



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



Dissertação de Mestrado

Hierarquia espacial de sub-bacias hidrográficas como unidades de planejamento de conservação de sistemas aquáticos continentais

Federico Arturo Monte Domecq Rolón

Porto Alegre, Dezembro de 2012

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

Hierarquia espacial de sub-bacias hidrográficas como unidades de planejamento de conservação de sistemas aquáticos continentais

Federico Arturo Monte Domecq Rolón

Dissertação de Mestrado 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 obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Gertum Becker

Comissão Examinadora

Prof. Dr. Marcelo Dutra da Silva

Prof. Dr. Eliseu José Weber

Profa. Dra. Sandra Maria Hartz

,

Porto Alegre, Dezembro de 2012

a meus amores Magui e Vale,

a meus pais,

a meus avos e irmãos.

## AGRADECIMENTOS

Ao professor Fernando Becker, orientador e amigo.

Aos membros da banca.

Ao CNPq e projeto Sinergia (Pierre Girard), que possibilitaram o início deste caminho.

Ao grupo de professores e a secretaria do PPGECO.

Aos queridos colegas do LECOPAI, Lucas, Thais, Ziza, Bruna, Renato, Carina, Lúcio, Ana,

Júlia e Telmo que colaboraram intensamente ao longo do caminho.

Aos colegas de mestrado e doutorado, especialmente a todos e cada um deles.

A Capes.

Ao apoio, amor, compreensão e sustento de minha esposa e filha, Magui e Vale.

A meus exemplos de vida, meus pais, avos e irmãos.

A meus queridos sogros.

## Resumo

Em planejamento de conservação aquática, abordagens quantitativas são realizadas ao longo de varias unidades de paisagem. Muitas vezes, as divisões internas como unidades de planejamento são definidas subjetivamente e condicionadas á disponibilidade de dados físicos y biológicos. Bacias hidrográficas como unidades de planejamento são subdividas e classificadas com base em contextos geológicos e climáticos, fisiográficos e biogeográficos que seguem escalas espaciais hierárquicas como subbacias, trechos e segmentos de rios até macro/micro habitats. Reconhecem-se fatores de grande escala espacial e temporal como condicionantes da expressão de padrões e processos (físicos e biológicos) a escalas menores e de maneira hierárquica. Mais além, existe uma interdependência destes (padrões e processos) operando através de múltiplas escalas.

Na construção de abordagens de planejamento mais flexíveis e gerais, bacias e subbacias têm sido apontadas como escalas apropriadas de captura de fatores que influenciam (direta ou indiretamente) padrões biológicos observados a escalas menores. No entanto, a resolução espacial de subbacias como unidades de classificação poderia afetar os padrões encontrados? Poderia afetar também processos de planejamento de conservação? Neste contexto, analisamos a classificação de subbacias aninhadas em seis níveis hierárquicos de refinamento espacial com base em atributos topográficos da paisagem (altitude, declividade, formas de terreno, vegetação pretérita, posição de subbacias na rede, etc.) dentro da Bacia Hidrográfica do rio Taquari Antas no Rio Grande do Sul - Brasil (26000 km<sup>2</sup>). Através de uma abordagem quantitativa e análises multivariadas (ordenação e agrupamento), obtivemos basicamente o mesmo padrão espacial de organização através da hierarquia. Determinamos até oito tipos ou grupos de subbacias, influenciadas principalmente por altitude e declividade combinadas com diferentes formas de terreno e vegetação. Foram diferenciadas subbacias de planalto e planície nos extremos, e subbacias do curso principal superior, curso médio e áreas de transição desde morros altos, para morros em vales de rios encaixados, até áreas de encostas abertas e morros em planícies. Classificações com base em níveis hierárquicos de subbacias são importantes no sentido de obter alvos gerais para planejamento de conservação (como subunidades ecorregionais aquáticas). Desta maneira se contribui ao processo de geração de procedimentos e ferramentas de classificação mais flexíveis para planejamento de conservação aquática e com maior confiabilidade.

**Palavras-chave:** bacias hidrográficas, ecorregiões aquáticas, classificação de sistemas aquáticos, planejamento de conservação.

## Abstract

In freshwater conservation planning, quantitative classification approaches are performed across several landscape units. In general, internal divisions as planning units are subjective and depend on previous knowledge and information available. Usually, river basins are subdivided and grouped based on geology, climate, physiography and biogeographical context, following hierarchical spatial scales, such as sub-basins, reaches, segments, and macro-habitats. There is consensus that factors operating at great spatial and temporal scales constrict processes and patterns (physical and biological) expressed at finer scales, following a hierarchical organization. Furthermore, the interdependence between physical and biological patterns and processes (geomorphology, hydrology, ecology) is recognized to act at multiple scales. Towards more flexible and general planning approaches, basins and sub-basins are pointed as scales that capture the large scale factors that influence (directly or indirectly) the biological patterns observed at lower scales. Does the spatial resolution (area) of sub-basin division used to perform the classification affect the pattern obtained? Can this subject affect the conservation planning process? We analyzed the classification on Taquari Antas river basin (south Brazil) (26000 km<sup>2</sup>) along six spatially nested sub-basin classification, based on physiographic attributes. Through a quantitative approach and multivariate analyses (cluster and ordination), we obtained basically the same spatial pattern of organization across the hierarchy. The eight sub-basin types or groups were most influenced by elevation and slope, combined with landform classes and original vegetation. Extreme gradients of these attributes express plain region in the plateau and floodplains in lower gradient rivers. Between these extremes, the mainstem river and main tributaries were classified in four distinct groups of subbasins, based on the continuum of physiographical factors. Classifications based on nested hierarchical levels of sub-basins are important to get general coarse targets for freshwater conservation planning. These work contribute to the process of generating more flexible hierarchical classification frameworks for freshwater conservation planning.

**Key words:** river basin, aquatic ecoregions, freshwater classification, freshwater conservation planning.

## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>10</b>
<b>MÉTODOS.....</b>	<b>16</b>
Área de estudo.....	16
Base de dados espaciais .....	19
Delimitação de sub-bacias em diferentes níveis de resolução espacial. ....	21
Atributos fisiográficos como descritores de sub-bacias hidrográficas.....	24
Determinação de subunidades ecorregionais aquáticas com base na hierarquia espacial de sub-bacias hidrográficas.....	32
<b>RESULTADOS.....</b>	<b>34</b>
Subunidades Ecorregionais Aquáticas - SEA .....	34
Caracterização fisiográfica das Subunidades Ecorregionais Aquáticas.....	37
Teste de homogeneidade multivariada das subunidades ecorregionais aquáticas .....	43
Descritores mais representativos por subunidades ecorregionais aquáticas através da hierarquia espacial de subbacias hidrográficas .....	46
Tipologia de subunidades Ecorregionais Aquáticas .....	52
<b>DISCUSSÃO .....</b>	<b>53</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>62</b>
<b>ANEXOS .....</b>	<b>66</b>

## Lista de Figuras

FIGURA 1. ESCALAS ESPACIAIS MAIS USADAS NO ESTUDO DE RIOS E RIACHOS COM RELAÇÃO A MEDIDAS FÍSICAS E BIOLÓGICAS DA PAISAGEM. MODIFICADO DE MORLEY & KARR, 2002). .....	10
FIGURA 2. OS QUATRO NÍVEIS HIERÁRQUICOS DO ESQUEMA DE CLASSIFICAÇÃO DE SISTEMAS AQUÁTICOS ANINHADOS PROPOSTO POR HIGGINS ET AL. (2005, MODIFICADO). .....	12
FIGURA 3. LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DA BACIA DO RIO TAQUARI-ANTAS. ....	16
FIGURA 4. PRINCIPAIS RIOS AFLUENTES E SUB-BACIAS DO RIO TAQUARI-ANTAS. ....	17
FIGURA 5. REDE HIDROGRÁFICA DA BACIA DO RIO TAQUARI-ANTAS. ....	20
FIGURA 6 MODELO DIGITAL DE ELEVAÇÃO PARA A BACIA DO RIO TAQUARI-ANTAS .....	21
FIGURA 7. NÍVEIS DE SUB-BACIAS HIDROGRÁFICAS HIERARQUICAMENTE ANINHADAS NA BACIA DO RIO TAQUARI-ANTAS. ....	23
FIGURA 8. ALTITUDE MÉDIA (METROS) POR SUB-BACIAS DA BACIA DO RIO TAQUARI-ANTAS PARA O NÍVEL DE REFINAMENTO DE 10 MIL PIXELS. ....	25
FIGURA 9. DECLIVIDADE MÉDIA (GRAUS) DAS SUB-UNIDADES HIDROGRÁFICAS DA BACIA DO RIO TAQUARI-ANTAS (NÍVEL DE REFINAMENTO DE 10 MIL PIXELS). ....	26
FIGURA 10. ESQUEMA DE MÉTODO DE ORDENAÇÃO DE SEGMENTOS DE REDE HIDROGRÁFICA SEGUNDO SHREVE (1966). ....	27
FIGURA 11. DIAGRAMA (A) E PERFIL ESQUEMÁTICO (B) DE DEFINIÇÃO DE CLASSES DE FORMAS DE TERRENO COM BASE NA COMBINAÇÃO DE VALORES DE TPI (C) DE RAIO DE PEQUENA E GRANDE VIZINHANÇA (JENNESS, 2006, MODIFICADO). ....	29
FIGURA 12. CLASSES DE FORMA DE TERRENO NA BACIA DO RIO TAQUARI-ANTAS. ....	29
FIGURA 13. CLASSES DE VEGETAÇÃO PRETÉRITA (CORDEIRO & HASENACK, 2009) DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TAQUARI-ANTAS. ....	31
FIGURA 14. SUBUNIDADES ECORREGIONAIS AQUÁTICAS A PARTIR DE DESCRITORES FISOGRÁFICOS PARA 6 NÍVEIS DA HIERARQUIA ESPACIAL DE SUB-BACIAS DO RIO TAQUARI-ANTAS. ....	35
FIGURA 15. ORDENAÇÃO DE SUB-BACIAS DA BACIA DO RIO TAQUARI ANTAS (CP1 X CP2) EM FUNÇÃO DOS ATRIBUTOS FISOGRÁFICOS DE SUPERFÍCIE. ....	39
FIGURA 16. ESCORES DE SUB-BACIAS PARA O EIXO CP1 DE ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS. ....	41
FIGURA 17. ESCORES DE SUB-BACIAS PARA O EIXO 2 DA ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS .....	42
FIGURA 18. DISPERSÃO MULTIVARIADA DE GRUPOS DE SUB-BACIAS OU SUBUNIDADES ECORREGIONAIS AQUÁTICAS. TESTE DE HOMOGENEIDADE MULTIVARIADA. ....	44
FIGURA 19. DISTÂNCIA MÉDIA RELATIVA DE SUBBACIAS HIDROGRÁFICAS POR GRUPOS AO CENTROIDE, AO LONGO DA HIERARQUIA ESPACIAL DE SUBBACIAS. ....	45
FIGURA 20. ALTITUDE MÉDIA POR GRUPOS DE SUB-BACIAS AO LONGO DOS NÍVEIS .....	46
FIGURA 21. DECLIVIDADE MÉDIA POR SUBUNIDADES ECORREGIONAIS AQUÁTICAS. ....	47
FIGURA 22. CLASSE DE FORMA DE TERRENO RIOS ENCAIXADOS. ....	47
FIGURA 23. FORMA DE TERRENO MORROS ALTOS. ....	48



FIGURA 24. FORMA DE TERRENO ÁREAS DE PLANÍCIE .....	49
FIGURA 25. FORMA DE TERRENO VALES EM U.....	49
FIGURA 26. ORDEM DE SEGMENTOS SEGUNDO SHREVE (1966).....	50
FIGURA 27. CLASSE DE VEGETAÇÃO PRETÉRITA FLORESTA ESTACIONAL DECIDUAL .....	50
FIGURA 28. CLASSE DE VEGETAÇÃO PRETÉRITA ESTEPE GRAMÍNEO LENHOSA.....	51
FIGURA 29. HISTOGRAMA DE CLASSIFICAÇÃO DE FORMA DE TERRENO DA BACIA HIDROGRÁFICA TAQUARI ANTAS (FREQUÊNCIA DE CÉLULAS) .....	66
FIGURA 30. MÉDIAS NORMALIZADAS DE VARIÁVEIS AGRUPADAS COM BASE EM ANÁLISE DE AGRUPAMENTO K-MEANS. NÍVEL DE REFINAMENTO DE 300 MIL (A) 150 MIL (B) CÉLULAS.....	67
FIGURA 31. MÉDIAS NORMALIZADAS DE VARIÁVEIS AGRUPADAS COM BASE EM ANÁLISE DE AGRUPAMENTO K-MEANS. NÍVEL DE REFINAMENTO DE 120 MIL (A) E 60 MIL (B) CÉLULAS.....	68
FIGURA 32. MÉDIAS NORMALIZADAS DE VARIÁVEIS AGRUPADAS COM BASE EM ANÁLISE DE AGRUPAMENTO K-MEANS. NÍVEL DE REFINAMENTO DE 30 MIL (A) E 10 MIL (B) CÉLULAS.....	69

## INTRODUÇÃO

A análise espacial de unidades de paisagem para planejamento e conservação de sistemas aquáticos vem sendo aplicada amplamente nos últimos anos. Essas análises baseiam-se geralmente em duas premissas. A primeira é que as unidades espaciais, são delimitadas seguindo certos critérios de classificação, com base em um conjunto de atributos, como geologia, vegetação ou altitude e são representativas de padrões de biodiversidade (Margules & Pressey, 2000; Schmutz *et al.*, 2007, Pinto *et al.*, 2009; entre outros). A segunda é que padrões e processos de escala de paisagem tendem a ser hierárquicos, ou seja, padrões de grande escala condicionam aqueles em escalas menores (Allen & Star, 1982; Frissel *et al.*, 1986; O'Neill *et al.*, 1989; Higgins *et al.*, 2005). Como fatores de grande escala, o clima, a geologia e a topografia influenciam, através de escalas espaciais aninhadas, os processos geomorfológicos em bacias hidrográficas. Estes modelam canais a escalas intermediárias e assim criam e mantêm habitats aquáticos de importância para a biota em escalas menores (Allen & Starr, 1982; Frissell *et al.*, 1986; Snelder & Biggs, 2002).

Em sistemas hidrográficos, Allan (2004) e Wang *et al.* (2006), entre outros, consideram que as influências dos fatores da paisagem podem ser generalizadas, ocorrendo em três escalas espaciais: (1) bacias, que podem representar desde pequenas sub-bacias até grandes bacias hidrográficas, (2) escala ripária (margem superficial de centena de metros) e (3) trechos de rios, como mostra a figura 1.

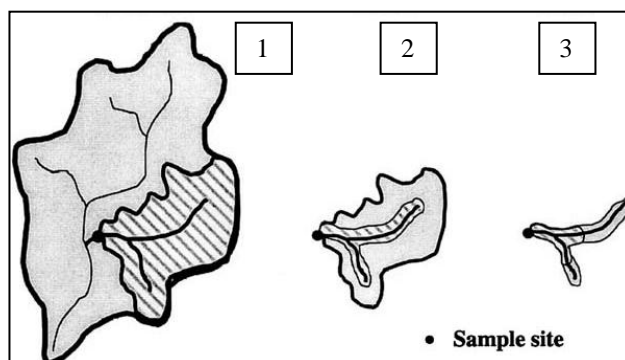


Figura 1. Escalas espaciais mais usadas no estudo de rios e riachos com relação a medidas físicas e biológicas da paisagem. A bacia normalmente é uma sub-bacia dentro de uma grande bacia (1). Para as escalas ripária (2) e de trecho de rios(3) são mais comuns margens de 100 a 200 metros (modificado de Morley & Karr, 2002).

Atualmente existem diversos sistemas de classificação de habitat aquáticos, desenvolvidos principalmente na América do Norte e Europa (Hughes *et al.*, 2006). Dentre eles, as abordagens com base em aplicação de métodos hierárquicos para caracterização de rios são muitas e têm sido amplamente aceitas (Frissell *et al.*, 1986; Van Niekerk *et al.*, 1995; Montgomery & Buffington, 1998; Thoms *et al.*, 2004; Higgins *et al.*, 2005; Thorp *et al.*, 2008). Assim, se sugere que unidades de planejamento de base ecossistêmica sejam desenvolvidas como hierarquias para capturar adequadamente uma parcela representativa da biodiversidade (McNally *et al.*, 2002; Higgins *et al.*, 2005).

Higgins *et al.* (2005) desenvolveram esta organização hierárquica por meio de uma abordagem espacial aninhada, onde os níveis superiores modelam a expressão de níveis de escala mais finos. Este sistema foi desenvolvido para ajustar necessidades de avaliações ecorregionais de grande escala em varias partes do mundo. Assim, a mesma pode ser ajustada a uma ampla faixa de características ecológicas, e também pode ser utilizada facilmente com dados espaciais em sistemas de informação geográfica (SIG) para vários níveis de refinamento espacial e distintas escalas. Esta plataforma hierárquica e aninhada possibilita gerar, de maneira prática e com baixo custo, alvos de filtro geral para conservação em diferentes regiões.

A abordagem de classificação hierárquica espacial desenvolvida por Higgins *et al.* (2005) fornece uma plataforma de quatro níveis:(a) Uma unidade aquática zoogeográfica, com base em diferenças ecológicas de grande escala (padrões biogeográficos baseados na fauna aquática), contendo (b) unidades ecológicas de drenagem, que por sua vez contém (c) sistemas aquáticos ecológicos, e estes por sua vez contem macrohabitats (d) (Figura 2). Os autores consideram este número de níveis como o mínimo para descrever escalas-chave de padrões ecológicos.

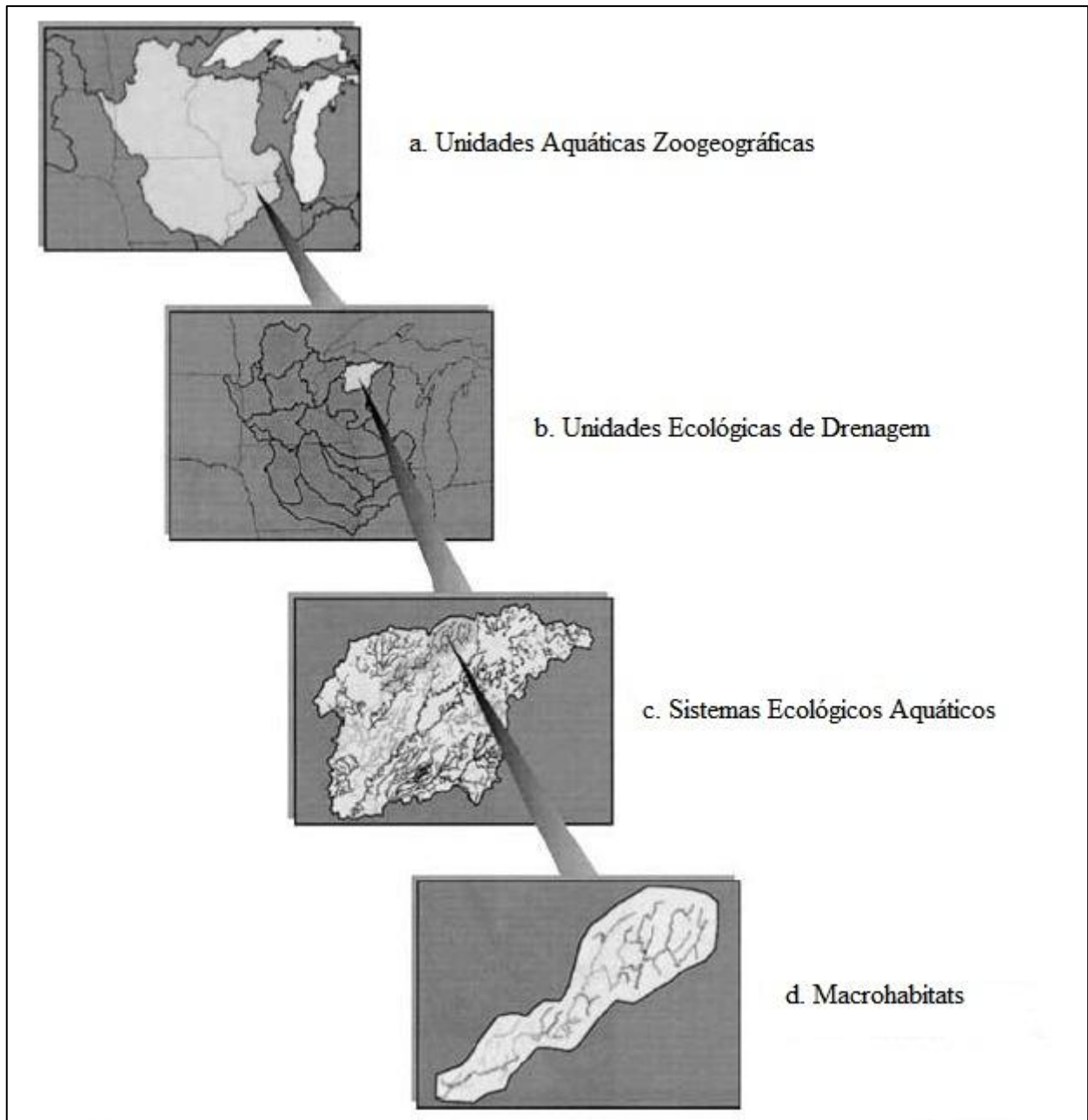


Figura 2. Os quatro níveis hierárquicos do esquema de classificação de sistemas aquáticos aninhados proposto por Higgins et al. (2005, modificado). Unidade aquática zoogeográfica (a), Unidade ecológica de drenagem (b), Sistemas aquáticos ecológicos (c) e Macrohabitats (d).

Thorp et. al. (2006) dentro de uma visão integradora das teorias hierárquica e de dinâmica de manchas propõem a abordagem denominada Riverine Ecosystem Synthesis (RSA – Síntese de Ecossistemas Ribeirinhos). Segundo este esquema, os sistemas hídricos são caracterizados ao longo de escalas hierárquicas e mosaicos de manchas homogêneas, que refletem padrões e processos com base na hidrogeomorfologia, com significado ecológico. Dentro deste esquema é também proposta uma escala intermediária de compreensão de sistemas ripários, a zona de processos funcionais, abaixo da escala de bacia e contendo a escala de trechos de rios.

Ambos esquemas de caracterização de rios podem ser aplicados em praticamente qualquer área, e sob abordagens *top-down* (do geral para o particular) ou *bottom-up* (do particular para o geral) (Higgins *et al.*, 2005; Thorp *et al.*, 2006), dependendo da disponibilidade e da resolução de dados espaciais e temporais. Também, estas abordagens podem seguir métodos de análise quantitativos e/ou esquemas qualitativos, o que propicia flexibilidade de construção de classificações e tipologias.

Entretanto, atualmente as caracterizações com base em classificações de padrões e processos para escalas regionais apresentem uma variedade de desafios. A possibilidade de tipologias em informar sobre os processos do rio e suas características físicas e biológicas é sempre proporcional ao acúmulo da informação obtida e o conhecimento dos profissionais envolvidos. Mesmo que obtidas, suas aplicações reais para geração de tipologias são ainda limitadas devido à complexidade dos sistemas ecológicos (e sua inter-relação com hierarquias físicas). Isto tudo sugere a necessidade de fornecer um marco de caracterização que explore o potencial da previsão com base em modelagem e o uso de ferramentas como SIG. Estas caracterizações, com base em avaliações quantitativas aplicadas á escalas regional e local podem ser efetivas e de baixo custo (Heiner *et al.*, 2010).

Em análises *top-down*, Higgins *et al.* (2005) salientam que bacias predefinidas podem ser usadas e ou agregadas para criar sistemas ecológicos aquáticos, aninhadas em níveis superiores da classificação. O importante em abordagens como estas é que, uma vez desenvolvida a classificação de atributos ela pode ser traduzida em classes com significado ecológico. Rivers-Moore *et al.* (2011), com base em análises de bacias e sub-bacias para planejar conservação de características de biodiversidade aquática na África do Sul, sugerem que para alcançar planos mais defensáveis em sistemas aquáticos, estes devem ser localizados no contexto de bacias e sub-bacias conectadas.

Encontrar maneiras apropriadas de incorporar a conectividade longitudinal é um dos desafios centrais para o planejamento de conservação de sistemas aquáticos (Rivers-Moore *et al.*, 2010). A importância de incluir a conectividade no planejamento é ainda mais acentuada pela íntima relação entre sistemas aquáticos e condições terrestres das sub-bacias, sendo esta uma das razões de os sistemas de água doce estarem entre os mais ameaçados globalmente (World Conservation Union, 2000; Abell *et al.*, 2002; Groves *et al.*, 2003; Jenkins, 2003). Isto coloca possíveis problemas na identificação de áreas prioritárias para ações de conservação em sistemas aquáticos (O’Keeffe *et al.*, 1987).

Mais recentemente, com o delineamento das ecorregiões aquáticas em nível mundial (Abell *et al.*, 2008), as metodologias de organização hierárquica em níveis mais refinados buscam identificar grupos de subunidades ecorregionais que melhor representam a biodiversidade de espécies e ecossistemas aquáticos, movendo o foco da proteção de espécies para a proteção de ecossistemas e habitats (Moyle & Yoshiyama 1994; Angermeier & Schlosser 1995, Higgins *et al.*, 2005). Assim, na ausência de dados biológicos espaciais ao longo de uma série de *taxa*, o uso de substitutos de biodiversidade é uma solução. Segundo Parsons (2007), variáveis ambientais de bacia explicam a variação da distribuição de invertebrados. conforme Margules & Pressey (2000), substitutos de níveis superiores são menos precisos, mas eficientes para integrar processos ecológicos.

