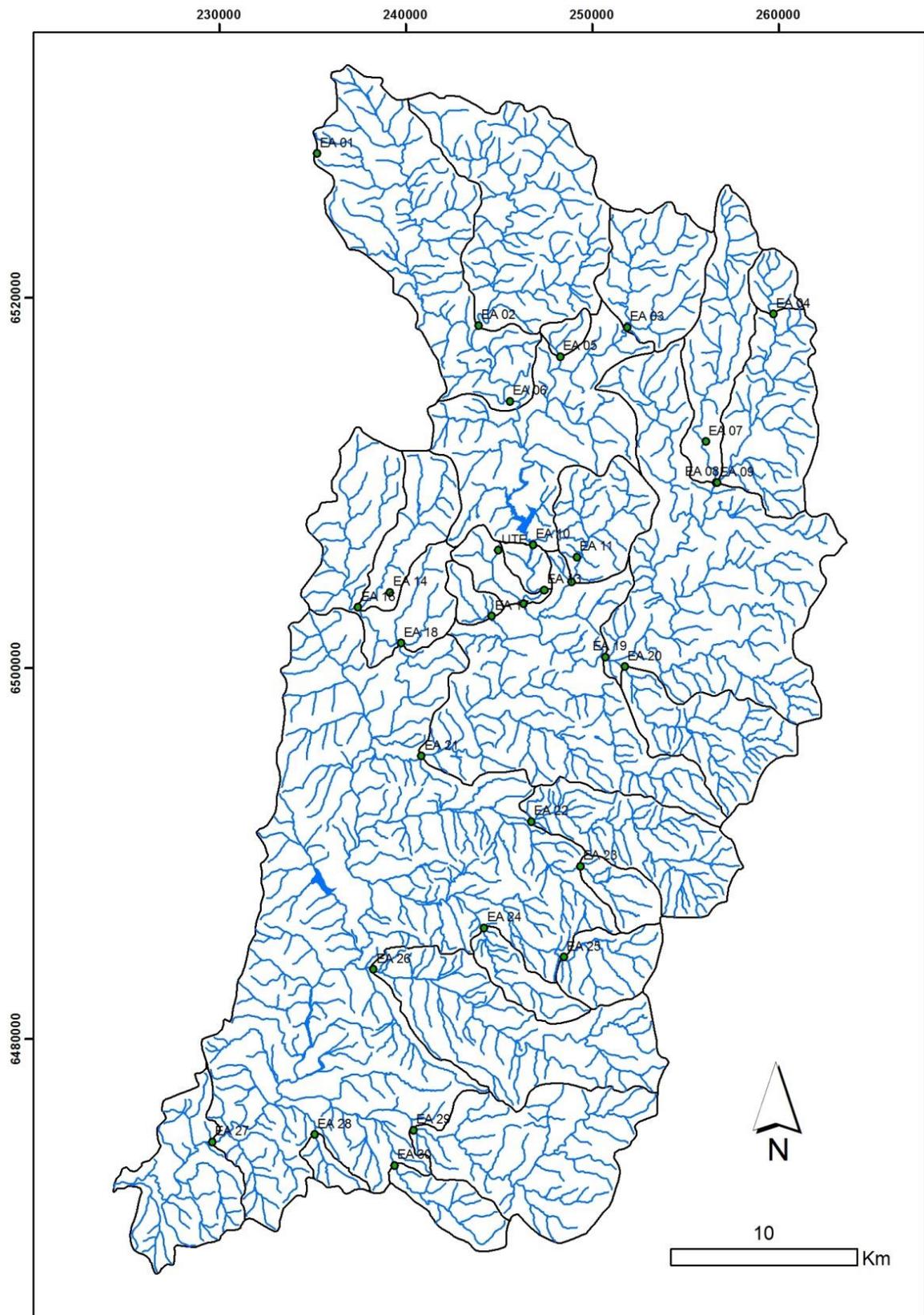


Figura 37. Rede de drenagem da bacia hidrográfica do Arroio Candiota, com delimitação das sub-bacias analisadas.

## **5.2 Caracterização dos usos do solo nas sub-bacias hidrográficas**

A classe vegetação natural se concentrou principalmente na metade leste da bacia hidrográfica do Arroio Candiota, na região mais montanhosa (figura 38). A classe mineração está concentrada na região central da bacia, e assim como a silvicultura, mostrou-se mais associada às regiões próximas às nascentes dos riachos. A classe campo degradado ocorreu em grande parte da bacia, com exceção da região de serra, onde predominou a classe vegetação natural. A classe agricultura foi observada próximo ao curso do riacho principal, em especial a jusante da estação amostral EA21. A classe água foi observada em represas ao longo da bacia, em especial na região central, onde se localiza a represa da Usina Termoeletrica Presidente Médici. A urbanização foi observada, basicamente, em apenas dois pequenos núcleos.

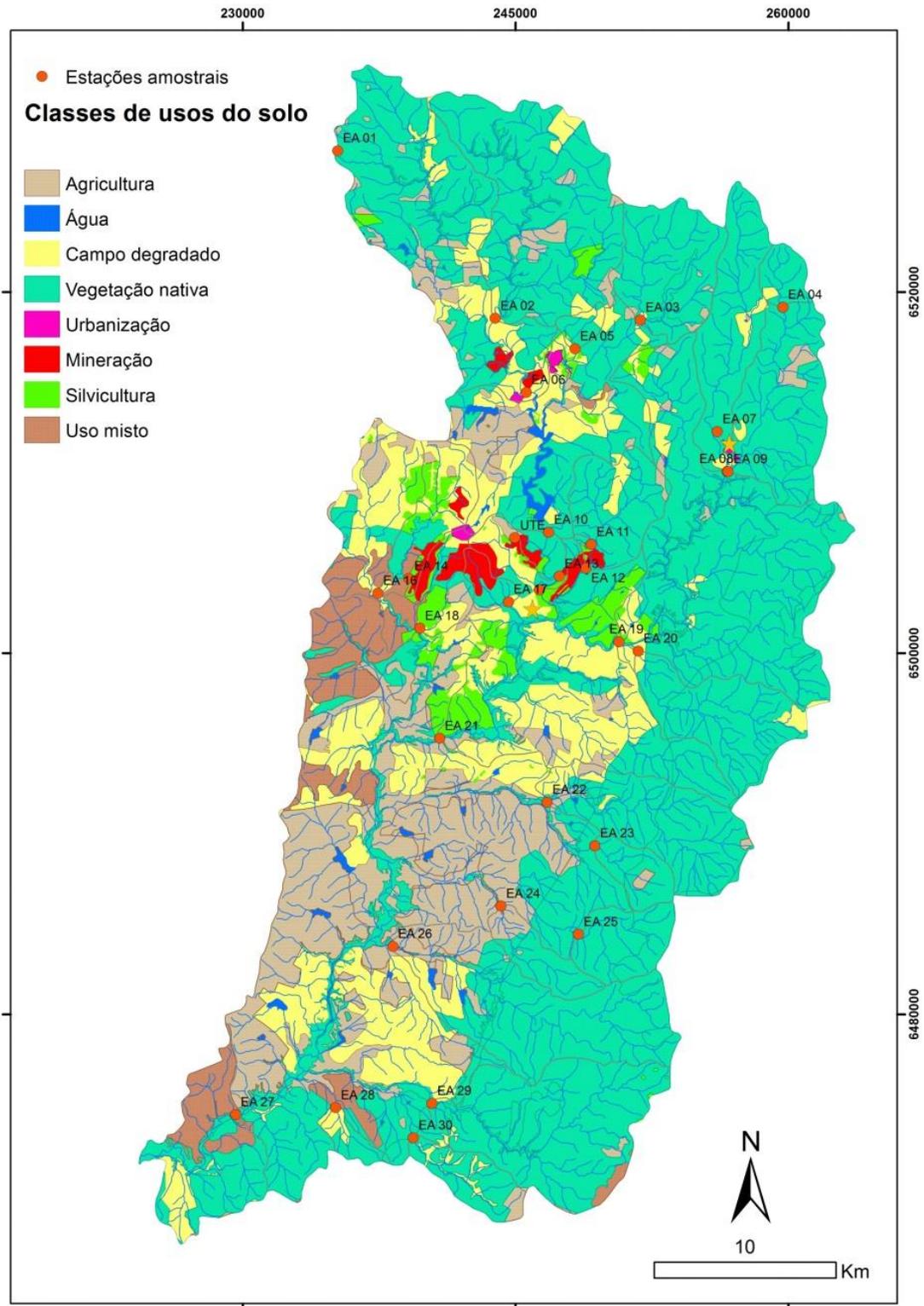


Figura 38. Distribuição espacial das classes de uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do Arroio Candiota.

A bacia hidrográfica do Arroio Candiota apresentou predomínio da classe vegetação natural, que ocupou 59,31% da área da bacia. Campo degradado ocupou a segunda maior área (15,92%), seguido de agricultura (15,81%), uso misto (4,21%), silvicultura (2,88%),

mineração (1,0%), água (0,71%) e urbanização (0,15%). Vegetação natural foi a classe de uso do solo dominante em todas as sub-bacias, exceto nas sub-bacias referentes às estações amostrais EA16 e EA18. Nestas, predominou a classe campo degradado (tabela 04).

Tabela 04. Percentagem de cada classe de uso do solo nas 26 sub-bacias avaliadas.

<b>Estação amostral</b>	<b>vegetação natural</b>	<b>agricultura</b>	<b>campo degradado</b>	<b>urban</b>	<b>Mineração</b>	<b>silvicultura</b>	<b>uso misto</b>
EA02	85,55	6,93	5,52	0,00	0,00	1,98	0,00
EA03	95,67	3,55	0,78	0,00	0,00	0,00	0,00
EA04	93,29	0,00	6,71	0,00	0,00	0,00	0,00
EA05	70,28	0,00	26,01	0,00	0,00	3,71	0,00
EA06	77,32	8,15	11,61	0,18	1,02	1,52	0,00
EA08	92,86	0,28	6,08	0,62	0,00	0,00	0,00
EA09	92,31	5,21	2,21	0,23	0,00	0,00	0,00
EA10	70,90	9,82	14,67	0,40	0,63	1,62	0,28
EA12	85,11	2,37	0,08	0,00	3,42	1,08	0,00
EA13	70,81	9,67	14,38	0,47	0,98	1,76	0,28
EA15	69,20	9,64	15,30	0,45	1,53	2,00	0,27
EA16	20,01	5,85	36,69	0,64	8,13	21,31	7,37
EA17	45,99	4,22	4,40	0,00	45,39	0,00	0,00
EA18	14,56	9,88	36,90	0,53	6,32	14,46	17,28
EA19	91,97	1,67	5,26	0,13	0,00	0,88	0,00
EA20	94,31	0,00	5,69	0,00	0,00	0,00	0,00
EA21	72,71	6,08	15,15	0,25	1,37	3,55	0,12
EA22	87,67	4,97	7,14	0,00	0,00	0,03	0,00
EA23	93,47	6,53	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
EA24	76,01	23,99	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
EA25	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
EA26	75,59	15,63	7,85	0,00	0,00	0,00	0,00
EA27	59,57	16,23	15,95	0,16	1,04	2,96	3,36
EA28	65,42	0,14	33,67	0,00	0,00	0,00	0,77
EA29	95,67	1,27	0,53	0,00	0,00	0,22	2,31
EA30	74,67	10,13	15,20	0,00	0,00	0,00	0,00

Na análise de componentes principais do grupo de variáveis de usos do solo, os dois primeiros eixos explicam 69,61% da variação nos dados originais (figura 39). O eixo 1 está relacionado principalmente ao percentual de vegetação natural (negativamente). O eixo 2 representa o percentual de mineração na bacia. As estações amostrais EA16 e EA18 foram as

mais positivamente correlacionadas ao primeiro eixo. A estação amostral EA17 foi a mais correlacionada (positivamente) ao eixo 2. Esta estação apresentou predomínio de vegetação natural (45,99%), mas mineração ocupou uma área de tamanho quase igual (45,39%). A relação das demais estações amostrais com os eixos é difícil de interpretar, devido aos valores extremos desses três locais citados.

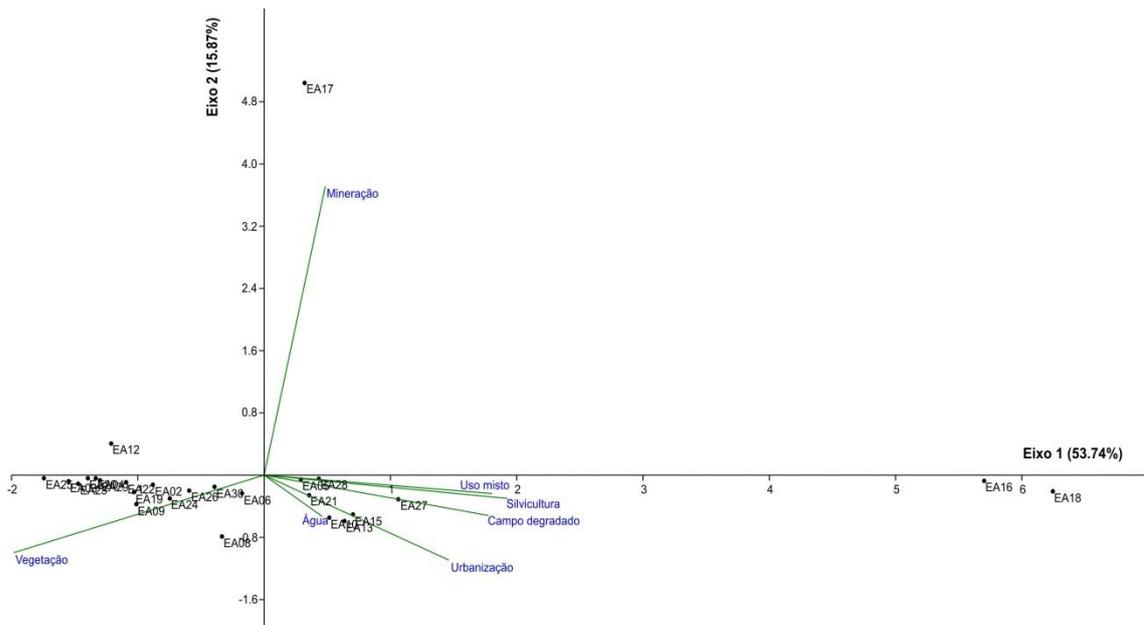


Figura 39. Análise de componentes principais baseada na percentagem ocupada por cada classe de uso do solo nas sub-bacias avaliadas.

Para excluir o efeito dos valores extremos, as estações amostrais EA16, EA17 e EA18 foram retiradas da análise. Dessa forma, os dois primeiros eixos explicaram 55,99% da variação nos dados originais. O eixo 1 está relacionado, negativamente, com percentual de vegetação natural e, positivamente, com o percentual de silvicultura e campo degradado. O eixo 2 está relacionado positivamente com percentual de área urbanizada ou de mineração e negativamente com o percentual de agricultura e de uso misto. A estação amostral EA27 foi a mais positivamente correlacionada com o primeiro eixo. A estação amostral EA25, totalmente coberta por vegetação natural (figura 38), foi a mais correlacionada negativamente. A estação amostral EA12 foi a mais positivamente correlacionada com o segundo eixo. Grande parte dessa sub-bacia é ocupada por mineração (tabela 04). As estações amostrais EA24 e EA27, por outro lado, foram as mais correlacionadas negativamente.

