



Centro de Tecnologia Mineral
Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação
Coordenação de Processos Minerais – COPM

ICTIOFAUNA COMO INDICADORA DE SUBUNIDADES ECORREGIONAIS

Fernando G. Becker
Sandra Maria Hartz
José Luís Passos Cordeiro
Renato A. M. Silvano

CCL00680012 – Capítulo do livro "Ecorregiões Aquáticas Xingu-Tapajós" - 2012, pg
193-218.

9 ICTIOFAUNA COMO INDICADORA DE SUBUNIDADES ECORREGIONAIS

Fernando G. Becker, Sandra Maria Hartz, José Luís Passos Cordeiro,
Renato A. M. Silvano

9.1 Introdução

A biodiversidade aquática pode ser analisada em diferentes escalas espaciais, desde uma perspectiva local até regional ou continental (Matthews, 1998). Localmente, a diversidade de peixes é influenciada por interações bióticas entre as espécies, no contexto de uma determinada heterogeneidade ambiental (Dauwalter *et al.*, 2008). Regionalmente, fatores fisiográficos e biogeográficos históricos determinam o conjunto (*pool*) total de espécies que compõem a ictiofauna de uma determinada bacia hidrográfica (Poff, 1997). Segundo Allan & Johnson (1997), a utilização de uma concepção espacial de sistemas lóticos sugere uma organização hierárquica, claramente expressa por diversos autores (Frissel *et al.*, 1986 Thorp *et al.*, 2008). De acordo com essa concepção hierárquica, os fatores de escala mais ampla influenciam e impõem limites aos padrões e fenômenos em escalas menores (O'Neill *et al.*, 1986), de forma que a delimitação de regiões geográficas amplas permite inferir características ecológicas em seu interior, as quais eventualmente podem ser utilizadas para planejamento e gestão ambiental. Portanto, é importante levar em consideração efeitos de hierarquia de escala quando o objetivo é gerenciar e conservar grandes sistemas aquáticos, pois estes efeitos influenciam a distribuição da biodiversidade aquática.

Sob essa perspectiva, uma abordagem de interesse para a conservação da biodiversidade aquática é a identificação de ecorregiões aquáticas (Higgins *et al.*, 2005). Ecorregiões podem ser definidas como unidades espaciais relativamente homogêneas em termos de ecossistemas aquáticos, organismos e características ambientais (Omernik, 1987). Segundo Zhou & Zheng (2008), uma ecorregião aquática consiste em uma unidade espacial de manejo ambiental, representando diferentes tipos de ecossistemas de água doce, devendo refletir também as atividades humanas sobre estes ecossistemas. Como parte de um sistema hierárquico de classificação, as ecorregiões representam o nível superior e mais amplo, podendo ser internamente subdivididas conforme a quantidade e tipo de dados disponíveis (Higgings *et al.*, 2005). Entretanto, a abordagem de ecorregiões foi originalmente proposta e aplicada para identificar áreas terrestres homogêneas a partir de conjuntos de dados sobre relevo, clima, fisionomias vegetacionais, e outras características ambientais (Crowley, 1967). Os padrões de

distribuição da biodiversidade seriam consistentes com estas regiões homogêneas, podendo a própria biota fornecer atributos para determinar uma ecorregião. Apenas recentemente essa abordagem tem sido aplicada a ambientes aquáticos (Gerritsen *et al.*, 2000; Van Sickle & Hughes, 2000; Abell *et al.*, 2008; Zhou & Zheng 2008). Em ambientes de água doce a ictiofauna tem sido um dos elementos da biodiversidade utilizados na definição e refinamento de ecorregiões (Higgins *et al.*, 2005; Dauwalter *et al.*, 2008; Grown & West, 2008).

Recentemente, o Ministério do Meio Ambiente do Brasil, em colaboração com as organizações não governamentais The Nature Conservancy e World Wildlife Fund, identificou e delimitou 25 ecorregiões aquáticas em território brasileiro, sendo uma delas a Ecorregião Aquática Xingu-Tapajós (MMA, 2007). Neste capítulo, avaliamos se subunidades da Ecorregião Aquática Xingu-Tapajós, delimitadas a partir da fisiografia, apresentam relação com a composição de espécies em assembleias de peixes de riachos (localmente chamados de igarapés). Para tanto, utilizamos descritores fisiográficos para agrupar subunidades hidrográficas (SUHs) da ecorregião segundo três alternativas de classificação (terrestre, aquática e terrestre-aquática) e as comparamos com agrupamentos de SUHs baseados na composição de espécies de peixes e também com áreas de endemismo geradas por Análise de Parcimônia de Endemismo (Buckup *et al.*, Capítulo 7, neste volume).

9.2 Métodos

9.2.1 Classificação de subunidade ecorregionais

Para determinar subunidades ecorregionais dentro da Ecorregião Aquática Xingu-Tapajós, partiu-se de uma divisão interna de unidades hidrográficas (SUHs), delimitadas e codificadas segundo o sistema de Otto Pfafstetter (Pfafstetter, 1989, *Ottobacias* nível 4), disponível junto à Agência Nacional de Águas (ANA, 2011). A Ecorregião possui 162 SUHs, porém devido a limitações de algumas variáveis e ao tamanho reduzido de algumas *Ottobacias*, as análises de fisiografia foram realizadas sobre uma matriz de 133 SUHs.

A análise da subdivisão fisiográfica ecorregional foi realizada de três formas alternativas. Primeiramente, foi produzida uma subdivisão ecorregional denominada como *terrestre* e outra, denominada *aquática* gerada de forma independente, baseada em descritores relacionados somente à hidrografia. Enquanto no primeiro caso o valor do descritor representa uma característica de toda a superfície de uma dada SUH, no segundo, foram utilizados apenas os valores do atributo correspondentes a pixels da malha hidrográfica dentro de determinada SUH. Adicionalmente, foi realizada uma

subdivisão ecorregional *aquático-terrestre* levando em consideração os dois tipos de descritores (Tabela 9-1; Figura 9-1).

Tabela 9-1. Descritores fisiográficos utilizados para caracterizar subunidades hidrográficas (Ottobacias nível 4) na Ecorregião Aquática Xingu-Tapajós. A coluna Categoria indica se o descritor foi utilizado para análise de subunidades ecorregionais terrestres (T) ou aquáticas (A).

Atributo	Fonte	Número de descritores	Categoria
Altitude média dos rios	Modelo numérico de terreno SRTM (metros)	1	A
Declividade média dos rios	Geoprocessamento a partir do modelo numérico de terreno SRTM (declividade %)	1	A
Amplitude altitudinal da hidrografia	Geoprocessamento a partir do modelo numérico de terreno SRTM (metros)	1	A
Densidade de drenagem	Extensão de rios em relação à área da SUH (km/km ²)	1	A
Geologia	Quatro classes de rochas (metamórficas, ígneas, sedimentares, outras); área % na SUH	4	T
Relevo	Seis classes (Planícies fluviais, Tabuleiros, Colinas, morros e serras baixas, Superfícies aplainadas, Chapadas e platôs, Planaltos e baixos platôs); área % na SUH	6	T
Vegetação	Seis classes (Contato Floresta Ombrófila - Floresta Estacional, Contato Savana - Floresta Estacional, Contato Savana - Floresta Ombrófila, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Ombrófila Densa, Savana); área % na UH	6	T
Clima	PCA1 e PCA2 (valores médios dos escores das SUH para o primeiro e segundo componentes principais de PCA sobre nove variáveis climáticas (Apêndice 9.6)	2	T

Estes três esquemas de subdivisão ecorregional baseados em fisiografia foram considerados como hipóteses alternativas de refinamento interno da Ecorregião Aquática Xingu-Tapajós. Cada uma dessas alternativas foi avaliada em função de sua consistência com a composição de ictiofauna de igarapés, de forma que a melhor alternativa seria aquela que melhor relação apresentasse com a ictiofauna.