Na última década tem sido retomado o interesse em classificações regionais de corpos d'água como resultado do desejo de agências de governo de mudar os esforços no gerenciamento de recursos naturais para uma abordagem mais holística, como sistemas aquáticos aninhados em bacias ou ecorregiões (Sandin & Johnson, 2000). No Brasil, a abordagem sob a perspectiva de Ecorregiões Aquáticas tem se desenvolvido recentemente com o objetivo de auxiliar na integração de políticas públicas de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, como base conceitual e metodológica para planejamento e tomada de decisões (MMA, 2009). Foram delineadas 25 ecorregiões aquáticas brasileiras. Atualmente esta linha está em fase de detalhamento interno com estudos de caso como a ecorregião aquática Xingu-Tapajós (Castilhos & Buckup, 2011; Becker *et al.*, 2011). Em nível nacional, este processo contribui para a implementação de um plano de gerenciamento de águas que garanta a biodiversidade aquática como um aspecto importante do planejamento aquático para todo o país.

Entretanto, as abordagens usadas não são definitivas nem consensuais devido à própria complexidade dos sistemas hidrográficos, e a disponibilidade de dados ambientais e biológicos especializados necessitarem maiores aperfeiçoamentos e validações. No sentido de flexibilizar as abordagens, as escalas de paisagem de rios, como bacia ou trecho, são as mais aceitas, mas não definitivas, deixando em aberto questões como: qual o refinamento adequado para delimitação do mosaico de sub-bacias dentro de uma bacia? Como as classificações de unidades de paisagem aquática se alteram ao longo da hierarquia de escalas de sub-bacia?

Este trabalho aborda ambas questões utilizando como estudo de caso a bacia do rio Taquari-Antas, pertencente ao sistema hidrográfico da Lagoa dos Patos. Também, o Sistema Lagoa dos Patos corresponde a uma ecorregião aquática global, delineada por Abell *et al.*, (2008). Utilizando descritores fisiográficos para agrupar subunidades hidrográficas ao longo de uma hierarquia de 6

níveis de refinamento espacial de unidades hidrográficas Assim, investiga-se como e se a resolução espacial interfere na identificação de uma tipologia de unidades hidrográficas, discutindo suas possíveis implicações em aplicação para gestão e conservação da biodiversidade aquática. Em particular, os seguintes objetivos foram determinados:

- (a) Verificar se e como a natureza da tipologia se altera ao longo da escala de refinamento espacial;
- (b) Verificar se o refinamento da tipologia (número de tipos de unidades hidrográficas) aumenta com o refinamento das unidades hidrográficas;
- (c) Discutir se os padrões observados sugerem que o nível de refinamento de unidades de planejamento em bacias hidrográficas possui implicações para estratégias de conservação da biodiversidade e gestão de bacias hidrográficas.

## MÉTODOS

### Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Taquari Antas (BHTA) (Figura 3) é uma das nove bacias hidrográficas da região hidrográfica do Guaíba, situada na porção centro-leste do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. A BHTA totaliza uma superfície de cerca de 26.423 km<sup>2</sup> e intercepta 119 municípios. O rio Taquari-Antas é o principal afluente do rio Jacuí, que é por sua vez o maior formador do Lago Guaíba

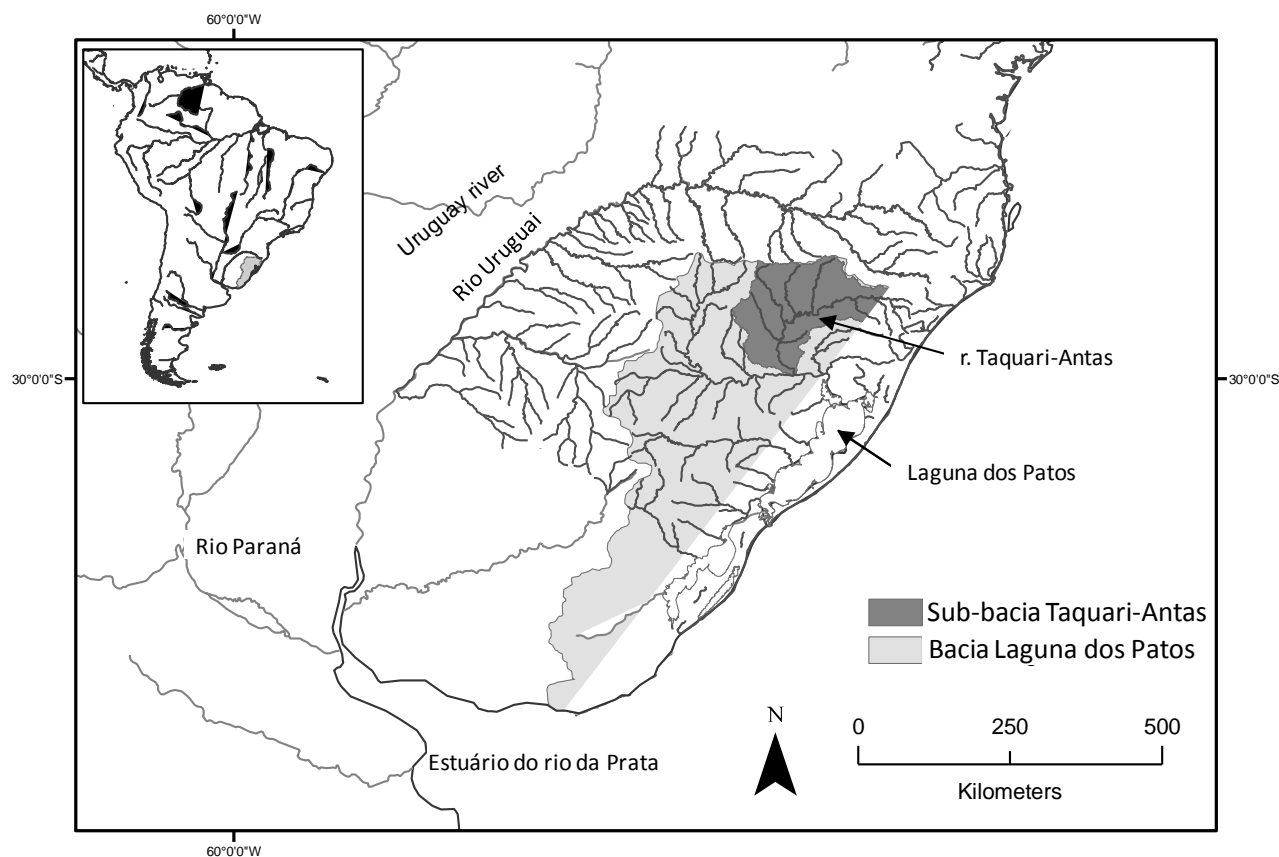


Figura 3. Localização geográfica da bacia do rio Taquari-Antas.

Os principais afluentes do rio Taquari-Antas pela margem esquerda são os rios Camisas, Tainhas e Lajeado Grande, e pela margem direita os rios Quebra-Dentes, da Prata, Carreiro, Guaporé, Forqueta e Taquari-Mirim (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**). De acordo com a classificação da Agência Nacional de Águas (ANA), o código da bacia é RS3, enquanto no Rio Grande do Sul é representada pela sigla G040, por pertencer a Região Hidrográfica do Guaíba (SEMA, 2011).



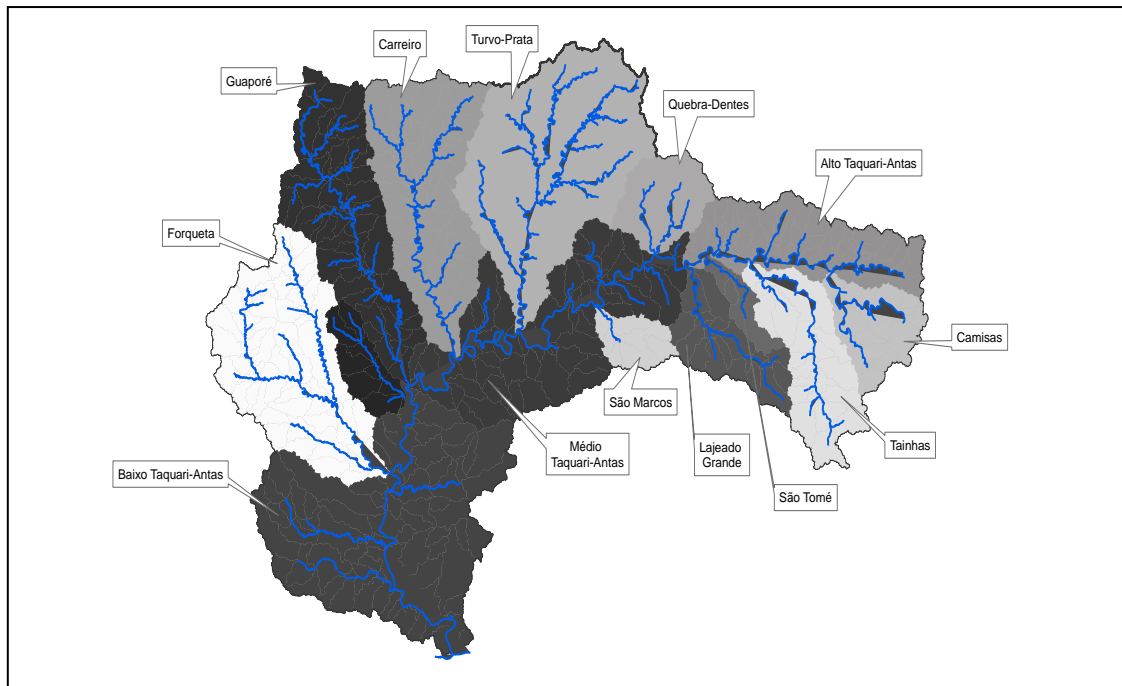


Figura 4. Principais rios afluentes e sub-bacias do rio Taquari-Antas.

Aplicando-se a classificação hierárquica de rios proposta por Strahler (1967) e uma rede hidrográfica na escala 1:250.000, a BHTA apresenta sete ordens de rios. As principais nascentes do rio Taquari - Antas situam-se na região do Planalto Basáltico, sendo que as águas correm primeiramente para oeste sobre o Planalto, descendo a encosta da Serra Geral, chamado de rio das Antas. Já em seu curso inferior, o mesmo rio é chamado de Taquari e seu fluxo é na direção predominante sul até a foz no Rio Jacuí. O rio Taquari-Antas possui uma extensão de 546 km desde as nascentes até a foz, sendo que por 359 km é denominado rio das Antas e por 187 km rio Taquari (SEMA, 2011).

Conjugando parâmetros climáticos e geomorfológicos, pode-se dividir esta bacia hidrográfica em três subáreas: Depressão Central, com temperaturas mais elevadas (subtropical); Campos de Cima da Serra, com temperaturas mais baixas (temperado); Encosta e Serra do Nordeste, onde ocorre a transição entre os climas subtropical e temperado (Fepam, 2006).

De acordo com as características geomorfológicas e hidrológicas (Fepam, 2006), a bacia do Taquari-Antas pode ser dividida em três trechos distintos: • **O primeiro trecho** está compreendido entre as nascentes e a foz do rio Quebra-Dentes, corre na direção leste-oeste, perfaz 183 km de extensão, com uma declividade média de 4,8 m/Km, caracterizando-se por possuir declividade acentuada, com rios encaixados e muitas corredeiras. • **O segundo trecho**, compreendido entre a foz do rio Quebra-Dentes e a foz do rio Guaporé, tem a direção predominante nordeste-sudoeste, com

uma extensão de 207 Km e uma declividade média de 1,6 m/Km, caracterizando-se por uma declividade menos acentuada, mas ainda apresentando vales encaixados e algumas corredeiras. O último trecho, já com denominação de Taquari, começa na foz do rio Guaporé e termina na confluência com o rio Jacuí, seguindo a direção predominante norte-sul e apresentando uma extensão de 140 Km e uma declividade média de 0,2 m/Km. Caracteriza-se como um rio de planície, com pouca declividade e raras corredeiras.

Hidrologicamente, pode ser caracterizada por regimes torrenciais, de escoamentos superficiais rápidos e bruscas variações de descargas, por apresentar declividade média elevada, rede de drenagem densa com tendência radial, pouca cobertura vegetal, pouca profundidade e baixa permeabilidade dos solos. A vazão média do rio Taquari, medida em Muçum, durante o período de 1940 a 1982, foi de 321 m<sup>3</sup>/s. As descargas máximas observadas atingiram valores na ordem de 10.300 m<sup>3</sup>/s, enquanto as mínimas estiveram entre 10 e 20 m<sup>3</sup>/s. As grandes flutuações de vazão são subsequentes à ocorrência de chuvas contínuas, distribuídas em áreas extensas da bacia, concentrando rapidamente grandes volumes de água, que se propagam com velocidade rio abaixo.

Em termos ecorregionais esta bacia se encontra dentro de ecorregião aquática Laguna dos Patos, definida na iniciativa Freshwater Ecoregions of The World (Abell *et al.*, 2008). Essas ecorregiões foram delimitadas com base em biogeografia e mapas globais de riqueza, número de espécies endêmicas (peixes, crocodilianos, anfíbios e tartarugas) e ameaças (*human footprint* - indicador de impacto de atividades humanas, percentual de cobertura urbana, extração de água superficial, irrigação, grandes cidades e conversão da cobertura da terra).

Quanto à vegetação, a bacia do rio Taquari-Antas apresenta quatro regiões fitoecológicas associadas à Mata Atlântica e consideradas como zona de transição: Savana, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Estacional Decidual e Áreas de Tensão Ecológica. Ainda podem ser observados diversos ambientes onde a vegetação natural encontra-se em satisfatório nível de preservação, localizados nas encostas íngremes dos vales, de difícil acesso e impróprios a práticas agrícolas. Os locais mais preservados acham-se representados por dez unidades de conservação correspondentes a 16.000 ha, sendo a mais importante a do Parque Nacional dos Aparados da Serra, no município de Cambará do Sul.

## Base de dados espaciais

Foi compilada uma base de dados espaciais, constituída de camadas (*layers*) integradas em ambiente SIG (Tabela 1). Cada *layer* foi recortado para os limites da bacia do rio Taquari-Antas. Uma vez realizada a compilação, foram gerados novos *layers* relacionados à hidrografia com uso da extensão ArcHydro (ESRI, Redlands, CA, U.S.A). Todas as etapas de geração de dados e atributos finais foram realizadas com o auxílio dos programas ArcGis (ESRI) e Idrisi Taiga (Clark Labs).

Tabela 1. Camadas de dados espaciais (*layers*) utilizados neste estudo.

Layers	Comentários	Fonte
Hidrografia (linhas e polígonos)	Escala 1:50.000	Hasenack, H.; Weber, E. (org). Base cartográfica vetorial contínua do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, UFRGS – IB – Centro de Ecologia. 2010. 1 DVD ROM (Série Geoprocessamento, 3)
Curvas de nível (altitude)	Escala 1:50.000	
Pontos cotados (altitude)	Escala 1:50.000	Hasenack, H.; Cordeiro, J. L. P. (org.) 2006. Relatório técnico Ministério do Meio Ambiente: Secretaria de Biodiversidade e Florestas no âmbito do mapeamento da cobertura vegetal dos biomas brasileiros.
Vegetação pretérita IBGE	Escala 1:250.000 – Mapeamento da cobertura vegetal do Bioma Pampa	
Modelo Digital de Elevação	Resolução de 30 metros	Processamento no presente trabalho
Limites da Bacia		Processamento no presente trabalho
Sub-bacias hidrográficas (ver tabela 2)		Processamento no presente trabalho

Inicialmente foram inseridos na base de dados arquivos de polígonos e linhas da rede hidrográfica das sub-bacias e rios brasileiros da Agência Nacional de Águas (disponíveis no sistema Hidroweb<sup>1</sup>), especificamente a Bacia 8 - Atlântico trecho Sudeste, contendo a sub-bacia 86 (Taquari-Antas). Em seguida foram adicionados dados da rede hidrográfica vetorial, pontos cotados e curvas de nível da base cartográfica vetorial contínua do Rio Grande do Sul, em escala 1: 50.000 (Hasenack & Weber, 2010). O sistema de referência foi ajustado para a projeção Universal Transversal Mercator, Zona 22 Sul, e Datum WGS 1984.

Para gerar o mapa de limites da BHTA, a rede hidrográfica em escala 1:50.000 passou por uma verificação visual e edição de linhas, onde foram eliminadas linhas duplas referentes às margens dos maiores rios, principalmente na porção baixa da bacia, para torná-la unifilar em toda sua

<sup>1</sup> <http://www.hidroweb.ana.gov.br>

extensão (Figura 5). Esta rede hidrográfica editada foi utilizada para definir os limites geográficos aproximados da BHTA, os quais foram empregados para obter o recorte dos *layers* de pontos cotados e curvas de nível. Depois de recortados, estes *layers* foram utilizados como dados de entrada ArcGIS 3D Analyst para interpolar um Modelo Digital de Elevação (MDE), empregando-se uma rede triangular irregular (TIN – Triangulated Irregular Network) e adotando-se uma resolução espacial de 30 metros. O MDE consiste em um layer raster (matricial), cujos pixels representam valores contínuos de altitude em metros (Figura 6).

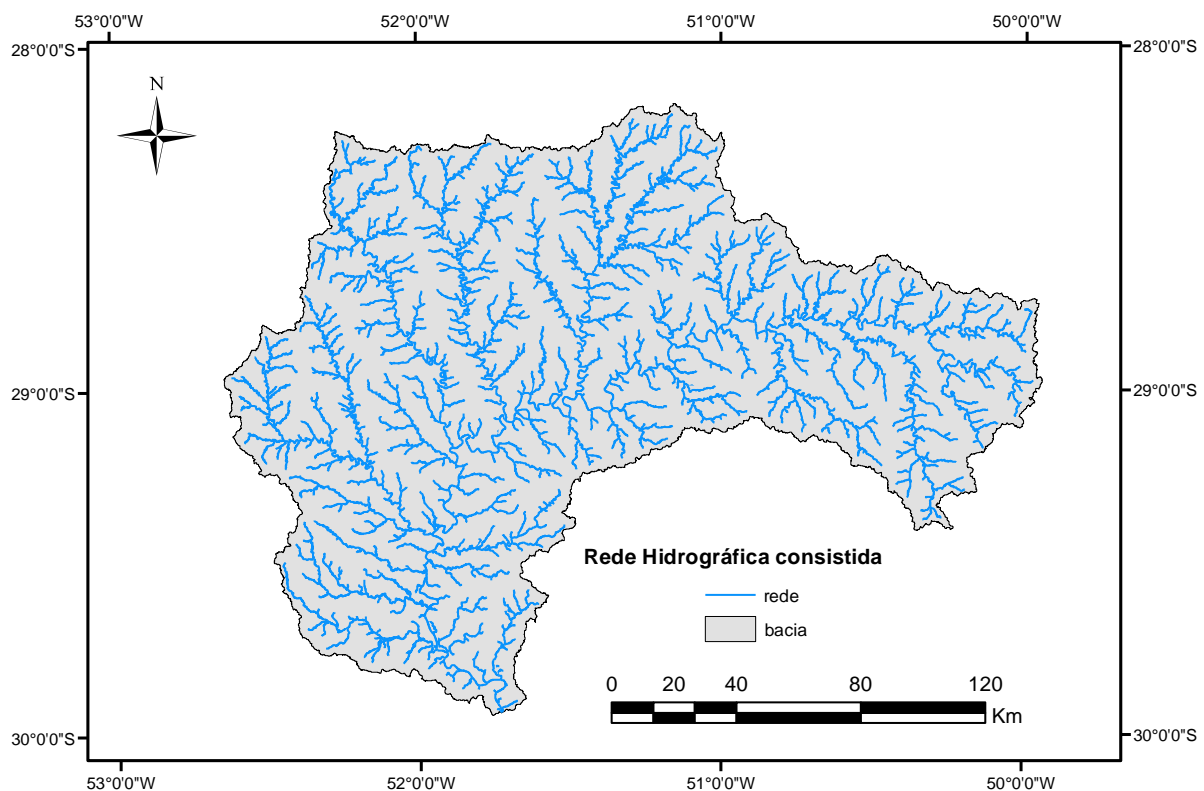


Figura 5. Rede hidrográfica da bacia do rio Taquari-Antas.

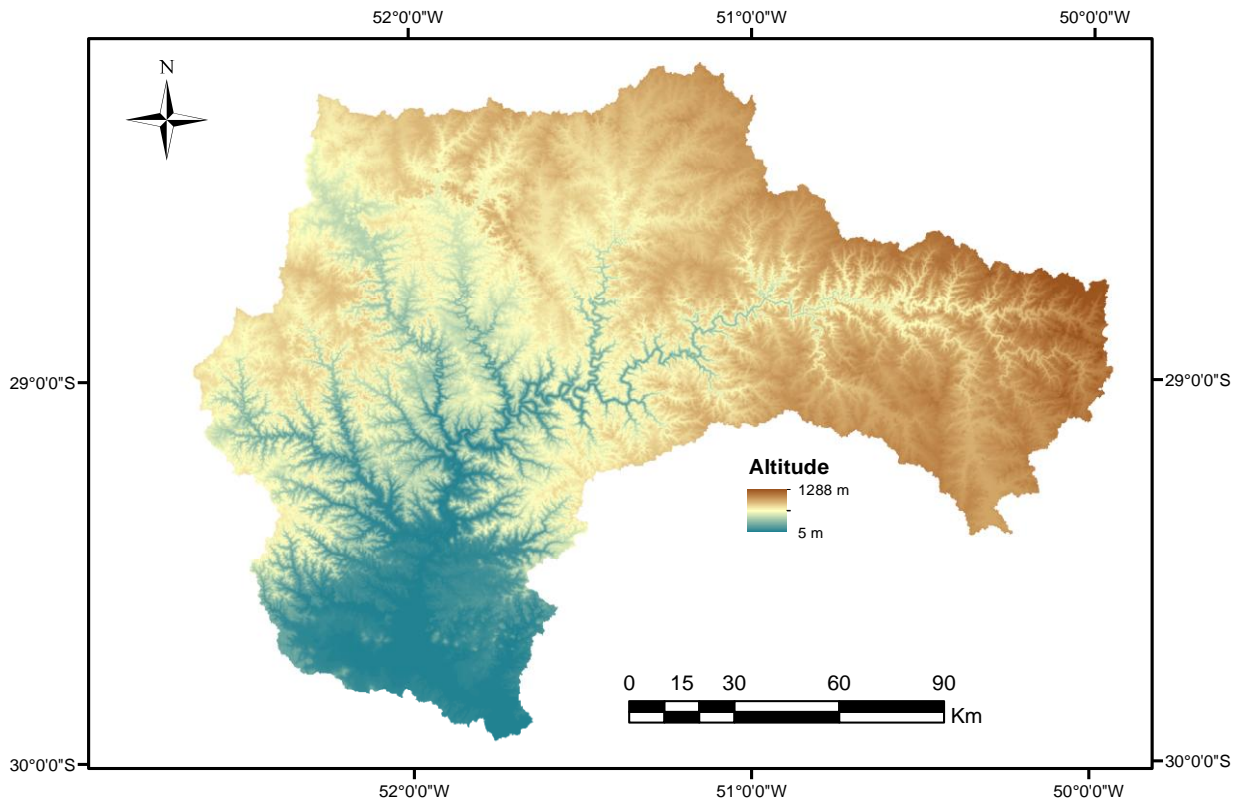


Figura 6 Modelo Digital de Elevação para a bacia do rio Taquari-Antas, gerado por interpolação a partir de curvas e pontos cotados de cartas em escala 1:50.000. Resolução espacial de 30 metros.

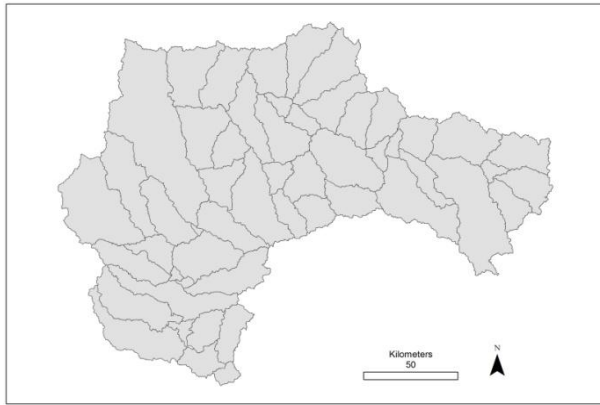
### **Delimitação de sub-bacias em diferentes níveis de resolução espacial.**

A delimitação de sub-bacias hidrográficas seguiu o procedimento descrito por Fan *et. al.* (2010), utilizando-se o pacote de ferramentas *ArcHydro* dentro do programa *ArcGis 10*. Esta metodologia permite obter uma discretização de sub-bacias para diferentes níveis de resolução espacial. A partir da altitude (MDE) e a rede hidrográfica, por médio de geoprocessamento, são derivados layers raster de direção de fluxo (método determinístico de 8 células vizinhas com base na declividade) e área acumulada (número de pixels a montante que drenam para cada pixel a jusante). Seguidamente se determinaram as áreas mínimas para definição de rede de drenagem raster. Uma vez definida a rede, esta foi segmentada e codificada. Por último, com base nos segmentos da rede são geradas as sub-bacias hidrográficas raster.

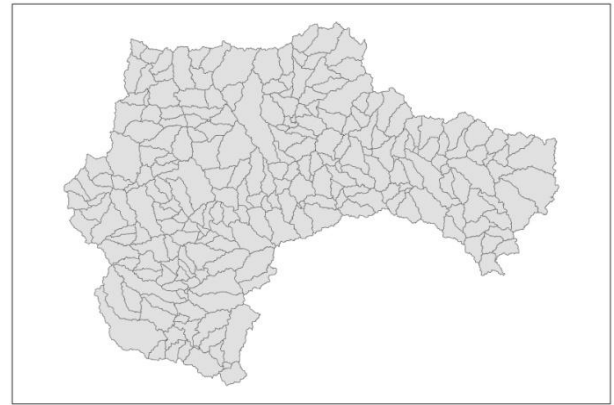
Para a delimitação de sub-bacias em diferentes níveis de resolução espacial, o método segue o princípio de definição de bacias por segmento de rio, sendo cada segmento delimitado pela presença de confluência a montante e a jusante, ou por confluência e cabeceira. Portanto, alterando as áreas mínimas para definição de rede de drenagem em ordem hierárquica (de maior a menor área mínima), foram discretizados 6 níveis espaciais de sub-bacias hidrográficas aninhadas espacialmente (Tabela 2 e figura 7). O nível de maior área mínima de drenagem foi de 300 mil células, aproximadamente 270 km<sup>2</sup>. O nível de menor área de drenagem foi de 10 mil células, aproximadamente 9 km<sup>2</sup>.