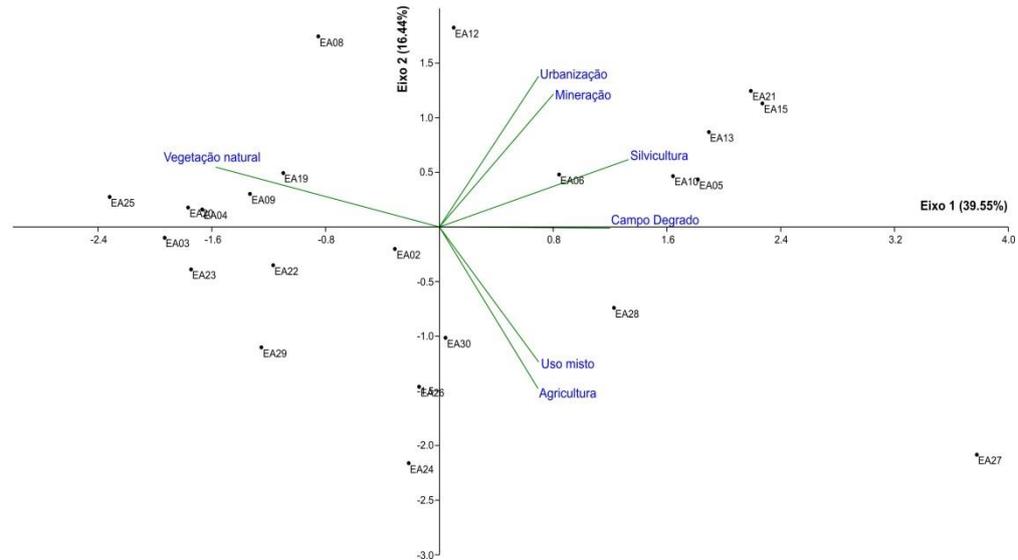


Figura 40. Análise de componentes principais baseada na porcentagem ocupada por cada classe de uso do solo nas sub-bacias avaliadas, sem considerar as estações amostrais EA16, EA17 e EA18.

### 5.3 Qualidade global do hábitat nos trechos de riacho

Em relação à qualidade global do hábitat, a maior parte das estações amostrais encontrou-se na categoria boa (53%), seguida de ótima (24%), razoável (20%) e ruim (3%). A maioria das estações amostrais na categoria ótima não apresenta atividade antrópica ao longo do trecho avaliado (tabela 05). Por outro lado, os mais baixos índices de qualidade do hábitat foram observados onde havia fragmentos de carvão no canal e/ou atividade pecuária na zona ripária (tabela 05).

Mineração de carvão, barramento e dragagem do canal apresentaram maiores efeitos sobre as características dentro do canal. No entanto, atividades como pecuária e silvicultura apresentaram efeitos mais pronunciados sobre a zona ripária. (figura 41). A pecuária foi a atividade mais frequente, presente em 60% das estações amostrais. Nesses locais, observou-se perda de estratos arbustivos e herbáceos, assim como, pisoteamento e consequente desmoronamento das margens (figura 41).

O índice de qualidade global, por ser baseado em valor médio das métricas, pode mascarar valores muito baixos para algumas métricas. A estação amostral EA 12 apresentou maior índice de qualidade global, embora tenha apresentado baixos valores para determinadas métricas como condição do fluxo e hábitat para invertebrados. A estação amostral EA25,

apesar de drenar uma sub-bacia hidrográfica totalmente coberta por vegetação natural, apresentou valor médio para o índice de qualidade global do hábitat.

Tabela 05. Qualidade global do hábitat nas 30 estações amostrais, com a classe de qualidade do hábitat na qual a estação amostral se encontra, valor do índice final médio da qualidade global do hábitat, ordem do riacho e atividade antrópica observada em escala de trecho de riacho. As estações amostrais com ordem 1\* são de primeira ordem no terreno.

<b>Estação amostral</b>	<b>Classe de qualidade</b>	<b>Índice final médio</b>	<b>ordem</b>	<b>atividades antrópicas</b>
EA14	ruim	5	1*	Carvão
EA17	razoável	7	2	Carvão
EA16	razoável	9	2	Carvão
EA30	razoável	10	3	Dragagem, pecuária
EA03	razoável	10	4	Pecuária
EA28	razoável	10	2	Pecuária
EA18	razoável	10	4	Carvão
EA01	Boa	11	1*	Pecuária
EA07	Boa	11	1*	Pecuária
EA22	Boa	11	3	Carvão, pecuária
EA05	Boa	11	2	Silvicultura, pecuária
EA06	Boa	11	5	Pecuária
EA23	Boa	12	3	Pecuária
EA10	Boa	13	5	Barramento
EA25	Boa	13	3	Pecuária
EA04	Boa	13	2	Pecuária
EA24	Boa	13	2	Pecuária
EA11	Boa	13	1	Silvicultura, pecuária
EA26	Boa	14	4	Pecuária
EA29	Boa	14	4	Pecuária
EA20	Boa	15	4	Silvicultura
EA27	Boa	15	6	Pecuária
EA21	Boa	15	6	Irrigação, pecuária
EA19	Ótima	16	5	-
EA02	Ótima	16	4	Pecuária
EA08	Ótima	16	3	-
EA09	Ótima	16	4	-
EA13	Ótima	16	5	-
EA15	Ótima	17	5	-
EA12	Ótima	17	4	-

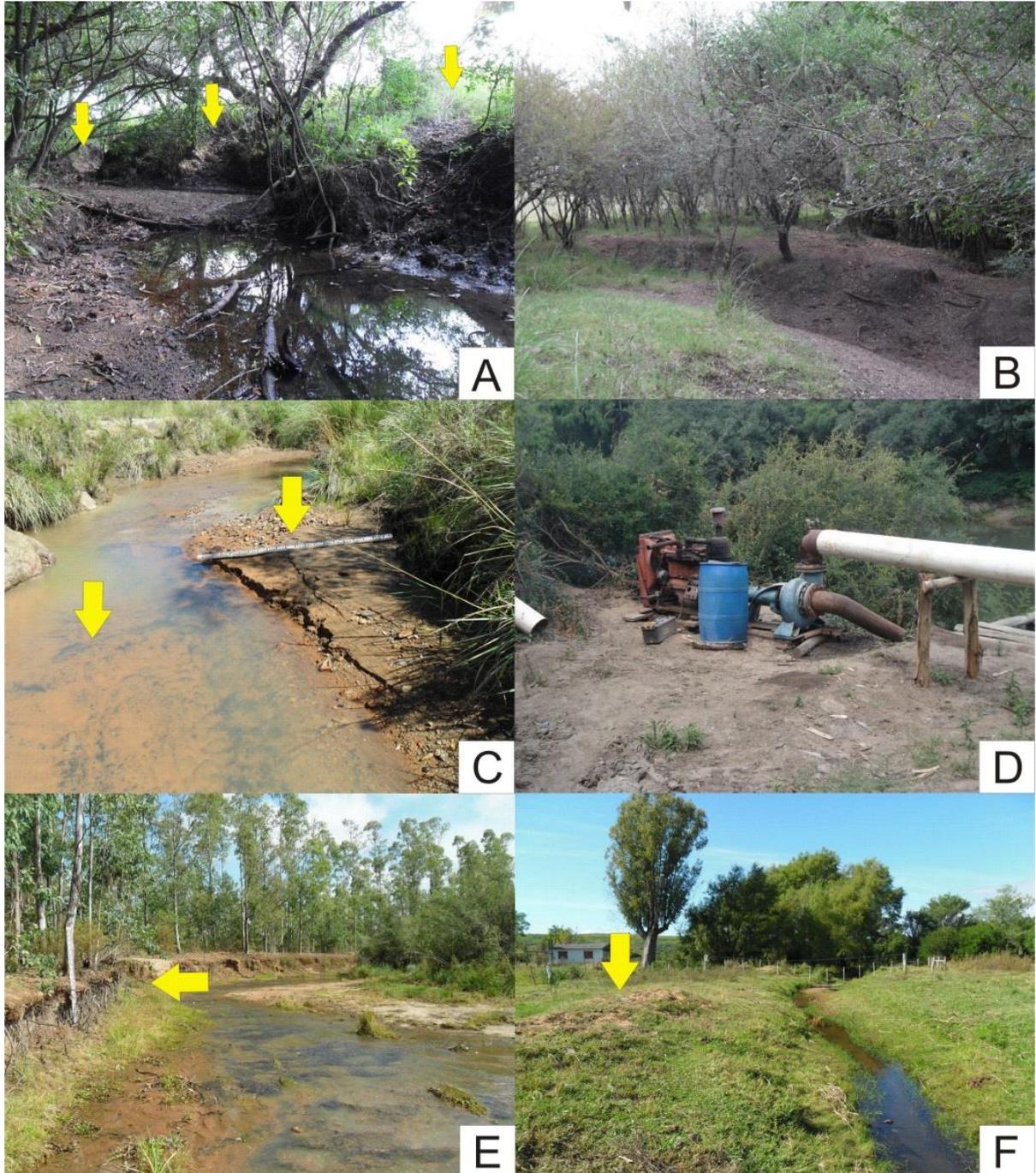


Figura 41. Atividades antrópicas observadas em escala de trecho de riacho nas estações amostrais visitadas. A) Margens instáveis devido ao intenso pisoteamento pelo gado; as setas indicam desmoronamento das margens. B) Ausência de estrato arbustivo e herbáceo em decorrência da presença de gado. C) Assoreamento do canal decorrente do intenso aporte de rejeitos da mineração de carvão; setas indicam a deposição dos rejeitos e a presença de fragmentos de carvão mineral no canal. D) Retirada de água para irrigação de lavouras próximas do riacho. E) Silvicultura ocupando toda a zona ripária, com sinais de erosão em toda a margem direita. F) Indícios de dragagem pretérita do canal.

#### 5.4 Caracterização do habitat físico no canal fluvial

Em geral, as estações amostrais apresentaram baixa sinuosidade e baixo declive do segmento (tabela 06). A relação largura/profundidade máxima no canal foi 14,19. Entretanto, no perfil molhado chegou a 71,08 (Apêndice D) na estação amostral EA18, um riacho assoreado por rejeitos da mineração de carvão (figura 42). A profundidade da água variou desde 0,10m em riachos pequenos e rasos até 6,90m em riachos mais profundos. Quanto à variabilidade hidrológica, as estações amostrais mostraram-se muito homogêneas. O valor do coeficiente de Reynolds não ultrapassou  $1,59 \cdot 10^7$ , classificando como laminar o fluxo em todas as estações amostrais. Além disso, o maior valor observado para o número de Froude foi 0,83, mantendo todas as estações amostrais na classe fluxo subcrítico.



Figura 42. Estação amostral EA 18, a estação amostral com a maior relação largura-profundidade no perfil molhado. No centro da imagem, o assoreamento decorrente do aporte de rejeitos da mineração de carvão.

Tabela 06. Estatística descritiva das variáveis geomorfológicas e hidrológicas medidas no canal fluvial, em escala de trecho de riacho. Mín: valor mínimo observado, Máx: valor máximo, Média: média aritmética, D.P.: desvio-padrão.

<b>Variáveis locais</b>	<b>Mín</b>	<b>Máx</b>	<b>Média</b>	<b>D.P.</b>	<b>Mediana</b>
<b>Sinuosidade</b>	1,01	1,34	1,08	0,08	1,05
<b>Declive (%)</b>	0,08	1,7	0,48	0,4	0,33
<b>Sedimento fino (%)</b>	0	100	30,38	29,42	20
<b>Cascalho (%)</b>	0	90	40	29,48	30
<b>Seixos (%)</b>	0	90	17,88	21,27	10
<b>Rocha consolidada (%)</b>	0	95	11,92	26,58	0
<b>Largura média do canal (m)</b>	5,06	35,33	16,47	9,57	14,73
<b>Média das profundidades médias do canal (m)</b>	0,79	4,28	2,4	1,01	2,08
<b>Largura-profundidade (canal)</b>	3,62	14,19	7,14	3,1	6,52
<b>Extensão de poços (%)</b>	20	100	61,54	32,32	50
<b>Profundidade máxima do perfil molhado (m)</b>	0,1	6,9	1,41	1,98	0,6
<b>Média das profundidades médias do perfil molhado (m)</b>	0,1	4,86	0,77	1,21	0,23
<b>Largura-profundidade (com água)</b>	7,2	71,08	23,38	13,87	21,60
<b>Largura média do perfil molhado (m)</b>	1,4	33	8,92	8,67	5,83
<b>Vazão (m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>)</b>	0,01	3,27	0,64	0,98	0,12
<b>Coefficiente de Reynolds</b>	0,00	1,59*10 <sup>-7</sup>	5,5*10 <sup>-8</sup>	5*10 <sup>-8</sup>	3,5*10 <sup>-8</sup>
<b>Número de Froude</b>	0,00	0,83	0,21	0,20	0,20

Dentre as classes de substrato avaliadas, cascalho apresentou o maior valor médio (40%) de extensão do canal ocupada (tabela 06). A classe de substrato cascalho foi dominante em 42% das estações amostrais (tabela 07), seguida de sedimento fino (30%), rocha consolidada (16%) e seixos (12%). Sedimento fino foi a classe predominante nas estações amostrais com aporte de rejeitos da mineração de carvão (EA16, EA17 e EA18).

Tabela 07. Percentual do canal coberto por cada classe de substrato nas 26 estações amostrais avaliadas.

<b>Estação amostral</b>	<b>sedimento fino</b>	<b>cascalho</b>	<b>seixos</b>	<b>rocha consolidada</b>
<b>EA02</b>	10	30	60	0
<b>EA03</b>	0	70	20	10
<b>EA04</b>	0	60	40	0
<b>EA05</b>	5	0	0	95
<b>EA06</b>	20	60	20	0
<b>EA08</b>	30	30	40	0
<b>EA09</b>	90	10	0	0
<b>EA10</b>	20	70	10	0
<b>EA12</b>	0	10	90	0
<b>EA13</b>	30	20	20	30
<b>EA15</b>	5	5	5	85
<b>EA16</b>	100	0	0	0
<b>EA17</b>	60	20	20	0
<b>EA18</b>	50	20	30	0
<b>EA19</b>	20	40	20	20
<b>EA20</b>	20	60	20	0
<b>EA21</b>	80	20	0	0
<b>EA22</b>	20	70	10	0
<b>EA23</b>	20	10	10	60
<b>EA24</b>	60	40	0	0
<b>EA25</b>	0	90	10	0
<b>EA26</b>	20	70	10	0
<b>EA27</b>	40	20	30	10
<b>EA28</b>	70	30	0	0
<b>EA29</b>	10	90	0	0
<b>EA30</b>	10	90	0	0

Em geral, todas as métricas avaliadas no canal fluvial apresentaram grande variação entre as estações amostrais, com valores desde 1 até 20 (tabela 08). A métrica substrato bentônico apresentou valores altos na grande maioria das estações amostrais. No entanto, apresentou o valor mais baixo na estação amostral EA17, um riacho que recebe aporte de rejeitos da mineração de carvão.

Tabela 08. Valores das métricas de qualidade do hábitat avaliadas no canal fluvial.

