

Universidade Federal de São Carlos
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

**Avaliação da integridade de córregos a
partir das características da paisagem: teste
do protocolo WHEBIP para uma região
tropical**

Adriana Helena Catojo Pires

Orientador: Prof. Dr. Marcel Okamoto Tanaka

São Carlos - SP

2013

Universidade Federal de São Carlos
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

**Avaliação da integridade de córregos a
partir das características da paisagem: teste
do protocolo WHEBIP para uma região
tropical**

Adriana Helena Catojo Pires

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de mestre em Ecologia e Recursos Naturais

São Carlos - SP

2013

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária da UFSCar**

P667ai

Pires, Adriana Helena Catojo.

Avaliação da integridade de córregos a partir das características da paisagem : teste do protocolo WHEBIP para uma região tropical / Adriana Helena Catojo Pires. -- São Carlos : UFSCar, 2013.
68 f.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2013.

1. Ecologia. 2. Ecossistemas Aquáticos. 3. Decomposição foliar. 4. Macroinvertebrados aquáticos. I. Título.

CDD: 574.5 (20ª)

Adriana Helena Catojo Pires

Dissertação apresentada à Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 29 de agosto de 2013

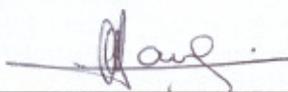
BANCA EXAMINADORA

Presidente



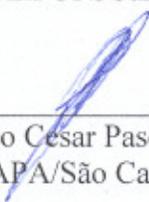
Prof. Dr. Marcel Okamoto Tanaka
(Orientador)

1º Examinador



Prof. Dr. Frederico Yuri Hanai
PPGCAm/UFSCar

2º Examinador



Prof. Dr. Julio Cesar Pascale Palhares
EMBRAPA/São Carlos-SP

Dedico aos meus pais

Agradecimentos

Agradeço ao meu orientador, Prof. Dr. Marcel Okamoto Tanaka, pela oportunidade, orientação e paciência durante esses dois anos do mestrado.

Aos membros da banca do exame de qualificação, Profs. Drs. Odete Rocha, Frederico Yuri Hanai e Luciano Elsinor Lopes pelas valiosas sugestões.

Aos membros da banca de defesa de Mestrado, Prof. Dr. Frederico Yuri Hanai e Dr. Julio César Pascale Palhares pelas contribuições ao trabalho.

Ao Prof. Dr. Reuben Goforth, autor do protocolo que utilizo neste trabalho, por ter me respondido sempre tão solícitamente, tirado as minhas dúvidas e pelo interesse neste trabalho.

Aos técnicos Osmar de Almeida, Maristela Imatomi e Alexandre Kannebley de Oliveira pela ajuda nos laboratórios e ao técnico Luis Aparecido Joaquim pela ajuda no trabalho de campo.

À Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais, ao Sindicato Rural de São Carlos e à Agropecuária Santa Luzia, especialmente nas pessoas do Eng. Victor Emmanuel Giglio Ferreira, Eng. Agrônomo Eunizio Malagutti e Sr. Valter Monzani, pela ajuda enquanto eu ainda procurava a área de estudo.

Aos administradores e proprietários das Fazendas Santa Maria do Monjolinho e EMBRAPA Pecuária Sudeste (Fazenda Canchim), nas quais realizei o trabalho, especialmente: Sr. Décio Malta Campos, César Antonio Cordeiro e também ao Sr. Antonio Luiz Procópio de Araújo, proprietário da Fazenda Santa Maria, uma das quais visitei para definir a área de estudo.

Aos colegas Dani, Roger, Cris e Bia, Gustavo e Luciene por me ajudarem tanto e tão solícitamente e aos amigos de sempre, Muri, Ju, Mari, Neto, Bruna, Isa, Lívia, Ana Elisa, Alice, Dani, Mari, Sara e Su pela amizade, convivência, distrações proporcionadas e por me aguentarem falar deste projeto por todo esse tempo.

Aos meus pais, Adriana e Salatiel e ao meu irmão, Rodolfo por tudo.

Ao Victor pela amizade, carinho, paciência e infinita ajuda desde a graduação.

Finalmente, ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais – PPG-ERN UFSCar e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq pela bolsa de mestrado.