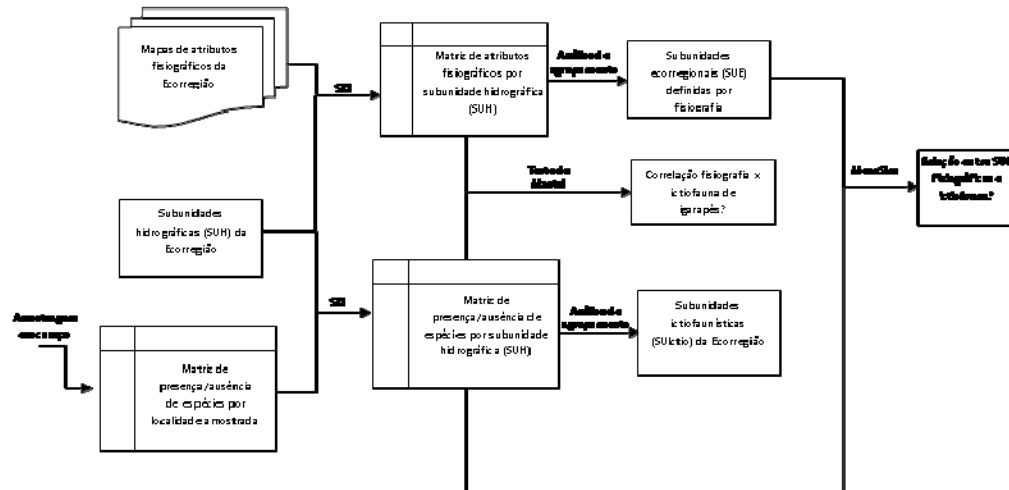


Figura 9-1. Representação esquemática do método para avaliar a relação entre fisiografia e ictiofauna em subunidades hidrográficas ecorregionais na Ecorregião Aquática Xingu-Tapajós. As análises de agrupamento e de similaridade média (MeanSim) estão descritas no texto. SIG indica operações de geoprocessamento; SUH, Subunidades Hidrográficas; SUE, Subunidades Ecorregionais Fisiográficas; SUIctio, subunidades ecorregionais baseadas em composição de espécies de peixes em igarapés.

Para obtenção de descritores relativos ao clima utilizamos nove variáveis climáticas derivadas de temperatura e pluviosidade e que representam tendências anuais de modelos climáticos globais (Hijmans *et al.*, 2005) (Apêndice 9.6) em uma Análise de Componentes Principais (PCA), objetivando extrair descritores climáticos que sintetizam o gradiente climático na Ecorregião Aquática Xingu-Tapajós. A PCA foi realizada sobre a matriz de correlação entre as nove variáveis e as 133 SHUs. Os dois primeiros componentes principais foram utilizados como descritores climáticos na análise das SHUs.

Uma vez estabelecida a matriz de variáveis fisiográficas por SUHs, os dados foram transformados segundo as funções $\log(x+1)$ ou $\arcseno(x)$, dependendo da variável. Sobre essa matriz realizou-se uma análise de agrupamento pelo método

k-means (Legendre & Legendre, 1998), buscando formar conjuntos de SUHs com fisiografia semelhante, constituindo assim as subunidades fisiográficas ecorregionais (SUEs). O algoritmo *k-means* forma agrupamentos iterativamente, buscando minimizar a variabilidade dentro de grupos e maximizar entre os grupos. Utilizamos distâncias euclidianas ao quadrado, reescaladas a partir de valores normalizados das variáveis fisiográficas (*i.e.*, valores variando de 0 a 1); as observações que formaram inicialmente os centros 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 são 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 clusters gerados com as $k-1$ subamostras de treinamento.

Em síntese, assumimos que SUEs podem ser definidas como conjuntos de SUHs cuja fisiografia é similar e geramos três hipóteses alternativas de SUEs baseadas em fisiografia (“aquáticas”, “terrestres” e “aquático-terrestres”).

9.2.2 Ictiofauna

Para caracterizar a ictiofauna de cada SUH, foram utilizados dados primários de composição de espécies, obtidos segundo o procedimento de amostragem descrito por Buckup *et al.* (Capítulo 7, neste volume). A amostragem caracterizou-se por um esforço exaustivo de coleta em cada ponto amostral, visando registrar o maior número de espécies possível em cada local, utilizando-se diversos métodos de captura. Por esta razão, assume-se que as amostras são representativas da riqueza local de peixes em igarapés durante o período de estudo (setembro-outubro 2008). Nas análises aqui apresentadas, foram utilizados somente os dados de coletas diurnas, em igarapés, com amostragens padronizadas (ver Buckup *et al.*, Capítulo 7, neste volume), totalizando um universo de 56 locais amostrados em 22 subunidades hidrográficas SUHs, onde foram registradas 317 espécies de peixes. Excluímos dados obtidos em coletas noturnas, em ambientes distintos dos igarapés (calha e margem de rios médios e grandes, lagos), capturados por meio de métodos distintos das amostragens padrão (*e.g.*, espinhel) ou com esforço muito reduzido.

Com os dados de composição foi gerada uma matriz de presença (1) e ausência (0) das espécies de peixes em cada local de amostragem, sendo que os dados dos locais de amostragem foram posteriormente agrupados para composição da matriz de presença/ausência de espécies por SUH. Para agrupar as SUHs em subunidades

ecorregionais baseadas em composição de espécies de peixes em igarapés (SUIctio's), utilizamos o método de WPGMA (média aritmética ponderada) com coeficiente de similaridade binário de Jaccard (Legendre & Legendre, 1998). A nitidez da partição dos grupos foi analisada utilizando-se um método com amostragem *bootstrap*, conforme descrito em Pillar (1999) e implementado no *software* Multiv 2.4.2 (Pillar, 2006). Este método gera probabilidades $P(G^{\circ} \leq G^*)$. Se $P(G^{\circ} \leq G^*)$ não for maior do que um valor preestabelecido, conclui-se com probabilidade $P(G^{\circ} \leq G^*)$ de erro que os k grupos da partição não são nítidos o suficiente para aparecer repetidamente na reamostragem. Caso contrário, aceita-se a hipótese nula, concluindo-se que não há evidência para refutar que os grupos são nítidos (Pillar, 1999). Adicionalmente, examina-se o efeito do número de amostras sobre $P(G^{\circ} \leq G^*)$, esperando-se que ocorra tendência à estabilização nos seus valores com o aumento do tamanho amostral.

9.2.3 Relação entre comunidades de peixes e fisiografia

A partir da matriz de atributos fisiográficos de cada SUH, calculou-se uma matriz de distâncias entre SUHs. Utilizou-se a distância de Gower (Gower, 1971), cujo cálculo envolve uma padronização pela amplitude, igualando os intervalos de variação de variáveis mensuradas em diferentes escalas (Snelder *et al.*, 2007). Já para os dados de ictiofauna, obtivemos uma matriz de distâncias entre SUHs em função da presença ou ausência de espécies, utilizando o índice de Jaccard (Legendre & Legendre, 1998).

A correlação entre comunidades de peixes e fisiografia foi testada por meio do teste de Mantel (Legendre & Legendre 1998), aplicado à correlação entre cada uma das três matrizes de distâncias fisiográficas (*aquática*, *terrestre* e *aquático-terrestre*) e a matriz de distâncias de composição de espécies de peixes.

Adicionalmente, a consistência da estrutura de subunidades ecorregionais (SUEs) determinada por fisiografia foi avaliada em função da composição de espécies de peixes nessas SUEs. Para tanto, empregamos a estatística FC (Força de Classificação) gerada pela Análise de Similaridade Média (*Mean Similarity*, Van Sickle, 1997; Van Sickle & Hughes, 2000) que compara a similaridade média da ictiofauna dentro de SUEs (W) com a similaridade média entre SUEs (B), sendo $FC = W - B$. Valores de FC próximos de 0 indicam baixa força de classificação (Van Sickle, 1997). A significância dos valores de FC para cada alternativa de subdivisão ecorregional foi testada por meio de testes de permutação, conforme descrito em Van Sickle (1997) e Van Sickle & Hughes (2000). A Análise de Similaridade Média foi realizada com o *software* MeanSim 6.0 (Van Sickle, 1997; http://www.epa.gov/wed/pages/models/dendro/mean_similarity_analysis.htm). Por fim, comparamos visualmente os mapas representativos das diferentes SUEs e SUIctio's com

os agrupamentos de SUHs resultantes da Análise de Parcimônia de Endemismo realizadas por Buckup *et al.* (Capítulo 7, neste volume).

9.3 Resultados

9.3.1 Subunidades ecorregionais fisiográficas (SUEs)

A análise de agrupamento *k-means* baseada na fisiografia indicou que as SUH da Ecorregião Aquática Xingu-Tapajós podem ser agrupadas em cinco ou seis SUEs dependendo do conjunto de atributos fisiográficos utilizado (*aquáticos*, *terrestres*, ou *aquático-terrestres*; Tabela 9-2). Entretanto, o erro de treinamento produzido pelo processo de validação cruzada foi consideravelmente menor para os agrupamentos produzidos somente com variáveis aquáticas, sugerindo que os agrupamentos assim produzidos são mais consistentes do que aqueles gerados utilizando somente variáveis terrestres ou variáveis terrestres e aquáticas conjuntamente. Por esta razão, somente os resultados para as SUE aquáticas serão aqui mostrados.

Tabela 9-2. Resultado da análise agrupamento *k-means* para 133 subunidades hidrográficas (SUHs) da Ecorregião Aquática Xingu-Tapajós. Número de agrupamentos determinado pelo método de validação cruzada com k amostras de treinamento (999 iterações, k = 10, número máximo de clusters = 10; menor decréscimo % = 5 %).