<b>Estação amostral</b>	<b>Hábitat (peixes)</b>	<b>Hábitat (invert.)</b>	<b>Substrato bentônico</b>	<b>Velocidade /profundidade</b>	<b>Condição do Fluxo</b>	<b>Alteração no canal</b>
<b>EA02</b>	14	17	20	17	18	18
<b>EA03</b>	7	9	18	20	17	17
<b>EA04</b>	6	8	19	19	16	16
<b>EA05</b>	4	1	20	11	19	19
<b>EA06</b>	11	5	14	17	9	9
<b>EA08</b>	14	12	18	9	20	20
<b>EA09</b>	15	16	19	7	19	19
<b>EA10</b>	11	15	14	16	1	1
<b>EA12</b>	17	11	19	19	17	17
<b>EA13</b>	11	15	14	20	18	18
<b>EA15</b>	6	3	20	20	17	17
<b>EA16</b>	6	3	9	4	4	4
<b>EA17</b>	4	11	3	12	2	2
<b>EA18</b>	13	11	13	13	5	5
<b>EA19</b>	19	20	19	9	17	17
<b>EA20</b>	14	19	19	20	16	16
<b>EA21</b>	20	20	20	17	9	9
<b>EA22</b>	8	8	5	12	15	15
<b>EA23</b>	11	7	18	3	20	20
<b>EA24</b>	20	8	17	4	20	20
<b>EA25</b>	9	19	18	13	18	18
<b>EA26</b>	19	11	11	13	20	20
<b>EA27</b>	17	17	10	19	15	15
<b>EA28</b>	5	1	9	4	20	20
<b>EA29</b>	6	9	14	13	19	19
<b>EA30</b>	11	11	18	12	2	2

A métrica alteração no canal também apresentou valores altos para a maior parte das estações amostrais, apresentando valores baixos apenas nas estações amostrais EA10 (com represamento do rio), EA30 (com indícios de dragagem do canal) e nas estações EA16, EA17 e EA18, onde o aporte de rejeitos da mineração de carvão causa o assoreamento do riacho. A métrica condição do fluxo no canal apresentou valores baixos nos riachos menores e as métricas hábitat para peixes e hábitat para invertebrados apresentaram valores medianos para a grande maioria das estações amostrais.

Na análise de componentes principais das variáveis e métricas referentes à condição do habitat no canal fluvial (figura 43), os dois primeiros eixos explicam 47,09% da variação das variáveis originais. O primeiro eixo está positivamente relacionado ao tamanho e, conseqüentemente, o nível de água do canal. O segundo eixo está relacionado à geomorfologia do canal (relação largura/profundidade e declive) e heterogeneidade do leito (percentual de rocha consolidada, percentual de sedimento fino e qualidade de habitat para peixes e invertebrados). As variáveis coeficiente de Reynolds e o número de Froude foram desconsideradas nesta análise, pois todas as estações amostrais apresentaram valores extremamente baixos. Os riachos de maior porte (EA06, EA10, EA13 e EA21) foram as mais positivamente associadas ao eixo 1, apresentando canais maiores e ordens 5 ou 6 (tabela 05). No lado negativo deste eixo, EA05, EA17, EA23, EA24 e EA26 são as estações amostrais mais associadas. As estações EA05 e EA15 são as mais positivamente associadas ao eixo 2, seguidas por EA03 e EA29. As estações amostrais mais correlacionadas negativamente com o segundo eixo são EA09, EA21, EA24 e EA27.

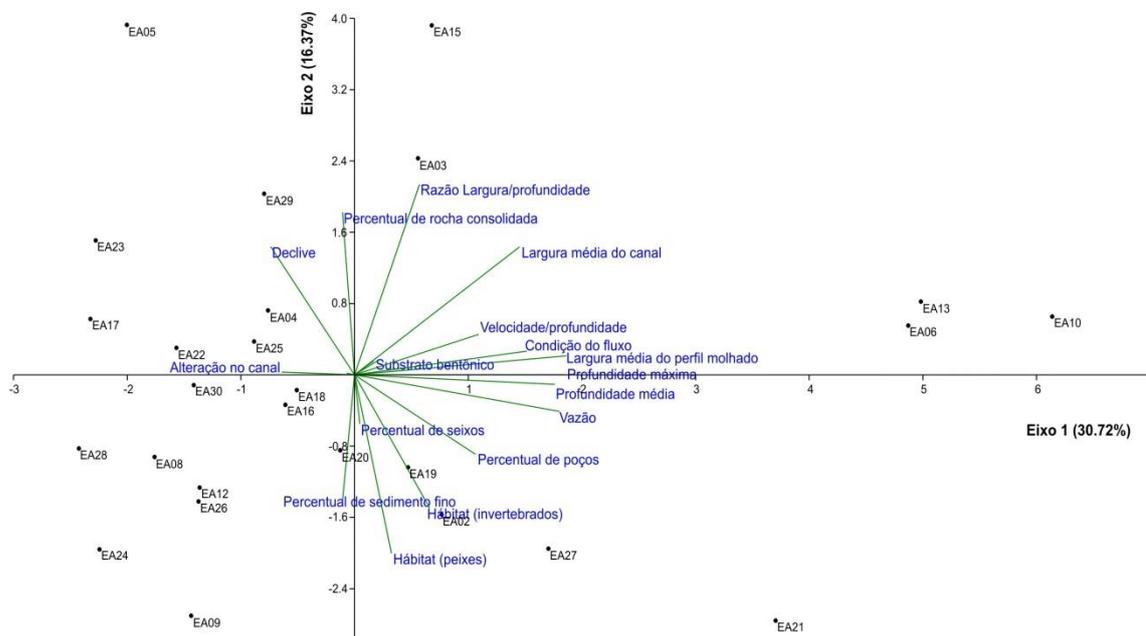


Figura 43. Análise de componentes principais das variáveis e métricas do habitat físico no canal fluvial.

## 5.5 Qualidade da zona ripária

As métricas largura da zona ripária e proteção vegetativa das margens apresentaram padrão semelhante entre as estações amostrais enquanto a métrica estabilidade das margens mostrou padrão independente (tabela 09). A estação amostral EA08, por exemplo, apresentou valores altos para as métricas proteção vegetativa das margens e largura da zona ripária, porém apresentou valor relativamente baixo para estabilidade das margens. A maior pontuação, para as três métricas, foi observada na estação amostral EA15 e a menor pontuação, também para as três métricas, na estação amostral EA03.

Tabela 09. Valores obtidos para as métricas de qualidade da zona ripária.

<b>Estação amostral</b>	<b>Estabilidade das margens</b>	<b>Proteção vegetativa das margens</b>	<b>Largura da zona ripária</b>
<b>EA02</b>	15	16	18
<b>EA03</b>	7	2	1
<b>EA04</b>	19	10	7
<b>EA05</b>	8	7	5
<b>EA06</b>	17	7	3
<b>EA08</b>	9	19	19
<b>EA09</b>	12	20	20
<b>EA10</b>	20	19	17
<b>EA12</b>	16	17	12
<b>EA13</b>	20	16	17
<b>EA15</b>	20	20	20
<b>EA16</b>	19	20	18
<b>EA17</b>	16	12	1
<b>EA18</b>	12	17	20
<b>EA19</b>	12	16	18
<b>EA20</b>	14	12	7
<b>EA21</b>	20	12	19
<b>EA22</b>	13	12	19
<b>EA23</b>	13	9	5
<b>EA24</b>	14	13	8
<b>EA25</b>	12	7	2
<b>EA26</b>	8	13	13
<b>EA27</b>	14	13	16

<b>EA28</b>	9	4	2
<b>EA29</b>	19	20	20
<b>EA30</b>	19	6	5

Na análise de componentes principais com base nas métricas de qualidade da zona ripária, os dois primeiros eixos explicaram 95,29% da variação nos valores originais (figura 44). O eixo 1 representou as três métricas proteção vegetativa das margens e largura da zona ripária enquanto o segundo eixo mostrou-se mais relacionado à estabilidade das margens. As estações amostrais EA15, EA29, EA16 e EA10 apresentaram as maiores correlações positivas com o eixo 1, indicando boa qualidade da zona ripária. Apesar da alta correlação positiva com este eixo, a estação amostral EA29 apresentou sinais de influência da pecuária na zona ripária (tabela 05). As estações amostrais EA03, EA28, EA25 e EA05 apresentaram as maiores correlações negativas com esse eixo, indicando baixa qualidade da zona ripária. As três primeiras estão cercadas por áreas de pastagem enquanto a última, teve grande parte da sua zona ripária substituída por plantio de *Eucalyptus* sp (figura 41E). A estação amostral EA25 apresentou-se totalmente coberta por vegetação natural, em escala de bacia (tabela 04). A estação amostral EA30 apresenta a maior correlação positiva com o eixo 2 enquanto EA08 e EA26 apresentam as maiores correlações negativas. EA30 não apresenta sinais de erosão nas margens e, apesar do gado acessar o canal, não há sinais de desmoronamento decorrentes do pisoteamento pelo gado. EA08 apresenta sinais de erosão nas margens. EA26 apresenta grande extensão das margens pisoteada pelo gado, com sinais de desmoronamento (figura 41B).

As estações amostrais podem ser divididas em quatro grupos, considerando a sua relação com os eixos da PCA. As estações amostrais EA10, EA13, EA15, EA16, EA21 e EA29 formaram um grupo com alta correlação com o eixo 1, em menor escala, com o eixo 2. Esses locais são riachos de ordens maiores, com pouca intervenção na zona ripária (tabela 05). As estações amostrais EA08, EA09, EA19 e EA22 apresentaram correlação positiva com o eixo 1 e alta correlação negativa com o eixo 2. Esses locais apresentam desmoronamento nas margens decorrente do pisoteamento pelo gado e erosão nas margens em função de picos de cheias. As estações amostrais EA03, EA05 e EA28 apresentaram alta correlação negativa com o eixo 1 e correlação negativa com o eixo 2. Estas estações amostrais estão inseridas em áreas de pastagem ou de silvicultura. Por último, as estações amostrais EA04, EA06, EA17 e EA30 apresentaram correlação negativa com o eixo 1 e alta correlação positiva com o eixo 2.

Na zona ripária dessas estações amostrais o estrato arbóreo é composto por poucos indivíduos ou está ausente. Nesses locais, a zona ripária é composta por arbusto ou herbáceas.

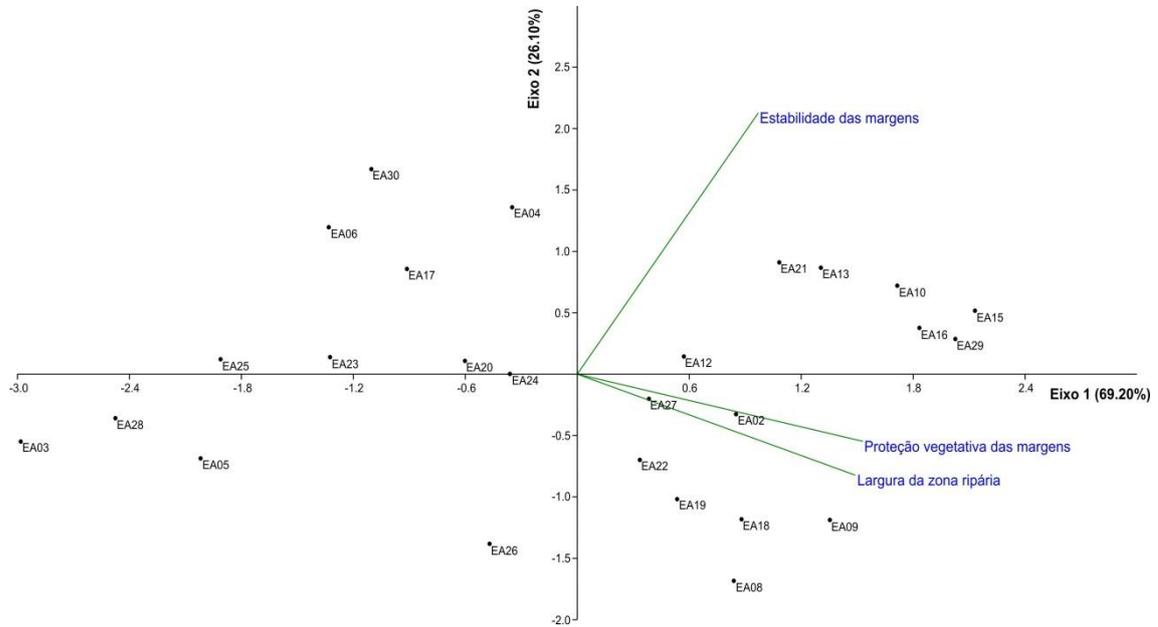


Figura 44. Análise de componentes principais com base nas métricas de qualidade da zona ripária avaliadas.

## 5.6 Qualidade da água

As variáveis de qualidade da água apresentaram grande variação entre as estações amostrais. A maior variação entre as estações amostrais foi observada para os valores de pH e condutividade elétrica (tabela 10). A concentração de oxigênio dissolvido, por outro lado, apresentou pouca variação entre as estações amostrais. A temperatura também variou pouco, mantendo-se acima de 19°C em todos locais.

Tabela 10. Valores observados para as variáveis de qualidade da água.

<b>Local</b>	<b>pH</b>	<b>Oxigênio Dissolvido (mg<sup>l</sup><sup>-1</sup>)</b>	<b>Condutividade elétrica (μScm<sup>-1</sup>)</b>	<b>Temperatura da água (°C)</b>
<b>EA02</b>	5,60	6,70	37,00	21,00
<b>EA03</b>	6,46	7,70	46,00	22,20
<b>EA04</b>	7,70	8,30	130,00	25,80
<b>EA05</b>	5,96	8,60	47,00	19,70
<b>EA06</b>	7,09	9,70	100,50	24,10
<b>EA08</b>	6,88	6,80	80,00	24,00
<b>EA09</b>	6,97	6,00	101,00	23,50
<b>EA10</b>	7,06	7,30	73,00	21,20
<b>EA12</b>	7,75	6,80	412,00	19,00
<b>EA13</b>	7,00	7,20	58,00	23,00
<b>EA15</b>	6,90	7,60	99,00	25,00
<b>EA16</b>	4,20	7,50	138,00	26,00
<b>EA17</b>	11,86	8,50	2180,00	22,80
<b>EA18</b>	4,90	8,80	230,00	20,00
<b>EA19</b>	7,00	7,30	70,00	21,00
<b>EA20</b>	7,50	8,30	69,00	22,00
<b>EA21</b>	7,00	7,20	107,00	21,00
<b>EA22</b>	7,50	8,20	140,00	20,00
<b>EA23</b>	8,00	8,00	166,00	22,00
<b>EA24</b>	7,43	11,50	299,00	24,00
<b>EA25</b>	8,82	8,60	115,00	29,60
<b>EA26</b>	7,25	6,80	140,00	26,60
<b>EA27</b>	6,90	8,10	118,00	21,00
<b>EA28</b>	8,25	6,40	312,00	32,50
<b>EA29</b>	7,40	8,80	107,00	27,50
<b>EA30</b>	7,70	8,90	104,00	24,50

Na análise de componentes principais das variáveis de qualidade da água, os dois primeiros eixos explicam 90,54% da variação nos dados originais (figura 45). O eixo 1 mostrou-se associado ao pH e condutividade e o eixo 2 aos valores de oxigênio dissolvido. No entanto, essa análise é tendenciosa, pois a estação amostral EA17 apresentou um valor extremamente alto para a condutividade (2180 μScm<sup>-1</sup>). Além disso, essa estação amostral apresentou também o maior valor observado para o pH (11,86). Esta foi uma das estações amostrais onde foram encontrados fragmentos de carvão mineral associados ao sedimento (figura 46).