Resumo

Os sistemas lóticos são extremamente influenciados pela paisagem através da qual fluem, e as transformações na paisagem são a principal ameaça à sua integridade ecológica. Avaliar a “saúde” ecológica dos sistemas lóticos é fundamental e de grande importância para o manejo dos recursos hídricos em todo o mundo. Neste estudo, avaliamos a integridade de córregos no sudeste brasileiro utilizando o protocolo WHEBIP (Watershed Habitat Evaluation and Biotic Integrity Protocol), que combina informações sobre a cobertura de vegetação ripária, geomorfologia, cobertura da terra e atividades humanas para avaliar as características físicas da sub-bacia e estimar a integridade de córregos. Comparamos esse protocolo com o protocolo RCE (Riparian, Channel and Environmental), já bastante utilizado em regiões tropicais, para avaliação física direta dos córregos. Como medida da integridade funcional dos córregos, estimamos a taxa de decomposição foliar, importante processo nos sistemas lóticos. Além disso, triamos e identificamos os macroinvertebrados que colonizaram as folhas referentes ao 2º e ao 28º dias do experimento de decomposição e calculamos métricas de qualidade ambiental relacionadas às comunidades desses organismos, para testar sua relação com o WHEBIP. Os protocolos WHEBIP e RCE foram significativamente correlacionados entre si, havendo maior diferenciação entre os córregos principalmente quando o RCE foi alto. Possivelmente o WHEBIP, por incorporar variáveis espaciais em uma escala maior na paisagem, diferencia melhor esses córregos. Nenhum dos protocolos testados apresentou correlação com as taxas de decomposição. No entanto, ao calcularmos a variação das taxas de decomposição (erro padrão), observamos uma relação positiva com o protocolo WHEBIP. Assim, agrupamos as métricas do protocolo WHEBIP em uma Análise de Componentes Principais (PCA), observando tendência a uma correlação significativa entre a variação das taxas de decomposição e o primeiro Eixo da PCA, o que indica que o aumento da cobertura florestal na microbacia poderia reduzir a variação nas taxas de decomposição foliar nos córregos. O WHEBIP e o RCE não apresentaram correlações com as métricas de qualidade ambiental relacionadas às comunidades de macroinvertebrados. Mas ao testarmos a hipótese de que os maiores valores do WHEBIP diminuiriam a variação das taxas de decomposição devido a maior estabilidade das comunidades de macroinvertebrados, encontramos uma correlação significativa ao retirarmos um dos córregos das análises. Esse córrego diferenciava-se

bastante do restante, pois mesmo obtendo baixo valor no protocolo WHEBIP, apresentou uma baixa diferenciação entre as comunidades, devido à dominância de alguns táxons nos dias analisados. Este é o primeiro trabalho para os trópicos que relaciona a variação nas taxas de decomposição foliar nos córregos e a cobertura florestal das microbacias em que estão inseridos. Nossos resultados sugerem que o protocolo WHEBIP pode ser utilizado para avaliar a integridade de córregos em regiões tropicais. Esse protocolo apresentou relações significativas com a variação nas taxas de decomposição, que pode vir a ser uma métrica interessante para o uso em monitoramento, e com a estabilidade da comunidade de macroinvertebrados, que é maior em córregos menos impactados, conforme sugerido por outros estudos.

Palavras-chave: WHEBIP, RCE, integridade de córregos, decomposição foliar, macroinvertebrados, SIG.

Abstract

Lotic systems are highly influenced by the landscape through which they flow, and changes in the landscape are the main threat to their ecological integrity. Evaluating the ecological "health" of lotic systems is essential and of great importance to the management of water resources worldwide. In this study, we evaluated the integrity of streams in southeastern Brazil using the protocol WHEBIP (Watershed Habitat Evaluation and Biotic Integrity Protocol), which combines information about the coverage of riparian vegetation, geomorphology, land cover and human activities to assess the physical characteristics of the sub-basin and to evaluate the integrity of streams. We compared this protocol with the protocol RCE (Riparian, Channel and Environmental), already widely used in tropical regions, to directly assess stream physical condition. As a measure of the functional integrity of streams, we estimated leaf breakdown rates, an important process in lotic systems. Furthermore, we sorted and identified the macroinvertebrates that colonized leaves in the 2nd and 28th days of the decomposition experiment and calculated environmental quality metrics related to these communities to test their relationship with WHEBIP. The protocols WHEBIP and RCE were significantly correlated to each other, with greater differentiation among streams especially when RCE was high. Possibly, the WHEBIP, by incorporating spatial variables on a large scale in the landscape, best differentiates these streams. None of the protocols tested were correlated with leaf breakdown rates. However, when calculating variation of decay rates (standard error), we observed a positive relationship with the protocol WHEBIP. Thus, we grouped the metrics of the protocol WHEBIP in a Principal Component Analysis (PCA), noting the trend to a significant correlation between changes in leaf breakdown rates and the first axis of the PCA, which indicates that the increase of forest cover in the microbasin could reduce variation in leaf breakdown rates in streams. The WHEBIP and RCE showed no correlation with the environmental quality metrics related to macroinvertebrate communities. But we tested the hypothesis that higher values of WHEBIP decreases the variation in leaf breakdown rates due to higher stability of macroinvertebrate communities, we found a significant correlation to withdraw one of the streams of the analysis. This stream differed greatly from the rest, because even getting down in value in WHEBIP, showed a differentiation between communities, due to the dominance of certain taxa in the days analyzed. This is

the first study in the tropics that relates the variation in leaf breakdown rates in streams and forest cover of the microbasin within they are inserted. Our results suggest that WHEBIP protocol can be used to assess the integrity of streams in tropical regions. This protocol showed significant relationships with the variation in leaf breakdown rates, which may prove to be an interesting metric for use in monitoring, and the stability of the macroinvertebrate community, which is greater in less impacted streams, as suggested by other studies.