Critério de agrupamento	Atributos utilizados	Número de SUEs resultantes	Número de SUHs por SUE	Erro de treinamento
Aquático	Fisiografia associada à rede hidrográfica	5	12 a 46	0,040
Terrestre	Fisiografia terrestre	3	7 a 33	0,437
Aquático-Terrestre	Ambos	6	20 a 31	0,661

As SUEs produzidas com base na fisiografia aquática distinguem-se em todos os atributos fisiográficos (Tabela 9-3), embora as principais diferenças devam-se à declividade média dos cursos d'água e à sua variabilidade dentro da bacia (Figura 9-2).

Tabela 9-3. Análise de Variância comparando grupos de SUHs (n = 133) em função de atributos fisiográficos aquáticos. Os grupos foram gerados pela análise de agrupamentos *k-means*.

Atributo	Acrônimo	SQEntre	df	SQDentro	df	F	P
Declividade média dos rios e igarapés	Dec_media_rios	110,1	4	0.375	128	9396,0	0.00
Coefficiente de variação da declividade de rios	Dec_CV_rios	1092,2	4	0.038	128	927574,6	0.00
Altitude média de rios	Alt_mean	787,0	4	3.215	128	7833,9	0.00
Densidade de drenagem	Dren_dens	5016,6	4	34.336	128	4675,3	0.00

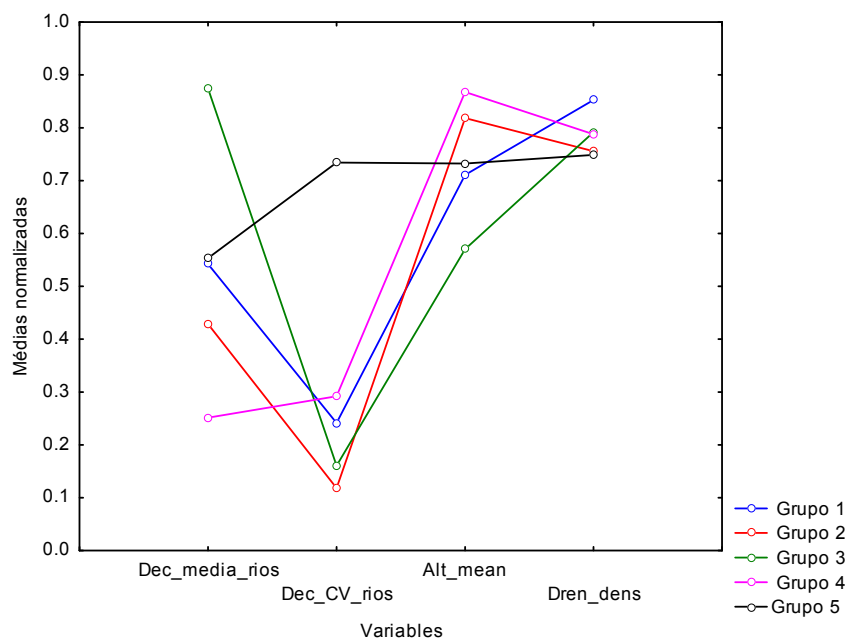


Figura 9-2. Comparação entre as médias normalizadas dos atributos fisiográficos entre os cinco agrupamentos (SUEs) resultantes da análise de *k-means* sobre atributos fisiográficos aquáticos. Acrônimos das variáveis conforme Tabela 9-3.

Apesar desses resultados, a visualização espacializada dos agrupamentos de SUHs que compõe cada uma das cinco SUEs baseadas em fisiografia mostra consistência geográfica complexa (Figura 9-3). Por exemplo, a SUE 1 (Figura 9-3) apresenta-se fragmentada em áreas disjuntas, situadas em porções muito diversas da ecorregião, sugerindo que a utilização de outras variáveis seria necessária para uma melhor caracterização e agrupamento das SUHs em SUEs. Além disso, as SUEs 1 e 2 apresentam uma grande extensão latitudinal, incluindo tanto áreas de Cerrado (ao sul) como áreas de bioma amazônico (ao norte), as quais são fisiograficamente distintas tanto em termos de ambiente aquático como terrestre. Uma vez que essa distinção não foi evidenciada nos resultados, é possível que as variáveis fisiográficas disponíveis não sejam adequadas ou suficientes para caracterizar com fidelidade a tipologia de ambientes existente. A disposição geográfica das SUEs “aquáticas” sugere ainda um gradiente sul-norte, desde as áreas planálticas de Cerrado (sul) em direção às baixadas amazônicas cobertas por floresta pluvial, até a calha do rio Amazonas (norte).

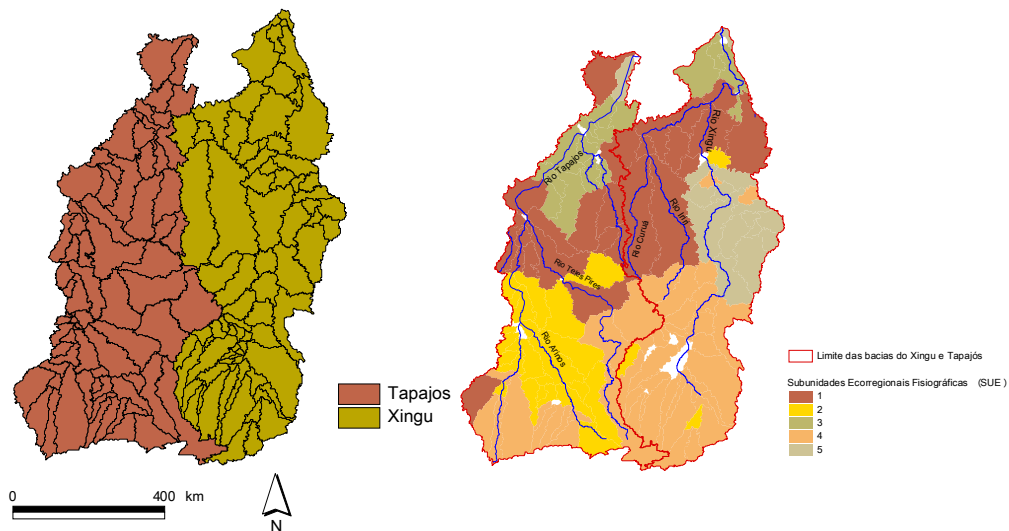


Figura 9-3. Ecorregião Aquática Xingu-Tapajós. (a) Subunidades hidrográficas (SUHs; Ottobacias nível 4). (b) Subunidades ecorregionais (SUEs) resultantes do agrupamento das SUH a partir de descritores fisiográficos associados à hidrografia. Áreas em branco não foram incluídas na análise de agrupamentos.

9.3.2 Agrupamentos de SUHs por similaridade de ictiofauna

A análise de agrupamentos das SUHs conforme composição de espécies indicou que cinco grupos de SUHs podem ser considerados nítidos, com $P(G^{\circ} \leq G^*) > 0,10$ (Figura 9-4, Figura 9-5). Estes agrupamentos de SUHs podem então ser considerados Subunidades Ecorregionais definidas por composição de ictiofauna (SUIctios). Ainda que, dentro dos agrupamentos (SUIctios) a similaridade geral não seja elevada (Figura 9-4), as diferenças na composição das espécies entre os cinco grupos são evidenciadas tanto pela ocorrência de espécies exclusivas, quanto pela proporção de SUHs em que cada espécie ocorre dentro dos agrupamentos (Figura 9-7). Dos agrupamentos formados apenas o SUIctio 5 não contém qualquer espécie de ocorrência exclusiva (Figura 9-6; Apêndice 9.6). A SUIctio 1 apresenta apenas duas espécies exclusivas. As SUIctios 2, 3 e 4 apresentam respectivamente 47,7 %, 22,8 % e 39,3 % de espécies exclusivas. Verificou-se ainda que o agrupamento SUIctio 2 (Figura 9-4, Figura 9-5) inclui SUHs pertencentes às bacias do Tapajós e do Xingu, sugerindo uma situação biogeograficamente complexa (ou necessidade de amostragem de maior número de locais e SUHs).