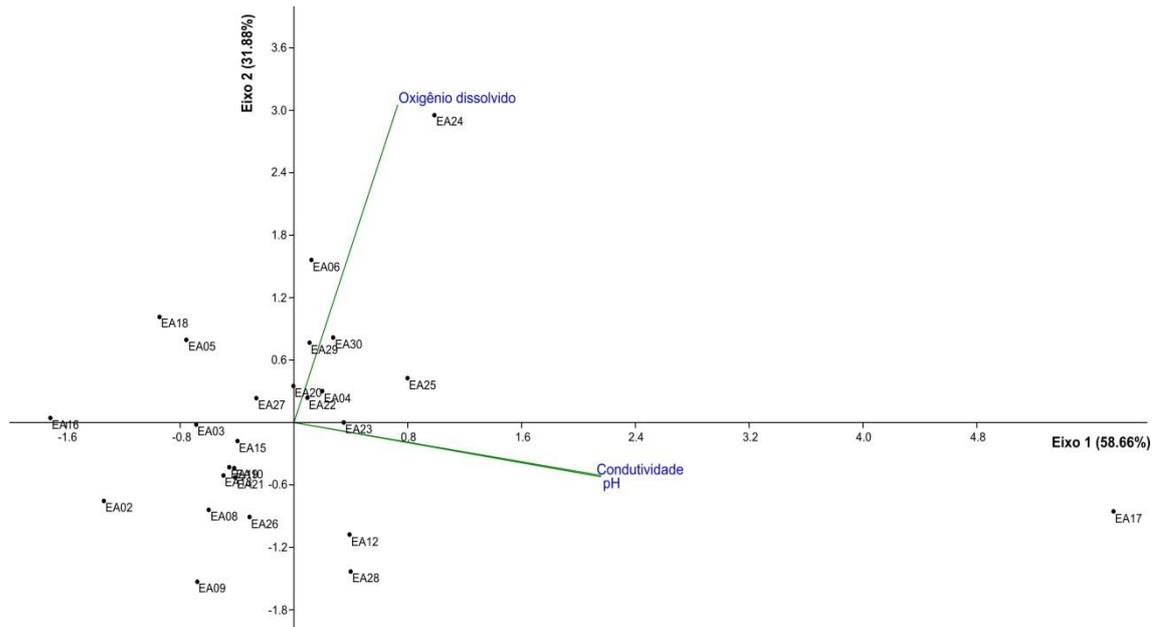


Figura 45. Análise de componentes principais com base nas variáveis de qualidade da água, considerando todas as 26 estações amostrais avaliadas.



Figura 46. Fragmentos de carvão mineral incorporados ao substrato da estação amostral EA17, a estação amostral com maior valor observado para as variáveis condutividade e pH.

Excluindo-se a estação amostral EA17 da análise, o maior valor observado para a condutividade foi  $412 \mu\text{Scm}^{-1}$ , na estação amostral EA12 (tabela 10). Na PCA, os dois primeiros eixos passaram a explicar 74,49% da variação nos dados originais (figura 47). O eixo 1 representa principalmente condutividade e pH. O oxigênio dissolvido é mais

representado pelo eixo 2. A estação amostral EA24 é a mais positivamente correlacionada com o primeiro eixo, seguida de EA12, EA26 e EA25. Em todas essas estações amostrais o gado acessa o canal, exceto na EA12. Esta apresentou rejeitos da mineração de calcário, praticada a montante. As estações amostrais EA02 e EA16, por outro lado, são as mais negativamente correlacionadas com o primeiro eixo. A estação amostral EA16 apresentou baixo valor de pH e também, fragmentos de carvão no canal. A estação amostral EA24 é também a mais positivamente correlacionada com o segundo eixo, seguida por EA06 e EA18. A estação amostral EA28 é a mais negativamente correlacionada com esse eixo, seguida por EA12 e EA09.

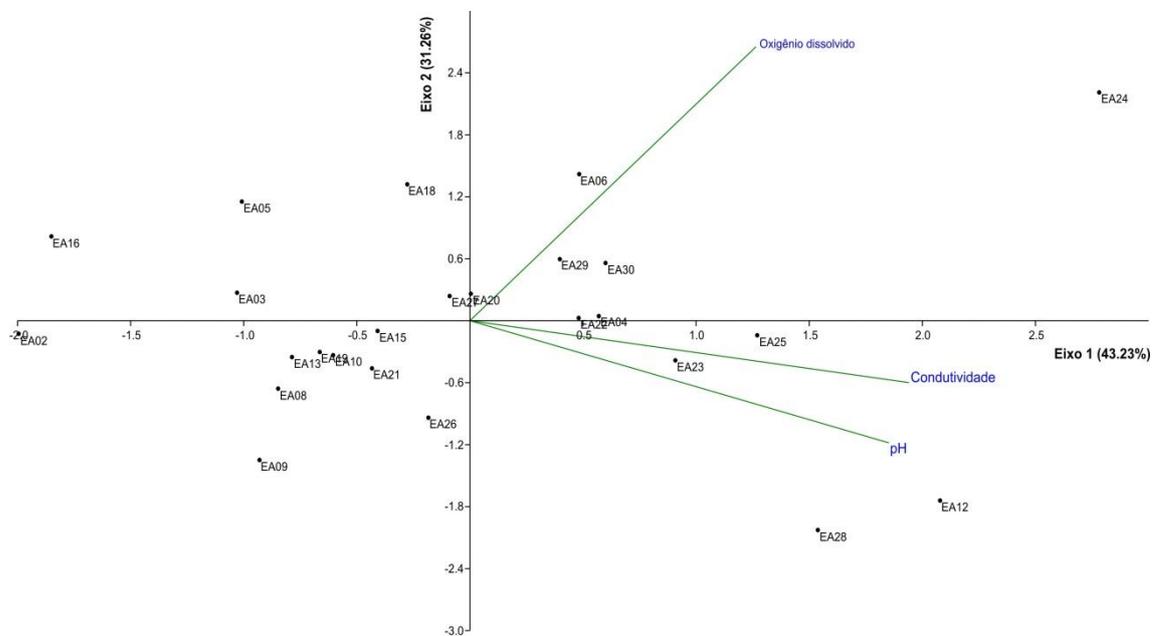


Figura 47. Análise de componentes principais com base nas variáveis de qualidade da água em todas as 26 estações amostrais avaliadas, exceto a estação amostral EA17.

### 5.7 Influência relativa das variáveis morfométricas e dos usos do solo, em escala de bacia hidrográfica, sobre a condição do hábitat local

A maior parte da variação nas variáveis de qualidade da água é explicada pelos usos do solo, independente das variáveis morfométricas (tabela 11). Por outro lado, a maior proporção da variação nas variáveis do hábitat físico no canal é explicada por variáveis morfométricas, independente dos usos do solo. A qualidade da zona ripária é explicada pelo efeito compartilhado dos dois grupos de variáveis. Quando todas as estações amostrais são

consideradas, o maior percentual de explicação foi encontrado para os parâmetros de qualidade da água (80%). No entanto, quando excluimos a estação amostral EA17, o percentual explicado cai para 25%. Ainda que a variação na qualidade da água seja explicada pelos usos do solo, uma parte (8%) passa a ser explicada também pelo efeito compartilhado de usos do solo e variáveis morfométricas. As características medidas em escala de bacia hidrográfica explicaram 25% da variação na condição do hábitat no canal, 40% da variação na qualidade da zona ripária e 34% da variação na qualidade da água (tabela 11). A variação não explicada pode estar relacionada a fatores não medidos ou a processos ocorrendo em outras escalas.

Tabela 11. Percentagem da variação nas variáveis do hábitat físico no canal, nas métricas de qualidade da zona ripária, e nas variáveis de qualidade da água, explicadas por usos do solo, por variáveis morfométricas, pelo efeito compartilhado dos dois grupos de variáveis e percentagem da variação não explicada. A variação nas variáveis de qualidade da água foi testada duas vezes, com todas as estações amostrais e sem a estação EA17, considerada um *outlier*. Valores de  $p < 0,05$  estão representados por ‘\*’,  $p < 0,01$  representados por ‘\*\*’ e valores de  $p \geq 0,1$  foram considerados não significativos.

<b>Componente da variância</b>	<b>Condição do hábitat no canal</b>	<b>Qualidade da zona ripária</b>	<b>Qualidade da água</b>	<b>Qualidade da água (sem a EA17)</b>
Usos do solo	0,03	0,17	0,80**	0,25 <sup>(p=0,06)</sup>
Variáveis morfométricas	0,16*	0,16	-0,01	-0,04
Efeito compartilhado	0,04*	0,08*	-0,01	0,13**
Total explicado	0,25*	0,40*	0,78*	0,34*
Não explicado	0,75*	0,60*	0,22*	0,66*

## 6 DISCUSSÃO

As sub-bacias que compõem a bacia hidrográfica do Arroio Candiota apresentam grande variação nos seus tamanhos, com sub-bacias maiores tendendo a apresentar maior textura no relevo, formato menos circular e declive mais suave. As sub-bacias com relevo mais acidentado tendem também a apresentar maior densidade de drenagem e maior razão de bifurcação. A vegetação natural ocupa a maior parte da bacia hidrográfica do Arroio Candiota. No entanto, as atividades antrópicas estão distribuídas pela bacia, principalmente em áreas de relevo mais suave e próximo aos riachos, podendo também ser observadas em escalas mais locais.

A maior parte dos riachos apresenta qualidade global do hábitat boa ou ótima, com baixa qualidade associada principalmente à presença de gado na zona ripária ou aporte de rejeitos da mineração de carvão para o canal fluvial. Em geral, há pouca alteração na forma do canal fluvial, com alguns riachos apresentando assoreamento, sinais de dragagem e represamento. Em relação à qualidade da água, os valores extremos estão associados principalmente à mineração de carvão.

As características naturais e as atividades antrópicas, em escala de bacia hidrográfica, explicam grande parte da condição observada nos riachos, em escala de trecho. No entanto, a influência relativa desses fatores varia dependendo das características consideradas nos riachos. As características do hábitat físico no canal fluvial dos riachos estão mais associadas às características naturais de relevo e de rede de drenagem das sub-bacias. A qualidade da água, por outro lado, é mais influenciada pelos usos do solo do que pelas características naturais das sub-bacias. Por fim, a qualidade da zona ripária dos riachos é determinada pelo efeito compartilhado dos fatores naturais e antrópicos presentes nas sub-bacias.

### 6.1 Características regionais do relevo e da rede de drenagem

Em relação às características naturais, as sub-bacias podem ser ordenadas em relação ao seu tamanho e forma e também em relação à sua rede de drenagem. As sub-bacias menores tendem a apresentar formato mais circular. O formato mais circular, associado à pequena área das sub-bacias, as torna mais suscetíveis à inundação, pois é maior a probabilidade de a sub-

bacia inteira ser atingida simultaneamente por uma tempestade. À medida que a área da sub-bacia aumenta, ela tende a se tornar mais alongada e a textura no relevo aumenta.

As sub-bacias com relevo mais acidentado tendem a apresentar maior densidade de drenagem. A densidade de uma rede de drenagem reflete as características climáticas, geologia, solos e cobertura vegetal de uma bacia hidrográfica. Segundo Sreedevi et al. (2009), a densidade de drenagem aumenta com a diminuição da capacidade de infiltração da rocha subjacente e/ou diminuição da capacidade do solo absorver água. Em outras palavras, a densidade de drenagem de uma bacia hidrográfica é inversamente proporcional à resistência da litologia subjacente. Além disso, bacias com alta densidade de drenagem apresentam redes de drenagem muito ramificadas com comprimento curto e declives íngremes. Por outro lado, em bacias com baixa densidade de drenagem, os vales são mais planos e os rios apresentam maior comprimento e estão mais afastados entre si.

Em geral, os riachos da bacia hidrográfica do Arroio Candiota são pouco sinuosos, variando de retilíneos a transicionais, segundo Schumm (1963). A sinuosidade geralmente é baixa em canais mais íngremes e alta em canais mais planos. Dessa forma, nas sub-bacias de ordens menores, a sinuosidade pode ser limitada pelo alto declive e, conseqüentemente, alta energia associada com o fluxo. No entanto, em geral, os riachos da bacia hidrográfica do Arroio Candiota apresentaram baixo declive. Sendo assim, a baixa sinuosidade pode estar associada à força fornecida pela vegetação ripária, que limita o movimento lateral do canal.

## **6.2 Influência antrópica em escala regional**

A bacia hidrográfica do Arroio Candiota é predominantemente ocupada por vegetação natural, seguido de agricultura e campo degradado, com áreas urbanizadas e mineração em manchas pequenas e isoladas. A distribuição das classes de uso e cobertura do solo não é aleatória. Algumas classes estão associadas a determinadas características naturais. A maior parte das áreas agrícolas está próxima do trecho inferior do riacho principal, o Arroio Candiota, em decorrência do maior aporte de água disponível para irrigação. A silvicultura, assim como a mineração, está localizada principalmente próxima às nascentes dos riachos. A urbanização foi observada, basicamente, em apenas dois pequenos núcleos, na região mais central da bacia. Campo degradado ocorreu em grande parte da bacia, com exceção da região de serra, onde predominou a classe vegetação natural.

A acessibilidade dentro da bacia hidrográfica do Arroio Candiota pode estar, indiretamente, favorecendo a preservação de alguns ecossistemas. As áreas ocupadas por vegetação natural estão mais concentradas nas regiões da bacia com relevo mais acidentado. Essas regiões apresentam também menor número de estradas e, conseqüentemente, maior dificuldade de acesso, o que diminui o potencial para a implantação de atividades antrópicas. Além disso, os riachos em áreas de relevo mais acidentado apresentam menor vazão, diminuindo a disponibilidade de água para a irrigação. Dessa forma, esses fatores podem tornar logisticamente inviável o desenvolvimento de atividades antrópicas, favorecendo a ocorrência de vegetação natural nessas regiões.

### **6.3 Qualidade global do hábitat nos riachos**

A qualidade global do hábitat nos riachos é fortemente influenciada pela condição da zona ripária, independentemente dos fatores em escala de bacia hidrográfica. Mesmo que estejam inseridos em uma bacia hidrográfica totalmente coberta por vegetação natural, os riachos podem apresentar baixa qualidade do hábitat em função da degradação na zona ripária. Na bacia hidrográfica do Arroio Candiota, a maior parte dos riachos apresenta boa ou ótima qualidade do hábitat. Os riachos com melhor qualidade de hábitat, em geral, possuem melhor qualidade da zona ripária. Por outro lado, os riachos com pior qualidade de hábitat apresentam fragmentos de carvão e/ou pecuária em suas margens.

A vegetação ripária pode alterar o transporte de sedimento, retendo material ou alterando a hidrologia do canal (Náiman; Décamps, 1997). Essa alteração se dá pela ação das raízes ou pelo aporte de galhos e troncos, que acabam também servindo de hábitat para peixes e invertebrados. A perda da mata ripária reduz a qualidade da água e do hábitat dentro dos riachos, pois a retirada da vegetação ripária diminui o aporte de pedaços de madeira, serapilheira e carbono dissolvido para o riacho (Sweeney et al., 2004). Segundo Jones et al. (1999), a degradação da zona ripária tem sido correlacionada com a diminuição da diversidade de hábitats, diminuição relativa da abundância de poços rasos e com o preenchimento das corredeiras com sedimento fino.

A presença de gado pode levar à redução do sombreamento, da cobertura do solo e da entrada de suplemento alimentar no canal, resultando em aumento da temperatura da água, mudanças na morfologia do canal e aporte de sedimento pela erosão das margens e do solo

(Amour et al., 1991). Além disso, o pisoteamento pelo gado danifica fisicamente as margens, provocando a erosão nas margens, que segundo Townsend et al. (2004), é responsável por parte do aumento no aporte de sedimento para o leito do riacho em áreas de pastagem.