Keywords: WHEBIP, RCE, stream integrity, leaf breakdown, macroinvertebrates, SIG.

Lista de Ilustrações

Figura 1: Localização da área de estudo. As microbacias estudadas localizam-se na EMBRAPA (números 1 a 5), na Fazenda Santa Maria (6 e 7) e na UFSCar (8 e 9), todas no interior do município de São Carlos.....	13
Figura 2: Folhas de <i>Cecropia pachystachya</i> a) Material seco em estufa; b) Material seco já colocado nos sacos de nylon de malha grossa. Fotos: Pires, A.H.C. (2012).....	16
Figura 3: a) Conjunto de amostras instalado em um dos pontos do córrego 5; b) Amostra retirada do córrego e colocada em saco plástico com formaldeído 4%. Fotos: Pires, A.H.C. (2012).....	17
Figura 4: a) Correlação obtida entre a classificação dos córregos pelo WHEBIP e pelo RCE. b) Curva logarítmica obtida pela correlação entre a classificação dos córregos pelo WHEBIP e pelo RCE.....	22
Figura 5: Curvas de decomposição estimadas para os nove córregos (C1 a C9) estudados no município de São Carlos, SP. Os pontos indicam os valores médios de amostragem em cada dia e a curva é o modelo não-linear ajustado.....	24
Figura 6: Amostras predadas por animais silvestres a) Fora e b) Dentro do córrego. c) Pegadas de animal silvestre próximas à margem do córrego 4. Fotos: Pires, A.H.C. (2012).....	25
Figura 7: a) Eixos 1 e 2 da análise PCA realizada para a pontuação final do protocolo WHEBIP das métricas 1 a 12 (<i>met1</i> a <i>met12</i>) para cada córrego; b) Eixos 1 e 3 da análise PCA realizada para a pontuação final do protocolo WHEBIP.....	27
Figura 8: Relações encontradas entre: a) o WHEBIP e as taxas de decomposição (k); b) o RCE e as taxas de decomposição (k); c) o WHEBIP e a variação nas taxas de decomposição (SEk) e d) o RCE e a variação nas taxas de decomposição (SEk).....	28
Figura 9: Diferenciação entre as comunidades de macroinvertebrados coletadas no dia 2 e dia 28 de amostragem, calculada usando-se o índice de similaridade de Horn. a) Análise com todos os córregos; b) Exclusão do córrego 5 das análises.....	29

Lista de Tabelas

Tabela 1: Pontuações obtidas de acordo com as métricas usadas no cálculo do WHEBIP e pontuação total do protocolo WHEBIP para os córregos estudados (C1 a C9). As classes determinadas por cada índice também estão indicadas (R = regular; B = bom; MB = muito bom; E = excelente).....	20
Tabela 2: Pontuações obtidas para cada métrica e total do protocolo RCE modificado para os córregos estudados (C1 a C9). A pontuação de cada métrica é a média aproximada para cada um dos três pontos nos quais o RCE foi observado. As classes determinadas para o protocolo também estão indicadas (R = regular; B = bom; MB = muito bom; E = excelente).....	21
Tabela 3: Tipos de uso e cobertura da terra das microbacias dos córregos estudados (C1 a C9) e respectivas porcentagens em cada microbacia (os usos e cobertura da terra dos córregos 6 e 7 referem-se às suas interbacias e não a microbacia inteira). (Água = Água; Agricultura = Agric.; Árvores esparsas = ÁrvEsp.; Estradas = Estr.; Infraestrutura Rural = IERural; Pastagem = Pastagem; Pastagem com Nativas = PastNat.; Silvicultura = Silv.; Solo Exposto = SoloExp.; Vegetação Nativa = VegNat.; Vegetação Nativa em Regeneração = NatReg.).....	23
Tabela 4: Massa inicial (Y_0), taxa de decomposição (k), variação na taxa de decomposição (SE) e coeficiente de determinação (r^2) obtidos para cada córrego.....	23
Tabela 5: Resultados da Análise PCA realizada para a pontuação final do protocolo WHEBIP.....	26
Tabela 6: Coeficientes padronizados e resultados das análises dos modelos autoregressivos simultâneos (SAR), relacionando características das comunidades de macroinvertebrados ao WHEBIP e ao RCE.....	29

Sumário

Introdução.....	08
Materiais e Métodos.....	12
Localização da Área de Estudo.....	12
Análise ambiental e da paisagem.....	14
Análise da decomposição foliar.....	16
Análise da colonização foliar por macroinvertebrados.....	17
Análise dos dados.....	18
Resultados.....	19
Discussão.....	30
Considerações Finais.....	34
Referências Bibliográficas.....	36
Apêndice.....	45

1. Introdução

A água desempenha papel central na história humana, principalmente por meio do seu padrão de ocupação, determinando rotas de transporte, assentamentos e formas do uso da terra (Sedell et al., 2000). Entretanto, o desenvolvimento e o crescimento da população representam graves ameaças a qualidade e quantidade dos recursos hídricos, especialmente devido à alteração das paisagens naturais (Ernest, 2004).