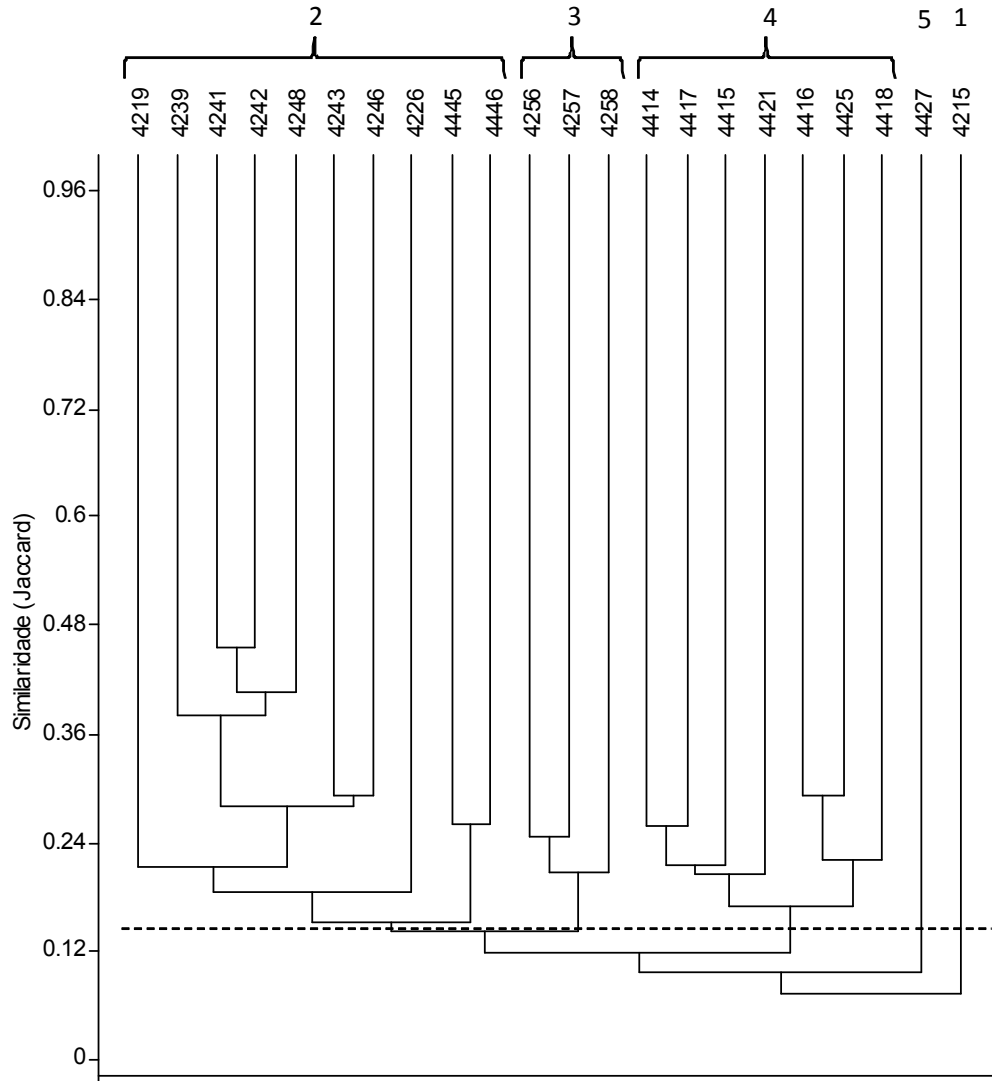


Figura 9-4. Dendrograma de similaridade na composição de espécies de peixes de igarapés entre subunidades hidrográficas (SUHs) da Ecorregião Aquática Xingu-Tapajós. Linha tracejada indica ponto de corte em que os agrupamentos são nítidos ($P(G^{\circ} \leq G^*) > 0,10$). Números na parte superior do dendrograma correspondem aos identificadores dos agrupamentos (SUlctios) representados na Figura 9-5.

A baixa similaridade entre as SUHs de um mesmo agrupamento provavelmente deve-se à grande proporção de espécies que ocorreram em apenas um local (38,8 %) ou dois locais (24,9 %), dentre os 56 amostrados. Estas espécies representam 63,7 % das 317 capturadas em igarapés.

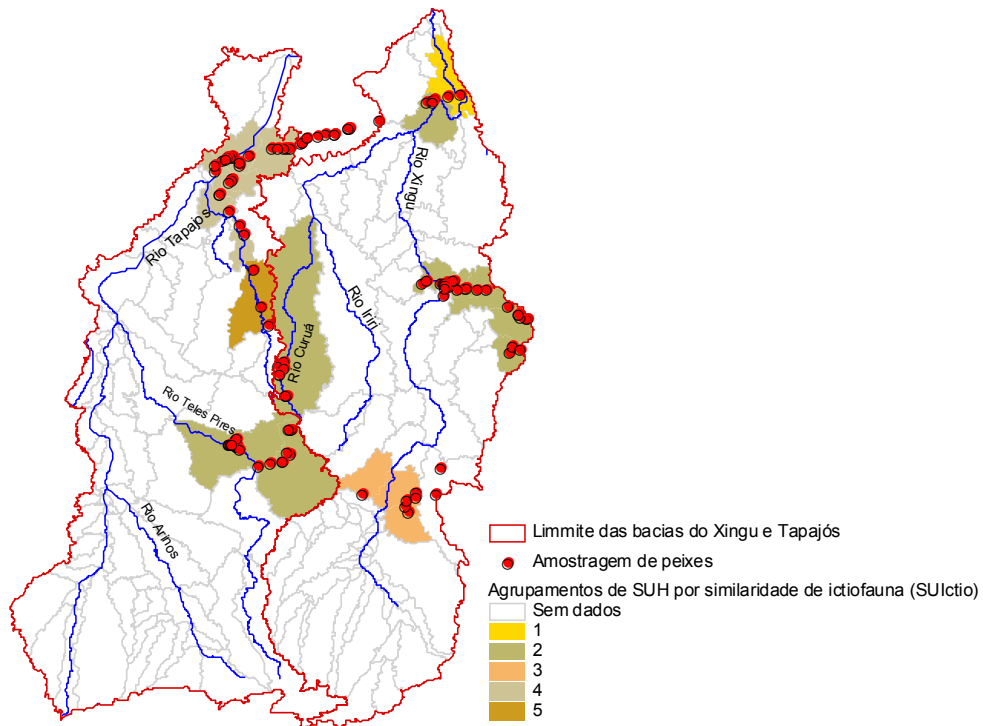


Figura 9-5. Mapa dos agrupamentos de SUHs da Ecorregião Aquática Xingu-Tapajós segundo similaridade de composição de espécies de peixes em igarapés (SUIctio).

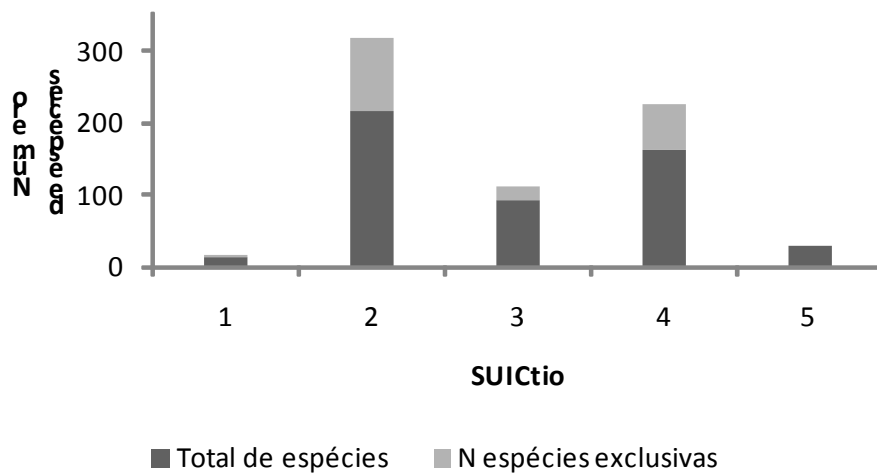


Figura 9-6. Proporção de espécies de peixes que ocorrem exclusivamente em cada SUIctio.