A presença de fragmentos de carvão nos riachos ocorre em decorrência dos rejeitos da mineração de carvão que alcançam o canal fluvial e são transportados em direção a jusante. Esse aporte de rejeitos da mineração pode alterar o tipo de substrato de fundo do riacho, gerando efeitos negativos sobre a comunidade biótica. Segundo Lammert; Allan (1999), o tamanho do substrato é uma das características do canal que mais explica a variação na comunidade de invertebrados de riachos. Em rios da Nova Zelândia, segundo Jowett; Richardson (2003), a percentagem de areia substrato é uma das variáveis do hábitat local que mais influencia a distribuição das comunidades de peixes. O aporte de rejeitos também pode causar o assoreamento, a perda de espaços intersticiais e instabilidade do substrato bentônico. O sedimento fino, por exemplo, pode preencher o espaço entre sedimentos maiores. De acordo com Gordon et al. (2004), o preenchimento do espaço entre sedimentos grandes, por sedimento fino, gera uma mudança na composição de espécies de insetos e de peixes. Richards; Host (1994) encontraram riqueza, de macroinvertebrados bentônicos, substancialmente reduzida em riachos com grande proporção de substrato fino (diâmetro < 2mm).

Embora a maior parte dos riachos tenha apresentado qualidade do hábitat boa ou ótima, é importante ressaltar que essa qualidade é relativa, ou seja, depende da condição de referência. Neste trabalho, para cada atributo do hábitat avaliado nos riachos, adotou-se como condição de referência a melhor condição encontrada na própria bacia hidrográfica do Arroio Candiota. Como a bacia hidrográfica do Arroio Candiota não apresenta riachos livres de intervenção antrópica direta ou indireta, vale ressaltar que a condição ótima de hábitat não implica necessariamente na condição intocada do ecossistema.

#### **6.4 Condição do hábitat físico no canal fluvial**

Em relação à condição do hábitat físico no canal fluvial, os riachos variam em função do tamanho do canal e de seus aspectos geomorfológicos. Quanto ao tamanho do canal, os riachos maiores (também de ordem maior) apresentam maior vazão e maior profundidade. Quanto aos aspectos geomorfológicos, os riachos se distribuem em função do seu formato e

da heterogeneidade do leito (tipo de substrato e presença de estruturas que servem como habitats).

Na bacia hidrográfica do Arroio Candiota, os riachos com maior razão largura-profundidade tendem também a apresentar baixa qualidade de habitat para peixes e invertebrados. No entanto, segundo Frazier et al. (2005), baixos valores da razão largura-profundidade geralmente indicam uma boa condição para a flora e fauna aquática, pois os baixos valores resultam em maior profundidade de água para as espécies. No caso dos riachos da bacia hidrográfica do Arroio Candiota, a baixa qualidade do habitat para peixes e invertebrados nesses riachos pode ser influência da correlação positiva entre a razão largura-profundidade e o percentual de substrato rocha consolidada. Este tipo de substrato é menos heterogêneo quando comparado a pedregulhos e seixos, por exemplo. Em consequência disso, a disponibilidade de locais para refúgio e alimentação pode ser menor.

Os riachos com predomínio de sedimento fino, considerado habitat instável, apresentam correlação positiva com a qualidade do habitat para peixes e invertebrados. Isso pode ser explicado pela presença de troncos, galhos e vegetação submersa. Segundo Barbour et al. (1999), uma grande variedade dessas estruturas submersas fornece à biota aquática um grande número de nichos, podendo aumentar a diversidade de habitats e espécies.

Apesar de apresentarem grande variação na profundidade do perfil molhado e, em geral, boa condição do fluxo no canal, os riachos apresentam apenas fluxo laminar e subcrítico. Isso provavelmente está associado ao baixo declive de grande parte dos riachos e à amostragem em nível normal, sem a influência de escoamento superficial, que tenderia a tornar o fluxo mais turbulento.

Em geral, os riachos são pouco alterados quanto à forma do canal. As alterações da forma do canal presentes na bacia hidrográfica do Arroio Candiota são dragagem, assoreamento e represamento. A dragagem pode levar à perda de habitats nos riachos, aumentar a velocidade de corrente, perdas da vegetação nas margens, erosão do fundo e das margens, instabilidade do solo, aumento na carga de sedimento para o canal, mudanças na profundidade e na temperatura e qualidade da água (Licursi; Gómez, 2009). O assoreamento está ligado ao grande aporte de rejeitos da mineração de carvão para o canal, sendo mais concentrado em pequenos trechos de riachos. Esses efeitos foram discutidos mais detalhadamente na seção 6.3.

O represamento de rios e riachos impacta significativamente toda a gama de características hidrológicas, tendo o principal efeito sobre o fluxo mínimo e o fluxo máximo (Magilligan; Nislow, 2005). No entanto, mudanças na morfologia da seção transversal e

alteração sedimentológica a jusante da represa também podem ocorrer. A represa captura o sedimento fino tornando-o muito escasso na água a jusante. Essa água pode erodir o sedimento fino do canal a jusante, reduzindo a disponibilidade de habitats para espécies que utilizem o espaço intersticial (Poff et al., 1997).

Dessa forma, do ponto de vista do habitat físico no canal, os riachos apresentam grande variação natural quanto ao tamanho do canal e heterogeneidade do substrato. A influência antrópica se dá, principalmente em relação à alteração na forma do canal. Ainda assim, tais alterações podem ter efeitos drásticos sobre a comunidade biótica, pois inúmeros processos podem ser alterados indiretamente, devido à gama de inter-relações entre os componentes do sistema fluvial.

### **6.5 Qualidade da zona ripária em escala local**

Considerando a qualidade dos atributos da zona ripária, os riachos apresentam quatro padrões gerais. Eles podem apresentar zona ripária larga e bem vegetada com margens estáveis, como é o caso dos riachos de maior ordem com pouca influência antrópica na zona ripária local. Outros riachos apresentam zona ripária relativamente larga e margens instáveis. Esses riachos são acessados por gado (que ocasiona o desmoronamento das margens) e possuem erosão por grandes picos de cheias. Há também os riachos com zona ripária muito estreita ou ausente, apresentando margens instáveis. A zona ripária nesses riachos está muito degradada, com presença de gado ou silvicultura. Por último, há riachos com baixa qualidade da zona ripária, porém com margens ainda estáveis. Esses riachos apresentam basicamente estrato arbustivo, com poucos indivíduos arbóreos compondo a vegetação ripária.

A qualidade da zona ripária nos riachos está, em grande parte, associada à pecuária, pois os riachos com pior qualidade da zona ripária apresentam gado no seu entorno. O gado pode afetar a zona ripária alterando, reduzindo ou até eliminando a vegetação (Amour et al., 1991). No entanto, mesmo em riachos sob influência da pecuária, a zona ripária também pode apresentar boa qualidade. Isso sugere que o efeito deletério do gado sobre a qualidade da zona ripária pode estar associado ao tipo de manejo.

A estabilidade das margens está associada ao pisoteamento pelo gado e à erosão pelo fluxo d'água. A erosão das margens ocorre naturalmente à medida que o canal meandra e pode se tornar mais severa quando o pico de fluxo aumenta (Allan; Castillo, 2007). No

entanto, por ser uma importante fonte de alimento, especialmente em estações secas, a zona ripária pode ser intensamente ocupada pelo gado. Ao se reunir na zona ripária em busca de sombra ou para dessedentação no canal, o gado acaba erodindo as margens por pisoteio (Amour et al., 1991). Além disso, ao entrar e sair do canal, o gado pode degradar as margens dos riachos diretamente pelo pisoteio, criando rugosidade hidráulica e aumentando o poder erosivo durante cheias (Trimble; Mendel, 1995). Segundo esses autores, o gado também reduz a resistência à erosão ao remover a proteção vegetativa e afrouxar o solo.

A qualidade da zona ripária está fortemente associada à qualidade do hábitat como um todo, como discutido na seção 6.3. Além disso, apesar da zona ripária ocupar uma porção muito pequena da bacia, sua influência sobre o funcionamento dos rios e riachos é significativa. Na bacia hidrográfica do Arroio Candiota a degradação da zona ripária está, em grande parte, associada à presença de gado. Tendo em vista que essa atividade pode ter grande importância econômica para o desenvolvimento da região, torna-se necessária a adoção de ações de manejo que permitam a existência de atividade pecuária, porém mantenham a qualidade da zona ripária nesses riachos.

## **6.6 Qualidade da água nos riachos**

A condutividade e o pH são os parâmetros de qualidade da água que mais variam enquanto oxigênio dissolvido e temperatura da água apresentam pouca variação entre os riachos. A condutividade e o pH atingem valores extremos nos riachos com fragmentos de carvão mineral no canal, provavelmente em decorrência da drenagem ácida. A drenagem ácida, decorrente da mineração, é formada quando minerais piríticos são expostos ao intemperismo hidrológico, atmosférico ou biológico, tornando-se oxidados e resultando em ácido sulfúrico (baixo pH), íons metálicos dissolvidos, elevado conteúdo de sulfato e alta condutividade (Luís et al., 2009).

A condutividade da maior parte dos ecossistemas de água doce varia entre 10 e 1000  $\mu\text{Scm}^{-1}$ , mas pode exceder esses valores, especialmente em águas poluídas com grande quantidade de escoamento superficial (Chapman, 1996). No entanto, Cherry et al. (2001), estudando rios impactados por drenagem ácida de mina, encontraram valores de condutividade de até 3620  $\mu\text{Scm}^{-1}$ . Geralmente, a condutividade segue uma tendência similar à do pH, ou seja, riachos com pH muito ácido apresentam alta condutividade. Os riachos da

bacia hidrográfica do Arroio Candiota tendem a apresentar esse mesmo padrão, com exceção da estação amostral EA17, que apresenta o maior valor de condutividade observado ( $2180 \mu\text{Scm}^{-1}$ ) e pH muito básico (11,86). Esse riacho drena uma sub-bacia com predomínio de mineração de carvão. A alta condutividade está associada à drenagem ácida e o pH básico se deve à intervenção antrópica, com intuito de amenizar os efeitos da drenagem ácida.

Os valores extremos de condutividade e pH podem ter muitos efeitos sobre a comunidade biótica. Segundo Wang; Yin (1997), a condutividade pode ser tratada como um indicador geral da qualidade da água, por estar correlacionada com outros parâmetros de qualidade da água, como pH, dureza e alcalinidade e negativamente correlacionada com a turbidez e a concentração de sólidos em suspensão. O pH é um importante fator para determinar as propriedades químicas e biológicas da água. Por exemplo, muitos metais se dissolvem em íons em baixos valores de pH, precipitam como óxidos e hidróxidos em altos valores e, novamente se redissolvem em valores muito altos (Weiner, 2008). Além disso, segundo este autor, o pH também influencia o grau de ionização, a volatilidade e a toxicidade de certas substâncias dissolvidas como a amônia.

Todos os riachos apresentam concentrações de oxigênio dissolvido acima de  $6,0 \text{ mg l}^{-1}$ , sendo que 50% dos riachos apresenta concentrações superiores a  $8,0 \text{ mg l}^{-1}$ . De acordo com Weiner (2008), águas com valores de oxigênio dissolvido acima de  $8,0 \text{ mg l}^{-1}$  são consideradas de boa qualidade, valores entre 6,5 e 8,0 levemente poluídas e 4,5 e 6,5 moderadamente poluídas. O oxigênio dissolvido é um dos mais importantes indicadores de qualidade da água para peixes e está envolvido ou influencia quase todos os processos químicos e biológicos dentro dos ecossistemas aquáticos. Segundo Weiner (2008), muitas vezes, a mortandade de peixes não é causada diretamente pela toxicidade de contaminantes, mas pela depleção de oxigênio decorrente da biodegradação de contaminantes orgânicos.

A temperatura da água tem impacto sobre o comportamento e a sobrevivência dos organismos aquáticos (Frazier et al., 2005), influenciando na ocorrência de muitas espécies de peixes devido às suas preferências e amplitude de tolerância. Nos riachos da bacia hidrográfica do Arroio Candiota, a temperatura da água manteve-se acima de  $20^\circ\text{C}$ . Entre os riachos, a temperatura apresentou pouca variação, provavelmente em função do horário da medição.

Dessa forma, do ponto de vista de qualidade da água, os riachos mais degradados são aqueles sob influência direta da mineração de carvão. No entanto, cabe ressaltar que essa avaliação se baseia apenas em quatro variáveis, devido à sua fácil obtenção *in situ*,

desconsiderando fatores como concentração de nutrientes, turbidez e quantidade de sólidos em suspensão, entre outros.

### **6.7 Influência regional, das características naturais e das atividades antrópicas sobre a condição do hábitat no canal fluvial**

Na bacia hidrográfica do Arroio Candiota, as características naturais e antrópicas explicam 25% da variação na condição encontrada no hábitat físico no canal fluvial, sendo essa condição mais explicada por características naturais do que por usos do solo. Richards et al. (1996), em uma bacia hidrográfica nos Estados Unidos, também encontrou maior influência de características naturais do que de usos do solo sobre a condição do hábitat físico nos riachos, sendo que os fatores em escala de bacia hidrográfica explicaram 50% da variação na condição do hábitat.

Como discutido na seção 6.4, o hábitat físico no canal varia principalmente quanto ao tamanho do canal, vazão e características do substrato de fundo. Na bacia hidrográfica do Arroio Candiota, as intervenções antrópicas capazes de influenciar essas características são mineração, barramento e dragagem do canal. Apesar de poderem influenciar fortemente a estrutura e o funcionamento dos riachos, essas atividades estão presentes apenas em parte da rede de drenagem. Sendo assim, a maior parte dos riachos tem a condição do hábitat físico determinada pelas características naturais da bacia hidrográfica.

O tamanho do canal e a sua vazão estão relacionados principalmente à área e ordem da bacia, pluviometria, entre outros. Segundo Poff et al. (1997), o tamanho do riacho e da bacia hidrográfica, assim como a cobertura vegetativa e a topografia, podem determinar os padrões regionais no fluxo e na magnitude da vazão dos riachos. Na bacia hidrográfica do Arroio Candiota, uma atividade antrópica capaz de alterar o tamanho do canal e a vazão do riacho é o represamento do Arroio Candiota. Essa represa foi criada com o objetivo atuar como fonte fria, fornecendo água para a Usina Termoeletrica Presidente Médici. Com o represamento, o ambiente que antes era um sistema lótico, passou a atuar como um sistema lêntico. Além disso, o mau gerenciamento da abertura das comportas da represa pode causar sérios danos tanto ao hábitat físico quanto à biota residente a montante e a jusante da represa. Além das alterações no fluxo, o represamento de rios ocasiona alterações no transporte de sedimento, como discutido na seção 6.4.

A influência antrópica sobre as características do substrato ocorre principalmente nos locais com aporte de rejeitos da mineração. Na mineração de carvão em superfície, camadas de solo e rochas que cobrem os depósitos de carvão são removidas, com a utilização de explosivos, expondo o carvão para extração. Isso resulta em transformações drásticas na topografia, hidrologia e cobertura do solo (Townsend et al., 2009; Fritz et al., 2010). Ainda, o excesso de rejeitos, incluindo o solo e as rochas retiradas inicialmente, geralmente é depositado em vales adjacentes e outras cavidades. O grande aporte de sedimento pode levar a um aumento na largura do rio e do declive local, resultando em assoreamento do fundo e diminuição de áreas de poços e corredeiras.