Embora os rios tragam inúmeros benefícios a nossa sociedade, no último século esses ecossistemas têm sido alterados drasticamente (Karr, 1999). Os rios e córregos, por sua natureza linear e estreita, são extremamente influenciados pela paisagem através da qual fluem (Hynes, 1975; Vannote et al., 1980; Townsend et al., 2006). Provavelmente, as transformações na paisagem são as ameaças mais comuns e potentes aos sistemas lóticos (Allan e Flecker, 1993) e é crescente o reconhecimento de que essas alterações são a principal ameaça à sua integridade ecológica (Allan, 2004). Em suas palestras o renomado limnologista Dr. Herald Sioli costumava afirmar que as águas dos rios são a urina da paisagem, ou seja, que as condições do ambiente aquático são reflexos do que ocorre no ambiente terrestre circundante (Santos e Santos, 2005).

As principais forças por trás das mudanças do uso da terra, como a drenagem de áreas alagadas, pastoreio do gado, intensificação da agricultura, trazem consequências para a hidrologia, a cobertura vegetal e a ligação entre os sistemas terrestres e aquáticos (Allan e Flecker, 1993). Essas ameaças impactam o habitat, a qualidade da água e a biota por meio de diferentes processos e escalas (Allan et al., 1997; Strayer et al., 2003; Townsend et al., 2003; Morley e Karr, 2002; Nash et al., 2009; Miserendino et al., 2011; Pratt e Chang, 2012; Paula et al., 2013).

Acessar a “saúde” ecológica dos sistemas lóticos é fundamental e de crescente importância para o manejo dos recursos hídricos em todo o mundo (Bunn e Davies, 2000). Os conceitos de saúde e integridade ecológica fornecem um panorama conveniente para lidar com ecossistemas afetados por pressões antrópicas (Gessner e Chauvet, 2002). A saúde incorpora a noção de valores humanos na avaliação dos ecossistemas (Rapport et al., 1998). A integridade de um ecossistema pode ser definida como “a capacidade para suportar e manter uma comunidade de organismos balanceada, integrada e adaptativa, que possui composição de espécies, diversidade e organização funcional comparável ao habitat natural da região” (Karr e Dudley, 1981). Esse termo é

aplicado à condição de locais em uma extremidade de um *continuum* de influência humana (Karr, 1999). Neste estudo utilizamos a mesma definição de integridade utilizada no estudo de Goforth e Bain (2010) para fins de simplificação: a referida integridade do córrego seria o grau em que um dado córrego se assemelha a um córrego de referência.

A integridade ecológica pode ser subdividida em estrutural e funcional (Minshall, 1996). De acordo com Gessner e Chauvet (2002), do ponto de vista biológico, a estrutura refere-se a padrões espaço-temporais, particularmente de comunidades biológicas e seus recursos, e a função pode ser equiparada a processos em nível ecossistêmico. Medidas diretas dos processos ecossistêmicos são sensíveis a fatores que influenciam a saúde dos rios (Bunn e Davies, 2000). A integridade funcional, referente a taxas, padrões e importância relativa de diferentes processos em nível ecossistêmico sob condições de referência é complemento da integridade estrutural (Gessner e Chauvet, 2002). Feio et al. (2010) acrescentam que variáveis funcionais associadas a variáveis estruturais podem fornecer medidas adequadas da saúde dos córregos e alguns trabalhos têm utilizado ambas as medidas para obter a integridade de córregos (Clapcott et al., 2012).

A medida mais direta e efetiva da integridade de um corpo d'água, e de seu lugar no ciclo da água, é o status da vida na água (Karr e Chu, 2000). De acordo com Karr e Chu (2000), as comunidades vivas refletem as condições da bacia melhor do que qualquer medida química ou física, pois respondem à amplitude total de fatores biogeoquímicos no ambiente. Tradicionalmente, têm sido utilizadas medidas estruturais relacionadas a fatores físicos e químicos e a composição de comunidades para acessar a saúde de córregos (Young et al., 2008). As técnicas de bioavaliação são consideradas as melhores para a detecção de prejuízos para a vida aquática e acesso de sua relativa gravidade, e um exemplo delas são os protocolos de bioacesso rápidos (Rapid Bioassessment Protocols - sigla em inglês RBPs). Várias assembleias têm sido utilizadas para a bioavaliação desde algas a macroinvertebrados e peixes (Barbour et al., 1999).

Integrar informações químicas e biológicas (ecotoxicológicas) a informações de avaliações de habitat, investigações hidrológicas e conhecimento do uso da terra no entorno é útil para proporcionar um diagnóstico de avaliação de impactos compreensivo para cinco principais fatores (Barbour et al., 1999), que são a qualidade da água, a

estrutura do habitat, as fontes de energia, o regime de cheias e os fatores de interação biótica (Karr et al., 1986; Karr, 1991).