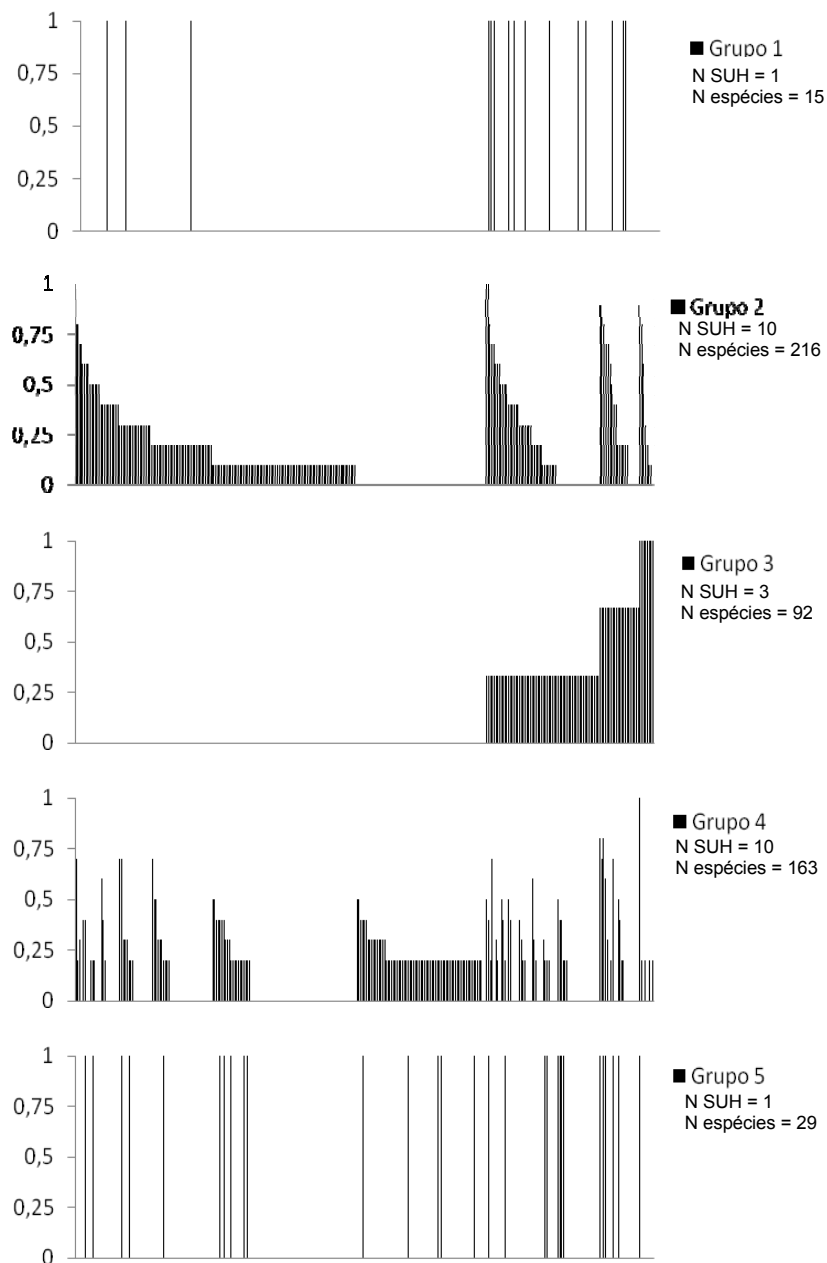


Figura 9-7. Frequência relativa de ocorrência das espécies nos cinco grupos de subunidades hidrográficas (SUHs) produzidos pela análise de similaridade de composição de espécies de peixes em igarapés. A seqüência de disposição das espécies na abscissa é igual nos cinco gráficos, permitindo observar as espécies exclusivas de cada grupo (ver Anexo IV).

9.3.3 Relação entre subunidades ecorregionais (SUEs) e ictiofauna

Os testes de correlação de Mantel indicaram ausência de correlação entre a matriz de ictiofauna e as matrizes de fisiografia *terrestre* ($r = 0.050$; $p = 0.23$) e *aquático-terrestre* ($r = 0.049$; $p = 0.25$). Porém, foi encontrada correlação fraca, mas significativa, com a matriz de fisiografia *aquática* ($r = 0.33$; $p = 0.0003$), indicando que as diferenças na composição de ictiofauna de igarapés possuem relação com as diferenças fisiográficas entre as SUHs.

A análise de similaridade média também indicou que, das três alternativas de subdivisão ecorregional baseadas em fisiografia, apenas aquelas que incluem atributos fisiográficos aquáticos produzem agrupamentos de SUHs consistentes em termos de composição de ictiofauna (Tabela 9-4). A consistência dos agrupamentos é indicada por valores significativos ($p < 0.05$) da Força de Classificação (FC), o que significa que a composição de espécies de peixes de igarapés é mais similar dentro de cada SUE do que entre elas. Entretanto, apesar de significativa, a FC é muito fraca, como indicado pelos baixos valores de FC, bem menores que um e próximos a zero.

Tabela 9-4. Resultado da Análise de Similaridade Média para as três alternativas de subdivisão ecorregional baseadas em fisiografia. W = similaridade média da ictiofauna dentro de cada SUE; B = similaridade média da ictiofauna entre SUE; FC = Força de Classificação = W - B.

Esquema de subdivisão ecorregional	W	B	FC	p
SUEs <i>Aquáticas</i>	0.195	0.128	0.067	< 0.0001
SUEs <i>Terrestres</i>	0.151	0.139	0.012	0.1338
SUEs <i>Aquático-Terrestre</i>	0.164	0.135	0.029	0.0098

9.4 Discussão

A tentativa de formar subunidades ecorregionais fisiográficas (SUEs) com base no agrupamento das Ottobacias produziu subunidades com áreas espacialmente disjuntas. Isso foi observado para qualquer das três alternativas metodológicas de constituição das SUEs, ou seja, com utilização apenas de atributos fisiográficos terrestres, apenas atributos associados à hidrografia, ou ambos. Por outro lado, as SUEs formadas com base em apenas quatro atributos associados à hidrografia (SUEs *aquáticas*) foram comparativamente mais consistentes do que as outras alternativas baseadas em atributos fisiográficos terrestres, o que é mais coerente e desejável do ponto de vista de refinamento da ecorregião.

Entretanto, para que SUEs tenham relevância ecológica, inclusive para fins de aplicação em conservação, é necessário que haja correlação com características da biodiversidade (Lyons, 1982; Hughes *et al.*, 1987; Gerritsen *et al.*, 2000; Jenerette *et al.*, 2002; Dauwalter *et al.*, 2008). Para a Ecorregião Aquática Xingu-Tapajós, os resultados mostraram uma fraca (ainda que significativa) relação das diferenças fisiográficas entre SUHs (Ottobacias) com as diferenças na composição de espécies de peixes entre essas mesmas SUHs. Além disso, os resultados da Força de Classificação (Van Sickle, 1997) mostraram que a similaridade da ictiofauna dentro das SUEs é muito baixa, ainda que as SUEs “aquáticas” sejam sustentadas estatisticamente. Uma das razões para essa baixa similaridade certamente é a grande quantidade de espécies que ocorreram apenas em um ou dois locais de amostragem (63,7 % das 317 espécies registradas em igarapés). Isto implica em uma diversidade beta (entre locais) extremamente elevada, mas também sugere a necessidade de um esforço amostral (número de locais amostrados) ainda mais elevado do que o realizado neste estudo (n = 56). O reflexo disso sobre os resultados é que, além da fraca correlação com a fisiografia das SUHs, parece haver pouca consistência geográfica nos agrupamentos de SUHs baseados na similaridade de espécies de peixes e mesmo das áreas de endemismo definidas pela APE (ver discussão adiante). Um eventual esforço adicional de amostragem na Ecorregião Aquática Xingu-Tapajós deve ser especialmente direcionado a representar cada SUH amostrada (sejam Ottobacias ou qualquer outro tipo de subunidade) com números similares de pontos de amostragem, bem como a amostrar números similares de SUHs dentro das SUEs.

A correlação fraca entre composição de espécies de peixe de igarapés e fisiografia aquática (e nenhuma correlação com fisiografia terrestre) parece contraditória com diversos estudos que mostram boa correlação de peixes de riachos com a fisiografia aquática e mesmo com a terrestre (Van Sickle & Hughes, 2000; Heino, 2001; Hughes *et al.*, 2006; entretanto veja Newall & Magnuson, 1999, e McCormick *et al.*, 2000). Diversos fatores podem ter contribuído para essa fraca correlação entre descritores fisiográficos aquáticos e ictiofauna.

Primeiramente, a utilização de subunidades hidrográficas definidas *a priori* (Ottobacias nível 4) como unidades espaciais de análise fisiográfica pode ser inadequada para definir subunidades ecorregionais aquáticas (SUEs) baseadas em fisiografia. A delimitação de Ottobacias (Pfafstetter, 1989) não leva em conta qualquer característica fisiográfica, exceto o divisor de águas. Logo, dentro dos limites de uma única Ottobacia podem existir condições fisiográficas muito diversas (Figura 9-8), o que dificulta o estabelecimento de relações estatísticas com dados de composição de espécies de peixes. Assim, dependendo do local exato onde forem obtidas as amostras dentro das

SUHs, a relação entre fisiografia e a composição de espécies de peixes pode ser mais fraca ou mais forte. Dessa forma, a escala em que foram realizadas as amostragens de peixes (trechos de igarapés) não é inteiramente compatível com a escala em que foram analisados os dados fisiográficos (Ottobacias). Esse aspecto está relacionado com a característica descontínua de rios (Poole, 2002). A descontinuidade de habitats, representada por variação nas características locais da geomorfologia fluvial ao longo dos rios, determina que a biota aquática responda a essas características de escala refinada. Por essa razão, a biota de um determinado segmento de rio não é necessariamente mais similar àquela de segmentos vizinhos, podendo ocorrer marcada descontinuidade dentro de um mesmo rio (Poole, 2002; Thorpe *et al.*, 2008). A característica descontínua do habitat ao longo dos rios impõe a necessidade de grande e planejado esforço amostral para caracterizar a biota fluvial em regiões extensas. Esse problema poderia ser contornado em estudos futuros, procurando-se realizar uma amostragem mais abrangente em cada Ottobacia, e definindo-se uma estratificação por fisiografia. Inevitavelmente, será necessário um grande esforço de campo sob condições logísticas adversas (grande extensão da bacia, poucas estradas e limitado acesso por navegação).