Tabela 2. Níveis de resolução para definição de sub-bacias hidrográficas da bacia do rio Taquari-Antas, conforme área acumulada de drenagem. Sub-bacias de área muito pequena foram desprezadas para as análises posteriores.

Nível de resolução da subunidade hidrográfica	Número de subunidades hidrográficas	Denominação
Sub-bacia 300 (300 mil pixels, 270 km <sup>2</sup> )	55 (53 analisadas)	Subunidades 300k
Sub-bacia 150 (150 mil pixels, 135 km <sup>2</sup> )	107 (102 analisadas)	Subunidades 150k
Sub-bacia 120 (120 mil pixels, 108 km <sup>2</sup> )	127 (124 analisadas)	Subunidades 120k
Sub-bacia 60 (60 mil pixels, 54 km <sup>2</sup> )	245 (240 analisadas)	Subunidades 60k
Sub-bacia 30 (30 mil pixels, 27 km <sup>2</sup> )	511 (502 analisadas)	Subunidades 30k
Sub-bacia10 (10 mil pixels, 9 km <sup>2</sup> )	1580 (1572 analisadas)	Subunidades 10k



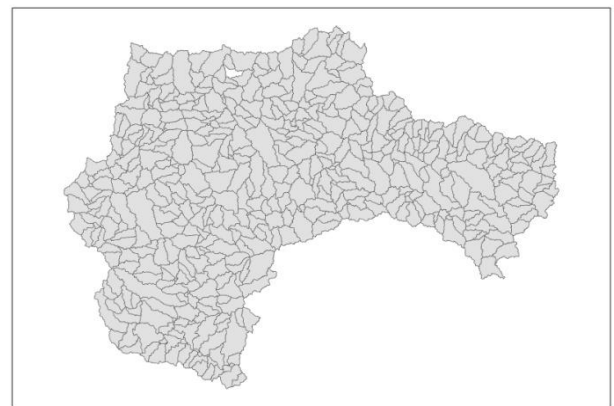
(a) 300.000 pixels



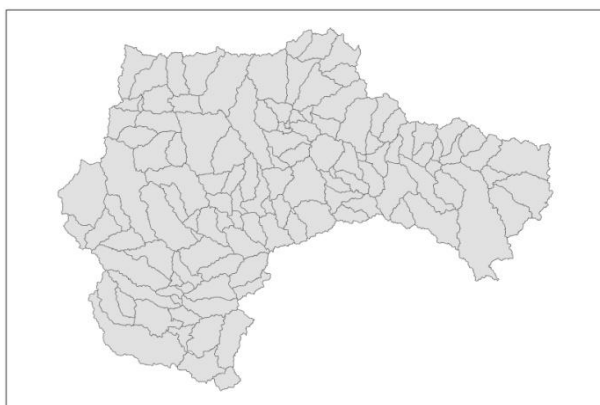
(b) 60.000 pixels



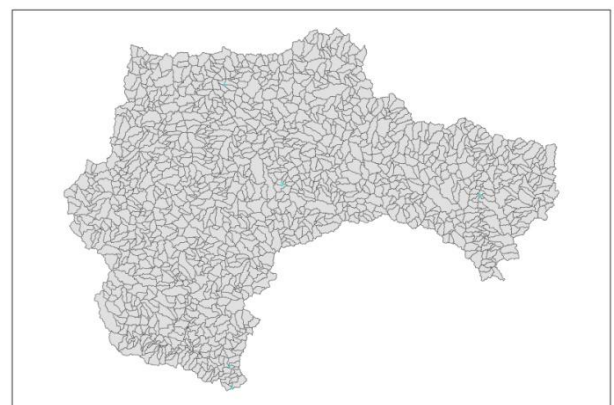
(c) 150.000 pixels



(d) 30.000 pixels



(e) 120.000 pixels



(f) 10.000 pixels

Figura 7. Níveis de Sub-bacias hidrográficas hierarquicamente aninhadas na bacia do rio Taquari-Antas.

Vale destacar que para minimizar o erro na geração automática de sub-bacias, foi realizado um reacondicionamento do MDE com a rede hidrográfica vetorial unifilar, por meio do método AGREE (Hellweger, 1997) e o preenchimento de depressões no terreno. O método AGREE reduz a altitude em células de MDE correspondentes á rede de drenagem com base em um valor constante (1000 metros), direcionando assim a definição de sub-bacias. Uma depressão é um conjunto de uma ou mais células que não contém nenhuma célula com altitude menor ao seu redor. Preenchendo estas depressões foi evitado que se formem porções isoladas dentro das sub-bacias.

### **Atributos fisiográficos como descritores de sub-bacias hidrográficas**

Em cada nível espacial, as subbacias hidrográficas foram caracterizadas em função de atributos fisiográficos mostrados na tabela 3. Vale destacar que todos os atributos foram codificados a layers raster com resolução de 30 metros por pixel.

Tabela 3. Atributos fisiográficos considerados para caracterização de Sub-bacias hidrográficas em seis níveis de resolução espacial.

Atributo	Origem	Descritores
Altitude (m)	Modelo Digital de Elevação (MDE)	Altitude média
Declividade (graus)	Declividade calculada a partir do MDE	Declividade média
Ordenação Shreve do segmento à jusante	Rede de drenagem segmentada e área acumulada calculados a partir do MDE	Valor máximo de conexões (confluências) por sub-bacia à jusante
Área acumulada de drenagem	Calculada a partir do MDE	Média e coeficiente de variação
Forma de terreno	Modelo de definição de 10 classes de forma de terreno com base em Índice de Posição Topográfica-TPI (Jennness, 2006)	Proporção de cobertura de cada classe por sub-bacia (10 classes)
Vegetação pretérita	Mapa vetorial de vegetação pretérita (Cordeiro & Hasenack, 2009)	Proporção de cobertura de cada classe por sub-bacia (5 classes)



Cada descritor de atributo foi calculado para cada sub-bacia, em cada nível, conforme descrito a seguir:

**Altitude média: Valor** extraído para cada sub-bacia a partir do MDE, onde cada pixel contém um valor de altitude, por meio da ferramenta Zonal Statistics do pacote Spatial Analyst do ArcGis (Figura 8).

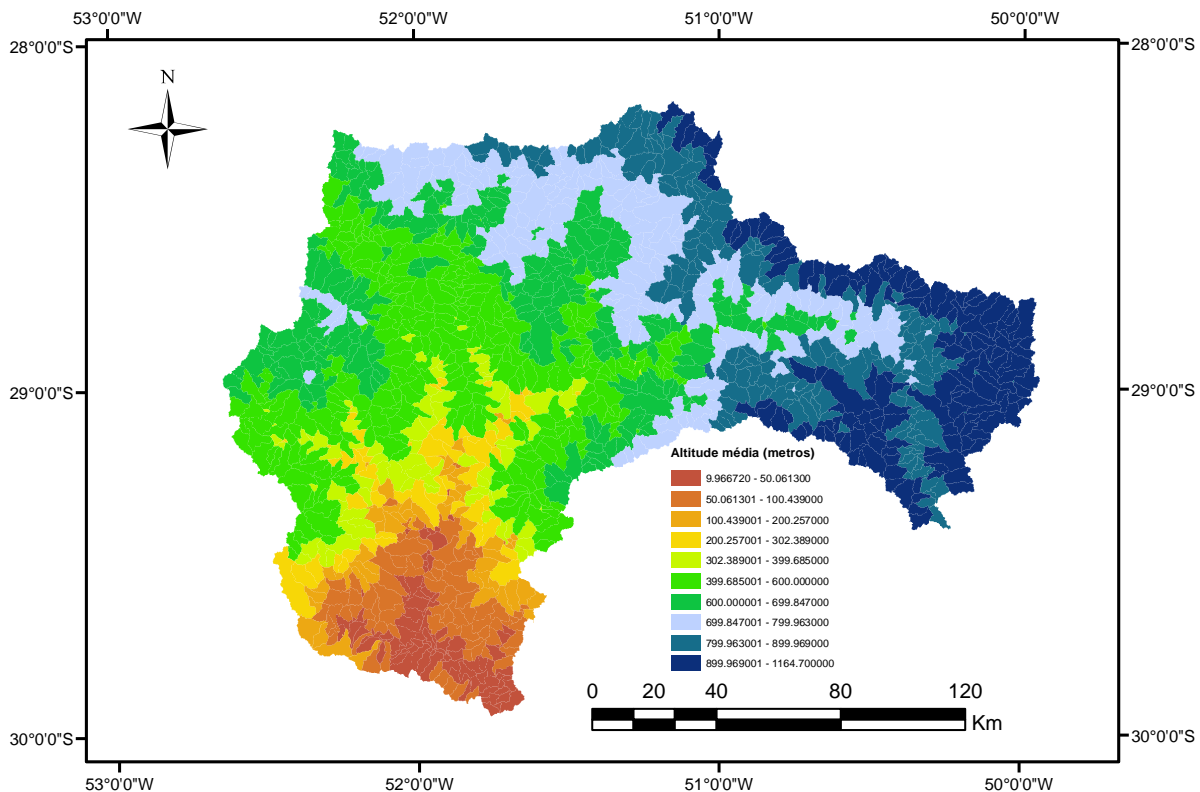


Figura 8. Altitude média (metros) por sub-bacias da bacia do rio Taquari-Antas para o nível de refinamento de 10 mil pixels.

**Declividade média:** A partir do MDE se obtém o Modelo de Declividade, onde cada pixel contém um valor de declividade em graus, da qual foi extraído o valor médio da declividade por sub-bacia (Figura 9).

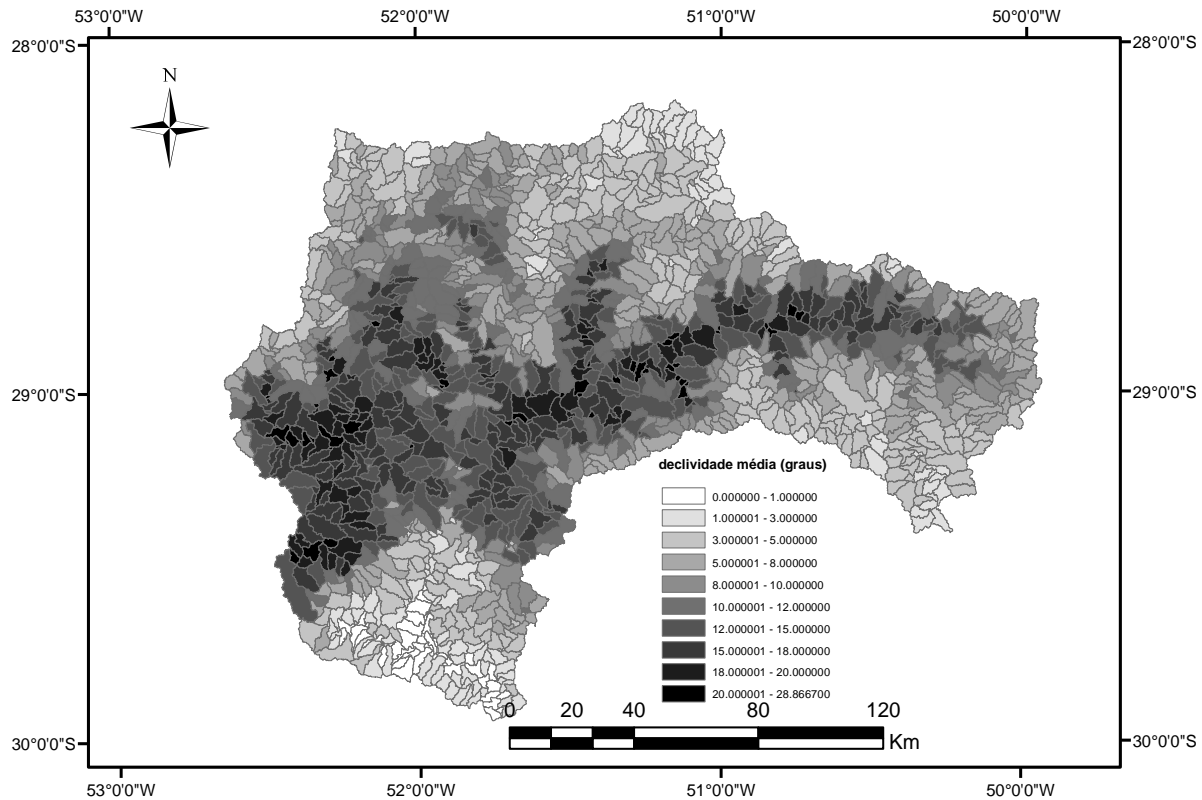


Figura 9. Declividade média (graus) das sub-unidades hidrográficas da bacia do rio Taquari-Antas (nível de refinamento de 10 mil pixels).

**Ordem de Shreve do segmento à jusante:** O método de ordenação por magnitude de segmentos proposto por Shreve (1966) aloca o valor de magnitude 1 aos segmentos sem tributários (cabeceiras-nascentes), e adiciona magnitudes numéricas aos segmentos a jusante considerando as intersecções ou confluências destes. Desta maneira um segmento recebe a magnitude do número de confluências à montante dele. No caso de valor de Shreve para o segmento à jusante, após a determinação usual dos valores de Shreve para cada segmento da rede, executa-se uma operação para que cada segmento passe a ser caracterizado pelo valor de Shreve de seu segmento vizinho à jusante. Com isso, um pequeno córrego tributário valor Shreve 1 que afluí ao rio Taquari (rio principal) terá um valor de “Shreve a jusante” elevado, indicando que possui uma conexão com um hábitat de porte bem maior. Por outro lado, um pequeno córrego nas cabeceiras da bacia, terá um valor pequeno de “Shreve à jusante”, indicando que possui conexão com um hábitat de porte semelhante (Figura 10).

Primeiramente foi determinada a codificação Shreve à segmentos da rede hidrográfica, com auxílio da ferramenta Stream Order – método Shreve, do pacote Spatial Analyst / Hydrology do ArcGIS 10 (Tarboton et. al, 1991). Seguidamente, a cada segmento foi realocado o valor do segmento a jusante dele (ferramenta Downstream cell value – pacote WWF tools – ArcView 3.2). Finalmente, foi extraído a valor máximo de ordem de Shreve dentre os segmentos contidos em cada sub-bacia empregando-se a ferramenta Extract do IDRISI Taiga.

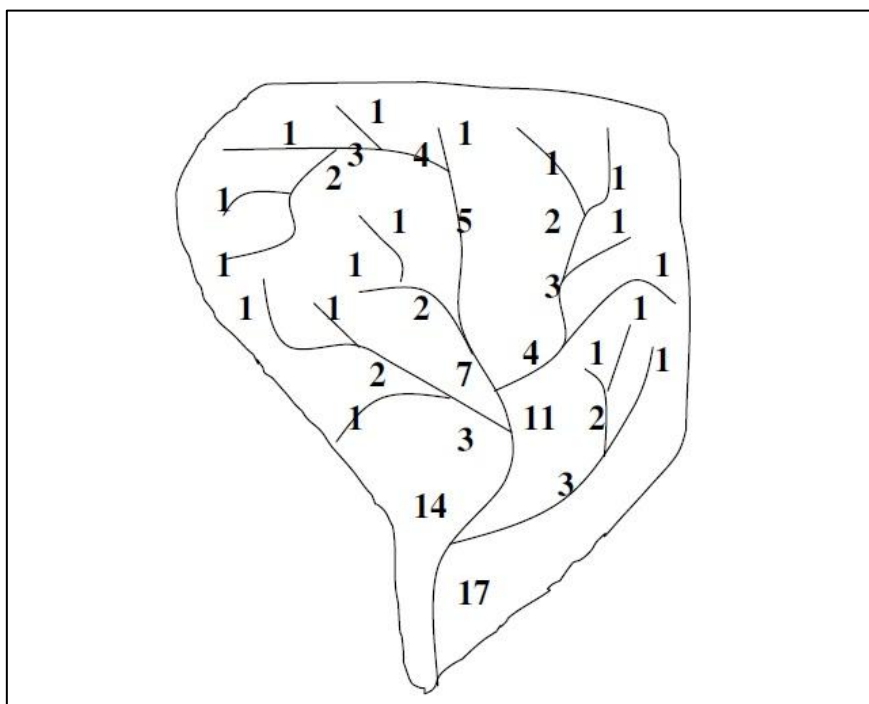


Figura 10. Esquema de método de ordenação de segmentos de rede hidrográfica segundo Shreve (1966).

**Área acumulada:** Obtida com a função *Flow Accumulation* do ArcHydro; computa a área acumulada (número de pixels) que drena para cada pixel. Foi extraído o valor máximo dos pixels de cada segmento, e sucessivamente a média e o coeficiente de variação destes valores máximos dentro de cada sub-bacia por nível espacial. A área acumulada de drenagem é um indicador geral do tamanho dos segmentos de riacho.

**Forma de terreno:** 10 classes de terreno foram definidas segundo o método desenvolvido por Weiss (2001) e modificado por Jenness (2006). **(Erro! Fonte de referência não encontrada.,** figuras 11 e 12). Estas são resultado da combinação de dois layers raster do cálculo do Índice de Posição Topográfica (TPI). O algoritmo TPI compara a altitude de cada pixel em um MDE à altitude média de uma vizinhança específica ao redor desta célula (raio de distância). Foi selecionado o tipo de vizinhança circular para um raio de 300 metros para pequena vizinhança e de 700 metros para a grande vizinhança, definidos com base em inspeção visual e conhecimento da área de estudo. Para obter o layer raster de classes de forma de terreno foi utilizada a ferramenta Landform Classification (Jenness, 2006) dentro do Topography Tools 9.3 para ArcGis.

Valores positivos de TPI representam locais mais elevados que a média da vizinhança (Cristas). Valores negativos de TPI representam locais posicionados abaixo da vizinhança (vales). Valores de TPI próximos a zero são áreas planas ou de declividade constante **(Erro! Fonte de referência não encontrada.c)**. Adicionalmente, a declividade foi utilizada para distinguir entre planícies e encostas abertas,

Tabela 4. Classes de forma de terreno (Weiss, 2001), geradas a partir da combinação de dois layers do Índice de Posição Topográfica (PV=pequena vizinhança e GV=grande vizinhança).

	Classes de Forma de terreno	TPI PV	TPI GV	Declividade
1	Cânions, rios bem encaixados	$\leq -1$	$\leq -1$	
2	Drenagens de meia encosta/ vales pouco profundos	$\leq -1$	$-1 < \text{TPI} < 1$	
3	Drenagens superiores, cabeceiras	$\leq -1$	$\geq 1$	
4	Vales em U	$-1 < \text{TPI} < 1$	$\leq -1$	
5	Áreas de planície	$-1 < \text{TPI} < 1$	$-1 < \text{TPI} < 1$	$\leq 5^\circ$
6	Encostas abertas	$-1 < \text{TPI} < 1$	$-1 < \text{TPI} < 1$	$> 5^\circ$
7	Encostas superiores, mesas	$-1 < \text{TPI} < 1$	$\geq 1$	
8	Elevações locais, morros em vales	$\text{TPI} \geq 1$	$\leq -1$	
9	Elevações de meia encosta, pequenos morros em planície	$\geq 1$	$-1 < \text{TPI} < 1$	
10	Topo de montanha, morros altos	$\geq 1$	$\geq 1$	

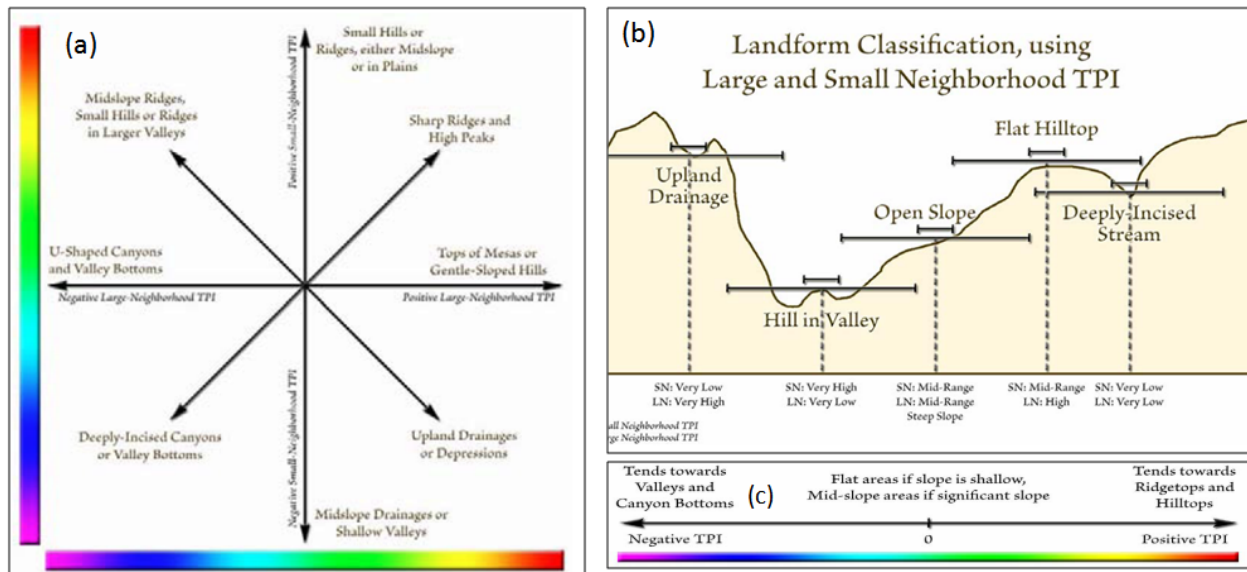


Figura 11. Diagrama (a) e perfil esquemático (b) de definição de classes de formas de terreno com base na combinação de valores de TPI (c) de raio de pequena e grande vizinhança (Jennness, 2006, modificado).

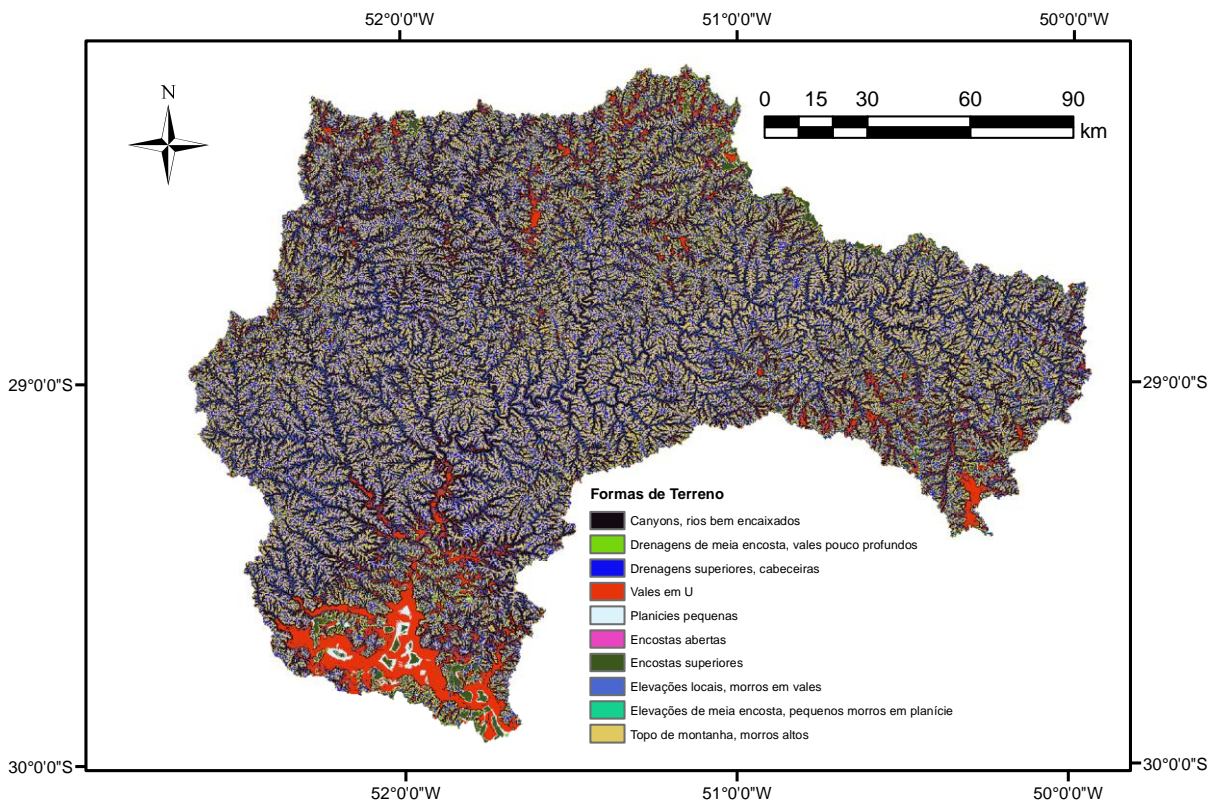


Figura 12. Classes de forma de terreno na bacia do rio Taquari-Antas.

Uma vez obtido o layer de classes de formas de terreno, foi construída uma matriz de classes de forma de terreno por nível espacial de sub-bacias hidrográficas, com auxílio da ferramenta

Crosstab dentro do programa Idrisi Taiga. Foram cruzadas as camadas contendo as sub-bacias (seis níveis) com a camada de classes de forma de terreno da BHTA, obtendo uma matriz de proporção de classes de terreno (colunas) por sub-bacias hidrográficas (linhas), totalizando seis matrizes, uma para cada nível.

**Vegetação pretérita:** As classes de vegetação pretérita da BHTA foram extraídas a partir do mapa de cobertura vegetal original do Rio Grande do Sul (Cordeiro & Hasenack, 2009). Este representa uma reconstituição da vegetação pretérita pré-européia com base no mapeamento da cobertura vegetal atual do ano 2002 (IBGE 2003). O mapa vetorial de escala geográfica 1: 250.000, foi rasterizado para extração dos valores quantitativos.