Os macroinvertebrados desempenham papéis significantes nos ecossistemas lóticos (Hershey e Lamberti, 1998). De acordo com os autores, esses organismos, além de atuarem como primeira fonte de alimentação na cadeia trófica para os peixes, também desempenham papel na decomposição de folhas e de partículas menores de detritos orgânicos e no pastoreio de algas, fungos e bactérias.

Os macroinvertebrados reagem diferentemente aos impactos ambientais por apresentarem diversas adaptações morfológicas, fisiológicas e comportamentais (Wallace e Anderson, 1996). Esses impactos podem modificar a estrutura de suas comunidades, alterando a abundância relativa dos grupos funcionais de alimentação e consequentemente afetando funções ecossistêmicas como a decomposição (Graça, 2001). Além disso, a estrutura da comunidade de macroinvertebrados pode ser utilizada para refletir a integridade de ecossistemas aquáticos (Maloney et al., 2009). Alguns trabalhos mostram que a conversão do uso da terra de natural para antropizada influencia a estrutura de sua comunidade (Benstead et al., 2003; Hernandez et al., 2005; Nislow e Lowe, 2006; Mesa, 2010) e também a dinâmica da decomposição de folhas (Whiles e Wallace, 1997).

A decomposição de folhas é um importante processo nos ecossistemas e pode ser utilizada para verificar a integridade de córregos (Gessner e Chauvet, 2002). Estudos apontam para a importância da taxa de decomposição como um indicador de impactos antrópicos (Feio et al., 2010; Jinggut et al., 2012) e para o uso de variáveis funcionais no monitoramento de ecossistemas (Mckie e Malmqvist, 2009; Feio et al., 2010; Lecerf e Richardson, 2010).

As taxas de decomposição foliar observadas em diversos trabalhos mostram sua dependência em relação a fatores como o tipo de técnica de exposição, espécie vegetal, parte da planta utilizada, temperatura da água, quantidade de nutrientes na água, composição de macroinvertebrados, oxigênio dissolvido, acidez, local (solo ou água, sistemas de água doce ou salgada, lóticos ou lênticos, entre outros) e distúrbios antropogênicos (adição de nutrientes, acidificação, efluentes tóxicos, canalização, mudanças na vegetação ripária e da bacia) (Webster e Benfield, 1986; Magee, 1993).

Os distúrbios antropogênicos causados na bacia hidrográfica, além de afetar o ambiente de dentro do córrego, influenciam a natureza do material foliar que entra nos

sistemas aquáticos. Desmatamentos ou retirada da vegetação ripária reduzem a entrada de materiais alóctones vegetacionais nos córregos. Além disso, a conversão da vegetação ripária em uma única espécie vegetal pode inibir o desenvolvimento de uma fauna normal de invertebrados detritívoros (Webster e Benfield, 1986). As alterações na composição florestal na escala da bacia hidrográfica podem ter efeitos diversos na estrutura das comunidades em córregos e funções ecossistêmicas (Kreutzweiser et al., 2008; McKie e Malmqvist, 2009).

Diversos estudos têm explorado as relações entre o uso da terra e medidas funcionais do ecossistema do córrego, como a decomposição. Alguns dos trabalhos encontraram relações entre as taxas de decomposição e os diferentes usos da terra enquanto outros não (Huryn et al., 2002; Hagen et al., 2006; Paul et al., 2006). As relações observadas mostraram diferentes respostas nas taxas de decomposição dependendo do tipo de uso da terra analisado e do tempo desde a conversão do uso da terra natural para antropizado (Mckie e Malmqvist, 2009; Lecerf e Richardson, 2010).

Além disso, as relações demonstradas entre os ecossistemas de córregos e cobertura de vegetação ripária, geomorfologia da sub-bacia, cobertura da terra e atividades humanas, mostraram a possibilidade de criação de uma abordagem alternativa para avaliar as características físicas da bacia e estimar a integridade de córregos (Goforth e Bain, 2010). A utilização de indicadores da paisagem apresenta grande potencial para servir como base para protocolos de avaliação rápida para córregos dentro das bacias hidrográficas (Goforth e Bain, 2010).

Atualmente há grande disponibilidade de imagens aéreas de alta resolução e mapas topográficos (Goforth e Bain, 2010). Em muitos estudos tornou-se prática comum a utilização de indicadores de paisagem com base em conjuntos de dados digitalizados e software de sistemas de informação geográfica (SIG) (Raven et al., 1998; Davies et al., 2000; Iverson et al., 2001; Frappier e Eckert, 2007; Miserendino et al., 2011; Paula et al., 2013). O WHEBIP (Watershed Habitat Evaluation and Biotic Integrity Protocol), método rápido de avaliação da integridade de córregos, alia informações sobre as características físicas dos córregos, a paisagem circundante e atividades humanas, sem necessidade de pesquisas de campo extensas, caras e demoradas (Goforth e Bain, 2010).