Outro fator envolve a dificuldade em obter descritores fisiográficos aquáticos para uma classificação de subunidades ecorregionais. Para ecorregiões terrestres, dispõe-se de dados espacializados para diversas variáveis (vegetação, geologia, relevo, etc.), os quais podem ser utilizados para identificação de subunidades terrestres em toda a superfície de uma ecorregião. Porém, o mesmo não ocorre com ambientes aquáticos. Quando muito, dispõe-se da malha hidrográfica, a qual pode ser usada como molde para extrair valores dos descritores terrestres que se sobrepõe aos segmentos de cursos d'água (procedimento utilizado neste trabalho). Essa é, entretanto, uma prática de alcance limitado, devido a inconsistências de georreferenciamento e escala de mapeamento dos dados em relação à malha hidrográfica mapeada.

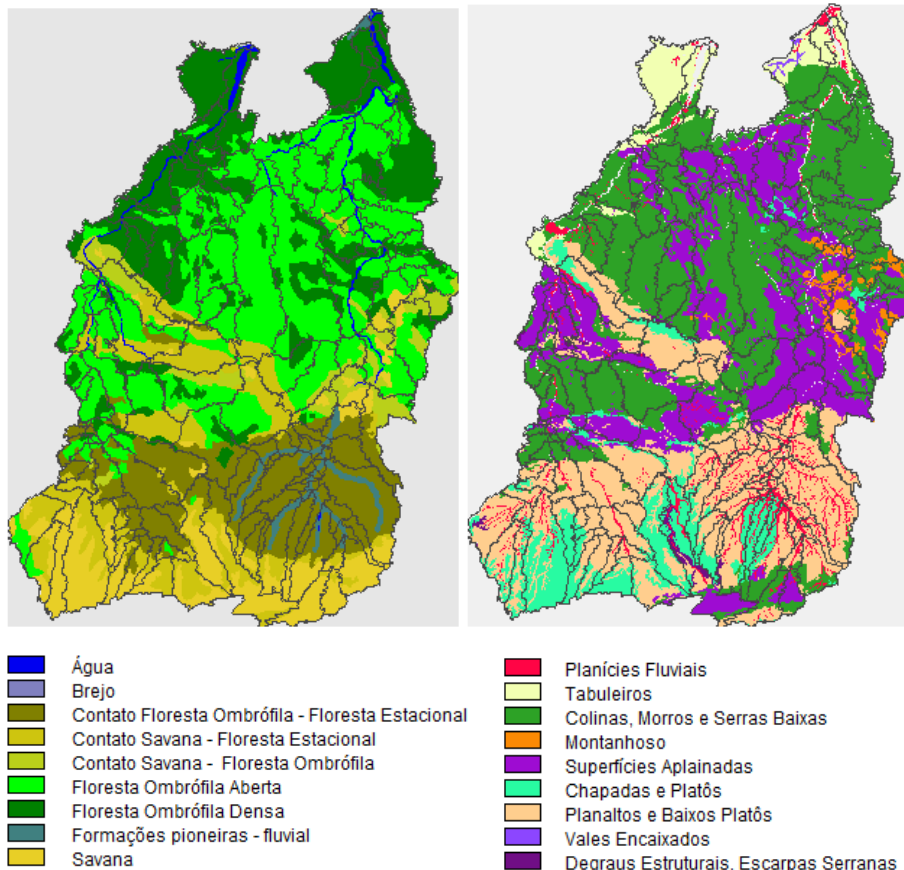


Figura 9-8. Sobreposição dos limites das subunidades hidrográficas (SUHs; Ottobacias nível 4) com diferentes atributos fisiográficos na Ecorregião Aquática Xingu-Tapajós. Observa-se que diversas SUHs apresentam mais de uma categoria de cada atributo em seu interior.

Descritores relacionados à hidrologia (Poff, 1997; Poff & Allan, 1995; Wagener *et al.*, 2007) seriam extremamente importantes para a caracterização de subunidades ecorregionais na Ecorregião Aquática Xingu-Tapajós. Esta Ecorregião abrange uma extensa área com regimes climáticos diferenciados (Apêndice 9.6), que certamente produzem regimes hidrológicos também distintos, e que por sua vez devem determinar diferenças na biota (Hoeinghaus *et al.*, 2003). Na Amazônia, a influência do regime hidrológico, de fato, parece ser um fator importante para determinar diferenças na composição de espécies da icitiofauna (Lowe-McConnel, 1987; Winemiller, 1996; Hoeinghaus *et al.*; 2003; Galacatos *et al.*, 2004). Certamente a dinâmica hidrológica de

riachos sob influência da planície de inundação difere daquela de riachos de áreas de planalto ou serranas, determinando regimes de perturbação hidrológica (Stanley *et al.*, 2010) particulares e biotas distintas entre esses ambientes (Matthews, 1998; Suárez & Petrere Jr., 2007; Teresa & Romero, 2010). Além disso, é possível que haja um papel mais relevante das interações biológicas (movimentos das espécies migradoras, relações predador-presa) na organização das comunidades (Pavanelli & Caramaschi, 2003; Hoeninghaus *et al.*, 2004; Suárez & Petrere Jr., 2007) em comparação com a influência de características físicas de hábitat, apontadas como decisivas em ambientes temperados do Hemisfério Norte (Hughes *et al.*, 2006).

Uma forma alternativa de examinar a adequação das SUEs *aquáticas* é compará-las com as áreas de endemismo indicadas pela Análise de Parcimônia de Endemismo (APE) realizada por Buckup *et al.* (Capítulo 7, neste volume). A inspeção visual da Figura 9-9 indica que a APE gerou um resultado relativamente distinto da análise de similaridade. Embora o número de agrupamentos de SUHs seja semelhante (7 por endemismo x 6 por similaridade), a coincidência espacial e composição dos grupos é pouco consistente. Isto demonstra que há um sinal biogeográfico não evidenciado pela análise da similaridade taxonômica simples (Jaccard). Quando os resultados de ambas abordagens, APE (Figura 9-9a) e similaridade (Figura 9-9c) são comparados com o mapa de SUEs fisiográficas, pode-se dizer que as áreas geradas pela APE parecem sutilmente mais adequadas. O resultado da APE, mostra que há consistência entre as áreas 1, 2 e 7 e as SUEs 1, 4 e 5, respectivamente. A SUE 3, porém inclui SUHs de pelo menos quatro diferentes áreas de endemismo, o que insere certa dose de inconsistência entre endemismo e SUE. Quanto ao resultado da análise de similaridade, há consistência das SUHs 3, 4 com as SUEs 4, 3, respectivamente, sendo que nenhuma SUE inclui mais do que três SUHs. As demais subunidades, tanto de endemismo como de similaridade, estão incluídas em pelo menos duas SUEs ou vice-versa.

Os resultados da APE (ver cladograma na Figura 7-3 em Buckup *et al.*, Capítulo 7, neste volume) e também da análise de similaridade (Figura 9-9c), indicam que, em certas regiões há uma relação muito próxima entre as ictiofaunas da bacias do Xingu e do Tapajós. Isto parece sustentar a unidade da Ecorregião Aquática Xingu-Tapajós, embora por outro lado implique na existência de uma complexidade biogeográfica que ainda deve ser esclarecida. A Ecorregião Aquática Xingu-Tapajós apresenta portanto relativa sustentação interna em termos de ictiofauna, já além do que foi exposto, cerca de 30 % das 336 espécies de peixe amostradas em igarapés ocorrem tanto na bacia do Xingu como na do Tapajós.

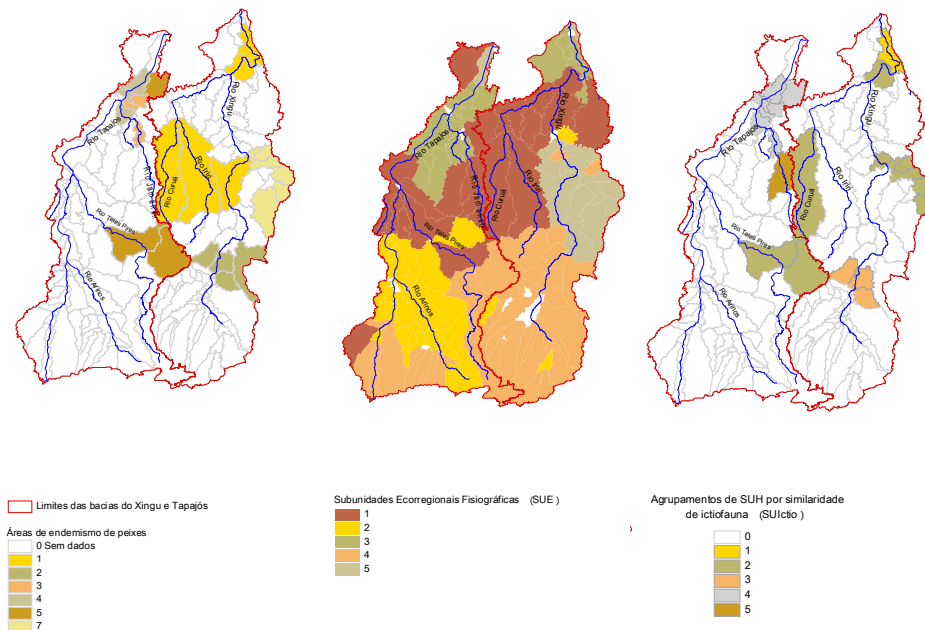


Figura 9-9. (a) Áreas de endemismo de peixes geradas pela Análise de Parcimônia de Endemismo (Buckup *et al.*, Capítulo 7, neste volume), (b) subunidades ecorregionais fisiográficas “aquáticas” e (c) subunidades baseadas em similaridade da composição de espécies de peixes em igarapés. Diferenças quanto às SUH analisadas em (a) e (c) devem-se ao fato de que em (c) apenas amostras padronizadas em igarapés foram analisadas.