Para obtenção do percentual de cada classe de vegetação pretérita por sub-bacia hidrográfica, foi efetuado o cruzamento do layer raster das classes de vegetação pretérita (Figura 13) com cada um dos seis níveis espaciais de sub-bacias hidrográficas. Com o auxílio da ferramenta *Crosstab do Idrisi Taiga*, foram geradas seis matrizes de sub-bacias hidrográficas (linhas) por classes de vegetação pretérita (colunas), contendo o número de células de cada classe de vegetação por sub-bacia. A partir de cada matriz, foi calculada a proporção de superfície da sub-bacia ocupada por cada classe de vegetação pretérita. As sub-bacias em que as áreas urbanas ocupavam mais de 10% da superfície foram excluídas da análise.

As classes de vegetação pretérita quantificadas dentro da bacia do Taquari Antas são as seguintes:

**Estepe:** denominada também como Campos Gerais do Planalto e Campanha Gaúcha, localizada na porção baixa às laterais do curso principal do Baixo Taquari e em menor medida junto aos campos de altitude (estepe gramíneo lenhosa). Caracteriza-se por marcada dupla estacionalidade (frio polar das frentes frias e seca com déficit hídrico).

**Estepe gramíneo lenhosa com floresta de galeria:** denominado também campo limpo, onde se observam as florestas de galeria de porte baixo flanqueando cursos de drenagens. Esta se diferencia da estepe da campanha gaúcha pela presença de *Araucária angustifolia*. O estrato herbáceo é adaptado ao ambiente seco e dominado por eco tipos dos gêneros *Stipa*, *Andropogom*, *Aristida* e *Erianthus*.

**Floresta Estacional Decidual:** denominada também Floresta tropical caducifólia, e caracterizada por duas estações climáticas bem demarcadas, a chuvosa seguida de longo período seco. Apresenta o estrato dominante macro ou mesofanerofítico predominantemente caducifólio, com mais de 50 % dos indivíduos despídos de folhagem no período desfavorável. Nesta vegetação

tem domínio de *Peltophorum*, *Anadenanthera*, *Apuleia*, denotada claramente entre a Floresta ombrófila mista e a Estepe (campos gaúchos). Pode ser verificado claramente como acompanha o curso principal do rio das Antas a partir da confluência com o rio Quebra Dentes (margem direita), junto com a parte baixa e confluência dos rios turvo/prata, Carreiro, Guaporé e em maior medida a porção média do Taquari até a Planície.

**Floresta Ombrófila Mista:** conhecida também como “Mata de Araucária ou pinheiral”, tipo de vegetação do Planalto Meridional, onde ocorria com maior frequência. A composição florística deste tipo de vegetação é dominada por gêneros primitivos como *Drymis*, *Araucaria* e *Podocarpus*. Como pode ser observado na Figura 13, esta classe ocupa o curso principal ou calha do alto rio das Antas e algumas nascentes, junto com as cabeceiras e a maior parte das bacias dos rios Carreiro e Guaporé, e em menor medida partes baixas do médio taquari (em áreas contíguas aos cursos principais).

**Contato Estepe – Floresta Estacional Decidual:** localizada à margem esquerda do baixo Taquari, é uma transição de Floresta Estacional Decidual para campanha gaúcha de relevo pediplano.

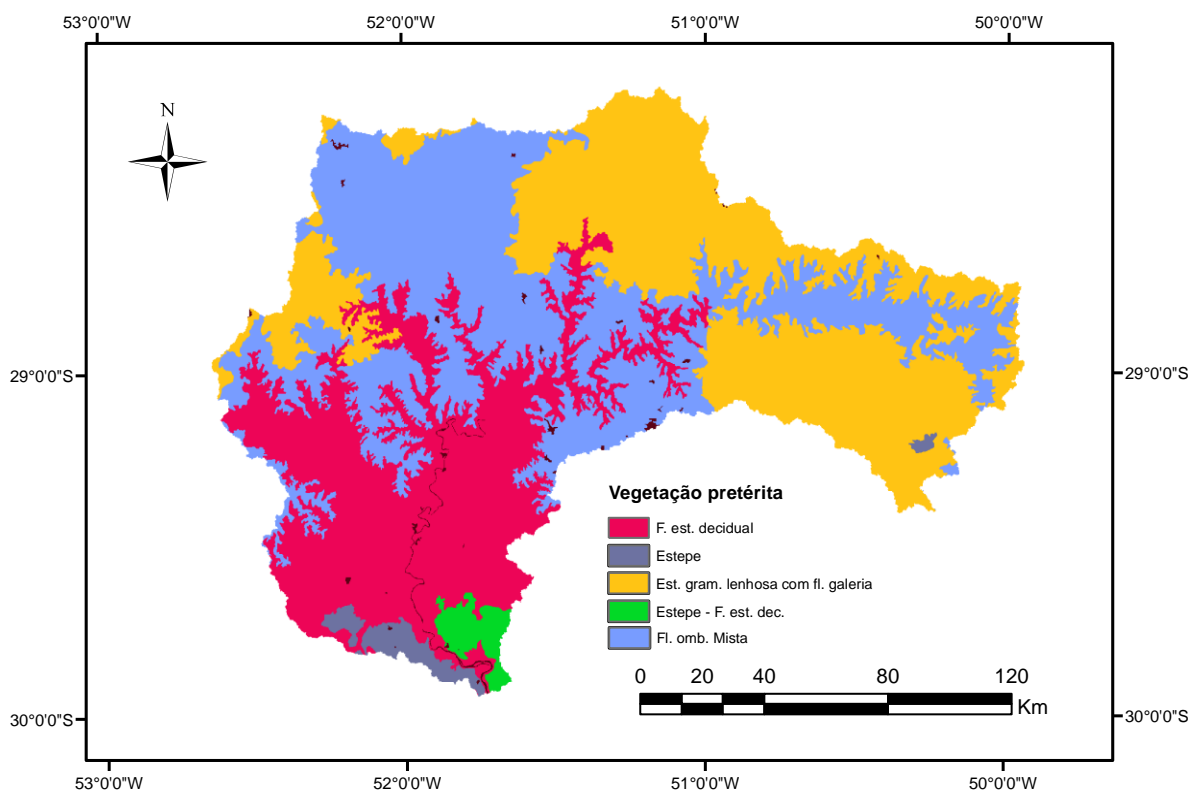


Figura 13. Classes de vegetação pretérita (Cordeiro & Hasenack, 2009) da bacia hidrográfica do rio Taquari-Antas.

## Determinação de subunidades ecorregionais aquáticas com base na hierarquia espacial de sub-bacias hidrográficas

A partir dos atributos selecionados e de cada nível espacial de sub-bacias hidrográficas foram construídas seis matrizes contendo sub-bacias (linhas) e descritores fisiográficos (colunas). Essas matrizes foram utilizadas como base para analisar padrões de agrupamento de sub-bacias com base nos descritores. Esses padrões de agrupamento foram então considerados como referência para definir subunidades ecorregionais na bacia do rio Taquari-Antas. Em outras palavras, cada conjunto de sub-bacias fisiograficamente similares, foi considerado como uma subunidade ecorregional aquática. Para definir e caracterizar estas subunidades ecorregionais aquáticas em cada nível espacial, as sub-bacias e seus descritores foram submetidos a uma análise de componentes principais (PCA) e uma análise de agrupamento *k-means*, conforme descrito a seguir.

Uma vez obtidos os 20 descritores fisiográficos (colunas) por sub-bacias (linhas) para os seis níveis, os dados foram transformados por função  $\log_{10}(x + 1)$  e arco-seno (para descritores expressos em %). Sobre as matrizes transformadas realizou-se uma análise de agrupamento pelo método *k-means* (Legendre & Legendre, 1998), que formou conjuntos de sub-bacias com fisiografia semelhante, cada conjunto constituindo assim uma subunidade ecorregional aquática dentro de cada nível espacial.

O algoritmo *k-means* forma agrupamentos iterativamente, buscando minimizar a variabilidade dentro de grupos e maximizar entre os grupos. Foi utilizada a distância euclidiana ao quadrado, reescalada a partir de valores normalizados dos descritores fisiográficos (*i.e.*, valores variando de 0 a 1); as observações que formaram inicialmente os centróides de agrupamento foram selecionadas aleatoriamente. O número de agrupamentos foi definido segundo um procedimento de validação cruzada em que a amostra é aleatoriamente subdividida em  $k-1$  subamostras de treinamento, sendo a análise realizada sobre cada subamostra (*k-fold partitioning*; Fielding & Bell, 1997). Os resultados foram então aplicados à amostra  $k$  (não utilizada no treinamento) para computar uma estatística que avalia o quão bem as observações da amostra podem ser alocadas a agrupamentos gerados com as  $k-1$  subamostras de treinamento. Portanto, os grupos formados podem ser interpretados como conjuntos de sub-bacias hidrográficas cuja fisiografia é similar.

Para compreender melhor a conformação dos grupos foi realizada uma análise de componentes principais (PCA) sobre as mesmas matrizes de dados transformados, a partir de matrizes de correlação entre variáveis (descritores fisiográficos) que indicassem os descritores mais importantes para a distribuição das sub-bacias ao longo dos eixos explicativos.



Finalmente, os grupos formados pela análise k-means foram testados quanto à sua homogeneidade interna (dispersão multivariada de sub-bacias com relação ao centroide de cada grupo), por meio do teste Betadisper (com base em permutação), realizado no pacote estatístico R (Anderson, 2006). Esta análise avalia, com base em uma matriz de dissimilaridade (distância euclidiana), a homogeneidade multivariada em partições (neste caso grupos de subunidades hidrográficas). Assim, foi possível comparar o grau de homogeneidade fisiográfica interna de cada subunidade ecorregional identificada em cada nível e através dos níveis dentro da hierarquia espacial. Espera-se que quanto menos heterogênea fisiograficamente for uma unidade ecorregional aquática, mais efetiva seja sua capacidade de atuar como substituta de padrões ecológicos em um ou mais níveis espaciais, porém menos ampla será a diversidade de padrões passíveis de estarem representados.

## RESULTADOS

### Subunidades Ecorregionais Aquáticas - SEA

Ao longo da hierarquia de seis níveis espaciais de sub-bacias, a análise de agrupamentos *k-means* gerou 5 a 8 grupos ou subunidades ecorregionais aquáticas significativos para a Bacia do rio Taquari–Antas (Tabela 5). Para uma interpretação mais efetiva, os grupos receberam denominação conforme o conhecimento da bacia.

Tabela 5. Subunidades ecorregionais aquáticas (SEA) determinadas por análise de agrupamentos de sub-bacias com base em atributos fisiográficos.

Escala	Número de subunidades ecorregionais aquáticas	Número de sub-bacias por SEA	Número total de sub-bacias
300k	6	2 a 13	53
150k	6	11 a 22	102
120k	7	12 a 25	124
60k	5	26 a 68	240
30k	8	44 a 76	502
10k	6	67 a 434	1572

Como mostra a Figura 14, foi constatada uma persistência relativa de tipos de subunidades ecorregionais aquáticas ao longo do hierarquia (i.e., dos níveis). Em linhas gerais, transitando-se do nível de refinamento espacial superior (300k) ao inferior (10k), foi observado que mesmo havendo substituições de sub-bacias de um grupo a outro, se diferenciam marcadamente SEAs compostos por sub-bacias de planície, de planalto e transições no trecho médio e encostas da serra, contíguas ou não com sub-bacias que contêm o curso principal do sistema Taquari-Antas e seus principais tributários.

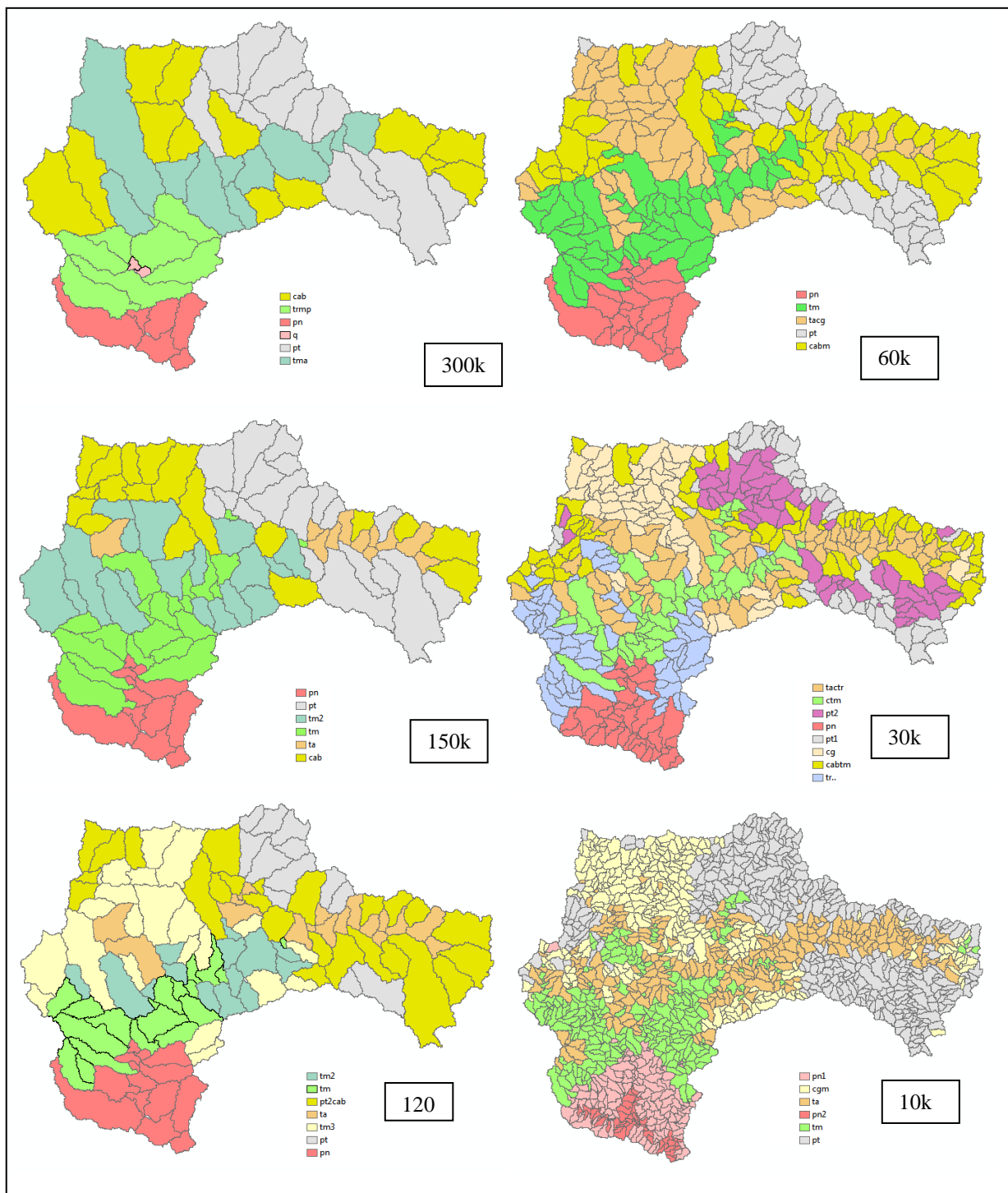


Figura 14. Subunidades ecorregionais aquáticas, grupos resultantes do agrupamento pelo método K-means a partir de descritores fisiográficos para 6 níveis da hierarquia espacial de sub-bacias do rio Taquari-Antas.

O grupo que caracteriza a SEA denominada Planície (doravante pn), se localiza na parte inferior da bacia e próxima à confluência do rio Taquari com o rio Jacuí. Junto a esta foi determinada com maior consistência espacial a SEA denominada Planalto (pt), com dois subconjuntos espacialmente distintos (pt1 e pt2 para o nível 30k) na porção norte e leste da bacia. Os grupos de sub-bacias denominados Trecho médio (tm e trmp) presentes nas escalas 150k, 120k, 60k e 10k, conformaram uma diferenciação intermédia na bacia, mais heterogênea que as SEA Planície e Planalto (pn e pt), com substituições e agregações de sub-bacias de um grupo a outro à medida que se transita ao longo do da hierarquia espacial.

Assim também, pode ser notado que os grupos de sub-bacias que contém o curso principal do alto rio das Antas ao leste (ta, tacg, tactr) se diferenciam a partir da escala 150k, agregando mais ou menos sub-bacias. Esta diferenciação do curso principal se destaca de SEAs como Planalto, Planície, e demais grupos de transição (trecho médio).

Estes resultados indicaram SEAs uma transição de sub-bacias de planalto em elevada altitude para SEAs de sub-bacias com rios encaixados nas encostas da serra e morros altos em vales; Seguidos por SEAs de sub-bacias com rios de planície em baixa altitude e pouca declividade. A distribuição das médias normalizadas das variáveis determinadas pelo método *K-means*, em anexo indicam esta estrutura espacial.

## Caracterização fisiográfica das Subunidades Ecorregionais Aquáticas

A análise de componentes principais conseguiu representar com os três primeiros componentes entre 62% e 78 % da variação total em função da caracterização fisiográfica (20 descritores) para a hierarquia espacial (seis níveis) de sub-bacias na BHTA (Tabela 6).

Tabela 6. Percentagem de representação da variação total de sub-bacias para 6 níveis de divisão interna (de 300 mil células para 10 mil células). Três primeiros componentes.

Níveis	cp1%	cp2%	cp3%	Total
300k	45.739	24.463	8.626	<b>78.828</b>
150k	44.334	23.466	8.225	<b>76.025</b>
120k	44.645	22.966	7.837	<b>75.448</b>
60k	36.544	27.084	8.257	<b>71.885</b>
30k	35.443	26.041	7.124	<b>68.607</b>
10k	31.039	24.232	7.415	<b>62.686</b>

Conforme a tabela 7, o componente principal 1 (cp1) determinou a distribuição de sub-bacias ao longo de um gradiente influenciado pela declividade média, junto às classes de formas de terreno rios encaixados, morros altos, drenagens de cabeceiras e morros em vales. No outro lado do gradiente (negativo) as sub-bacias foram influenciadas por classes de forma de terreno *áreas de Planície, vales em U, encostas abertas e morros em planícies* (exceto ao nível 300), como mostram os dados de correlação de variáveis com os dois primeiros eixos de ordenação e os gráficos de dispersão (Figura 15) de sub-bacias em todos os níveis da hierarquia espacial.

O componente principal 2 por sua parte, determinou a distribuição de sub-bacias de um lado sob influência da classe de vegetação pretérita *estepe gramíneo lenhosa com floresta de galeria* (Egf), junto com formas de terreno de *morros em planície, drenagens de meia encosta e encostas abertas e altitude média* elevada. Do outro lado influenciaram a vegetação de floresta Estacional Decidual, maior área de drenagem acumulada e a ordem de segmentos a jusante (Shreve).

Tabela 7. Correlações das 20 variáveis fisiográficas com os eixos gerados pela análise de componentes principais para a hierarquia de seis níveis de subdivisão da bacia do rio Taquari-Antas. Os três primeiros eixos representam entre 62% e 78% da variação total. Hm= altitude média, Sm= declividade média, shrjus = shreve à jusante, fmed= área acumulada de drenagem média, fcv= coeficiente de variação da area acumulada, re= rios encaixados/cânions, dme= drenagens de média encosta, dcb= drenagens de cabeceiras, vu= vales em U, pln= áreas de planície, eab= encostas abertas, es= encostas superiores, mv= morros em vales, mp= morros em planícies, ma= topos de montanha/morros elevados, E= Estepe, ENc= Estepe/Floresta Estacional Decidual, C= Floresta Estacional Decidual, M= Floresta Ombrófila Mista., EGF= Estepe Gramíneo Lenhosa com floresta de galeria.

Hierarquia espacial de sub-bacias hidrográficas												
Var.	300k		150k		120k		60k		30k		10k	
	cp1	cp2	cp1	cp2	cp1	cp2	cp1	cp2	cp1	cp2	cp1	cp2
Hm	0.756	<b>-0.571</b>	-0.566	0.749	-0.437	0.821	-0.498	0.757	-0.504	0.746	<b>-0.710</b>	0.496
Sm	0.948	0.249	<b>-0.971</b>	-0.152	<b>-0.980</b>	-0.092	<b>-0.976</b>	-0.034	<b>-0.974</b>	-0.065	<b>-0.912</b>	-0.336
shrjus	-0.356	0.719	0.096	<b>-0.817</b>	-0.029	<b>-0.785</b>	-0.055	<b>-0.624</b>	-0.038	<b>-0.638</b>	0.125	-0.548
fmed	-0.206	0.583	-0.021	<b>-0.642</b>	-0.128	<b>-0.633</b>	-0.111	<b>-0.598</b>	-0.102	<b>-0.613</b>	0.117	-0.569
fcv	0.021	0.176	0.073	-0.127	0.128	-0.106	0.009	0.210	<b>0.008</b>	0.205	-0.001	0.212
re	0.802	-0.236	<b>-0.676</b>	0.333	<b>-0.634</b>	0.406	<b>-0.655</b>	0.553	<b>-0.654</b>	0.521	<b>-0.782</b>	0.240
dme	-0.540	<b>-0.713</b>	0.724	0.504	0.782	0.427	0.435	0.795	0.452	0.774	0.049	0.843
dcb	0.931	0.186	<b>-0.918</b>	-0.100	<b>-0.924</b>	-0.038	<b>-0.920</b>	0.145	<b>-0.888</b>	0.143	<b>-0.815</b>	-0.004
vu	<b>-0.937</b>	-0.069	0.939	-0.053	0.935	-0.089	0.817	0.184	0.815	0.141	0.655	0.365
pln	<b>-0.903</b>	0.249	0.869	-0.327	0.843	-0.409	0.817	-0.493	0.815	-0.476	0.912	-0.206
eab	-0.417	<b>-0.763</b>	0.671	0.587	0.739	0.509	0.467	<b>0.786</b>	0.479	0.750	0.104	0.860
es	<b>-0.768</b>	-0.513	0.855	0.374	0.882	0.292	0.763	0.488	0.728	0.485	0.377	0.727
mv	0.973	0.104	<b>-0.970</b>	-0.009	<b>-0.968</b>	0.048	<b>-0.954</b>	0.112	<b>-0.933</b>	0.085	<b>-0.884</b>	-0.180
mp	-0.302	<b>-0.839</b>	0.621	0.654	0.716	0.581	0.391	0.843	0.371	0.827	-0.055	0.828
ma	0.908	-0.287	<b>-0.859</b>	0.355	<b>-0.836</b>	0.407	<b>-0.817</b>	0.485	<b>-0.811</b>	0.461	<b>-0.899</b>	0.231
E	<b>-0.671</b>	0.261	0.535	-0.384	0.468	-0.466	0.501	-0.261	0.458	-0.262	0.452	-0.069
EnC	<b>-0.631</b>	0.183	0.503	-0.348	0.437	-0.425	0.341	-0.123	0.328	-0.132	0.299	0.053
C	-0.216	0.712	0.026	<b>-0.778</b>	-0.118	<b>-0.745</b>	-0.127	<b>-0.678</b>	-0.070	<b>-0.673</b>	0.120	<b>-0.620</b>
M	0.699	0.057	<b>-0.551</b>	0.221	<b>-0.525</b>	0.195	<b>-0.529</b>	0.087	<b>-0.526</b>	0.086	-0.489	-0.054
Egf	0.052	<b>-0.834</b>	0.200	0.754	0.348	0.721	0.312	0.670	0.319	0.660	0.102	0.664

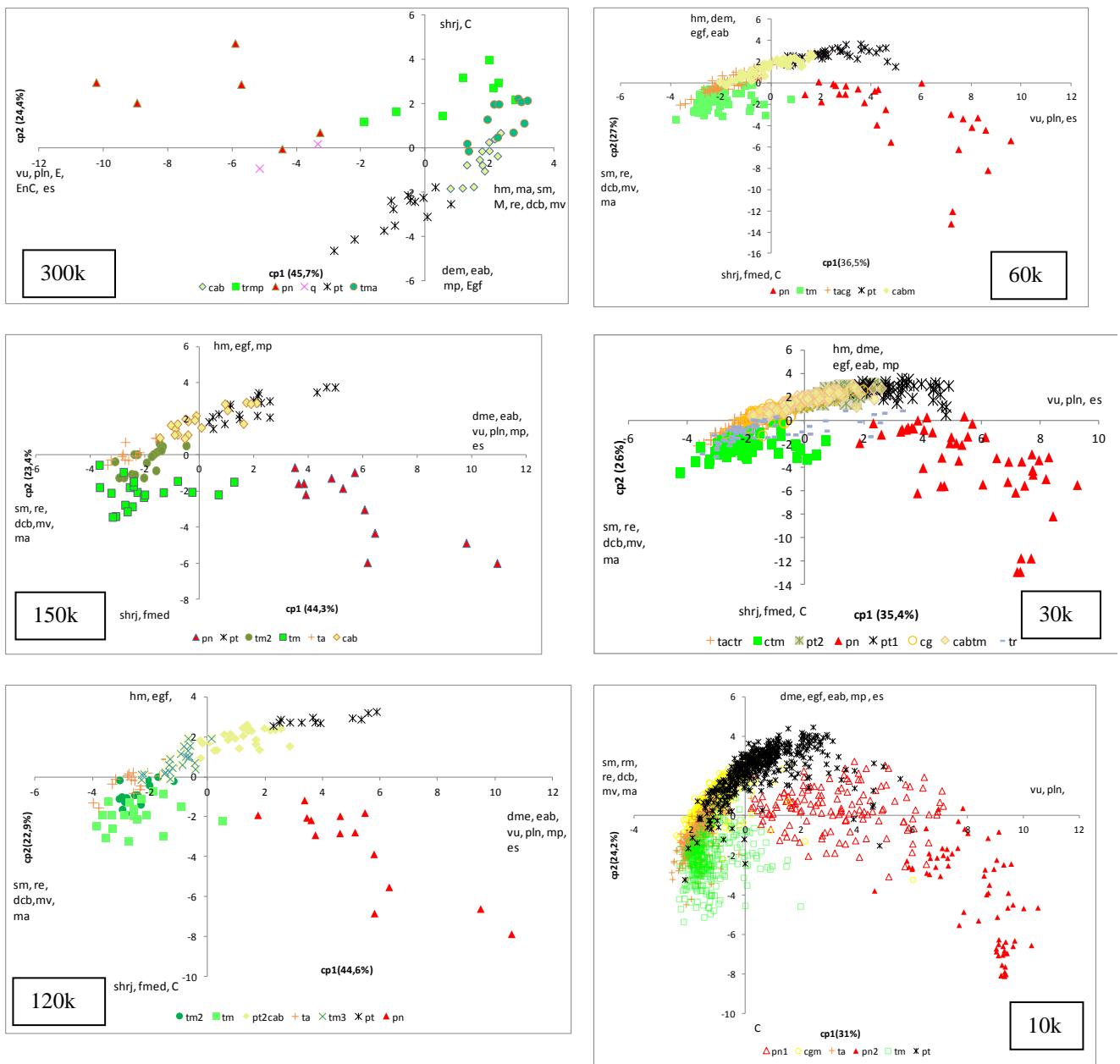


Figura 15. Ordenação de sub-bacias da bacia do rio Taquari Antas (cp1 x cp2) em função dos atributos fisiográficos de superfície. As cores representam Subunidades Ecorregionais aquáticas definidas por análise estatística de agrupamentos (K-means), através da hierarquia espacial.