A avaliação do impacto das alterações no uso da terra em bacias hidrográficas é de extrema importância para os gestores de recursos naturais (Miserendino et al., 2011)

e, nesse sentido, o conhecimento sobre os padrões de mudança nos usos da terra e suas implicações ambientais podem auxiliar no manejo e conservação desses recursos (Pires et al., 2002). Tendo em vista o aumento da intervenção antrópica nas paisagens naturais e o reconhecimento da profunda relação entre os rios e paisagens circundantes, utilizamos o protocolo WHEBIP (Goforth e Bain, 2010), testado apenas em regiões temperadas (Goforth e Bain, 2010), para medir a integridade de córregos. Comparamos esse protocolo com o RCE (Petersen Jr., 1992) modificado, bastante utilizado em estudos para avaliações rápidas em regiões tropicais (Baptista et al., 2007; Suriano et al., 2011). Correlacionamos ambos os protocolos com as taxas de decomposição foliar e métricas de qualidade ambiental relacionadas às comunidades de macroinvertebrados dos córregos estudados.

Dessa forma procuramos testar três hipóteses básicas: 1) o WHEBIP é tão eficiente quanto o RCE para determinar a integridade de córregos; 2) o WHEBIP está correlacionado a processos de decomposição foliar em córregos tropicais, pois esses processos indicam a integridade funcional dos córregos e 3) o WHEBIP está correlacionado a métricas de qualidade ambiental relacionadas às comunidades de macroinvertebrados, especialmente com a riqueza de espécies, conforme previsto pelo próprio trabalho de Goforth e Bain (2010), que indicam a integridade estrutural.

2. Materiais e Métodos

2.1. Localização da Área de Estudo

Realizamos o estudo no município de São Carlos, localizado na região nordeste do Estado de São Paulo (SE Brasil) entre as coordenadas geográficas: Projeção UTM (Zona 23S) 7.612.000 S e 180.000 O e 7.545.000 S e 221.000 O (Figura 1). O clima do município é Cwa (Köppen), caracterizado pelo clima tropical de altitude, com seca no inverno e chuvas no verão e temperatura média superior a 22°C no mês mais quente (Miranda et al., 2012). O município de São Carlos tem sua área de drenagem subdividida em duas principais bacias, a do Mogi-Guaçu, cujas principais atividades econômicas são a agricultura (cana-de-açúcar, laranja, pastagem e milho) e a agroindústria (açúcar, álcool e processamento de cítricos); e a bacia do Tietê-Jacaré,

cujas principais atividades econômicas também estão ligadas a agroindústria (como usinas de açúcar e álcool) (São Paulo, 2011). O município pode ser dividido em 10 sub-bacias hidrográficas (Pires, 2003), sendo que duas delas, a do Quilombo e a do Monjolino, abrangem as nove microbacias nas quais realizamos os experimentos e coletas de dados.