Em síntese, pode-se dizer que o delineamento de subunidades ecorregionais com base na fisiografia de Ottobacias nível 4 é frágil, pois não apresenta relação forte com a ictiofauna de igarapés. Ainda assim, dentre as três alternativas de refinamento, as SUEs baseadas em descritores associados à hidrografia foi a que mostrou melhor resultado, indicando pelo menos cinco subunidades ecorregionais. Em função da fragilidade da relação das SUEs com a ictiofauna, estas subunidades requerem mais estudos antes que possam ser consideradas válidas. Estes estudos incluem (a) a obtenção de dados de campo representativos de maior número de locais e de subunidades ecorregionais básicas (Ottobacias, no presente trabalho), (b) teste de diferentes esquemas de delimitação de subunidades ecorregionais básicas (diferentes do sistema de Ottobacias), (c) busca de descritores fisiográficos diferentes dos aqui utilizados ou que sejam mapeados em escala mais refinada, para fins de associação com a malha hidrográfica, (d) utilização de descritores ou tipologias hidrológicas que caracterizem as unidades ecorregionais básicas, (e) incorporação de conceitos ecológicos de rios às metodologias

de compartimentalização ecorregional (Townsend, 1996; Benda *et al.*, 2004; Higgins, 2005; Thorp *et al.*, 2008) e (e) complementação dos dados de ictiofauna a partir da revisão de material depositado em coleções ictiológicas. Para o aperfeiçoamento do delineamento, é necessária a expansão do número de locais amostrados em todas as SUEs. As SUEs *aquáticas* 1 e 4 abrangem áreas extensas e certamente requerem refinamento, tanto da análise fisiográfica (teste de outros descritores ou melhores mapeamentos) como da análise de ictiofauna (amostragem de maior número de locais e SUHs). É provável que, se forem inseridas amostras adequadas da ictiofauna de cabeceiras das bacias do Xingu e do Tapajós, encontremos padrões distintos de composição de espécies de peixes.

Deve-se destacar ainda a grande variabilidade de composição de espécies entre igarapés e SUHs, evidenciada pelo elevado número de espécies raras nas amostras. Esta característica implica que a tarefa de delineamento de subunidades ecorregionais é inevitavelmente complexa, especialmente quando se espera que tais subunidades tenham sustentação ecológica suficiente para servir como base para gestão aplicada à conservação de biodiversidade. A variabilidade na composição da ictiofauna observada entre SUHs sugere que não há como conservar uma parcela razoável das espécies de peixes de igarapés amazônicos através de um pequeno número de áreas protegidas. Pelo contrário, essa variabilidade aponta para uma estratégia que, além das unidades de conservação, busque garantir a integridade ambiental de forma mais generalizada dentro da Ecorregião como um todo. Esse fato é especialmente relevante já que há potencial para construção de pelo menos 15 usinas hidrelétricas (UHEs) na bacia do rio Tapajós, além da UHE de Belo Monte no Xingu (SIGEL, Ministério de Minas e Energia, <http://sigel.aneel.gov.br/brasil/viewer.htm>, consulta em 13 de agosto de 2010).

9.5 Literatura citada

- Abell, R.; Thieme, M.; Revenga, C.; Bryer, M.; Kottelat, M.; Bogutskaya, N.; Coad, B.; Mandrak, N.; Contreras-Balderas, S.; Bussing, W.; Stiassny, M.L.J.; Skelton, P.; Allen, G.R.; Unmack, P.; Naseka, A.; Ng., R.; Sindorf, N.; Robertson, J.; Armijo, E.; Higgins, J.; Heibel, T.J.; Wikramanayake, E.; Olson, D.; Lopez, H.L.; Reis, R.E.; Lundberg, J.G.; Sabaj Perez, M.H.; Petry, P. 2008. Freshwater Ecoregions of the World: A new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation *BioScience* 58:403-414.
- Allan, J.D. & Johnson, L.B. 1997. Catchment-scale analysis of aquatic ecosystems. *Freshwater Biology* 37:107-111.

- ANA (Agência Nacional de Águas). 2011. Ottobacias. Disponível em <http://www.ana.gov.br/bibliotecavirtual/ottobacias.asp>. Acessado em 08/04/2011.
- Benda, L. E.; Poff, N. L.; Miller, D.; Dunne, T.; Reeves, G.; Pess, G.; Pollack, M. 2004. The network dynamics hypothesis: how channel networks structure riverine habitats. *BioScience* 54:413–427.
- Crowley, J.M. 1967. Biogeography. *Canadian Geographer* 11:312-326.
- Dauwalter, D.C.; Splinter, D.K.; Fisher, W.L.; Marston, R.A. 2008. Biogeography, ecoregions, and geomorphology affect fish species composition in streams of eastern Oklahoma, USA. *Environmental Biology of Fishes* 82:237-249.
- Fielding, A. H. & Bell, J. F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/ absence models. *Environm. Cons.* 24 (1):38–49.
- Frissell, C.A.; Liss, W.J.; Warren, C.E.; Hurley, M.D. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environ. Manag.* 10:199-214.
- Galacatos, K.; Barriga-Salazar, R.; Stewart, D.J. 2004. Seasonal and habitat influences on fish communities within the lower Yasuni River basin of the Ecuadorian Amazon. *Environmental Biology of Fishes* 71:33–51.
- Gerritsen, J.; Barbour, M.T.; King, K. 2000. Apples, oranges, and ecoregions: on determining pattern in aquatic assemblages. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 19(3):487–496
- Gower, J.C. 1971. A general coefficient of similarity and some of its properties. *Biometrics* 27:857-874.
- Growns, I. & West, G. 2008. Classification of aquatic bioregions through the use of distributional modeling of freshwater fish. *Ecological Modelling* 217:79-86.
- Heino, J. 2001. Regional gradient analysis of freshwater biota: Do similar biogeographic patterns exist among multiple taxonomic groups? *J. Biogeogr.* 28:69–76.
- Higgings, J.V.; Bryer, M.T.; Khoury, M.L.; Fitzhugh, T.W. 2005. A freshwater classification approach for biodiversity conservation planning. *Conservation Biology* 19:432–445.
- Hijmans, R.J.; Cameron, S.E; Parra, J.L.; Jones. P.G.; Jarvis, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25:1965-1978.
- Hoeinghaus, D.J.; Layman, C.A.; Arrington, D.A.; Winemiller, K.O. 2003. Spatio-temporal variation in fish assemblage structure in tropical floodplain creeks. *Environmental Biology of Fishes* 67:379-387.
- Hoeinghaus, D. J.; Winemiller, K.O.; Taphorn, D.C. 2004. Compositional change in fish assemblages along the Andean piedmont – Lhanos floodplain gradient of the río Portuguesa, Venezuela. *Neotropical Ichthyology* 2(2):85-92.

- Hughes, R.M.; Rexstad, E.; Bond, C.E. 1987. The relationship of aquatic ecoregions, river basins, and physiographic provinces to the ichthyogeographic regions of Oregon. *Copeia* 1987(2):423-432.
- Hughes, R.M.; Wang, L.; Seelbach, P.W. (Eds.) 2006. *Landscape Influences on Stream Habitats and Biological Assemblages*. Bethesda, American Fisheries Society. 697p.
- Jenerette, G. D.; Lee, J.; Waller, D.W.; Carlson, R. E. 2002. Multivariate analysis of the ecoregion delineation for aquatic systems. *Environmental Management* 29:67-75.
- Legendre, P & Legendre, L. 1998. *Numerical ecology*. 2nd English edition. Amsterdam, Elsevier Science BV. 853 p.
- Lowe-McConnell, R.H. 1987. *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge. Cambridge University Press. 382p.
- Lyons, J. 1982. Correspondence between the distribution of fish assemblages in Wisconsin streams and Omernik's ecoregions. *Am. Midl. Nat.* 122:163-182
- Matthews, W.J. 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*. Chapman & Hall & International Thompson Publishing. 756 p.
- McCormick, F. H., Peck, D. V., Larsen, D. P. 2000. Comparison of geographic classification schemes for Mid-Atlantic stream fish assemblages. *Journal of the North American Benthological Society* 2000 19:385-404.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2007. *Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros*. Brasília, MMA/SBF. 348p.
- Newall, P.R. & Magnuson, J.J. 1999. The importance of ecoregion versus drainage area on fish distributions in the St. Croix River and its Wisconsin tributaries. *Environmental Biology of Fishes* 55:245-254.
- O'Neill, R.V.; DeAngelis, D.L.; Allen, T.F.H.; Waide, J.B. 1986. *A hierarchical concept of ecosystems*. Princeton, Princeton University Press. 262p. (Monographs in Population Biology 23.)
- Omernik, J.M. 1987. Ecoregions of the conterminous United States. *Ann. Assoc. Am. Geogr* 77:118-125.
- Pavanelli, C.S. & Caramaschi, E.P. 2003. Temporal and Spatial distribution of the ichthyofauna in two streams of the upper rio Paraná Basin. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 46:271-280.
- Pfafstetter, O. 1989. *Classificação de Bacias Hidrográficas – Metodologia de Codificação*. Rio de Janeiro, DNOS. 19 p.
- Pillar, V.D. 2006. *MULTIV; Multivariate Exploratory Analysis, Randomization Testing and Bootstrap Resampling. User's Guide v. 2.4*. 51 p.