Sendo assim, a condição observada no hábitat físico é determinada principalmente pelas características naturais da bacia, com as alterações antrópicas sendo mais evidentes em porções relativamente pequenas da rede de drenagem.

## **6.8 Influência regional, das características naturais e das atividades antrópicas sobre a qualidade da zona ripária dos riachos**

Fatores naturais e antrópicos, em escala de bacia hidrográfica, se sobrepõem para gerar a variação observada na qualidade da zona ripária dos riachos e, juntos, explicam 40% dessa variação. Os riachos de maiores ordens, drenando maiores áreas, tendem a ser mais sinuosos e, conseqüentemente, apresentar maior zona ripária. Segundo Náiman; Décamps (1997), a largura da zona ripária está relacionada ao tamanho do rio, sua posição na rede de drenagem, seu regime hidrológico e também à geomorfologia local.

Como discutido na seção 6.2, algumas atividades antrópicas, como silvicultura, mineração e pastagem, estão localizadas mais próximas dos riachos de pequena ordem. Dessa forma, essas classes de uso e cobertura do solo tendem a se sobrepor a características naturais como área da bacia, relevo, declive do riacho, entre outros. Do mesmo modo, a vegetação natural é mais concentrada nas regiões com relevo mais acidentado.

Além disso, a degradação da zona ripária pode estar relacionada a fatores atuantes em outras escalas espaciais. A estação amostral EA25, por exemplo, apesar de ter 100% de sua bacia hidrográfica coberta por vegetação natural, apresenta qualidade da zona ripária muito baixa. Essa baixa qualidade pode estar associada a processos atuando em escalas intermediárias como segmento ou trecho de rio.

## **6.9 Influência regional, das características naturais e das atividades antrópicas sobre a qualidade da água dos riachos**

Os fatores naturais e antrópicos, em escala de bacia hidrográfica, explicam juntos 34% da variação na qualidade da água dos riachos, sendo esta principalmente explicada por atividades antrópicas.

A influência antrópica se deve, principalmente, à mineração de carvão. Como discutido na seção 6.6, os valores extremos para pH e condutividade ocorrem nos riachos com aporte de rejeitos da mineração. Riachos drenando bacias com mineração de carvão em superfície geralmente apresentam mudanças no pH e aumento na sedimentação, condutividade e nas concentrações de metais pesados e sulfato (Wohl, 2006; Palmer et al., 2010).

Parte da variação na qualidade da água é explicada pelo efeito sobreposto das características naturais e de usos do solo. Assim como ocorre com a qualidade da zona ripária, algumas atividades antrópicas que influenciam a qualidade da água podem estar relacionados a características naturais da bacia. Wang; Yin (1997) encontraram correlação negativa da condutividade com a vazão. Segundo os autores, com o aumento da vazão, a concentração de material dissolvido diminui e, por consequência, diminui a condutividade. Buck et al. (2003) sugerem que os usos do solo na bacia hidrográfica são mais influentes na qualidade da água em rios maiores, enquanto usos do solo locais e outros fatores podem ser mais importantes em riachos menores. No entanto, na bacia hidrográfica do Arroio Candiota, os riachos com maiores condutividades (com mineração de carvão) são também riachos com pequena vazão, drenando bacias pequenas com alto declive.

Como discutido anteriormente, a avaliação da qualidade da água se baseia em apenas quatro variáveis. A influência antrópica pode ser ainda maior nos riachos da bacia hidrográfica do Arroio Candiota, se a concentração de nutrientes, quantidade de sólidos suspensos entre outros, variáveis passarem a ser considerados. Ainda assim, a grande variação nessas variáveis, principalmente devido à influência da mineração de carvão, já mostra o quanto as atividades antrópicas podem influenciar na qualidade da água de rios e riachos.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

As sub-bacias que compõem a bacia hidrográfica do Arroio Candiota apresentam grande variação quanto ao seu tamanho. As sub-bacias menores tendem a ser mais circulares e, por consequência, mais suscetíveis à inundação. As regiões de relevo mais acidentado na bacia apresentam também maior densidade de drenagem e maior razão de bifurcação. As características naturais da bacia influenciam na localização das atividades antrópicas. A região de relevo mais acidentado é predominantemente ocupada por vegetação natural. Atividades de silvicultura e mineração estão próximas às nascentes dos riachos e a agricultura está mais concentrada ao longo do trecho inferior do Arroio Candiota.

O método de avaliação da qualidade do hábitat em riachos apresentado mostrou-se adequado para a proposta do estudo e apresenta grande potencial para aplicação em outras regiões. A avaliação demonstrou que a maior parte dos riachos apresenta boa ou ótima qualidade global do hábitat e a qualidade do hábitat está fortemente associada à qualidade da zona ripária. Isso realça a importância da preservação da mata de galeria para a manutenção da qualidade ecológica dos riachos. Este estudo também demonstra que o grande aporte de rejeitos da mineração de carvão é a principal causa da degradação da qualidade do hábitat físico no canal fluvial.

Na bacia hidrográfica do Arroio Candiota, a condição do hábitat físico nos riachos é mais influenciada pelas características naturais de relevo e de rede de drenagem, com exceção daqueles riachos com grande aporte de rejeitos da mineração de carvão. Por outro lado, as atividades antrópicas determinam a qualidade da água nos riachos, principalmente, em decorrência da mineração de carvão, que provoca grandes alterações nos valores de pH e condutividade elétrica. A qualidade da zona ripária é determinada pelo efeito compartilhado das características naturais e dos usos do solo na bacia, devido à correlação espacial desses dois fatores.

Para uma avaliação mais holística, torna-se necessário considerar outras escalas espaciais e também a comunidade biótica dos riachos. Estudos desse tipo poderão demonstrar de que forma as alterações provocadas no hábitat influenciam nos processos ecossistêmicos ocorrendo no sistema fluvial. Dessa forma, possibilitarão novas e importantes conclusões para a gestão dos recursos hídricos da bacia hidrográfica do Arroio Candiota.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allan, J. D. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual reviews of ecology, evolution and systematics**, 35:257–84.
- Allan, J. D.; Erickson, D. L.; Fay, J. 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. **Freshwater Biology**, 37: 149-161.
- Allan, J. D.; Castillo, M. M. 2007. **Stream Ecology**: structure and function of running waters. 2<sup>nd</sup> ed. The Netherlands: Springer.
- Amour, C. L.; Duff, D. A.; Elmore, W. 1991. The effects of livestock grazing on riparian and stream ecosystems. **Fisheries**, 16 (1): 7 - 11.
- Araújo-Lima, C. A. R. M.; Jiménez, L. F.; Oliveira, R. S.; Eterovick, P. C.; Mendoza, U.; Jerolimski, A. 1999. Relação entre o número de espécies de peixes, complexidade do hábitat e ordem do riacho nas cabeceiras de um tributário do Rio Urubu, Amazônia Central. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 11(2): 127-135.
- Barbour, M. T.; Gerritsen, J.; Snyder, B. D.; Stribling, J. B. 1999. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers**: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. 2<sup>nd</sup> ed. Washington, D. C.: U. S. Environmental Protection Agency. EPA 841-B-99-002.
- Benke, A. C.; Wallace, J. B. 2003. Influence of wood on invertebrate communities in streams and rivers. **American Fisheries Society Symposium**, 37: 149-177.
- Bhagwat, T. N.; Shetty, A.; Hegde, V. S. 2011. Spatial variation in drainage characteristics and geomorphic instantaneous unit hydrograph (GIUH); implications for watershed management - a case study of the Varada River basin, Northern Karnataka. **Catena**, 87: 52 – 59.
- Bjorkland, R.; Pringle, C. M. Newton, B. 2001. A stream visual assessment protocol (SVAP) for riparian landowners. **Environmental Monitoring and Assessment**, 68: 99–125.
- Boon, P. J.; Holmes, N. T. H.; Maitland, P. S.; Rowell, T. A; Davies, J. 1997. A system for evaluating rivers for conservation (SERCON): development, structure and function. *In*: Boon, P. J.; Howell, D. L. (eds). **Freshwater quality**: defining the indefinable. p. 299–326. HNSO: Edinburgh, UK.
- Borcard, D.; Legendre, P.; Drapeau, P. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. **Ecology**, 73(3): 1045 - 1055.
- Boulton, A. J.; Findlay, S.; Marmonier, P.; Stanley, E. H.; Valett, H. M. 1998. The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. **Annual review of ecology and systematics**, 29: 59-81.
- Bovee, K. D. (ed.). 1995. **A comprehensive overview of the Instream Flow Incremental Methodology**. Fort Collins: National Biological Service.
- Breshta, R. L.; Platts, W. S. 1986. Morphological features of small streams: significance and function. **Water Resources Bulletin**, 22 (3): 369 - 379.

Brierley, G. J.; Cohen, T.; Fryirs, K.; Brooks, A. Post-European changes to the fluvial geomorphology of Bega catchment, Australia: implications for river ecology. **Freshwater Biology**, 41: 839 - 848. 1999.

Buck, O.; Niyogi, D. K.; Townsend, C. R. 2003. Scale-dependence of land use effects on water quality of streams in agricultural catchments. **Environmental Pollution**, 130: 287 - 299.

Bührnheim, C. M. 2002. Heterogeneidade de habitats: rasos x fundos em assembléias de peixes de igarapés de terra firme na Amazônia Central, Brasil. **Revista brasileira de zoologia**, 19 (03): 889 - 905.

Callisto, M.; Ferreira, W. R.; Moreno, P.; Goulart, M.; Petrucio, M. 2002. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG - RJ). **Acta Limnológica Brasiliensia**, 14 (1): 91 - 98.

Casatti, L.; Langeani, F.; Silva, A. M.; Castro, R. M. C. 2006. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 66 (2B): 681 - 696.

Chapman, D (ed.). 1996. **Water Quality Assessments: a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. 2<sup>nd</sup> ed. Grain Britain: Chapman & Hall.

Charlton, R. 2008. **Fundamentals of fluvial geomorphology**. Oxford, Routledge.

Cherry, D. S.; Currie, R. J.; Soucek, D. J.; Latimer, H. A.; Trent, G. C. 2001. An integrative assessment of a watershed impacted by abandoned mined land discharges. **Environmental Pollution**, 111: 377 - 88.

Christofoletti, A. 1980. **Geomorfologia**. 2<sup>a</sup>ed. SãoPaulo: Edgard Blücher.

Cogerino, L.; Cellot, B.; Bournaud, M. 1995. Microhabitat diversity and associated macroinvertebrates in aquatic banks of a large European river. **Hydrobiologia**, 304: 103-115.

Cunha, N. G. da; Silveira, R. J. C. da; Severo, C. R. S.; Soares, M. J.; Santos, C. N. dos; Fontoura Júnior, E. R.; Silva, C. da. 1998. **Estudo dos solos do município de Candiota**. Pelotas: EMBRAPA-CPACT. (EMBRAPA-CPACT. Circular Técnica, 11).

Davies, N. M.; Norris, R. H.; Thoms, M. 2000. Prediction and assessment of local stream habitat features using large-scale catchment characteristics. **Freshwater Biology**, 45: 343 - 369.

Ebersole, J. L.; Liss, W. J.; Frissel, C. A. 1997. Restoration of stream habitats in the Western United States: restoration as reexpression of habitat capacity. **Environmental Management**, 21(1): 1 - 14.

Ecker, S. L. 1984. **The effect of lithology and climate on the morphology of drainage basins in Northwestern Colorado**. Colorado: Colorado Water Resources Research Institute. Completion Report 131.

Eger, P. M. 2012. **Análise da dinâmica da paisagem a partir da vegetação na bacia hidrográfica do Arroio Candiota - RS**. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós - Graduação em avaliação de impactos ambientais em mineração - Unilassale). Canoas.

Fernández, D.; Barquín, J.; Raven, P. J. 2011. A review of river habitat characterization methods: indices vs. characterization protocols. **Limnetica**, 30 (2): 217 - 234.

Fitzpatrick, F. A.; Waite, I. R.; D'Arconte, P. J.; Meador, M. R.; Maupin, M. A.; Gurtz, M. E. 1998. **Revised Methods for Characterizing Stream Habitat in the National Water-Quality Assessment Program**. Water-Resources Investigations Report 98-4052. North Carolina: United States Geological Survey.

Frazier, J. W.; Roby, K. B.; Boberg, J. A.; Kenfield, K.; Reiner, J. B.; Azuma, D. L.; Furnish, J. L.; Staab, B. P.; Grant, S. L. 2005. **Stream Condition Inventory Technical Guide**. United States Department of Agriculture. Forest Service, Pacific Southwest Region – Ecosystem Conservation Staff.

Frissel, C. A.; Liss, W. J.; Warren, C. E.; Hurley, M. D. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. **Environmental Management**, 10(2): 199 – 214.

Fritz, K. B. B. 2004. Impactos sócio-econômicos do uso do carvão mineral na região de Candiota-RS. *In*: Teixeira, E. B. C.; Pires, M. J. R. (coords). **Estudos Ambientais em Candiota: carvão e seus impactos**. Porto Alegre. FEPAM/FINEP/PDACT/CIAMB/FAPERGS, (Cadernos de planejamento e gestão ambiental, nº 04) p.31-50.

Fritz, K. M.; Fulton, S.; Johnson, B. R.; Barton, C. D.; Jack, J. J.; Word, D. A.; Burke, R. A. 2010. Structural and functional characteristics of natural and constructed channels draining a reclaimed mountaintop removal and valley fill coal mine. **Journal of the North American Benthological Society**, 29: 673 – 689.

Gergel, S. E.; Turner, M. G.; Miller, J. R.; Mellack, J. M.; Stanley, E. H. 2002. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. **Aquatic Sciences**, 64: 118 – 128.

Gordon, N. D.; McMahon, T. A.; Finlayson, B. L.; Gippel, C. J.; Nathan, R. J. 2004. **Stream Hydrology: an introduction for ecologists**. 2<sup>nd</sup> ed. England: John Wiley & Sons.

Guerra, T.; Ferraro, L. W. 2004. Caracterização geral da região de Candiota. *In*: Teixeira, E. B. C.; Pires, M. J. R. (coords). **Estudos Ambientais em Candiota: carvão e seus impactos**. Porto Alegre. FEPAM/FINEP/PDACT/CIAMB/FAPERGS, (Cadernos de planejamento e gestão ambiental, nº 02). p.17-27.

Hammer, Ø.; Harper, D.A.T.; Ryan, P.D. 2001. **PAST**: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. Disponível em: [http://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm)

Harding, J.; Clapcott, J.; Quinn, J.; Hayes, J.; Joy, M.; Storey, R.; Greig, H.; Hay, J.; James, T.; Beech, M.; Ozane, R.; Meredith, A.; Boothroyd, I. 2009. **Stream Habitat Assessment Protocols for Wadeable Rivers and Streams of New Zealand**. New Zealand: University of Canterbury, School of Biological Sciences.

Hasenack, H.; Cordeiro, J.L.P.(org.). 2006. **Mapeamento da cobertura vegetal do Bioma Pampa**. Porto Alegre, UFRGS Centro de Ecologia. 30 p. (Relatório técnico Ministério do Meio Ambiente: Secretaria de Biodiversidade e Florestas no âmbito do mapeamento da cobertura vegetal dos biomas brasileiros).