A combinação destes gradientes determinados pelos eixos de ordenação cp1 e cp2 mostraram uma segregação de sub-bacias de áreas mais abertas e planas em baixa altitude, com Floresta Estacional Decidual e maior área de drenagem acumulada, diferentes de sub-bacias em maior altitude e terreno mais acidentado (rios encaixados, morros em vales e morros altos, com elevada declividade), localizadas na porção que acompanha a calha do rio principal e tributários na parte média da bacia, sendo uma área de transição de rios de encostas para rios de planície.

O eixo cp2 consolidou a diferenciação entre as sub-bacias de planície e as sub-bacias de planalto, bem clara ao longo dos níveis como mostra o gráfico de dispersão de sub-bacias (Figura 15), determinada pelo gradiente de altitude baixa (planície) e alta (planalto), presença de dois tipos de vegetação pretérita (Floresta Estacional Decidual, na Planície; e Estepe Gramíneo Lenhosa - campos de altitude, no Planalto) (Figura 14).

A Figura 16 mostrou como o gradiente do lado negativo vai agrega sub-bacias ao longo do curso principal e níveis da hierarquia, de nordeste a sul até a foz do rio Jacaré (trecho médio do Taquari). Estas contém principais tributários e o próprio rio das Antas, com rios encaixados em vales de morros altos. De características opostas (terreno aberto e menos acidentado), se destacaram as cabeceiras (exceto a porção média) e porções de planície na porção baixa. Dentre as cabeceiras se destacaram subbacias dos rios Tainhas, Lajeado Grande (margem esquerda) e do Turvo-Prata, junto com subbacias do rio Guaporé e Forqueta em menor medida (margem direita).

Os escores do componente principal 2 (Figura 17), mostraram como o lado positivo demarca sub-bacias de cabeceiras em altitude, com campos e superfícies abertas. No lado oposto (negativo), a medida que diminui o gradiente altitudinal ao longo do curso principal (até a Planície), predomina a Floresta Estacional Decidual.



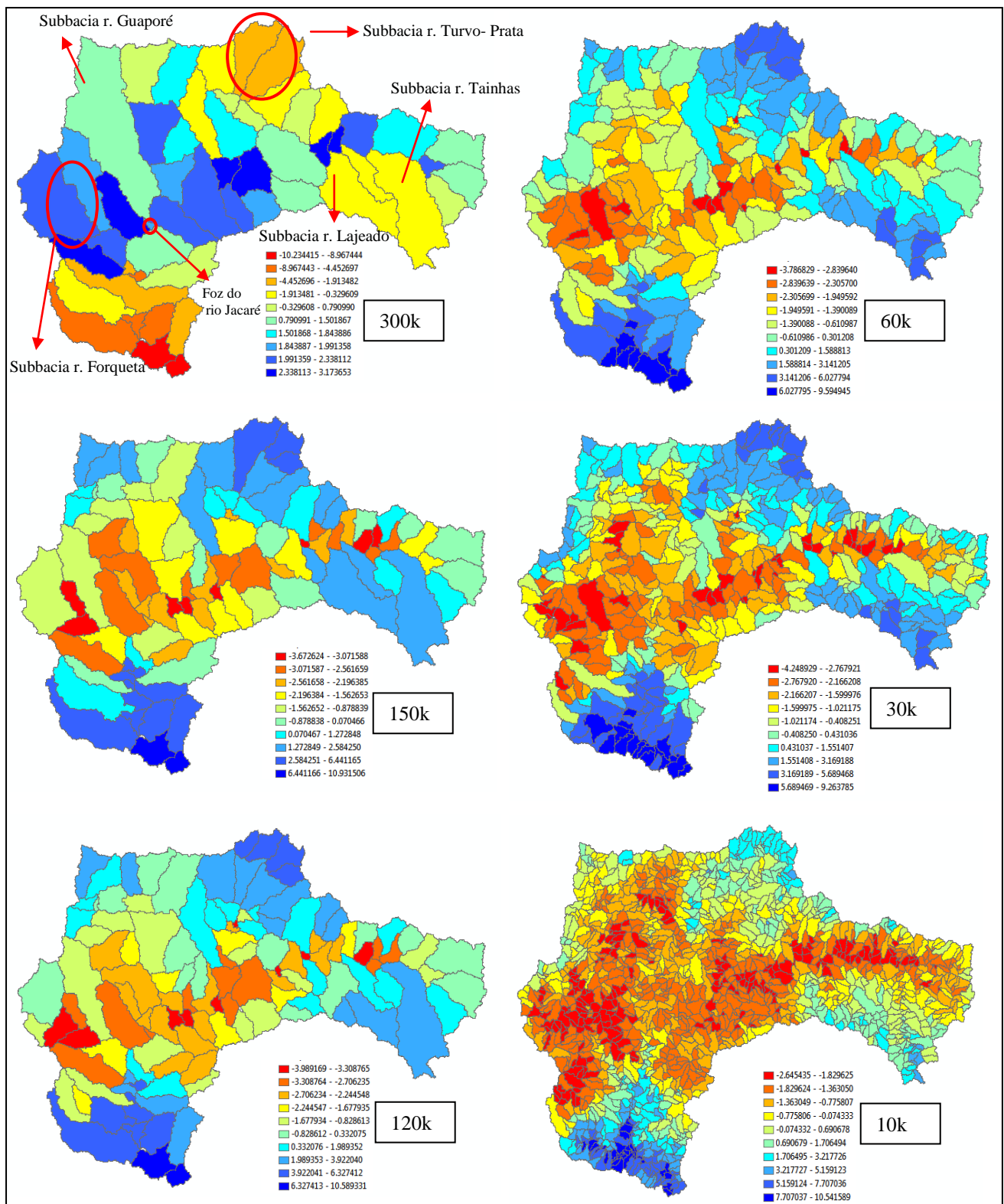


Figura 16. Escores de sub-bacias para o eixo CP1 de análise de componentes principais, a partir de 20 descritores fisiográficos para a hierarquia espacial.

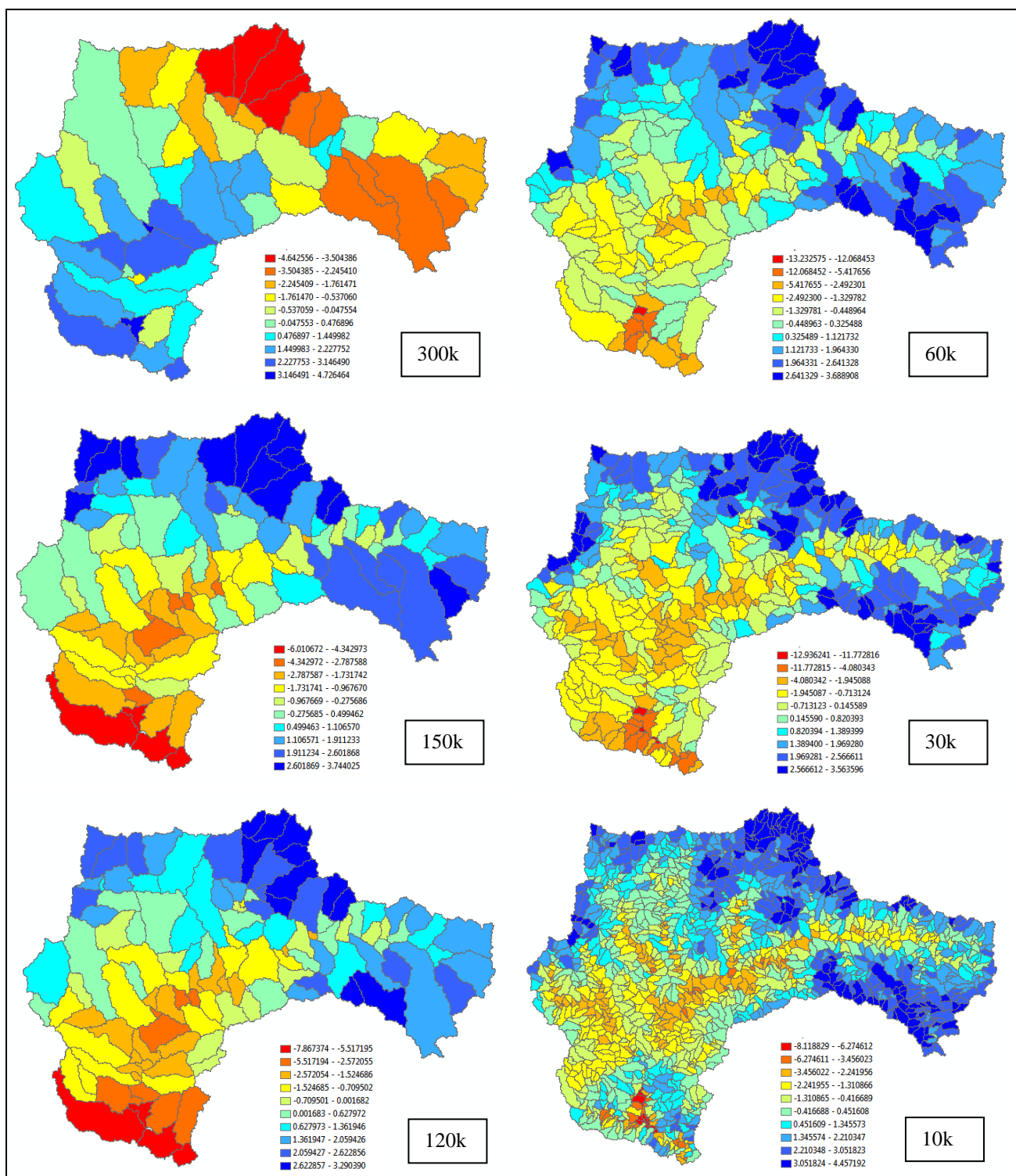


Figura 17. Escores de sub-bacias para o eixo 2 da análise de componentes principais a partir de 20 descritores fisiográficos ao longo da hierarquia espacial.

### **Teste de homogeneidade multivariada das subunidades ecorregionais aquáticas**

O teste de homogeneidade mostra nas figuras 18 e 19 como a segregação e superposição dos grupos formados pela análise de agrupamentos K-means é conformada ao longo dos níveis espaciais de subbacias hidrográficas. Visualmente pôde ser observado que até o nível 30 k ainda há uma diferenciação espacial e homogeneidade relativas (distancia ao centroide) das SEAs. A medida que diminui o tamanho da superfície de subbacias a cada nível e aumenta o número de unidades analisadas, se espera uma maior superposição dos grupos/SEAs, como mostrou o nível 10k.

Do nível 300k para 120k a homogeneidade interna das SEAs de planalto e cabeceiras foi destacada, com boa segregação a exceção dos grupos de transição (trmp -tma) (Figura 18 e 21a-b). Para o nível 120k foi observada também uma melhor diferenciação das dispersões multivariadas dos grupos de transição.

A partir do nível 60k, os grupos de Planície e trecho médio têm maior distância média relativa ao centróide (mais heterogêneos), enquanto os grupos de planalto e cabeceiras mantêm a maior homogeneidade. Já para o nível de 10 mil células foi observada uma inversão na homogeneidade, sendo o grupo planície 1 o mais homogêneo e o grupo planalto o mais heterogêneo (e de maior número de sub-bacias).

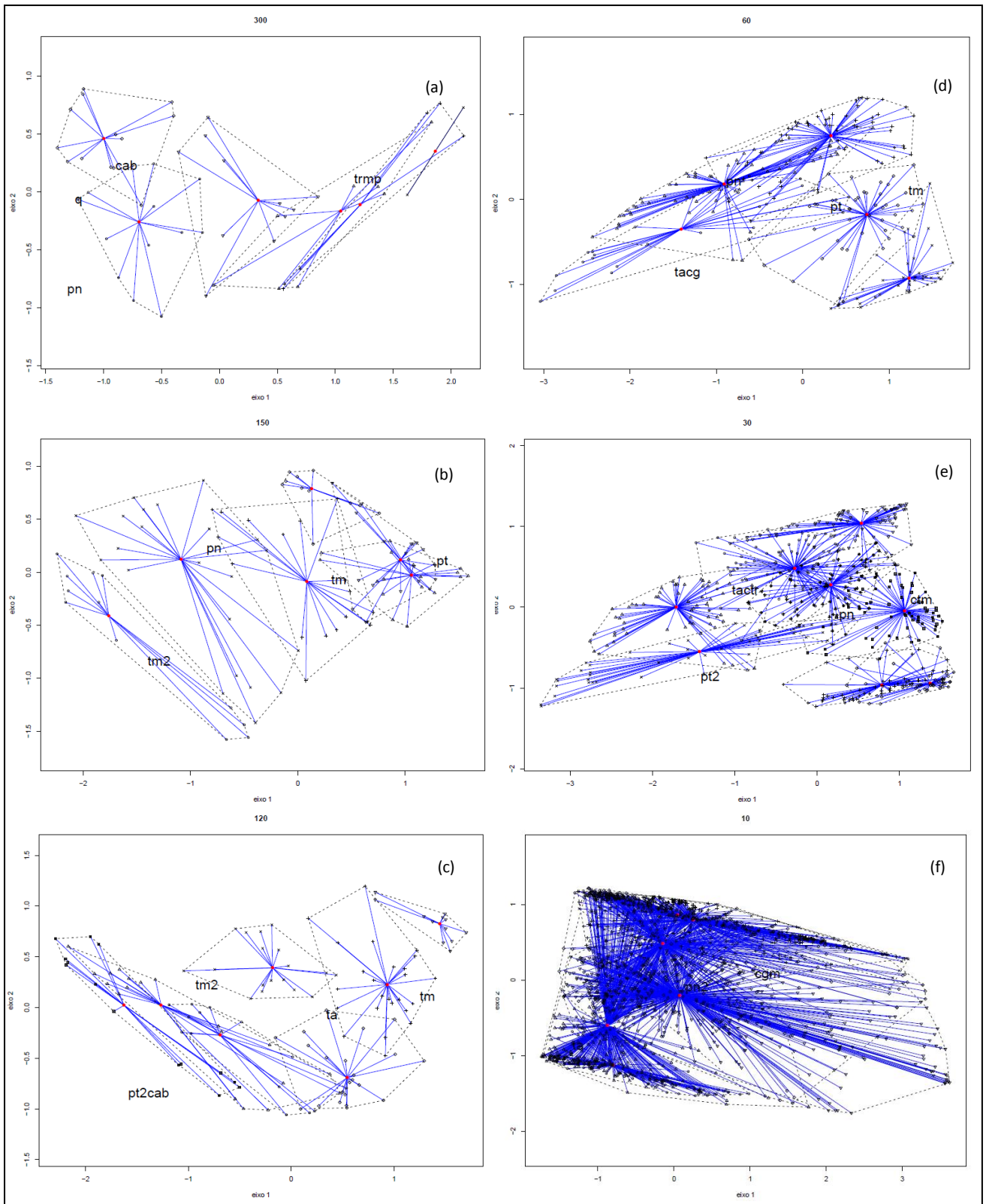


Figura 18. Dispersão multivariada de grupos de sub-bacias ou Subunidades Ecorregionais Aquáticas. Teste de homogeneidade multivariada, onde a=300k, b=150k, c=120k, d=60k, e=30k, f=10k.

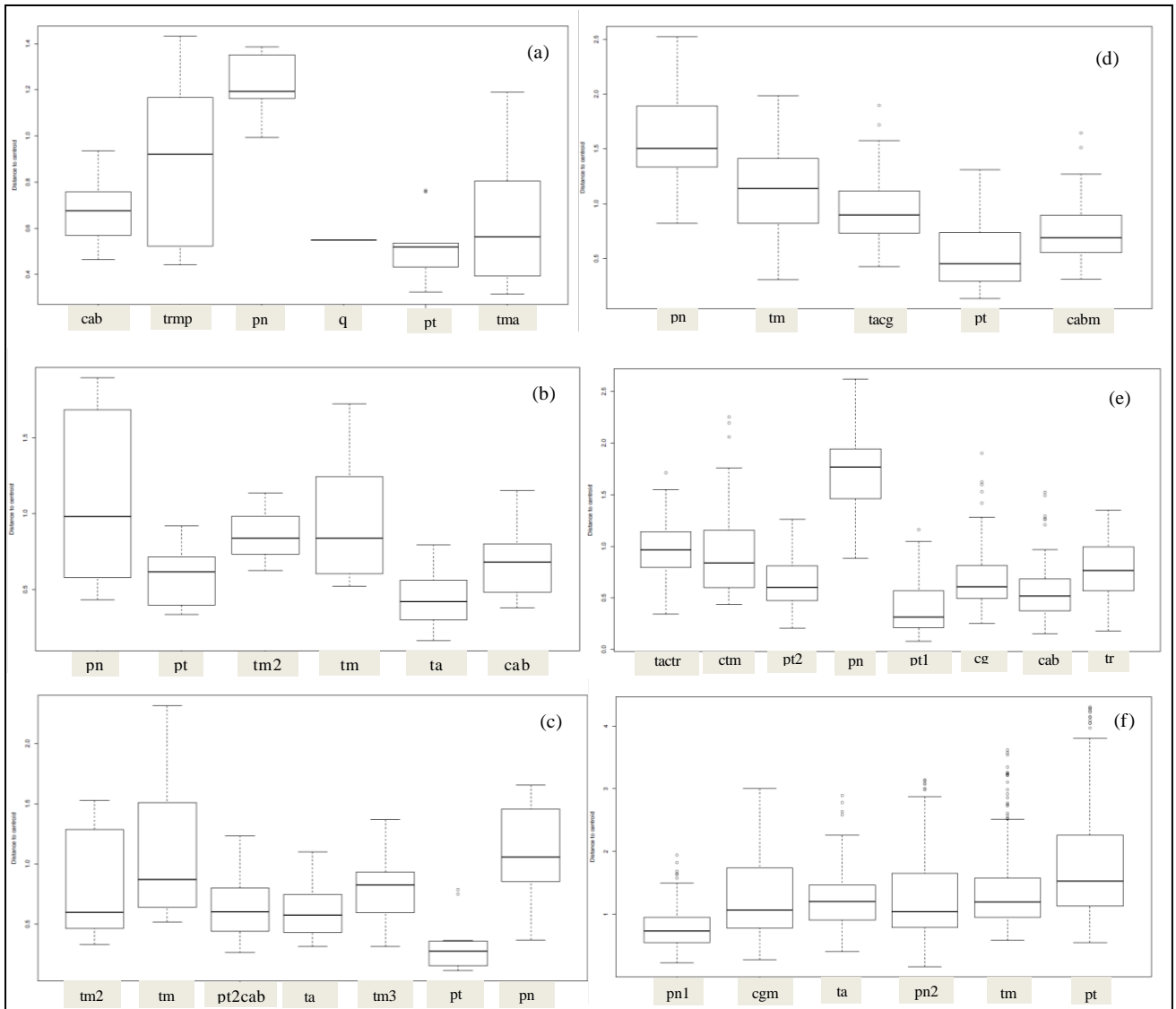


Figura 19. Distância média relativa de subbacias hidrográficas por grupos ao centroide, ao longo da hierarquia espacial de subbacias, onde a=300k, b=150k, c=120k, d=60k, e=30k, f=10k.

## Descritores mais representativos por subunidades ecorregionais aquáticas através da hierarquia espacial de subbacias hidrográficas

Os descritores da Altitude média e declividade média, de elevada correlação com os eixos 1 e 2 da PCA, influenciaram fortemente a distribuição de subbacias e SEAs ao longo dos níveis da Hierarquia. Para **altitude média** (Figura 20) se destacam os valores baixos dos grupos de Planície (pn, pn1 e pn2). A partir dos grupos do trecho médio do Taquari (trmp, tm, tm3, tr) os valores aumentam até médias acima de 800 metros (grupos de Planalto e Cabeceiras). A variabilidade da altitude é maior nos grupos de trecho médio e cabeceiras, e mais homogênea para os grupos da Planície.

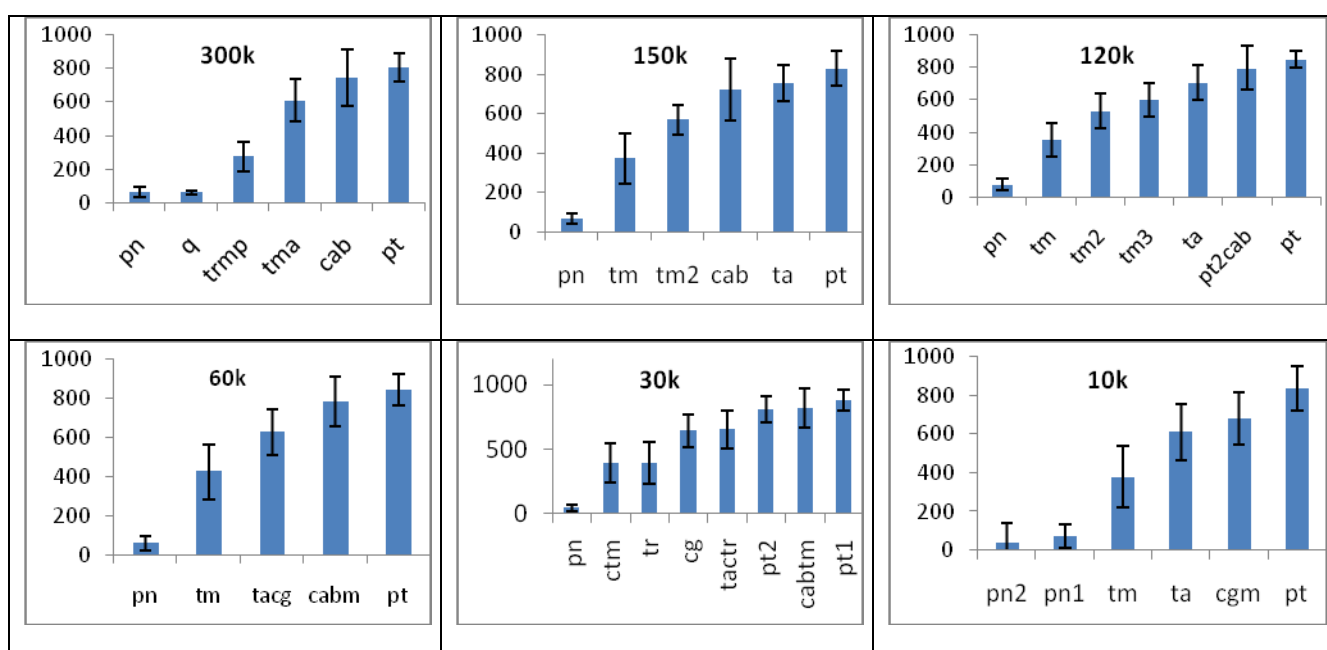


Figura 20. Altitude média por grupos de sub-bacias ao longo dos níveis. Unidades em metros.

A **declividade média** (Figura 21) mostrou diferença entre SEAs de áreas mais planas com as de terrenos mais acidentados. A Planície tem menores valores para todos os níveis. A SEA de Planalto mostrou um padrão similar, mas com valores maiores aos da Planície. As SEAs correspondentes a sub-bacias do trecho médio apresentaram valores superiores de declividade média ( $sm > 10$  graus) com alta variabilidade, indicando mudanças bruscas de declividade como nas encostas e os cursos principais de rios.

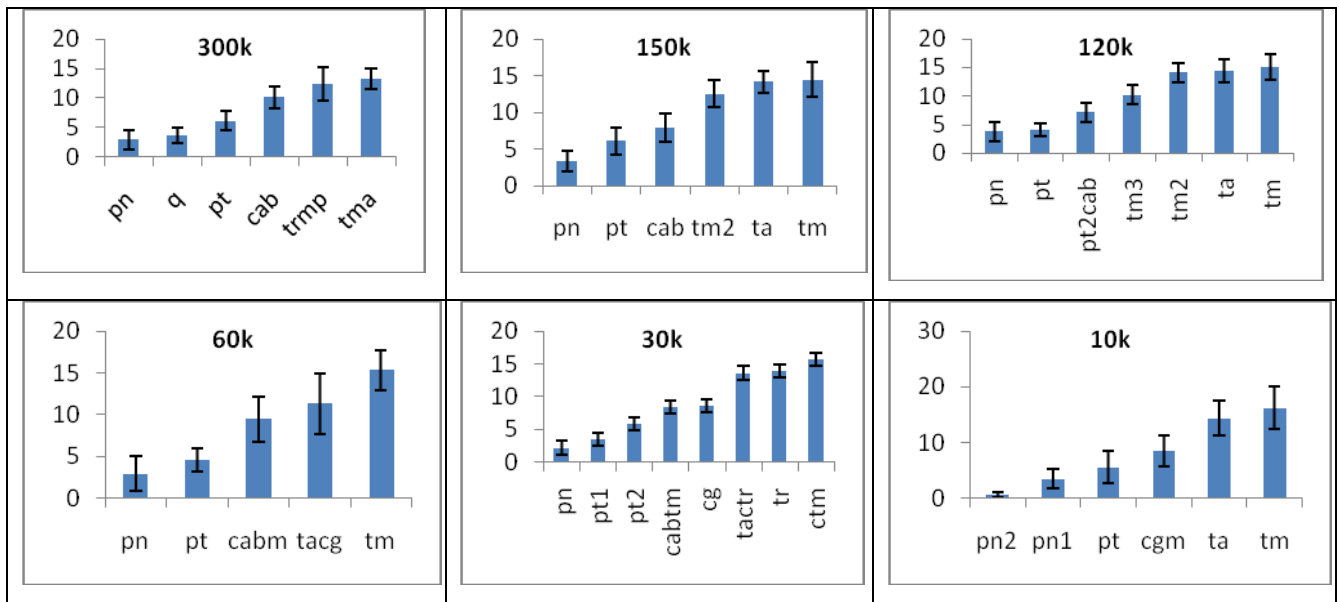


Figura 21. Declividade média por Subunidades Ecorregionais Aquáticas. Unidades em graus.