- Pillar, V.D. 1999. How sharp are classifications? *Ecology* 80:2508-2516.
- Poff, N.L. 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *J. North Am. Benthol. Soc.* 16:391-409.
- Poff, N.L. & Allan, J.D. 1995. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology* 76:606-627.
- Poole, G.C. 2002. Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. *Freshw Biol* 47(4):641-660.
- Snelder, T.H.; Dey, K.L.; Leathwick, J.R. 2007. A procedure for making optimal selection of input variables for multivariate environmental classifications. *Conserv Biol.* 21(2):365-75.
- Stanley, E.H.; Powers, S.M.; Lottig, N.R. 2010. The evolving legacy of disturbance in stream ecology: concepts, contributions, and coming challenges. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 29(1):67-83.
- Suárez, Y.R. & Petreire Jr, M. 2007. Environmental factors predicting fish community structure in two neotropical rivers in Brazil. *Neotropical Ichthyology* 5(1):61-68.
- Teresa, F.B. & Romero, R.M. 2010. Influence of the riparian zone phytophysiognomies on the longitudinal distribution of fishes: evidence from a Brazilian savanna stream. *Neotropical Ichthyology* 8(1):163-170.
- Thorp, J.H.; Thoms, M.C.; DeLong, M.D. 2008. *The riverine ecosystem synthesis.* Boston, Academic Press. 208p.
- Townsend, C.R. 1996. Concepts in river ecology: pattern and process in the catchment hierarchy. *Archiv für Hydrobiologie* 113 (Suppl.):3-21.
- Van Sickle, J. 1997. Using mean similarity dendrograms to evaluate classifications. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 2:370-388.
- Van Sickle, J. & Hughes, R.M. 2000. Classification strengths of ecoregions, catchments, and geographic clusters for aquatic vertebrates in Oregon. *Journal of the North American Benthological Society* 19:370-384.
- Wagener, T.; Sivapalan, M.; Troch, P.; Woods, R. 2007. Catchment classification and hydrologic similarity. *Geography Compass* 1(4):901.
- Winemiller, K.O. 1996. Dynamic diversity in fish assemblages of tropical rivers. p. 99-132. *In: M.L. Cody & J.A. Smallwood (ed.) Long-term studies of vertebrate communities.* Orlando, Academic Press. 597p.
- Zhou, B. & Zheng, B. 2008. Research on aquatic ecoregions for lakes and reservoirs in China. *Environ Monit Assess* 147:339-350.

9.6 Apêndice: Análise de componentes principais para definição dos descritores climáticos das SUEs na Ecorregião Aquática Xingu-Tapajós

As variáveis climáticas utilizadas (Tabela 9-5) representam tendências calculadas a partir de dados do período aproximado de 1950 a 2000, extrapolados para praticamente toda a superfície da Terra. Detalhes sobre o método de obtenção destes dados e sobre as variáveis podem ser obtidos em Hijmans *et al.* (2005). Os dados podem ser obtidos livremente na internet (<http://www.worldclim.org/>). Na Tabela 9-6 pode-se observar as características climáticas gerais da Ecorregião Aquática Xingu-Tapajós, segundo os dados de Hijmans *et al.* (2005).

A Análise de Componentes Principais indicou que 75,8 % da variabilidade climática da Ecorregião Aquática Xingu-Tapajós pode ser explicada pelos dois primeiros componentes principais. Segundo as correlações das variáveis com cada componente (Tabela 9-7), o primeiro componente principal (CP1) é indicador de um gradiente geográfico de variação sazonal de temperatura e precipitação e de temperatura e precipitação no inverno, podendo ser resumido como um gradiente norte-sul desde condições climáticas de pouco variabilidade sazonal e alta precipitação no inverno (Norte, Amazônia) até condições mais sazonais e de baixa precipitação no inverno (Sul, Cerrado) (Figura 9-10). O componente principal CP2 mostra um gradiente secundário, com valores positivos elevados para regiões mais quentes e chuvosas, principalmente no verão.

Tabela 9-5. Variáveis climáticas utilizadas na Análise de Componentes Principais.

Variável climática original	Descrição
BIO 4	Sazonalidade de temperatura (100*desvio padrão)
BIO 5	Temperatura máxima no mês mais quente (10*°C)
BIO 6	Temperatura mínima no mês mais frio (10*°C)
BIO 12	Precipitação anual (mm)
BIO 15	Sazonalidade da precipitação (coeficiente de variação)
BIO 16	Precipitação no trimestre mais úmido
BIO 17	Precipitação no trimestre mais seco
BIO 18	Precipitação no trimestre mais quente
BIO 19	Precipitação no trimestre mais frio

Tabela 9-6. Características climáticas da Ecorregião Aquática Xingu-Tapajós (ver Hijmans *et al.*, 2005; dados disponíveis em <http://www.worldclim.org/>).

Variável	Mínimo	Máximo	Média	Amplitude	Desvio Padrão
Temperatura média anual (°C)	20,7	27,5	25,1	6,8	8,79
Desvio padrão da temperatura mensal	2,01	15,56	6,18	13,55	2,45
Precipitação no trimestre mais frio (mm)	27	1261	414,1	1234	422,71

Tabela 9-7. Correlações das variáveis climáticas com os dois primeiros eixos resultantes da Análise de Componentes Principais na Ecorregião Aquática Xingu-Tapajós.

Variável climática	CP1 (47,2 %)	CP2 (28,7 %)
Sazonalidade de temperatura (100*desvio padrão)	0.76	-0.31
Temperatura máxima no mês mais quente (10*°C)	0.34	0.77
Temperatura mínima no mês mais frio (10*°C)	-0.91	0.01
Precipitação anual (mm)	-0.25	0.93
Sazonalidade da precipitação (coeficiente de variação)	0.88	-0.13
Precipitação no trimestre mais úmido	0.12	0.91
Precipitação no trimestre mais seco	-0.91	-0.07
Precipitação no trimestre mais quente	0.61	0.39
Precipitação no trimestre mais frio	-0.81	0.10

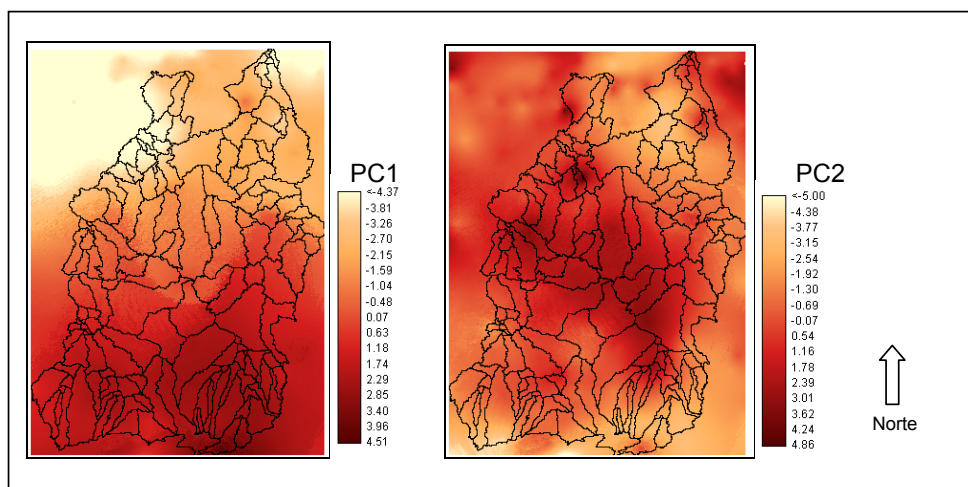


Figura 9-10. Espacialização dos primeiros dois componentes principais na Ecorregião Aquática Xingu-Tapajós, evidenciando os gradientes de sazonalidade climática (PC1) e de temperatura e precipitação no verão sobrepostos à divisão em SUHs (Ottobacias nível 4).