Hasenack, H.; Weber, E. (Org.). 2010. **Base cartográfica vetorial contínua do Rio Grande do Sul**: escala 1:50.000. Porto Alegre: UFRGS, Instituto de Biociências, Centro de Ecologia, 1 DVD. (Série Geoprocessamento, 3). Dados espaciais digitais georreferenciados ao SIRGAS2000 (Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas).

Hawkins, C. P.; Kershner, J. L.; Bisson, P. A.; Bryant, M. D.; Decker, L. M.; Gregory, S. V.; McCullough, D. A.; Overton, C. K.; Reeves, G. H.; Steedman, R. J.; Young, M. K. 1993. A hierarchical approach to classifying stream habitat features. **Fisheries**, 18(6): 3 - 12.

Holling, C. S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. **Annual review of ecology and systematics**, 4: 1 – 23.

Horton, R. E. 1945. Erosional development streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. **Bulletin Geological Society of America**. Colorado, 56: 275-370.

Hubert, W. A.; Bergersen, E. 1999. Approaches to habitat analysis. *In*: Bain, M. B.; Stevenson, N. J.(ed.) **Aquatic Habitat Assessment: common methods**. Maryland: American Fisheries Society.

Ibisate, A.; Ollero, A.; Díaz, E. 2011. Influences of catchment processes on fluvial geomorphology and river habitats. **Limnetica**, 30 (2): 169-182.

Instituto Pesquisas de Opinião – IPO. 2011. **Pesquisa com a comunidade e pessoal diretamente ligado a Usina Termelétrica Presidente Médici – UTPM – Candiota**. Relatório de Pesquisa. Porto Alegre.

Johnson, L. B.; Richards, C.; Host, G. E; Arthur, J. W. 1997. Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. **Freshwater Biology**, 37: 193-208.

Jolliffe, I. T. 2002. **Principal Component Analysis**. 2<sup>nd</sup> ed. New York: Springer.

Jones, E. B. D.; Helfman, G. S.; Harper, J. O.; Bolstad, P. V. 1999. The effects of riparian forest removal on fish assemblage in southern Appalachian streams. **Conservation Biology**, 13: 1454 – 1465.

Josef, S.; Schrader, R. 2003. **Taos Pueblo stream habitat assessment protocol**. River Source.

Jowett, I. A.; Richardson, J. 2003. Fish communities in New Zealand rivers and their relationship to environmental variables. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, 37: 347-366.

Junk, J.W.; Bayley, P.B.; Sparks, R.E. 1989. ‘The flood pulse concept in river–floodplain systems’, *In*: Dodge, D.P. (Ed.). Proceedings of the International Large River Symposium, **Canadian journal of fisheries and aquatic sciences**. Special Publication, 106: 110–127.

Kaufmann, P. R.; Robison, E. G. 1998. Physical Habitat Characterization. *In*: Lazorchak, J. M.; Klemm, D. J.; Peck, D. V. **Environmental monitoring and assessment program surface waters: field operations and methods for measuring the ecological condition of wadeable streams**. pp. 77 – 118. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency. EPA/620/R-94/004F.

Kaufmann, P. R.; Levine, P.; Robison, E. G.; Seeliger, C.; Peck, D. 1999. **Quantifying physical habitat in wadeable streams**. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency. EPA/620/R-99/003.

Kaufmann, P. R. 2000. Physical Habitat Characterization - Non-wadeable Rivers. *In*: Lazorchak, J.M.; Hill, B.H.; Averill, D.K.; Peck, D.V.; Klemm, D.J. (eds). 2000. **Environmental monitoring and assessment program -surface waters: field operations and methods for measuring the ecological condition of non-wadeable rivers and streams**. Cincinnati OH: U.S. Environmental Protection Agency.

Kleynhans, C. J. 1996. A qualitative procedure for the assessment of the habitat integrity status of the Luvuvhu river (Limpopo system, South Africa). **Journal of Aquatic Ecosystem Health** 5: 41-54.

Lammert, M.; Allan, J. D. 1999. Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. **Environmental Management**, 23(02): 257 - 270.

Lazorchak, J. M.; Herlihy, A. T.; Green, J. 1998. Rapid habitat and visual stream assessments. *In*: Lazorchak, J. M.; Klemm, D. J.; Peck, D. V. (eds). **Environmental monitoring and assessment program surface waters: field operations and methods for measuring the ecological condition of wadeable streams**. EPA/620/R-94/004F. Washington, D. C.: U. S. Environmental Protection Agency.

Legendre, P.; Legendre L. 1998. **Numerical Ecology**. 2<sup>nd</sup> ed. Amsterdam: Elsevier.

Licursi, M.; Gómez, N. 2009. Effects of dredging on benthic diatom assemblages in a lowland stream. **Journal of Environmental Management**, 90: 973–982.

Luís, A. T.; Teixeira, P.; Almeida, S. F. P.; Ector, L.; Matos, J. X.; Ferreira da Silva, E. A. 2009. Impact of acid mine drainage (AMD) on water quality, stream sediments and periphytic diatom communities in the surrounding streams of aljustrel mining area (Portugal). **Water Air and Soil Pollution**, 200: 147-167.

MacArthur, R. H.; MacArthur, J. W. 1961. On bird species diversity. **Ecology**, 42: 594 – 598.

Maddock, I. 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. **Freshwater Biology**, 41: 373 - 391.

Magilligan, F. J.; Nislow, K. H. 2005. Changes in hydrologic regime by dams. **Geomorphology**, 71: 61–78.

Medeiros, E. S. F.; Silva, M. J. da; Ramos, R. T. C. 2008. Application of Catchment- and Local-Scale Variables for Aquatic Habitat Characterization and Assessment in the Brazilian Semi-Arid Region. **Neotropical Biology and Conservation**, 3(1): 13 – 20.

Mesa, L. M. 2006. Morphometric analysis of a subtropical Andean basin (Tucumán, Argentina). **Environmental Geology**, 50: 1235 – 1242.

Millenium Ecosystem Assessment. 2005. **Ecosystem and human well-being: synthesis**. Washington, D. C.: Island Press.

Miller V. C. 1953. **A quantitative geomorphic study of drainage basin characteristics in Clinch Mountain Area, Virginia and Tennessee**. Technical report, 3. New York: Columbia University, Department of Geology.

Milner, N. J.; Hemsworth, R. J.; Jones, B. E. 1985. Habitat evaluation as a fisheries management tool. **Journal of Fish Biology**, 27: 85–108.

Minatti-Ferreira, D. D.; Beaumord, A. C. Adequação de um protocolo de avaliação rápida de integridade ambiental para ecossistemas de rios e riachos: aspectos físicos. **Revista Saúde e Ambiente**, 7 (1): 39 – 47.

Montgomery, D. R.; Buffington, J. M. 1998. Channel processes, classification and response. *In*: Naiman, R. J.; Bilby, R. E. (eds). **River ecology and management: lessons from the Pacific Coastal ecoregion**. p. 13 - 42. New York: Springer.

Morisawa, M. E. 1962. Qualitative geomorphology of some watersheds in the Appalachian Plateau. **Geological Society of America Bulletin**, 73 (9): 1025 - 1046.

Muhar S.; Jungwirth M. 1998. Habitat integrity of running waters: assessment criteria and their biological relevance. **Hydrobiologia**, 386: 195 – 202.

Mykrä, H.; Heino, J.; Muotka, T. 2004. Variability of lotic macroinvertebrate assemblages and stream habitat characteristics across hierarchical landscape classifications. **Environmental Management**, 34: 341 – 352.

Náiman, R. J.; Décamps, H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. **Annual review of Ecology and Systematics**, 28: 621 – 58.

Newbold, J.D.; Elwood, J.W.; O'Neill, R.V.; Van Winkle, W. 1981. 'Nutrient spiralling in streams: the concept and its field measurement', **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 38: 860–863.

Oksanen, J.; Blanchet, F. G.; Kindt, R.; Legendre, P.; Minchin, P. R.; O'Hara, R. B.; Simpson, G. L.; Solymos, P.; Henry, M.; Stevens, H.; Wagner, H. 2013. **Package "vegan"**: Community Ecology Package, version 2.0-10, R Language. <http://vegan.r-forge.r-project.org/>

Palmer, M. A.; Bemhardt, E. S.; Schlesinger, W. H.; Eshelman, K. N.; Foufoula-Gergioui, E.; Hendryx, M. S.; Lemly, A. D.; Likens, G. E.; Loucks, O. L.; Power, M. E.; White, P. S.; Wilcock, P. R. 2010. Mountain top mining consequences. **Science**, 327: 148 – 149.

Parsons, M.; Thoms, M.; Norris, R. 2002. **Australian River Assessment System**: AusRivAS Physical Assessment Protocol. Monitoring River Health Initiative Technical Report 22. Canberra: Commonwealth of Australia and University of Canberra.

Patel, D. P.; Gajjar, C. A.; Srivastava, P. K. 2012. Prioritization of Malesari mini-watersheds through morphometric analysis: a remote sensing and GIS perspective. **Environmental Earth Sciences**, 69: 2643 - 2656.

Peres-Neto, P. R.; Legendre, P.; Dray, S.; Borcard, D. 2006. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. **Ecology**, 87(10): 2614 - 2625.

Petersen Jr., R. C. 1992. The RCE: a Riparian, Channel, and Environmental Inventory for small streams in the agricultural landscape. **Freshwater Biology**, 27: 295-306.

Piégay, H.; Schumm, S. A. 2003. System approaches in fluvial geomorphology. *In*: Piégay, H.; Kondolf, G. M. (ed.). **Tools in fluvial geomorphology**. England: John Wiley & Sons.

Pimm, S. L., and P. Raven. 2000. Biodiversity: extinction by numbers. **Nature** 403: 843 – 845.

Plafkin, J. L.; Barbour, M. T.; Porter, K. D.; Gross, S. K.; Hughes, R. M. 1989. **Rapid Bioassessment Protocols for use in streams and rivers**: benthic macroinvertebrates and fish. Washington, D. C.: U. S. Environmental Protection Agency, Assessment and Watershed Protection Division.

Poff, N. L., Allan, J. D. 1995. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. **Ecology**, 76(2): 606 – 627.

Poff, N. L.; Allan, J. D.; Bain, M. B.; Karr, J. R.; Prestegard, K. L.; Richter, B. D.; Sparks, R. D.; Stromberg, J. C. 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. **Bioscience**, 47(11): 769 – 784.

Quinn, J. M.; Cooper, A. B.; Davies-Colley, R. J.; Rutherford, J. C.; Williamson, R. C. 1997. Land use effects on habitat, water quality, periphyton, and benthic invertebrates in waikato, New Zealand, hill-country streams. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, 31: 579-597.

Raven, P. J.; Fox, P.; Everard, M.; Holmes, N. T. H.; Dawson, F. H. 1997. River Habitat Survey: a new system for classifying rivers according to their habitat quality. *In*: **Freshwater quality: defining the indefinable**, Boon, P. J.; Howell, D. L. (eds). Edinburgh, UK: HMSO. p. 215–234.

Richards, C.; Host, G. 1994. Examining land use influences on stream habitats and macroinvertebrates: a GIS approach. **Water Resources Bulletin**, 30(4): 729 - 38.

Richards, C.; Johnson, L. B.; Host, G. E. 1996. Landscape-influences on stream habitats and biota. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**. 53 (supplem. 1): 295-311.

Rios, S. L.; Bailey, R. C. 2006. Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. **Hydrobiologia**, 553: 153–160.

Roth, N. E.; Allan, J. D.; Erickson, D. L. 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. **Landscape Ecology**, 11: 141–56.

Schumm S. A. 1956. Evolution of drainage systems and slopes in Badlands at Perth Amboy, New Jersey. **Geological Society of America Bulletin**, 67: 597 – 646.

Schumm, S. A. 1963. Sinuosity of aluvial rivers on the Great Plains. **Geological Society of America Bulletin**, 74: 1089 – 1100.

Sear, D. A.; Newson, M. D. 2003. Environmental change in river channels: a neglected element. Towards geomorphological typologies, standards and monitoring. **The Science of the Total Environment**, 310: 17–23.

Smith, K. G. 1950. Standards for grading texture of erosional topography. **American Journal of Science**, 248: 655–668.

Snelder, T. H.; Biggs, B. J. F. 2002. Multiscale river environment classification for water resources management. **Journal of the American Water Resources Association**, 38 (5): 1225 – 1239.

Sponseller, R. A.; Benfield, E. F.; Valett, H. M. 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. **Freshwater Biology**, 46: 1409 – 1424.

Sreedevi, P. D.; Subrahmanyam, k.; Ahmed, S. 2005. The significance of morphometric analysis for obtaining groundwater potencial zones in a structurally controlled terrain. **Environmental Geology**, 47: 412 – 420.

Sreedevi, P. D.; Owais, S.; Khan, H. H.; Ahmed, S. 2009. Morphometric analysis of a watershed of South India using SRTM data and GIS. **Journal of Geological Society of India**, 73: 543 – 552.

Stoddard, J. L.; Larsen, D. P.; Hawkins, C. P.; Johnson, R. K.; Norris, R. H. 2006. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. **Ecological Applications**, 16(4): 1267 - 1276.

Strahler, A. N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transaction American Geophysical Union**, New Haven, 38: 913 - 920.

Strek, C. D.; Teixeira, E. C.; Ortiz, L. S.; Sanchez, J. D. Estudo da contaminação aquática e estimativa de fluxos de elementos metálicos na região de Candiota/RS. In: Teixeira, E. B. C.; Pires, M. J. R. (coords). **Estudos Ambientais em Candiota: carvão e seus impactos**. Porto Alegre. FEPAM/FINEP/PDACT/CIAMB/FAPERGS, (Cadernos de planejamento e gestão ambiental, nº 02, p.113-125.

Sweeney, B. W.; Bott, T. L.; Jackson, J. K.; Kaplan, L. A.; Newbold, J. D.; Standley, L. J.; Hession, W. C.; Horwitz, R. J. 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, 101 (39): 14132 – 14137.

Teixeira, E. C.; Pires, M. J. R. (coords). 2004. **Estudos Ambientais em Candiota: carvão e seus impactos**. Porto Alegre. FEPAM/FINEP/PDACT/CIAMB/FAPERGS. (Cadernos de planejamento e gestão ambiental, nº 02).

Thorp, J.H.; Delong, M.D. 1994. The riverine productivity model: an heuristic view of carbon sources and organic processing in large river ecosystems. **Oikos**, 70: 305–308.

Townsend, C. R.; Downes, B. J.; Peacock, K.; Arbuckle, C. J. 2004. Scale and the detection of land-use effects on morphology, vegetation and macroinvertebrate communities of grassland streams. **Freshwater Biology**, 49: 448 – 462.

Townsend, P. A.; Helmers, D. P.; Kingdom, C. C.; McNeil, B. E.; de Beurs, K. M.; Eshleman, K. N. 2009. Changes in the extent of surface mining and reclamation in the central Appalachians detected using a 1976-2006 Landsat time series. **Remote Sensing of Environment**, 113: 62 – 72.

Trimble, S. W.; Mendel, A. C. 1995. The cow as a geomorphic agent – a critical review. **Geomorphology**, 13: 233-53.

Vannote, R.L.; Minshall, G.W.; Cummins, K.W.; Sedell, J.R.; Cushing, C.E. 1980. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 37: 130–137.

Walser, C. A.; Bart, H. L. Jr. 1999. Influence of agriculture on in-stream habitat and fish community structure in Piedmont watersheds of the Chattahoochee River System. **Ecology of Freshwater Fish**, 8: 237-246.

Wang, X.; Yin, Z. 1997. Using GIS to assess the relationship between land use and water quality at a watershed level. **Environment International**, 23(1): 103 - 114.