A forma de terreno **rios encaixados**, apresentou menor valor médio e maior variação para as sub-bacias da SEA Planície (Figura 22), como no grupo pn2 (sub-bacias que contem a calha do baixo rio Taquari e várzea, nível 10k). As demais SEAs ao longo da hierarquia ocupam uma cobertura próximo a 40 %, com pouca variação interna

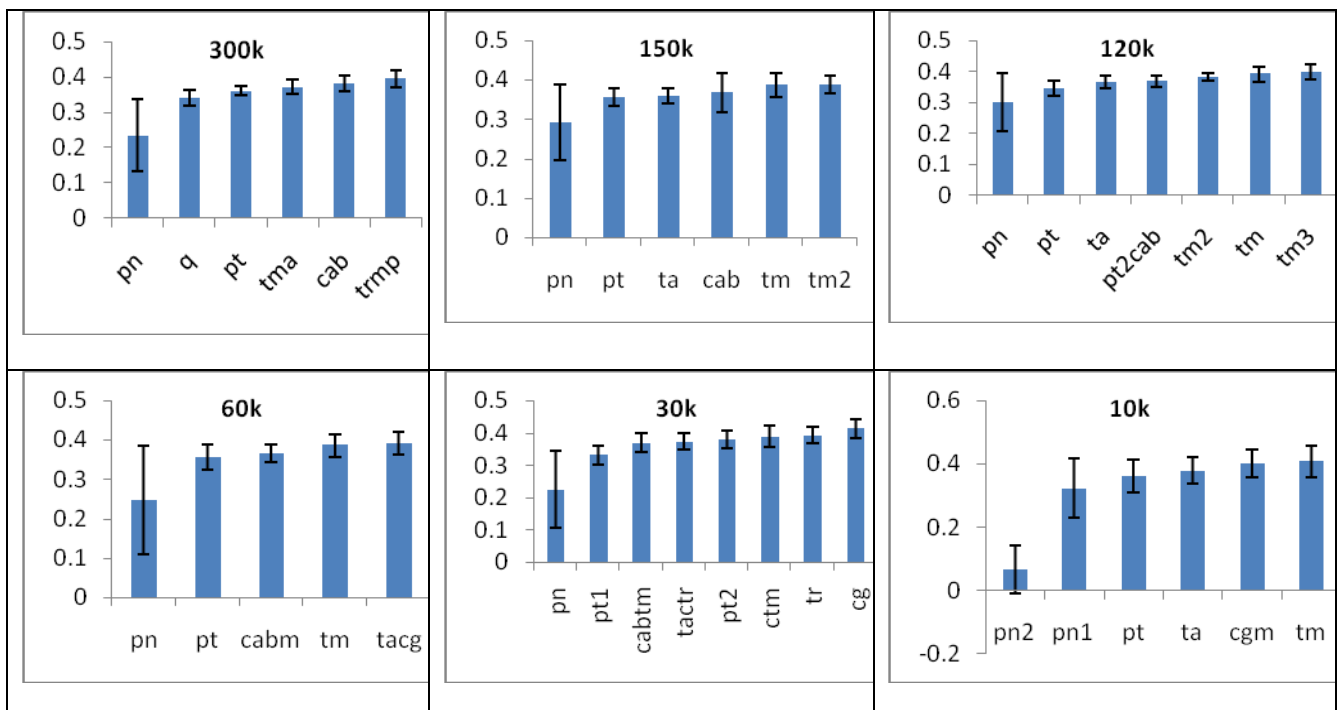


Figura 22. Classe de forma de terreno rios encaixados. Unidades em proporção de área de Subunidades ecorregionais aquáticas (variação de 0 a 1, para 0 a 100%).



A classe de forma de terreno **morros altos / topos de montanha** (Figura 23) mostrou a SEA de Planície com menor cobertura em média e maior variabilidade interna, seguida pelo grupo de Planalto, e os grupos de trecho médio e cabeceiras do Taquari - Antas (mais homogêneos).

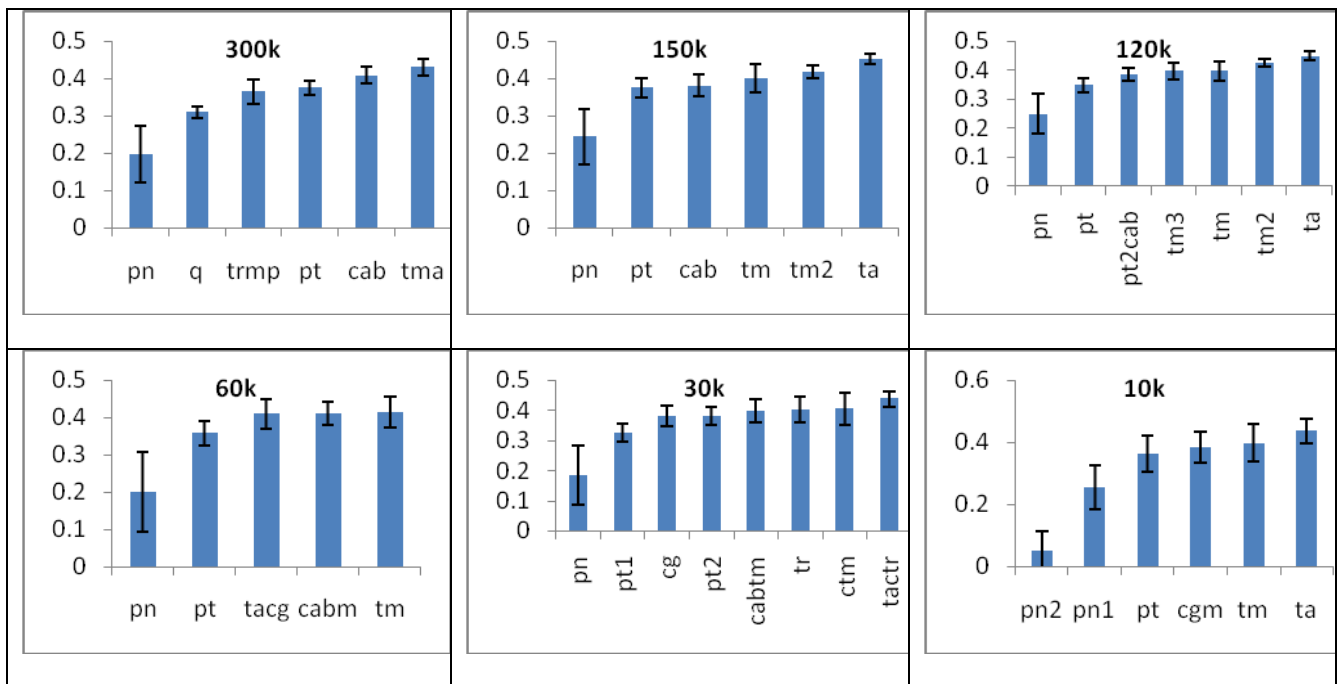


Figura 23. Forma de terreno Morros Altos. Unidades em proporção de área na subunidade (variando de 0 a 1, para 0 a 100%).

A classe de forma de terreno **Áreas de Planície** (Figura 24) destacou a maior proporção de cobertura para as subbacias de Planície com alta variabilidade (que diminuiu conforme aumenta refinamento espacial da hierarquia). Destacou-se o grupo pn2 (nível 10k) com uma proporção média de 0,7 de superfície de sub-bacias que contém o curso principal do baixo rio Taquari e Taquari-Mirim.



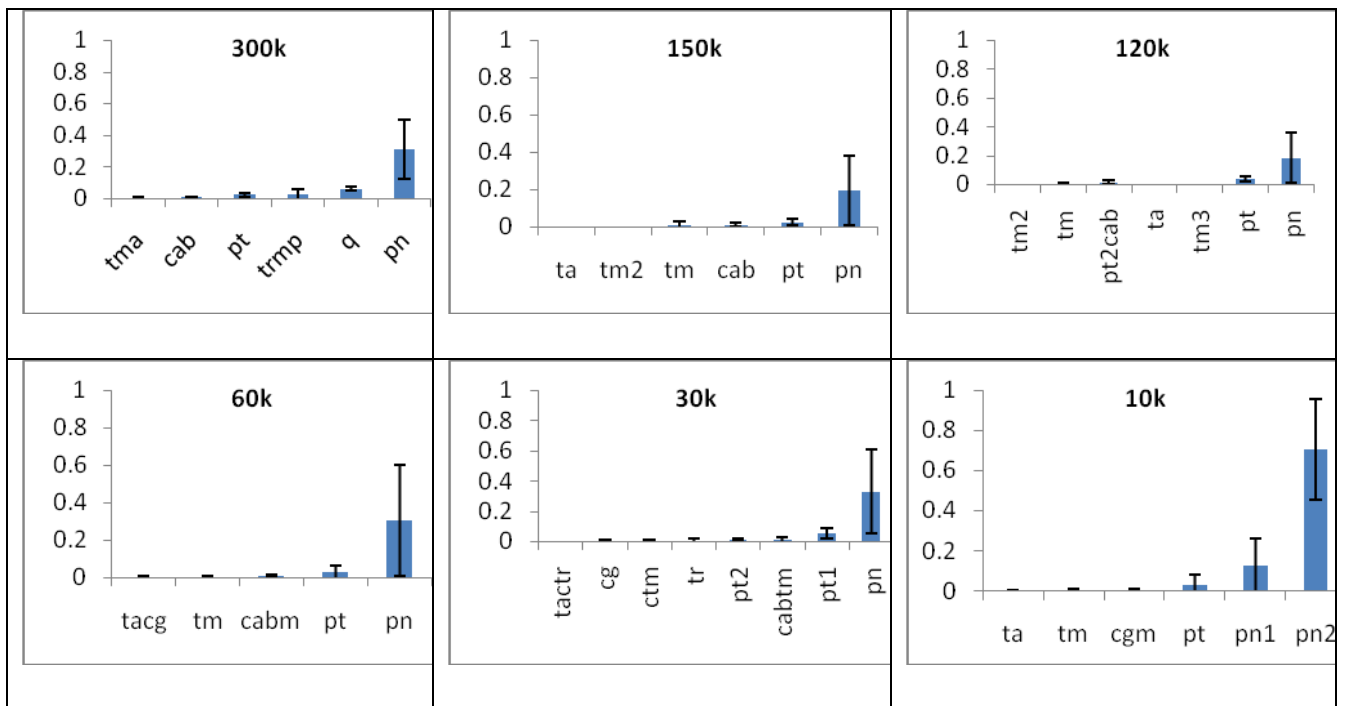


Figura 24. Forma de terreno Áreas de Planície. Unidades em proporção de área na subunidade (variando de 0 a 1, para 0 a 100%).

A forma de terreno **Vales em U** (Figura 25) mostrou gradiente de SEAs do trecho médio, cabeceiras (mais homogêneos e menores), para os grupos de Planalto e Planície, de maior proporção média variabilidade.

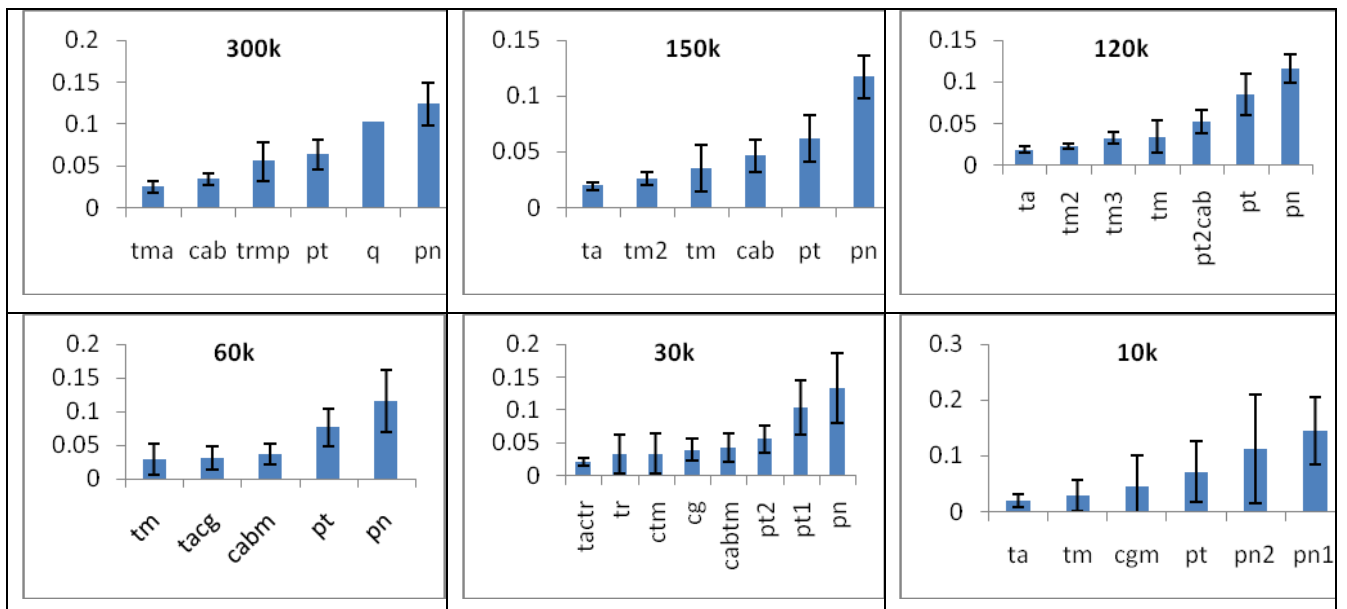


Figura 25. Forma de terreno vales em U. Unidades em proporção de área na subunidade (variando de 0 a 1, para 0 a 100%).

A **Ordem de Shreve do segmento á jusante** (Figura 26) caracterizou os grupos de Planalto e cabeceiras de menores valores, diferentes da SEA Planície (agregam mais segmentos de rios, por maior superfície de drenagem acumulada) e maior variabilidade.

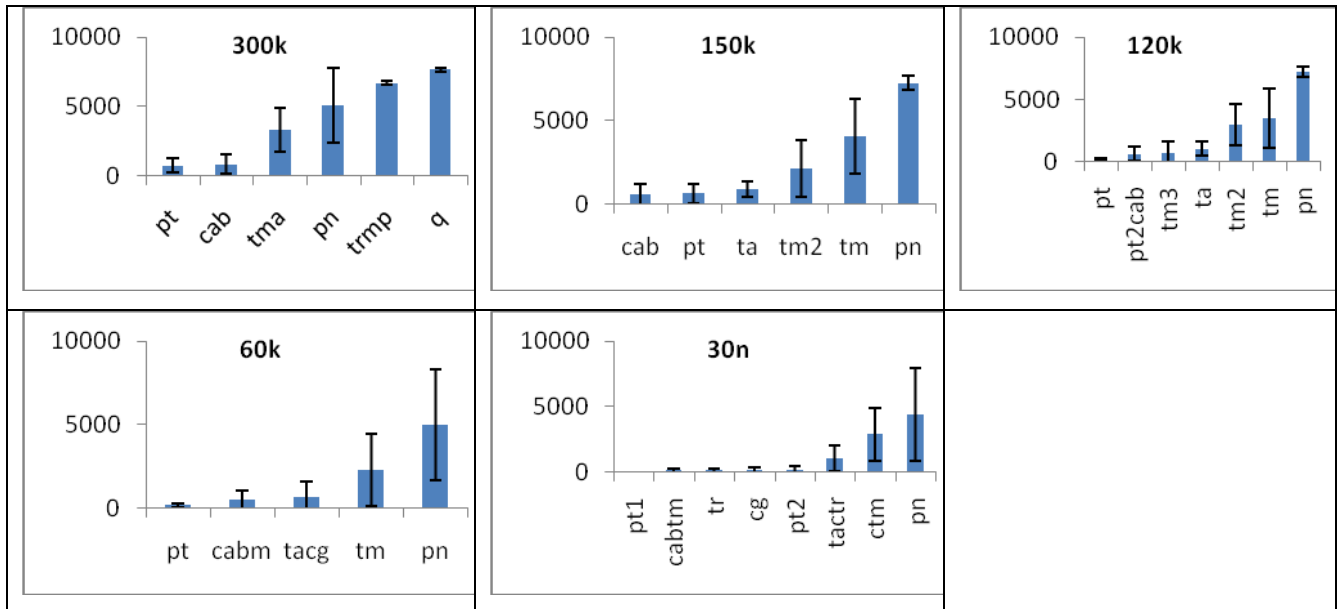


Figura 26. Ordem de Segmentos segundo Shreve (1966).

A classe de vegetação pretérita **Floresta Estacional Decidual** (Figura 27) mostrou valores elevados de proporção de superfície de subacias para as SEAs da região média tmp, tm, e planície. Por outro lado as SEAs de planalto e cabeceiras mostraram menor presença.

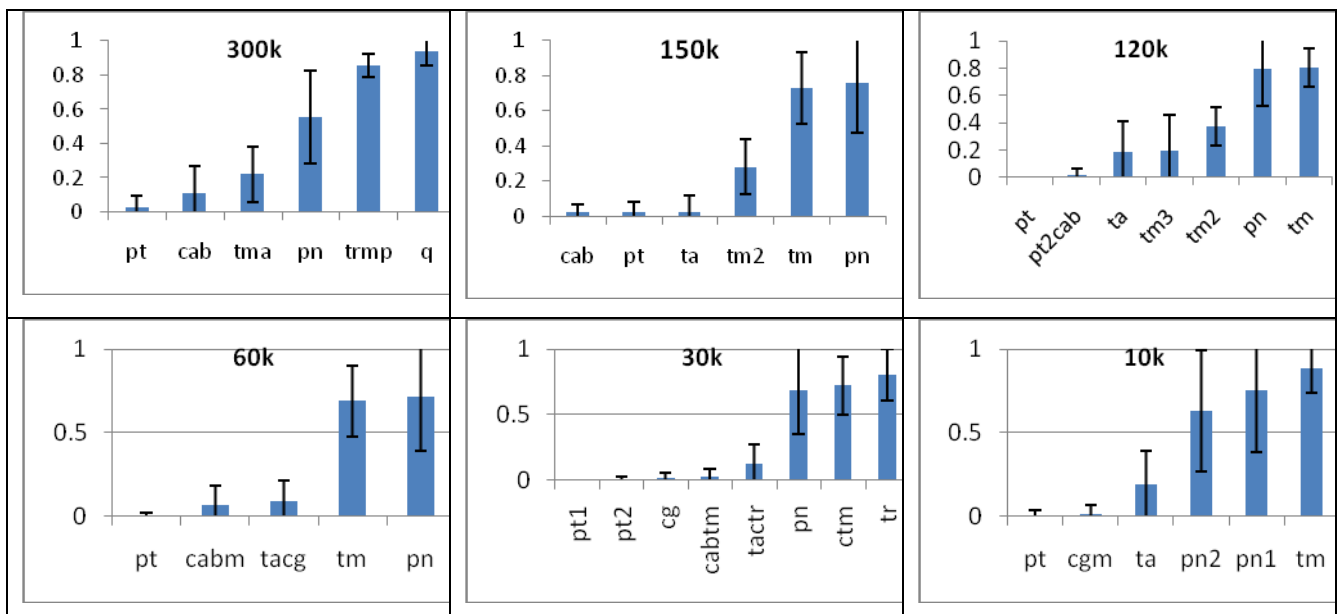


Figura 27. Classe de vegetação pretérita Floresta Estacional Decidual. Unidades em proporção de área de subacias(variando de 0 a 1, para 0 a 100%).

A vegetação pretérita **Estepe gramíneo lenhosa com floresta de galeria** (Figura 28) diferenciou a SEA planalto, de maior proporção média, seguida por SEAs do trecho do rio das antas, cabeceiras e do trecho médio da bacia. As sub-bacias de cabeceiras variam mais entre si por causa de ocorrer ali uma transição para Floresta Ombrófila Mista que observada no mapa de vegetação pretérita.

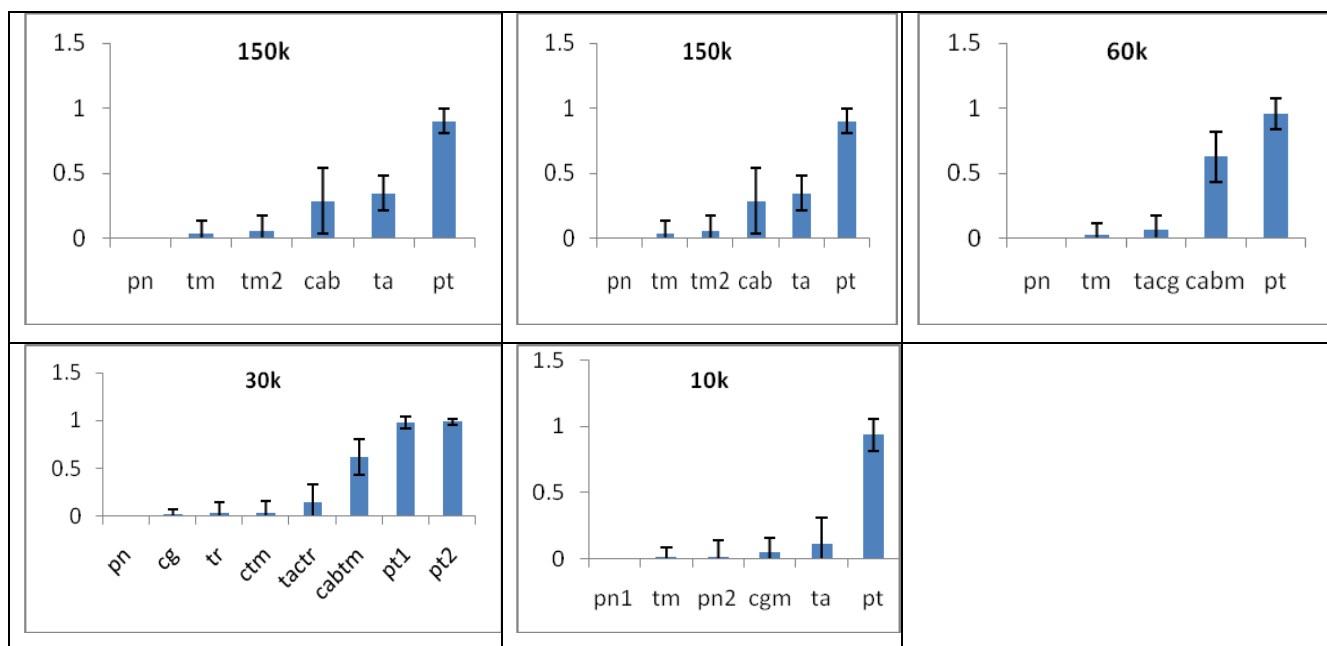


Figura 28. Classe de vegetação pretérita Estepe gramíneo lenhosa. Unidades em proporção de área (variando de 0 a 1, para 0 a 100%).

## Tipologia de Subunidades Ecorregionais Aquáticas

Com base nos resultados da classificação de sub-bacias hidrográficas ao longo da Hierarquia espacial de refinamento, apresentamos uma tipologia preliminar na tabela 8.

Tabela 8 Tipologia de Subunidades ecorregionais Aquáticas para a bacia do rio Taquari-Antas.

Tipos/classes	Atributos mais influentes	Localização	Descrição geral
Planalto (pn)	Sub-bacias com elevada altitude e baixa declividade, Vegetação de Estepe gramíneo lenhosa, encostas superiores abertas (mesas).	Sub-bacias na porção norte e leste da bacia	Nascentes de rios tributários do Antas (rio Tainhas, Turvo/Prata, Lajeado Grande, etc.) em campos de cima da serra.
Planície (pt)	Sub-bacias de baixa altitude e baixa declividade, vegetação de Floresta Estacional Decidual, conexão de rios de grande porte	sub-bacias na porção Sul da bacia	Áreas de contribuição do curso principal do Taquari na porção baixa, tributários, trechos mais sinuosos, de maior área de drenagem
Curso principal superior, (ta, tacg, tactr)	Sub-bacias contendo rios encaixados, alta declividade e altitude.	Vales do curso principal do Alto Antas na porção leste da bacia	Curso principal do rio Antas e confluência de tributários na altitude.
Curso principal médio (trmp, tm, ctm)	Sub-bacias de altitude intermediária à baixa. Elevada declividade, Rios encaixados,.	Centro-sul da bacia.	Transição de sub-bacias de encostas íngremes para planície na porção média da bacia, concentrando os principais tributários (turvo-Prata, Carreiro, Guaporé, Forqueta)
Cabeceiras íngremes (cab, pt2cab, cabm, cabtm)	Altitude elevada, declividade intermediária (10 graus), nascentes e rios de cabeceira. Morros altos, transição de Floresta ombrófila mista a Estepe gramíneo lenhosa.	Cabeceiras da margem direita do rio das Antas (leste) e rios Carreiro, Guaporé (oeste).	Cabeceiras em encostas da serra.
Cabeceiras intermediárias (tm3, cg, cgm)	Elevada altitude, declividade intermediária, encostas abertas e superiores, morros altos em rios encaixados.	Porção média dos rios Carreiro e Guaporé na porção noroeste da bacia.	Cabeceiras de rios em transição serra - campos

## DISCUSSÃO

A estrutura espacial de Subunidades Ecorregionais Aquáticas obtida ao longo da hierarquia espacial de subbacias mostrou-se relativamente constante. Praticamente os mesmos descritores fisiográficos influenciaram a segregação de subbacias hidrográficas para todos os níveis. Para algumas SEAs e níveis, foram observadas mudanças de configuração espacial, como no caso da SEA Planície (nível 10k), do Planalto e ao longo do curso principal do rio Taquari - Antas. Estas mudanças sugerem que níveis mais refinados de discretização de subbacias hidrográficas como unidades de planejamento de conservação aquática (como de 10k e 60k) apresentem tipologias melhor definidas para a bacia hidrográfica do rio Taquari – Antas.