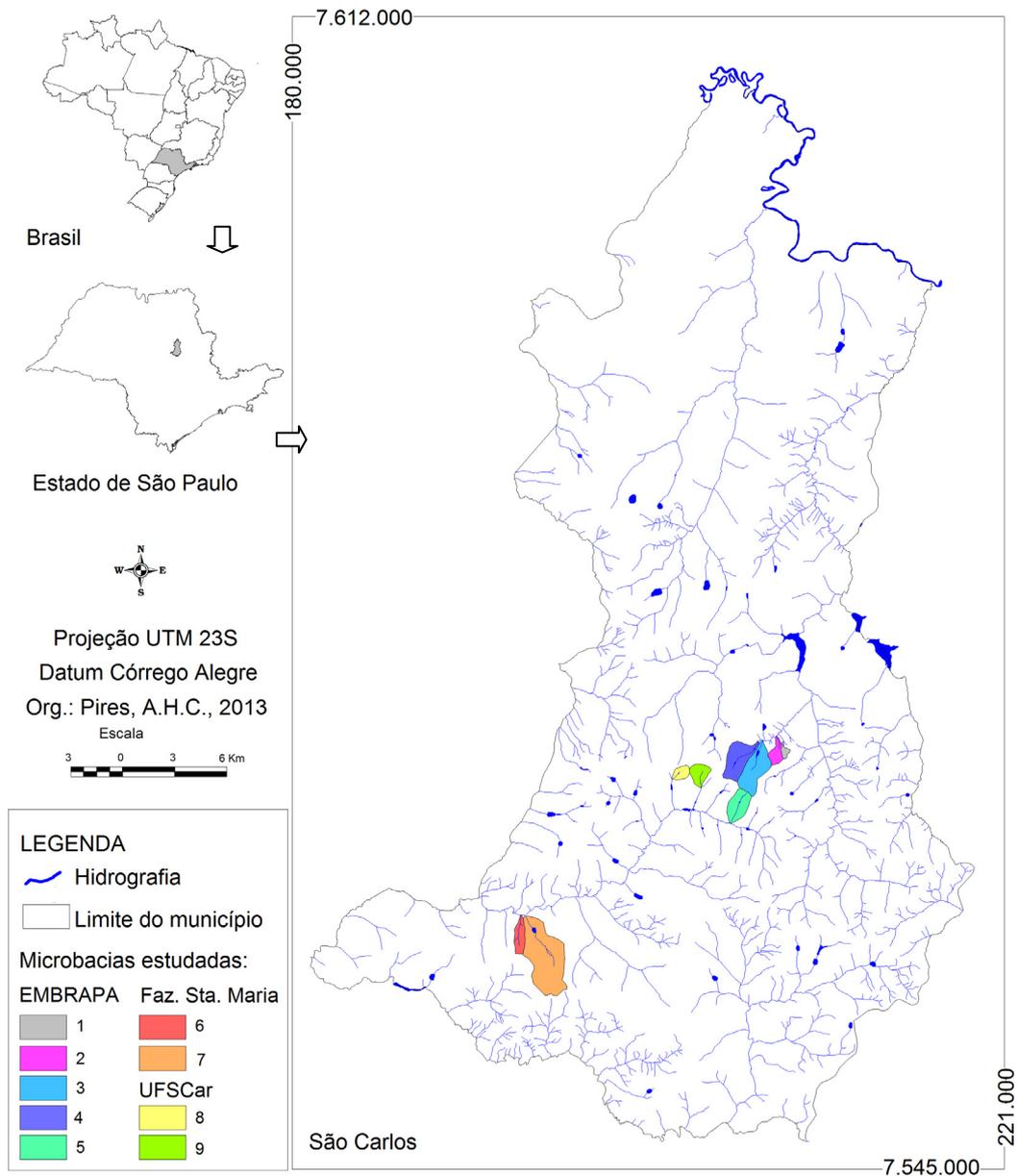


Figura 1: Localização da área de estudo. As microbacias estudadas localizam-se na EMBRAPA (números 1 a 5), na Fazenda Santa Maria (6 e 7) e na UFSCar (8 e 9), todas no interior do município de São Carlos.

Na Bacia do Quilombo os experimentos foram realizados em quatro córregos da EMBRAPA Pecuária Sudeste, na Fazenda Canchim, numerados 1 a 4. Já na Bacia do Monjolinho, um dos córregos, numerado 5, encontra-se na EMBRAPA Fazenda Canchim; dois córregos, os únicos de 2ª ordem estudados, numerados 6 e 7, encontram-se na Fazenda Histórica Santa Maria do Monjolinho e os últimos dois córregos, 8 e 9, encontram-se na Universidade Federal de São Carlos.

2.2. Análise ambiental e da paisagem

Adquirimos as cartas topográficas na escala 1:10.000 do IGC (Instituto Geográfico e Cartográfico) e as imagens do satélite CBERS-2B, sensor HRC datadas de 2009 do INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). Digitalizamos a hipsometria e a hidrografia com base nas cartas topográficas utilizando o software MapInfo Professional versão 11.0 (MapInfo Corporation, 2011). Delimitamos as microbacias dos nove córregos estudados digitalizando os divisores topográficos nas cartas de hipsometria. Por meio da interpretação das imagens de satélite delimitamos e classificamos o uso da terra de cada microbacia no MapInfo. Posteriormente realizamos algumas incursões ao campo para verificação da verdade terrestre, principalmente nas microbacias da EMBRAPA, pois os usos da terra de algumas de suas áreas eram utilizados para experimentos com espécies nativas e espécies agrícolas, por exemplo. A partir destas informações, os córregos foram pontuados de acordo com o protocolo WHEBIP (Goforth e Bain, 2010) (Apêndice A).

O WHEBIP é baseado em 12 métricas pontuadas compreendendo três grupos de propriedades ripárias e da sub-bacia que mostraram influência significativa em funções e processos ecológicos: estrutura ripária, composição do uso da terra e gradiente, além de atividades municipais e de conservação. O critério de pontuação de cada métrica é ponderado para refletir a importância relativa de cada atributo para determinar a integridade local do córrego. O usuário também pode definir ajustes na pontuação que melhor acomodem circunstâncias especiais ou incomuns que não estão explícitas no WHEBIP e refletem melhor a estimativa das características ripárias e da sub-bacia. A soma das pontuações de cada métrica é comparada com a variação das pontuações e associada a classes de integridade (≤ 80 : pobre; 81-159: regular; 160-254: bom; 255-314: muito bom; 315-360: excelente). É esperado que as classes de integridade obtidas

reflitam as características específicas do habitat e das comunidades de cada córrego (Goforth e Bain, 2010) (Apêndice B).