Ward, J. V. 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society**, 8(1): 2 - 8.

Ward, J. V. 1998. Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. **Biological Conservation**. 83: 269 - 278.

Ward, J.V.; Stanford, J.A. 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. *In* Fontaine, T.D.; Bartell, S.M. (eds). **Dynamics of lotic ecosystems**. pp. 29–42. Ann Arbor Science, Ann Arbor.

Ward, J. V.; Stanford, J. A. 1995. The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers. **Regulated rivers: research and management**, 10: 159-168.

Weiner, E. R. 2008. **Applications of Environmental Aquatic Chemistry**: a practical guide. 2<sup>nd</sup> ed. Boca Raton: CRC Press.

Wohl, E. 2006. Human impacts on mountain streams. **Geomorphology**, 79: 217 – 248.

Wright, J. F.; Furse, M. T.; Armitage, P. D. 1993. RIVPACS – a technique for evaluating the biological quality of rivers in the UK. **European Water Pollution Control**, 3(4): 15 – 25.

Young, R. G.; Hurn, A. D. 1999. Effects of land use on stream metabolism and organic matter turnover. **Ecological Applications**, 9(4): 1359 – 1376.

Zhou, T.; Wu, J.; Peng, S. 2012. Assessing the effects of landscape pattern on river water quality at multiple scales: A case study of the Dongjiang River watershed, China. **Ecological Indicators**, 23: 166 – 175.

Zuur, A. F.; Ieno, E. N.; Smith, G. M. 2007. **Analysing ecological data**. New York, Springer.

**APÊNDICE A.**

Coordenadas UTM do fuso 22, Datum SAD 69, referentes às estações amostrais (EA).

<b>Estação amostral</b>	<b>Coordenada Sul</b>	<b>Coordenada Leste</b>
EA 01	6527822	235223
EA 02	6518537	243882
EA 03	6518444	251850
EA 04	6519156	259697
EA 05	6516853	248264
EA 06	6514441	245580
EA 07	6512265	256088
EA 08	6510063	256640
EA 09	6510046	256684
EA 10	6506688	246817
EA 11	6506020	249161
EA 12	6504701	248865
EA 13	6504256	247413
EA 14	6504129	239141
EA 15	6503497	246305
EA 16	6503315	237432
EA 17	6502839	244607
EA 18	6501376	239736
EA 19	6500623	250680
EA 20	6500110	251743
EA 21	6495277	240825
EA 22	6491744	246727
EA 23	6489327	249353
EA 24	6485990	244190
EA 25	6484424	248455
EA 26	6483755	238257
EA 27	6474436	229605
EA 28	6474828	235104
EA 29	6475059	240404
EA 30	6473157	239382

**APÊNDICE B.**

Valores das variáveis morfométricas cuja medição independe da ordem da sub-bacia. A: área da sub-bacia (km<sup>2</sup>), Mc: maior comprimento da sub-bacia (km), Aa: amplitude altimétrica (m), Rr: relação de relevo (m\*km<sup>-1</sup>), Rc: razão de circularidade, Cm: coeficiente de manutenção, Ft: fator topográfico, Dd: densidade de drenagem (km<sup>-1</sup>), Fr.: frequência de riachos (riachos\*km<sup>-2</sup>), Rt: razão de textura (riachos\*km<sup>-1</sup>), Is: Índice de sinuosidade do riacho principal, Dm: declive médio do riacho principal.

<b>Estação amostral</b>	<b>A</b>	<b>Mc</b>	<b>Aa</b>	<b>Rr</b>	<b>Rc</b>	<b>Cm</b>	<b>Ft</b>	<b>Dd</b>	<b>Fr</b>	<b>Rt</b>	<b>Is</b>	<b>Dm</b>
<b>EA02</b>	86,53	12,84	163,00	12,69	0,58	646,53	5,99	1,55	0,81	1,62	1,19	0,68
<b>EA03</b>	35,49	6,94	147,00	21,18	0,72	734,34	9,03	1,36	0,59	0,84	1,06	1,38
<b>EA04</b>	7,44	3,53	143,00	40,46	0,80	676,46	26,01	1,48	0,81	0,55	1,08	3,00
<b>EA05</b>	4,10	2,92	70,00	23,96	0,75	789,62	8,71	1,27	0,49	0,24	0,98	1,92
<b>EA06</b>	182,45	17,70	178,00	10,06	0,58	642,55	4,43	1,56	0,76	2,20	1,27	0,55
<b>EA08</b>	37,58	16,01	183,00	11,43	0,35	755,06	2,25	1,32	0,56	0,57	1,06	0,86
<b>EA09</b>	51,52	12,92	175,00	13,55	0,50	643,85	5,26	1,55	0,78	1,11	1,16	0,89
<b>EA10</b>	298,80	24,77	178,00	7,19	0,42	681,81	2,05	1,47	0,68	2,15	1,22	0,41
<b>EA12</b>	26,92	7,25	80,00	11,03	0,76	634,39	6,84	1,58	0,82	1,04	1,08	0,76
<b>EA13</b>	304,85	27,42	198,00	7,22	0,40	744,71	1,96	1,34	0,67	2,11	1,20	0,42
<b>EA15</b>	304,36	28,19	198,00	7,02	0,41	668,57	1,99	1,50	0,69	2,17	1,10	0,44
<b>EA16</b>	22,17	9,33	100,00	10,71	0,47	989,54	1,83	1,01	0,36	0,33	1,00	0,92
<b>EA17</b>	5,80	3,82	122,00	31,93	0,61	753,67	13,44	1,33	0,69	0,37	1,03	2,36
<b>EA18</b>	73,29	11,90	136,00	11,43	0,59	890,22	2,59	1,12	0,38	0,71	1,07	0,80
<b>EA19</b>	260,12	26,20	274,00	10,46	0,42	658,01	2,95	1,52	0,68	1,99	1,09	0,50
<b>EA20</b>	36,79	10,40	217,00	20,86	0,52	563,34	9,64	1,78	0,90	1,10	1,10	1,53
<b>EA21</b>	717,83	37,32	258,00	6,91	0,45	671,27	2,05	1,49	0,66	3,34	1,20	0,39
<b>EA22</b>	44,92	11,63	260,00	22,35	0,56	480,69	13,40	2,08	1,07	1,51	1,09	1,69
<b>EA23</b>	10,90	4,50	160,00	35,57	0,71	765,00	16,13	1,31	0,64	0,50	1,01	3,09
<b>EA24</b>	13,35	7,31	183,00	25,03	0,51	598,75	10,49	1,67	0,82	0,61	1,08	1,81
<b>EA25</b>	18,62	5,58	208,00	37,29	0,78	698,64	17,23	1,43	0,59	0,64	1,07	2,55

---

<b>EA26</b>	70,87	16,66	288,00	17,29	0,44	631,21	4,74	1,58	0,62	0,98	1,10	0,99
<b>EA27</b>	1391,95	57,50	278,00	4,83	0,41	905,42	1,27	1,10	0,65	4,36	1,24	0,27
<b>EA28</b>	5,07	3,91	40,00	10,24	0,51	655,54	4,15	1,53	0,79	0,36	1,01	0,99
<b>EA29</b>	69,21	13,28	205,00	15,44	0,56	745,93	4,37	1,34	0,51	0,89	1,12	1,05
<b>EA30</b>	14,68	6,97	140,00	20,09	0,58	709,83	7,14	1,41	0,61	0,50	1,07	1,53

---

**APÊNDICE C.**

Variáveis morfológicas cuja medição depende da ordem da sub-bacia. Rcm2: razão de comprimento médio 2, Rcm3: razão de comprimento médio 3, Rcm4: razão de comprimento médio 4, Rcm5: razão de comprimento médio 5, Rcm6: razão de comprimento médio 6, Rb1: razão de bifurcação 1, Rb2: razão de bifurcação 2, Rb3: razão de bifurcação 3, Rb4: razão de bifurcação 4, Rb5: razão de bifurcação 5.

<b>Estação amostral</b>	<b>Rcm2</b>	<b>Rcm3</b>	<b>Rcm4</b>	<b>Rcm5</b>	<b>Rcm6</b>	<b>Rb1</b>	<b>Rb2</b>	<b>Rb3</b>	<b>Rb4</b>	<b>Rb5</b>
<b>EA02</b>	1,36	2,36	3,35	0,00	0,00	4,38	5,33	3,00	0,00	0,00
<b>EA03</b>	1,68	1,43	0,19	0,00	0,00	3,50	3,00	2,00	0,00	0,00
<b>EA04</b>	2,19	0,00	0,00	0,00	0,00	6,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>EA05</b>	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>EA06</b>	1,40	2,33	2,50	0,47	0,00	4,76	5,80	2,50	2,00	0,00
<b>EA08</b>	1,09	9,94	0,00	0,00	0,00	5,25	4,00	0,00	0,00	0,00
<b>EA09</b>	1,58	0,97	3,91	0,00	0,00	4,00	3,33	3,00	0,00	0,00
<b>EA10</b>	1,27	2,28	2,73	1,54	0,00	4,32	5,22	3,00	3,00	0,00
<b>EA12</b>	0,95	1,49	1,40	0,00	0,00	5,50	2,00	2,00	0,00	0,00
<b>EA13</b>	1,27	0,01	2,73	1,89	0,00	4,36	5,22	3,00	3,00	0,00
<b>EA15</b>	1,30	2,23	2,73	2,07	0,00	4,35	5,33	3,00	3,00	0,00
<b>EA16</b>	5,52	0,00	0,00	0,00	0,00	8,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>EA17</b>	0,39	0,00	0,00	0,00	0,00	4,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>EA18</b>	2,83	0,89	0,02	0,00	0,00	4,00	3,50	2,00	0,00	0,00
<b>EA19</b>	1,25	3,43	2,61	0,03	0,00	5,03	3,89	4,50	2,00	0,00
<b>EA20</b>	0,72	3,64	1,83	0,00	0,00	4,71	3,50	2,00	0,00	0,00
<b>EA21</b>	1,24	2,84	2,29	1,30	0,92	4,87	4,41	3,67	3,00	2,00
<b>EA22</b>	0,79	11,37	0,00	0,00	0,00	4,80	10,00	0,00	0,00	0,00
<b>EA23</b>	0,84	1,25	0,00	0,00	0,00	3,50	2,00	0,00	0,00	0,00
<b>EA24</b>	4,00	0,00	0,00	0,00	0,00	11,00	0,00	0,00	0,00	0,00

---

<b>EA25</b>	1,09	2,39	0,00	0,00	0,00	3,67	3,00	0,00	0,00	0,00
<b>EA26</b>	1,09	3,57	0,49	0,00	0,00	4,40	5,00	2,00	0,00	0,00
<b>EA27</b>	0,12	4,15	23,64	1,31	3,21	4,69	4,71	4,10	5,00	2,00
<b>EA28</b>	1,17	0,00	0,00	0,00	0,00	4,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>EA29</b>	1,09	0,89	4,78	0,00	0,00	4,38	4,00	2,00	0,00	0,00
<b>EA30</b>	0,46	6,48	0,00	0,00	0,00	3,00	3,00	0,00	0,00	0,00

---

**APÊNDICE D.**

Valores das variáveis medidas no hábitat físico em escala de trecho de riacho. Pmax perfil: profundidade máxima no perfil molhado, Pmed perfil: profundidade média no perfil molhado, L/P perfil: Razão largura/profundidade no perfil molhado, Lmed perfil: largura média do perfil molhado, Pmed canal: profundidade média no canal inteiro, Lmed canal: largura média no canal inteiro, L/P canal: razão largura/profundidade no canal inteiro.

<b>Estação amostral</b>	<b>Vazão (m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>)</b>	<b>Porcentagem de poços</b>	<b>Sinuosidade (segmento)</b>	<b>Declive (segmento)</b>	<b>Pmax perfil (m)</b>	<b>Pmed perfil (m)</b>	<b>L/P perfil</b>	<b>Lmed perfil (m)</b>	<b>Pmed canal (m)</b>	<b>Lmed canal (m)</b>	<b>L/P canal</b>
<b>EA02</b>	0,76	80,00	1,33	0,17	1,50	0,86	10,26	7,17	2,60	10,17	4,04
<b>EA03</b>	0,35	70,00	1,34	0,61	0,70	0,25	31,41	6,65	2,78	32,55	13,36
<b>EA04</b>	0,02	70,00	1,07	0,75	0,10	0,27	21,71	5,16	1,58	10,26	6,60
<b>EA05</b>	0,11	30,00	1,01	1,28	0,60	0,18	21,36	3,97	1,88	18,53	9,77
<b>EA06</b>	2,47	100,00	1,04	0,15	6,10	3,01	9,97	28,50	3,97	32,00	8,33
<b>EA08</b>	0,10	20,00	1,16	0,28	0,35	0,16	23,73	3,07	1,41	8,40	5,97
<b>EA09</b>	0,09	100,00	1,01	0,23	0,60	0,30	12,58	3,13	1,40	5,27	3,83
<b>EA10</b>	3,27	100,00	1,05	0,17	6,90	2,99	11,71	33,00	3,19	35,33	11,80
<b>EA12</b>	0,01	30,00	1,01	0,35	0,25	0,12	15,14	1,40	2,23	8,35	3,78
<b>EA13</b>	1,97	100,00	1,03	0,61	5,90	4,86	7,20	25,33	3,79	31,50	9,02
<b>EA15</b>	0,29	40,00	1,01	0,61	1,30	0,46	40,35	13,67	4,05	33,15	11,40
<b>EA16</b>	0,06	100,00	1,10	0,78	0,95	0,59	15,06	8,67	1,78	10,77	6,04
<b>EA17</b>	0,09	20,00	1,10	1,70	0,35	0,12	30,36	2,80	1,69	8,67	5,08
<b>EA18</b>	0,31	20,00	1,14	0,37	0,70	0,22	71,08	11,17	3,29	23,68	7,16
<b>EA19</b>	1,55	50,00	1,04	0,16	1,20	0,52	28,19	13,00	2,82	20,92	7,60
<b>EA20</b>	0,54	50,00	1,03	0,35	0,65	0,27	26,22	6,50	2,70	15,02	5,55
<b>EA21</b>	3,00	100,00	1,04	0,08	4,20	2,62	7,24	18,00	4,27	18,85	4,33
<b>EA22</b>	0,06	40,00	1,06	0,26	0,20	0,10	36,60	3,80	1,72	13,45	7,96
<b>EA23</b>	0,02	40,00	1,04	0,96	0,20	0,11	28,42	2,95	1,93	14,45	7,75

---

<b>EA24</b>	0,01	100,00	1,05	0,80	0,25	0,13	21,37	2,67	1,61	5,87	3,63
<b>EA25</b>	0,02	40,00	1,10	0,32	0,60	0,17	22,19	3,00	1,57	15,13	9,90
<b>EA26</b>	0,13	30,00	1,06	0,11	0,35	0,15	31,55	3,88	1,68	6,99	4,33
<b>EA27</b>	1,33	100,00	1,09	0,08	1,90	1,27	14,25	14,67	3,98	16,30	4,16
<b>EA28</b>	0,01	100,00	1,04	0,22	0,30	0,15	8,83	1,43	2,38	8,50	3,65
<b>EA29</b>	0,18	50,00	1,08	0,63	0,35	0,18	39,59	6,67	1,38	19,15	14,19
<b>EA30</b>	0,02	20,00	1,16	0,24	0,25	0,10	21,41	1,75	0,79	5,07	6,44

---