As SEAs de Planalto e Planície mostraram maior consistência espacial (sub-bacias contíguas ao longo da hierarquia) e quantitativa. Estas caracterizaram extremos de gradientes como a altitude média (Figura 7), elevada no Planalto (superior a 800 metros) e baixa na Planície (inferior a 100 metros), junto com os atributos ordenamento Shreve do segmento seguinte e área acumulada de drenagem. Estes atributos diferenciam sub-bacias que contêm rios de cabeceiras e de baixa ordem no Planalto de outras que contêm cursos d'água de baixa ordem conectados a rios principais na Planície. Assim, estes conformam um indicativo de conectividade longitudinal com implicações ecológicas, como o acesso ao *pool* regional de espécies para recolonização após um distúrbio, entre outros. Segundo Hitt & Angermeier (2006) sabemos que rios de cabeceiras suportam menos espécies de peixes que rios do mesmo tamanho que estejam diretamente conectados a rios maiores e lagos.

A declividade associada a outros fatores como a topografia e cobertura vegetal influencia o movimento de água subterrânea e superficial, determinando diferentes características do escoamento que se traduz em determinados regimes de vazão (Dunne, 1978). Portanto, sub-bacias de rios encaixados com morros altos em vales, como a seção média do rio Taquari, devem proporcionar condições de habitat aquático diferentes de outras partes da bacia onde a declividade e classes de formas de terreno são diferentes. Como exemplo, o descritor declividade média segregou marcadamente as subunidades que contêm o curso principal e principais afluentes do rio Taquari-Antas. Em sub-bacias do rio Tainhas passa de 5,5 graus dentro da SEA Planalto para 14 graus em subbacias próximas da confluência com o rio das Antas (nível 10k).

Uma vantagem importante, como Higgins *et al.* (2005) ressalta, radica na relativa rapidez e menor custo (econômico e de tempo) de obter resultados preliminares com base em dados secundários disponíveis de fontes abertas (como rede hidrográfica nacional, altitude, vegetação, geologia, mapas globais, etc.). Entretanto, a qualidade e a resolução espacial dos dados usados é

determinante para obter bons resultados a maiores níveis de resolução espacial. Outra vantagem seria a flexibilidade de uso para regiões e áreas com menor disponibilidade e resolução de dados espaciais, permitindo caracterizações preliminares da paisagem. Em planejamento de conservação, estas abordagens flexíveis *top-down*, podem ser ajustadas a diversas regiões e objetivos, e ainda podem ser complementadas com conhecimento de especialistas de diversas disciplinas, como uma maneira de validação qualitativa na ausência de dados quantitativos e falta de tempo ou recursos.

A teoria hierárquica aplicada a sistemas de rios (O'Neill & King, 1998), relaciona níveis de organização hierárquica hidrológica, geomorfológica e ecológica (Werner, 1999). Conhecer as relações entre os níveis de organização hierárquicos é fundamental para o estudo apropriado em rios, e determina a eficiência das medidas e conceitos aplicados ao objeto de estudo específico (Thorp *et al*, 2008). Parsons (2007), ao particionar dados biológicos por regiões subsequentes na bacia do alto rio Murrumbidgee, na Austrália, revelou um padrão aninhado de escalas agrupadas que correspondeu com escalas de bacias e zonas ripárias derivadas geomorfologicamente. Logo, nossa abordagem de sub-bacias hidrográficas poderia ser testada com padrões de distribuição de grupos como peixes e/ou macroinvertebrados, à espera de encontrar relações de significado ecológico. Parsons (2007) destaca que fatores ambientais de escala regional ou de grandes bacias (uso do solo, geologia, indicadores de posição geográfica como latitude, longitude, altitude, distância da fonte e ordem de rios, etc.) influenciam relativamente à distribuição e composição de fauna aquática, junto com fatores de escala de trecho de rio (vegetação ripária, morfologia de canal, composição funcional de habitat, química da água e tipo de substrato). Considerando nossa construção de tipologia, identificamos fatores que podem ser avaliados (testados) como condicionantes *top-down* de assembleias da fauna aquática, mas este fato precisaria uma validação com dados de biodiversidade e ou distribuição assembleias de fauna aquática.

Parsons (2007) encontrou que fatores ambientais e assembleias de macroinvertebrados interatuam hierarquicamente. Se formos avaliar a influencia do continuum hierárquico de fatores ambientais sobre a distribuição hierárquica de assembleias de fauna aquática poderíamos explorar domínios da interação hierárquica de padrões e processos biológicos e físicos. O fato de trabalhar com a escala de bacias e sub-bacias hidrográficas concede a possibilidade de estabelecer relações ecológicas com processos hidrológicos que são caracterizados nesta escala, e possibilitaria entrar na dimensão temporal de eventos (24 horas), escala sazonal (ano hidrológico), e escala de longo período (100 anos) (Farina, 2000) com base em regimes históricos. Atualmente, parâmetros de nível e vazão são medidos em rios do Brasil e podem ser utilizados como informação secundária disponível.

Estas considerações podem ter implicações importantes para o planejamento de conservação, e auxiliar iniciativas de proteção de hábitat e ecossistemas essenciais para a manutenção da biodiversidade aquática em bacias hidrográficas. Higgins *et al.* (2005), sugerem que metodologias de organização hierárquica em níveis mais refinados identificam grupos de subunidades ecorregionais que representam melhor a biodiversidade de espécies e ecossistemas aquáticos. Desta forma, se muda o foco de proteção de espécies para ecossistemas e habitats (Higgins *et al.*, 2005, Moyle & Yoshiyama 1994; Angermeier & Schlosser 1995). Embora a nossa abordagem não quantifique ecossistemas aquáticos, pode-se dizer que determina subunidades ecorregionais diferentes e que contêm sistemas aquáticos de características mais similares internamente. Se a diversidade de hábitat e ecossistemas se distribui de acordo com estas subunidades ecorregionais, as mesmas poderiam ser utilizadas como base para indicar áreas ou conjuntos de maior interesse dentro de bacias hidrográficas em fases de planejamento de conservação. Por exemplo, rios de fluxo natural contínuo (sem barramentos) que mantenham regimes naturais de vazão, conectando sub-bacias de todas (ou a maior parte possível) as Subunidades Ecorregionais Aquáticas identificadas, estariam garantindo o acesso a diferentes hábitat para espécies como peixes migradores, possibilitando a dispersão e movimentação, por estarem conectando o maior número de ecossistemas contidos nestes.

Avaliando nossa abordagem de acordo ao esquema de classificação hierárquica proposto por Higgins (2005), a bacia do rio Taquari Antas se insere como unidade alvo dentro da ecorregião aquática Laguna dos Patos. Esta, dentro da hierarquia seria o nível 1 (superior), compatível com a Unidade Aquática Zoogeográfica - AZU (dentro da faixa de 10 mil a 100 mil km<sup>2</sup>), parte de um sistema mais amplo e derivada por diferenças em padrões continentais e regionais de zoogeografia, padrões de conexões de drenagem, e câmbios bióticos ao longo do tempo em resposta a eventos climáticos e geológicos.

O segundo nível, denominado Unidades Ecológicas de Drenagem (EDU), representa distinções regionais dentro da escala do nível 1 (AZU), abrangendo de 1.000 à 10.000 km<sup>2</sup>. Espera-se que as interações entre limites de bacias e sub-bacias, características da paisagem (forma de terreno, geologia) e o clima influenciem grandes padrões de características de ecossistemas aquáticos como a morfologia de canal, a hidrologia de canal, temperatura e regime de nutrientes (Lotspeich 1980; Jensen *et al.* 2001). Estas características por sua vez influenciam a distribuição e composição de peixes de água doce e invertebrados (Poff 1997; Angermeier & Winston 1999; Rabiney & Dossey 2000). A nossa abordagem permitiria a diferenciação de características como estas, com base nas subunidades ecorregionais. Este nível também permitiria definir e classificar unidades identificando áreas com padrões bióticos similares. Logo, caso haja uma consistência entre subunidades

ecorregionais e padrões bióticos, seria possível caracterizar e selecionar sistemas de rios para conservação por características únicas da paisagem e para estratificação em níveis mais detalhados.

O terceiro nível da abordagem de Higgins (2005), que define os Sistemas Ecológicos Aquáticos dentro de uma Unidade de Drenagem Ecológica, corresponde a redes hidrográficas e lagos representativos de distintos padrões geomorfológicos associados por processos ambientais similares (regimes hidrológicos, de temperatura e nutrientes; Groves *et al.* 2002). As classificações são feitas usando dados disponíveis em SIG para hidrografia de rios e lagos, geografia superficial, elevação da superfície, e outros fatores relevantes. O tamanho varia de bacias de cabeceiras com cerca de 100 km<sup>2</sup>, até a maior drenagem na ecorregião. Alguns atributos considerados neste nível podem ser relacionados com nossa abordagem de classificação de sub-bacias, como área de drenagem, número de conexões e ou ordem de rios (Strahler), que são indicativos de tamanho de rios e se correlacionam com a morfologia de canal, tipos de habitat e volume de escoamento (Vannote 1980, Mathews 1998). Também, medindo a conectividade local de riachos e posição dentro da rede, podem ser consideradas diferenças no conjunto de espécies em habitats a jusante e a montante de cada unidade (no presente estudo, grupos de sub-bacias ordenados por ordem de Shreve do segmento a jusante).

Dentro da abordagem *Riverine Ecosystem Synthesis* (RES) (Thorp 2006), é proposta uma escala intermediária para o estudo de ecossistemas aquáticos: a Zona de Processos Funcionais (FPZ). Hierarquicamente esta se localiza entre as escalas de bacia e trecho de rios, e agrupa trechos de rios de características hidrogeomorfológicas similares, que podem se repetir dentro de uma rede hidrográfica. Esta síntese incorpora as consequências ecossistêmicas da variabilidade espaço-temporal através de dimensões longitudinais e laterais. A nossa tipologia de subunidades coincide parcialmente com esta escala, pela classificação de gradientes fisiográficos. Apenas a altitude e declividade, determinam padrões de drenagem diferentes dentro e entre subunidades. Pode-se notar uma similitude desta escala de Thorp (2006), com a abordagem de Higgins *et al.* (2005), que sugerem para o terceiro nível de Higgins características geomorfológicas podem ser utilizadas para diferenciar unidades diferentes dentro da rede hídrica.

Thorp (2008) descreve conceitualmente uma das zonas de processos funcionais denominada garganta ou restringida. Esta carece de planície de inundação adjacente, o fundo de canal tem marcada declividade e o sedimento é adicionado diretamente ao canal principal desde os vales adjacentes e suas encostas. Zonas como esta são encontradas com maior probabilidade em subunidades da região média da bacia do rio Taquari Antas. Em estas sub-bacias dominam a forma de terreno rios encaixados, morros altos em vales e alta declividade nas encostas. Assume-se que os



sedimentos são majormente transportados a jusante. Pode se dizer que os tipos de sub-bacias que contém a calha do rio Taquari Antas desde o Alto Antas até a região média possuem estas características. Em esta zona se considera que o leito dos rios é estruturado principalmente pelos vales adjacentes por conter rochas e cascalhos no seu fundo. Ambas abordagens com base em hierarquias espaciais podem ser relacionadas com nossa classificação, pois caracterizam padrões físicos que por sua vez podem influenciar padrões de biodiversidade aquática.

Um dos grandes desafios para o planejamento de conservação aquática é como desenhar uma rede de conservação espacialmente eficiente, de baixo custo e socialmente aceitável. Esta deve assegurar a persistência do maior número de atributos da biodiversidade desejados. Alcançar esta meta envolve a seleção da escala apropriada e o estabelecimento de alvos aceitáveis de conservação que correspondam à qualidade de conexões longitudinais e laterais dentro de redes hidrográficas e entre ambientes aquáticos (Nel *et al.*, 2009, 2011). Agregando a dimensão biológica à nossa abordagem, se poderia sugerir implicações para o planejamento sistemático de conservação, onde se aplicam substitutos (*surrogates*) para caracterizar espacialmente os padrões de biodiversidade. Embora a concordância entre grupos taxonômicos e substitutos nem sempre seja forte (Heino & Mykra, 2006; Heino, 2010), substitutos são utilizados porque não é possível mapear e classificar todos os componentes da biodiversidade aquática. Assim, a escassez de dados biológicos requer o uso de informação ambiental mapeada (Thieme *et al.* 2007; Nel *et al.*, 2009 ; Linke *et al* 2011) .

Neste sentido Becker *et al* (2011), exploraram a relação entre subunidades hidrográficas (Ottobacias nível 4), como unidades espaciais de análise, e a composição de espécies de peixe de igarapés (riachos) na ecorregião aquática Xingu-Tapajós. Os autores encontraram uma relação fraca entre agrupamentos de subunidades hidrográficas baseados na fisiografia e entre agrupamentos das mesmas subunidades baseados em espécies de peixe. O uso de subunidades hidrográficas definidas *a priori* em um dado nível de refinamento como unidades de análise foi indicada como possivelmente inadequada para definir subunidades ecorregionais com base em fisiografia e como substitutas ou preditoras (*surrogates*) de padrões de composição de espécies de peixes. Uma das razões é que na delimitação da subdivisão hidrográfica, não é levada em conta qualquer característica fisiográfica além do divisor de águas. Por essa razão, dentro dos limites de uma única Ottobacia podem existir condições fisiográficas muito diversas, que podem ter dificultado a relação estatística com dados de composição de espécies. Esse problema poderia ser atenuado por meio de uma investigação multi-escala que avalie qual o refinamento de sub-bacia necessário para melhor capturar subunidades ecorregionais mais homogêneas, como feito no presente estudo. Na bacia do rio Taquari-Antas essa situação pode ser ilustrada pelo caso da bacia do rio Guaporé (Figura 14), na qual, dependendo do

nível de refinamento utilizado, podem ser observadas de uma até quatro subunidades ecorregionais. Nesse caso, o nível mais grosseiro é claramente inadequado, pois coloca em uma mesma subunidade ecorregional ambientes tão díspares quanto pequenos rios de cabeceira de planalto e riachos de baixada e os trechos do curso baixo rio Guaporé e seus tributários. Logo, uma análise buscando associação entre padrões de ictiofauna e subunidades ecorregionais aquáticas na bacia do Taquari–Antas provavelmente mostraria fraca relação se fosse baseada na escala mais grosseira de delimitação de sub-bacias (subunidades hidrográficas, Figura 14, nível 300 da escala). Por outro lado, a mesma análise baseada em um nível mais refinado (*e.g.*, Figura 14, níveis 60k ou 10k da escala) provavelmente indicaria melhores relações com composição da ictiofauna. Entretanto, apenas após uma validação com dados de biodiversidade se poderá comprovar a existência de uma relação sub-unidade ecorregional versus ictiofauna que possa orientar o uso mais eficiente de uma tipologia ecorregional em planejamento sistemático de conservação.

Sob o ponto de vista metodológico, a ordenação de características da paisagem em grupos ou conjuntos com base em similaridades ou diferenças é comum no estudo de rios. Independente da abordagem, o processo de reconhecimento de manchas ou unidades dentro da paisagem de rios é dependente da escala (Thorp et. al., 2008). Uma mancha em uma escala tem uma estrutura interna relativa que se reflete em escalas mais finas (Kotliar & Wiens, 1990; Wu & Loucks, 1995).

A diversidade de formas e estruturas físicas presentes em várias escalas apresenta desafios para a elaboração de abordagens mais genéricas e flexíveis de classificação de rios (Thorp, 2008). Avaliando só uma escala, os resultados oferecem informações muito úteis que poderiam determinar direta ou indiretamente padrões e processos a escalas mais finas da paisagem, como zonas ripárias, trechos de rios e manchas de remansos e corredeiras dentro de segmentos de rios, com base na organização hierárquica proposta por Wu & Loucks (1995).

O modelo de formas de terreno como metodologia rápida de caracterizar paisagens apenas com dados contínuos de altitude, mostrou ser importante pelo peso na caracterização das ordenações (resultados da PCA). O fato de oferecer ao usuário a possibilidade de definir as escalas de geração do índice de posição topográfica - TPI demonstra a sensibilidade da ferramenta a diferentes escalas espaciais. Por outro lado, a definição de objetivos de avaliação e conhecimento da área de estudo são determinantes para que as classes obtidas sejam adequadas e representativas da realidade.

Weiss (2001) considerou que as características ecológicas de um local podem ser afetadas pelo TPI em várias escalas. Por exemplo, um local em um vale para uma escala de 100 metros pode ser considerado como área plana, e apropriada para avaliar questões de transporte de sedimentos ou

balanço hídrico local. Já para uma escala ampla de vários quilômetros, onde se observam questões de mesoclima, hidrologia geral e drenagem superficial, o mesmo local pode estar na base de um Cânion profundo. Em estudos de distribuição de vegetação nas Spring Mountains (Estados Unidos), os modelos de distribuição de espécies mostraram relações significativas com o TPI para escalas de 300, 1000 e 2000 metros. Jones *et. al.*, (2000) Jenness (2006) relataram que o TPI foi a segunda variável preditiva mais importante junto à altitude.

Através do processo de classificar as características físicas de sistemas hídricos, numerosas informações e conhecimento dos processos formadores são obtidos. Em regiões onde não existe conhecimento prévio dos rios, estas podem ser de muita importância em planejamento de conservação. Sabendo que os rios são sistemas de resposta a processos, e que a morfologia (forma física) é influenciada pela interação de um conjunto de variáveis e processos (como a vazão e transporte de sedimentos) que esculpem os ambientes ripário-ribeirinhos (Thorp, 2008). Historicamente, a geomorfologia fluvial tem determinado relações empíricas para caracterizar canais e rios, onde a morfologia de um rio tem sido usada para inferir processos físicos para diversas escalas. Assim, sabemos que a caracterização e classificação é um passo essencial para definir e descrever as propriedades físicas de sistemas de rios e identificar os componentes que influenciam estas características. Uma vez obtidas estas divisões em áreas homogêneas, objetivos de manejo podem ser estabelecidos dentro dos limites físicos e biológicos de cada classe.

O tamanho da unidade espacial levada em conta para avaliações de paisagens aquáticas (Riverine Landscapes, Wiens, 2002) depende da qualidade dos dados fisiográficos utilizados. Se forem detectados câmbios abruptos de características ou estrutura de organização espacial de tipologias, estes devem ser identificados para não se cometer erros de ignorar características ou fatores condicionantes de tipologia que podem estar sendo omitidos. Assim também, o cambio de estrutura da tipologia indica diferentes propriedades de escala para os fatores avaliados (ou descritores considerados como influentes sobre a expressão da tipologia), e não podem ser feitas extrapolações ou presunções e afirmações com base em características que mudam o padrão de expressão de uma tipologia (Farina, 2000).

As ecorregiões aquáticas, atualmente sob estudo para gestão e conservação da biodiversidade aquática no Brasil (Castilhos & Buckup, 2011), são definidas com base em endemismos de espécies e padrões biogeográficos de grandes sistemas hidrográficos. Em nível nacional estas unidades ecorregionais podem ser consideradas como plataforma adequada para gestão e planejamento. Mas, quando a necessidade de programas e iniciativas de diversas áreas requerem diagnósticos de

dinâmicas naturais e antrópicas regionais e locais (nível estadual e municipal), o refinamento interno se torna necessário. Este trabalho de certa maneira indica como atributos fisiográficos ambientais originados a partir de dados secundários podem ser utilizados para avaliações em uma escala espacial mais próxima à tomada de decisão e planejamento (comitês de bacia, municípios, órgãos estaduais). Assim, é possível determinar que características gerais e específicas em ecorregiões aquáticas e bacias devem ser levadas em conta para seleção de alvos e áreas para conservação. Por outro lado, também podem auxiliar em processos de avaliação de impacto ambiental de empreendimentos relacionados ao uso de recursos hídricos como barragens (diversos usos), infraestrutura de abastecimento e saneamento urbano, agricultura, alterações para navegação (canalizações, dragados e drenado de áreas úmidas) e outros que afetem a cobertura do solo de bacias (matriz da paisagem), entre outras iniciativas.

O pressuposto de hierarquia de organização de sistemas de rios fornece uma plataforma apropriada para o planejamento de conservação. A hierarquia de escalas permite o refinamento da análise de acordo com a disponibilidade de dados, tanto de fatores físicos como de atributos biológicos ou da biota.

Sugerimos que sejam feitas validações de níveis de refinamentos com base em atributos da fauna aquática, como maneira de cotejar a pertinência de uso de características fisiográficas como substitutos de biodiversidade em locais onde não existem dados suficientes de fauna. A literatura apresenta vários estudos de caso com relações com grupos como peixes, macroinvertebrados, entre outros (Castilhos & Buckup, 2011; Becker *et al.*, 2011, Rivers-Moore *et al.*, 2010; Heiner, 2010; ; Linke *et. al.*, 2011)

Mais recentemente, têm sido combinados atributos ambientais com distribuição de espécies para desenvolver modelos mais ajustados e aplicáveis a grandes escalas espaciais (Linke *et. al.*, 2011). Mas isto é um passo à frente de nossa abordagem. Turak *et al.* (2011) destacam algumas limitações potenciais da modelagem, como a extrapolação além dos limites espaciais da coleta de dados, e incertezas sobre a escolha de relações espécie-área, que devem ser levadas em conta em processos de classificação que buscam ser mais flexíveis e gerais. Nel *et al.* (2009), indicam que ausências falsas são menos significantes que predições de falsa presença, as quais podem levar a conclusões de espécies em estado de conservação quando estas não tem este estado.

Em complementação aos atributos fisiográficos, se somada a quantificação de processos hidrológicos e geomorfológicos (transporte de sedimentos), se poderia enriquecer esta abordagem, já que seria possível introduzir um componente de dinâmica temporal na caracterização das

subunidades ecorregionais. Assim, uma validação com atributos da fauna aquática distribuídos espacialmente poderá determinar a utilidade desta metodologia de análise de paisagens para planejamento de conservação que inclua perturbações e impactos da variabilidade do sistema físico (natural e alterado) sobre a biota. A dinâmica hidrológica temporal é crítica em sistemas lóticos (Ward, 1989). Por exemplo, pode-se supor que sistemas fisiograficamente similares, porém com regimes hidrológicos diferenciados, apresentem comunidades de peixes distintas. Vazões inadequadas em certas épocas do ano podem afetar processos biológicos importantes como a reprodução; assim como a regulação de vazões pode causar a desconexão permanente ou prolongada de lagoas marginais afetando reprodução, refúgio e processos de dispersão-recolonização do sistema interconectado de habitats formado na rede hidrográfica. Embora seja difícil incorporar esse componente temporal em mapas (Rivers–Moore *et al.*, 2010), os sistemas de classificação de unidades aquáticas ecorregionais e subecorregionais provavelmente ganhariam eficiência.

O estudo aqui apresentado, longe de determinar uma classificação absoluta *per se*, mostra como uma bacia hidrográfica pode ser caracterizada a partir de gradientes fisiográficos naturais para fins de planejamento de conservação. Assim, esta abordagem metodológica aporta informações que podem subsidiar ou orientar processos de classificação mais complexos (como multi-escala) e consistentes com objetivos específicos. Outra utilidade em termos de planejamento seria que resultados como este poderiam orientar objetivos de manejo dentro de cada limite físico e biológico das diferentes subunidades ecorregionais aquáticas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELL, R. Conservation biology for the biodiversity crisis: a freshwater follow-up. *Conservation Biology*, 16: 1435–1437, 2002.
- ABELL, R.; THIEME, M.; REVENGA, C. et al. Freshwater Ecoregions of the World: A new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience*, 58: 403-414, 2008.
- Allan, J. D. Landscape and riverscapes: the influence of land use on river ecosystems. *Annual Reviews of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35: 257–284, 2004.
- ALLEN, T. F. H. & STARR, T. B. *Hierarchy: Perspectives for ecological complexity*. Chicago University of Chicago Press, 1982. 310 páginas.
- ANDERSON, M. J. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, 62: 245–253, 2006.
- ANDERSON, M. J., K. E. ELLINGSEN & B. H., MCARDLE. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, 9: 683–693, 2006.
- ANGERMEIER, P. L. & SCHLOSSER, I. J. Conserving aquatic biodiversity: beyond species and populations. *American Fisheries Society Symposium* 17; 1450-1462, 1995.
- ANGERMEIER, P.L. & WINSTON, M.R. 1999. Assessing conservation value of stream communities: a comparison of approaches based on centres of density and species richness. *Fresh.Biol.* 37:699-710.
- BECKER, F. G. et al. Ictiofauna como indicadora de subunidades ecorregionais. In; *Ecorregião Aquática Xingu - Tapajós*. Rio de Janeiro, CETEM, 2011. páginas 193-218.
- CASTILHOS, Z.C. & BUCKUP, P.A. *Ecorregião Aquática Xingu-Tapajós*. Rio de Janeiro, CETEM, 2011. 246 páginas.
- CORDEIRO, J. L. P. & HASENACK, H. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. In: *Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2009, páginas 285-299.
- DUNNE, T. Field studies of hillslope flow processes. in: *Hillslope Hydrology*. ed. New York, JohnWiley and Sons, 1978, páginas 227–293.
- FAN, F. M. ; COLLISCHONN, W. ; BUARQUE, D. C. ; PAIVA, R. C. D. ; KAYSER, R. H. B. Manual Archydro para aplicação do Modelo MGB-IPH, versão 2.1 2010 (disponível em <http://www.ufrgs.br/hge/mgb-iph/downloads/>).
- FARINA, A.. *Landscape ecology in action*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 2000, 317 páginas
- FIELDING, A. H. & BELL, J. F. A review of methods for the assesment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental conservation* 24: 38-49, 1997.
- FRISSELL, C. A.; LISS, W.J.; WARREN, C.E. & HURLEY, M.D. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10;199-214, 1986.
- GROVES C. R. *Drafting a Conservation Blueprint: A Practitioner's Guide to Planning for Biodiversity*. The Nature Conservancy. Washington, Island Press. 2003.
- HASENACK, H.; CORDEIRO, J.L.P. (org.). *Mapeamento da cobertura vegetal do Bioma Pampa*. Porto Alegre. UFRGS, 2006, 30 páginas.
- HASENACK, H. & WEBER, E. *Base cartográfica vetorial contínua do Rio Grande do Sul - escala 1:50.000*. Porto Alegre, UFRGS, Instituto de Biociências, Centro de Ecologia. 1 DVD-ROM (Série Geoprocessamento, 3). 2010.
- HELLWEGER, F. AGREE - DEM Surface Reconditioning System 1997. Disponível em: <http://www.ce.utexas.edu/prof/maidment/GISHYDRO/ferdi/research/agree/agree.html>

- HEINO, J. & MYKRÄ, H. Assessing physical surrogates for biodiversity: do tributary and stream type classifications reflect macroinvertebrate assemblage diversity in running waters? *Biological Conservation* 129: 418-426. 2006
- HEINER, M.; HIGGINS, J.; LI, X.; BAKER, B. Identifying freshwater conservation priorities in the Upper Yangtze River Basin *Freshwater Biology* 56; 89–105. 2011.
- HIGGINS, J.V., Bryer, M.T., KHOURY, M.L & FITZHUGH, T.W, 2005. A Freshwater Classification Approach for Biodiversity Conservation Planning. *Conservation Biology*, 19, 2: 432-435. 2005
- HITT, N.P. & ANGERMEIER, P.L.. Effects of adjacent streams on local fish assemblage structure in western Virginia: implications for biomonitoring. *American Fisheries Society Symposium* 48: 75-86. 2006
- HUGHES, R.M.; WANG L.; SEELBACH, P.W. (Editores). *Landscape Influences on Stream Habitats and Biological Assemblages*. Symposium 48, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 697 p. 2006
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Manual técnico de vegetação brasileira*. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1991, 92 páginas..
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística *Mapas temáticos do Projeto RADAMBRASIL do Rio Grande do Sul na escala 1:250.000*. IBGE/SAA-RS, Florianópolis. 2003 CD-ROM (Convênio entre IBGE e Secretaria da Agricultura e Abastecimento do RS).
- JENKINS, M. Prospects for biodiversity. *Science*, 302; 1175–1177. 2003
- JENNESS, J..Topographic Position Index (tpi\_jen.avx) extension for ArcView 3.x, v. 1.2.Jenness Enterprises. 2006. Disponível em: <http://www.jennessent.com/arcview/tpi.htm>.
- JONES, K. B. et al..Assessing Landscape Conditions Relative to Water Resources in the Western United States: A Strategic Approach. *Environmental Monitoring and Assessment* 64: 227 – 245. 2000.
- KOTLIAR, N. B. & WIENS, J. A. Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. *Oikos* 59: 253-260. 1990.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. 1998. *Numerical ecology*. 2nd English edition. Elsevier Science BV, Amsterdam, 1998. 853 páginas.
- LINKE, S., TURAK, E. & Nel. Freshwater conservation planning: the case for systematic approaches. *Freshwater Biology* 56; 6–20. 2011.
- MACNALLY, R.; BENNETT, A. F.; Brown, G.W.; Lumsden, L.F.; Yen, A.; Hinkley, S.; Lillywhite, P. and Ward, D. How well do ecosystem-based units represent different components of biodiversity? *Ecological Applications* 12: 900-912. 2002.
- MARGULES, C. R. & PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. *Nature* 405:243–253. 2000.
- MAIDMENT, D. R. *Arc Hydro: GIS for Water Resources*. Redlands, CA, ESRI Press. 2002.
- MATHEWS, W. J. *Patterns in freshwater fish ecology*. Chapman and Hall, New York. 1998.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano. Oficina de Trabalho: Detalhamento das Ecorregiões Aquáticas do Brasil. 2009.
- MONTGOMERY, D.R.; BUFFINGTON J.M. Channel processes, classification, responses. in: *River Ecology and Management: Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion*. Springer, Verlag. 1998. Páginas 13-42.
- MORLEY S.A. & KARR J. R. Assessing and restoring the health of urban streams in the Puget Sound Basin. *Conservation Biology* 16: 1498–509. 2002.

- MOYLE, P. B. & YOSHIYAMA, R. M. Protection of Aquatic biodiversity in California: a Five tiered approach. *Fisheries* 19: 6-18. 1994.
- NEL, J. L.; REYERS, B.; ROUX, D. J. Designing a conservation area network that supports the representation and persistence of freshwater biodiversity. *Freshwater Biology* 56: 106–124. 2011.
- O'KEEFFE J.H.; DANILEWITZ D.B. & BRADSHAW, J.A. An 'expert system' approach to the assessment of the conservation status of rivers. *Biological Conservation* 40; 69–84. 1987.
- O'NEILL, R.V.; JOHNSON, A.R.; KING, A.W. A hierarchical framework for the analysis of scale. *Landscape Ecology* 3: 193–205. 1989.
- PARSONS, M. & THOMS, M. C. Hierarchical patterns of physical-biological associations in river ecosystems. *Geomorphology* 89: 127-146. 2007.
- PFAFSTETTER, O. Classification of hydrographic basins: coding methodology, unpublished manuscript, Departamento Nacional de Obras de Saneamento. Rio de Janeiro 1989. Available from J.P. Verdin, U.S. Geological Survey, EROS Data Center, Sioux Falls, South Dakota.
- PINTO et al. Local and ecoregion effects on fish assemblage structure in tributaries of the Rio Paraíba do Sul, Brazilian *Freshwater Biology* 54: 2600–2615. 2009.
- POFF, N.L.. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding 553 and prediction in stream ecology. *J. North Am. Benthol. Soc.* 16, 391-409. 1997.
- RABENI, C. F. & DOSSEY, K. E. Correspondence of stream benthic invertebrate assemblages to regional classification schemes in Missouri. *Journal of the North American Benthological Society* 19: 419-428. 2000.
- RIVERS-MOORE, N. A.; Goodman, P.S. & Nel, J.L. Scale-based freshwater conservation planning: towards protecting freshwater biodiversity in KwaZulu-Natal. *South Africa Freshwater Biology* 5: 125–141. 2011.
- SANDIN, L. & JOHNSON, R. K. Ecoregions and benthic macroinvertebrate assemblages of Swedish streams. *Journal of the North American Benthological Society* 19(3):462-474. 2000.
- SCHMUTZ, S.; MELCHER, A.; FRANGEZ, C.; HAIDVOGL, G.; BEIER, U.; BÖHMER, J.; BREINE, J.; SIMOENS, I.; CAIOLA, N.; DE SOSTOA, A.; FERREIRA, M.T.; OLIVEIRA, J.; GRENOUILLET, G.; GOFFAUX, D.; DE LEEUW, J.J.; NOBLE, R.A.A.; ROSET, N. & VIRBICKAS, T. Spatially based methods to assess the ecological status of riverine fish assemblages in European ecoregions. *Fisheries Management and Ecology* 14: 441–452. 2007.
- SHREVE, R. L. Statistical Law of Stream Numbers. *The Journal of Geology* 74 : 17-37. 1966.
- SNELDER, T.H., BIGGS, B.J.F. Multi-scale river environment classification for water resources management. *Journal of the American Water Resources Association* 38: 1225–1240. 2002
- STE/DRH/SEMA-RS. Elaboração de Serviços de Consultoria relativo às Fases A e B do Plano de Bacia do Taquari-Antas. Fase A – Diagnóstico e Prognóstico. Etapa A.1 a A.2. Relatório Técnico 02. 2011. STE - Serviços Técnicos de Engenharia, DRH - Departamento de Recursos Hídricos, SEMA - Secretaria de Estado do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul. 442 páginas.
- TARBOTON, D. G.; BRAS, R. L. AND RODRIGUEZ-ITURBE, I. On the Extraction of Channel Networks from Digital Elevation Data. *Hydrological Processes*. 5: 81-100. 1991.
- THORP, J.H.; THOMS, M. C. & DELONG, M. D. The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. *River Research and Applications* 22: 123-147. 2006.
- THORP, J. H.; THOMS, M.C. AND DELONG, M. D. The riverine ecosystem synthesis. Academic Press, Boston, 2008, 208 páginas.



- TURAK, E. et al. Planning for the persistence of river biodiversity: exploring alternative futures using process-based models. *Freshwater Biology* 56: 39–56. 2011.
- VAN NIEKERK, A. W.; HERITAGE, G. L. & MOON, B. P. River classification for management: The geomorphology of the Sabie River in the Eastern Transvaal. *South African Geographical Journal* 77, 68-76. 1995.
- VANNOTE R.L.; MINSHALL G.W.; CUMMINS K.W.; SEDELL J.R. & CUSHING C.E. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130–137. 1980.
- WANG, L.; SEELBACH, P. W. & HUGHES, R. M. Introduction to Landscape Influences on Stream Habitats and Biological Assemblages. *American Fisheries Society Symposium* 48: 1–23. 2006.
- WARD, J. V. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*. 8, 2-8; 37, 130-137. 1989.
- WIENS, J. A. Riverine Landscapes: Taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology* 47: 501-515. 2002.
- WEISS, A. D. Topographic position and Landform Analysis. The Nature Conservancy. 2002. Disponível em: [http://www.jennessent.com/downloads/tpi-poster-tnc\\_18x22.pdf](http://www.jennessent.com/downloads/tpi-poster-tnc_18x22.pdf)
- WERNER, B.T. Complexity in Natural Landform Patterns. *Science* 284: 102-104.1999
- World Conservation Union. The 2000 IUCN Red List of Threatened Species. IUCN, Gland, Switzerland. 2000. Available at: <http://www.redlist.org>
- WU, J. & LOUCKS, O. L. From balance of nature to hierarchical patch dynamics: a paradigm shift in ecology. *Quarterly Review of Biology* 70: 439-466. 1995.

## ANEXOS

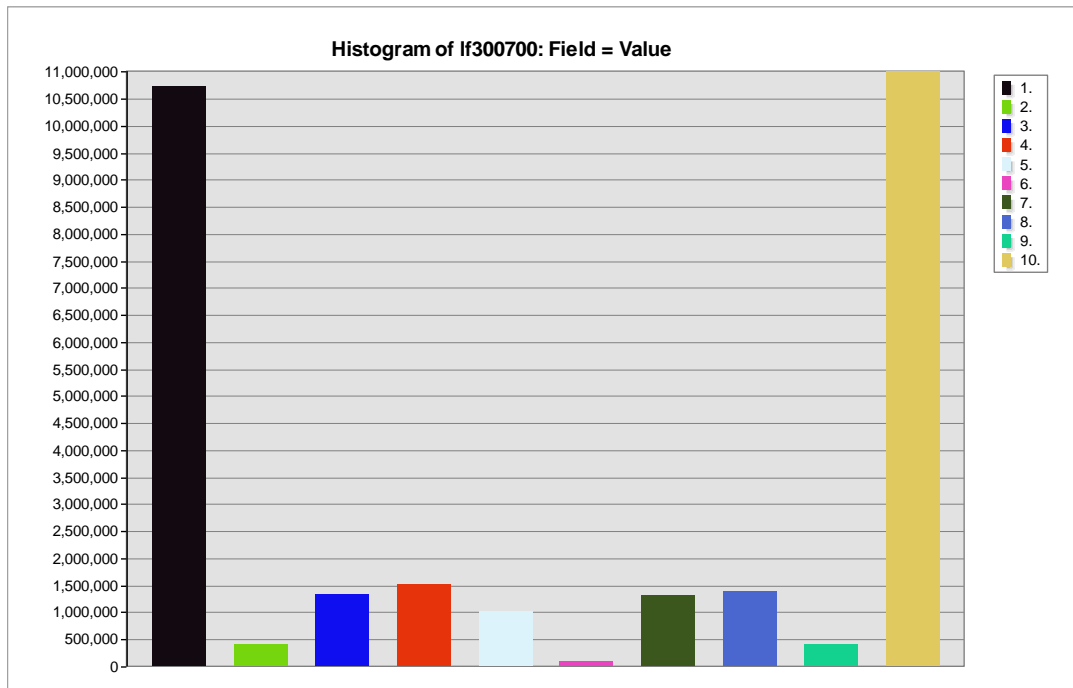


Figura 29. Histograma de classificação de Forma de terreno da Bacia Hidrográfica Taquari Antas (frequência de células, resolução 30 x 30 metros), onde 1: cânions e rios bem encaixados, 2: drenagens de meia encosta/vales pouco profundos, 3: drenagens superiores, cabeceiras, 4: vales em U, 5: Áreas planas, 6: encostas abertas, 7: encostas superiores, mesas, 8: elevações locais, morros em vales, 9: elevações de meia encosta, pequenos morros em Planície e 10: topos de montanha e morros altos. (classes correspondentes à tabela 3).

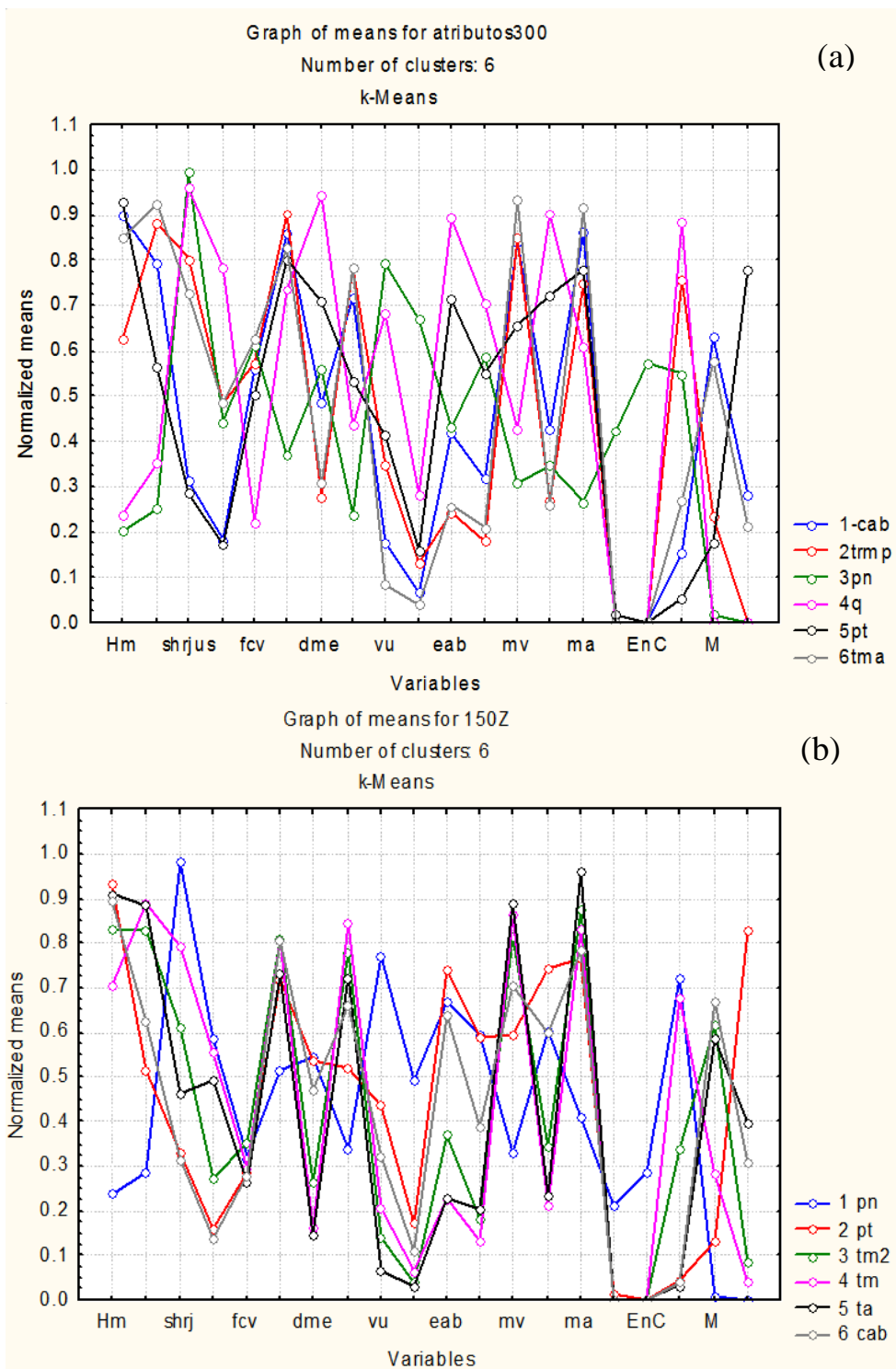


Figura 30. Médias normalizadas de variáveis agrupadas com base em análise de agrupamento K-means. Nível de refinamento de 300 mil (a) 150 mil (b) células. Hm= altitude média, Sm= declividade média, shrjus = shreve à jusante, fmed= área acumulada de drenagem média, fcv= coeficiente de variação da area acumulada, re= rios encaixados/cânions, dme= drenagens de média encosta, dcb= drenagens de cabeceiras, vu= vales em U, pln= áreas de planície, eab= encostas abertas, es= encostas superiores, mv= morros em vales, mp= morros em planícies, ma= topos de montanha/morros elevados, E= Estepe, ENc= Estepe/Floresta Estacional Decidual, C= Floresta Estacional Decidual, M= Floresta Ombrófila Mista., EGF= Estepe Gramíneo Lenhosa com floresta de galeria.

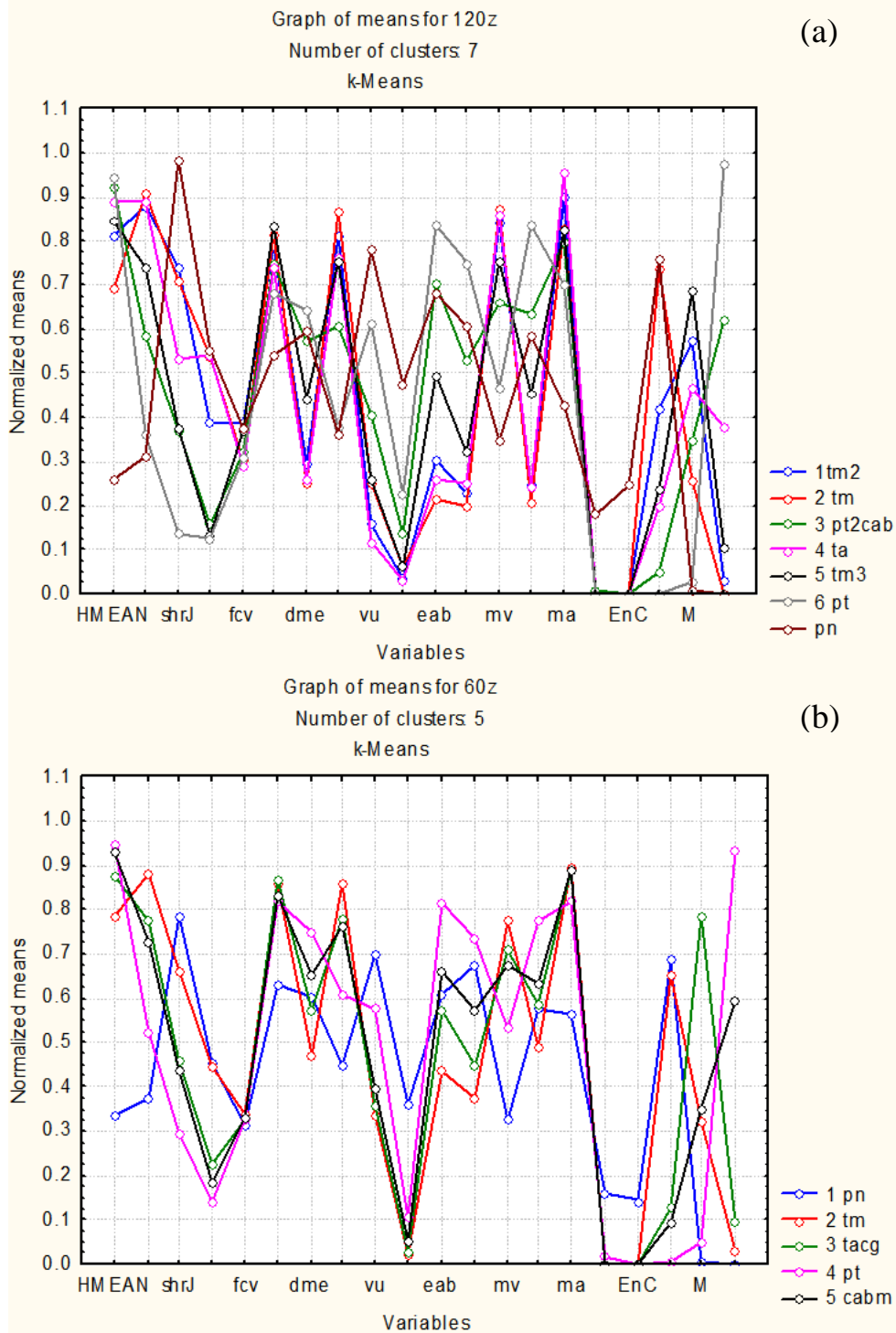


Figura 31. Médias normalizadas de variáveis agrupadas com base em análise de agrupamento K-means. Nível de refinamento de 120 mil (a) e 60 mil (b) células. Hm= altitude média, Sm= declividade média, shrjus = shreve à jusante, fmed= área acumulada de drenagem média, fcv= coeficiente de variação da área acumulada, re= rios encaixados/cânions, dme= drenagens de média encosta, dcb= drenagens de cabeceiras, vu= vales em U, pln= áreas de planície, eab= encostas abertas, es= encostas superiores, mv= morros em vales, mp= morros em planícies, ma= topos de montanha/morros elevados, E= Estepe, ENc= Estepe/Floresta Estacional Decidual, C= Floresta Estacional Decidual, M= Floresta Ombrófila Mista., EGF= Estepe Gramíneo Lenhosa com floresta de galeria.

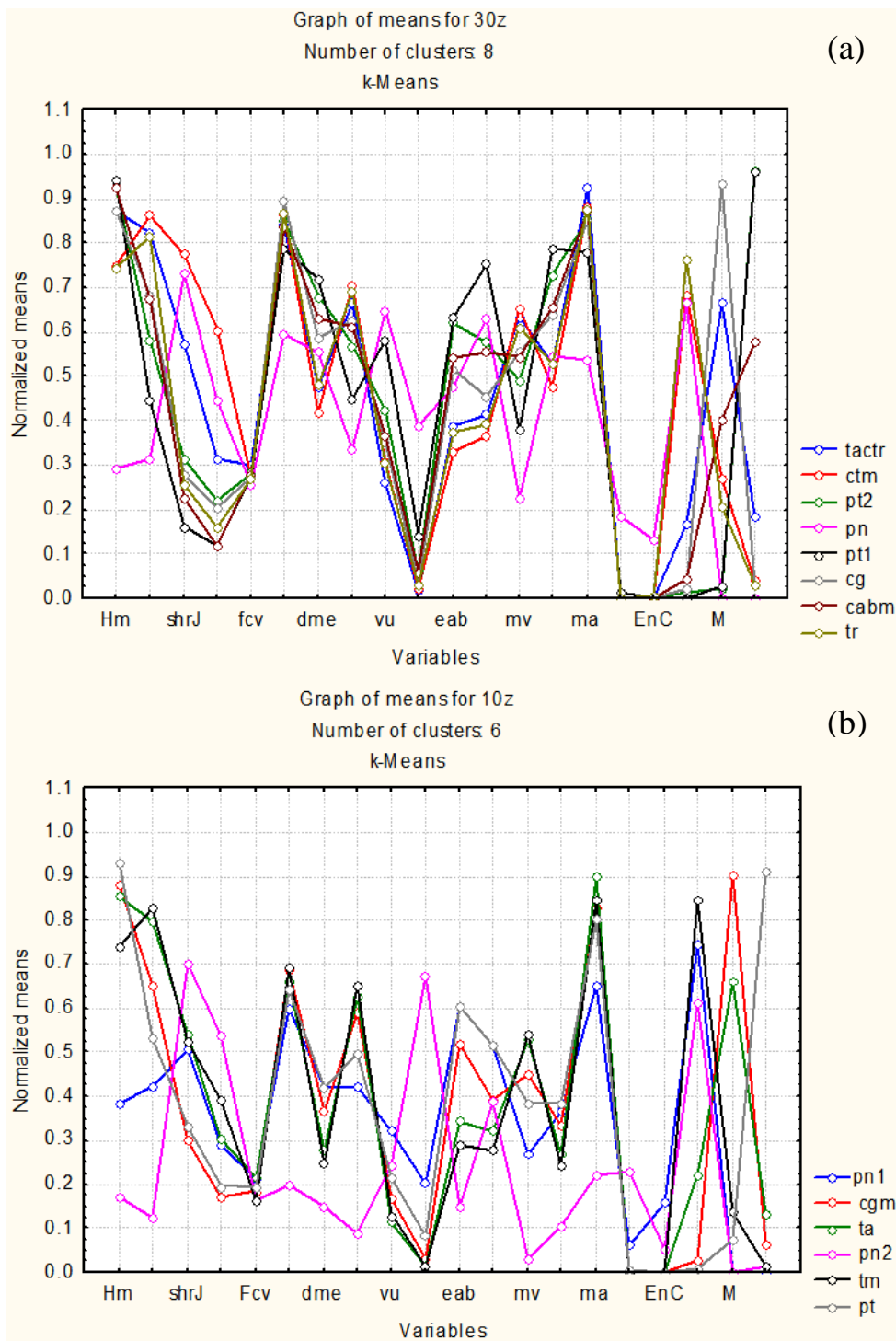


Figura 32. Médias normalizadas de variáveis agrupadas com base em análise de agrupamento K-means. Nível de refinamento de 30 mil (a) e 10 mil (b) células. Hm= altitude média, Sm= declividade média, shrjus = shreve à jusante, fmed= área acumulada de drenagem média, fcv= coeficiente de variação da area acumulada, re= rios encaixados/cânions, dme= drenagens de média encosta, dcb= drenagens de cabeceiras, vu= vales em U, pln= áreas de planície, eab= encostas abertas, es= encostas superiores, mv= morros em vales, mp= morros em planícies, ma= topos de montanha/morros elevados, E= Estepe, ENc= Estepe/Floresta Estacional Decidual, C= Floresta Estacional Decidual, M= Floresta Ombrófila Mista., EGF= Estepe Gramíneo Lenhosa com floresta de galeria.