Para os córregos de 1ª ordem, consideramos a microbacia como a área drenada por um segmento de córrego definido pelos divisores topográficos (Apêndice C, a). Já para os córregos de 2ª ordem (Apêndice D, a), consideramos como microbacia apenas a interbacia, excluindo a área drenada pelos córregos de 1ª ordem (Apêndice D, b). Para as métricas de número 1 a 4 do WHEBIP consideramos uma largura de 30 metros de cada lado do córrego (Apêndice C, b). Para as métricas 5 e 6 excluímos a área da zona ripária de 30m de cada lado do córrego para o cálculo (Apêndice C, c). Já para as métricas 7 e 8, quando o córrego é de 1ª ordem, consideramos a área drenada pela microbacia inteira. No entanto, quando o córrego é de 2ª ordem, para a métrica 7 consideramos a zona ripária de 30 m dos córregos de 1ª ordem (Apêndice D, c), e para a métrica 8, consideramos a área drenada pelos córregos de 1ª ordem (Apêndice D, c). Para as métricas 9 a 12, consideramos a microbacia inteira (Goforth, inf. pess.). Para a métrica 9, baseamos as classes de declividade na definição de Ross (1994) como: baixa declividade de 0 a 12%, moderada de 12 a 20% e alta acima de 20%, calculadas no Spring (Camara et al., 1996) Versão 5.2.

Para o cálculo de todas as métricas utilizamos médias ponderadas. Por exemplo, para o cálculo da métrica 1 do córrego 1, calculamos, no MapInfo, a percentagem de floresta (vegetação nativa) (64,16%) e a percentagem de pastagem (31,56%), ambas na zona ripária. A partir daí fizemos a percentagem de cada uso da terra multiplicado pelo valor da pontuação que cada um obteria para a métrica: floresta (64) * pontuação para floresta (35) mais pastagem (32) * pontuação da pastagem (5) e calculamos a média ponderada (dividindo por 96 no caso), totalizando a pontuação para a métrica (25 pontos). E assim para as demais métricas e para cada um dos córregos.

Além disso, cada córrego estudado foi avaliado utilizando-se o protocolo RCE (Riparian, Channel and Environmental), modificado de Petersen Jr. (1992). Esse protocolo consiste em dezesseis métricas que definem a estrutura da zona ripária, a morfologia do canal do córrego e a condição biótica dos habitats. A maioria das características pode ser determinada por observação direta (Petersen Jr., 1992). As métricas referentes aos peixes e macrobentos não foram consideradas no cálculo do RCE modificado devido a não abrangência desses fatores neste estudo, e as pontuações

totais reformuladas (14-45: pobre; 46-113: regular; 114-183: bom; 184-252: muito bom; 253-320: excelente).

Calculamos a soma total das métricas do protocolo WHEBIP considerando-se toda a extensão do córrego estudado, enquanto as métricas do RCE foram definidas em campo em 3 pontos de observações diretas, distantes 50m um do outro. Já os experimentos de decomposição foram colocados nos locais de mais fácil acesso dentro do córrego e os conjuntos das amostras distanciaram cerca de 5m um do outro.

2.3. Análise de Decomposição Foliar

Selecionamos a espécie vegetal *Cecropia pachystachya* Trécul. (Urticaceae) para o experimento de decomposição por ser uma espécie pioneira representativa em matas ripárias da região. Coletamos as folhas frescas de *C. pachystachya* no *campus* da Universidade Federal de São Carlos e as secamos em estufa de circulação forçada de ar à temperatura de 40°C ($\pm 1^\circ\text{C}$) até atingirem peso constante. Determinamos a massa seca em balança de precisão e colocamos 5g da matéria em sacos de nylon de malha grossa (5 mm) de aproximadamente 10 cm x 15 cm (Benfield, 2006) (Figura 2).



a)



b)

Figura 2: Folhas de *Cecropia pachystachya* a) Material seco em estufa; b) Material seco já colocado nos sacos de nylon de malha grossa. Fotos: Pires, A.H.C. (2012).

Realizamos os experimentos em nove córregos de 1ª e 2ª ordens na estação seca, de junho a setembro de 2012 (Apêndice E). Colocamos em cada córrego quatro conjuntos de amostras com sete amostras cada (Figura 3a), sendo os conjuntos distantes cerca de 5m um do outro em locais de corredeira (28 amostras por córrego). Transcorridos 2, 7, 14, 28, 42, 56 e 80 dias (Webster e Benfield, 1986), retiramos três amostras aleatoriamente de cada córrego para as análises (totalizando 21 amostras de cada córrego retiradas ao final do experimento). Colocamos amostras excedentes para o caso de perda por vandalismo, predação por animais silvestres ou outros fatores inesperados.

Transcorridos os dias de amostragem, retiramos os sacos de malha dos córregos e os colocamos em sacos plásticos, fixando o material no campo com formaldeído 4% (Figura 3b). No laboratório, lavamos as amostras cuidadosamente em água corrente sobre peneiras com malha de 250 µm para separação das folhas do restante do material acumulado (macroinvertebrados, galhos e sedimentos). Secamos as folhas em estufa a 60°C até massa constante para pesagem e determinamos as massas finais em balança de precisão (precisão = 0,001g).

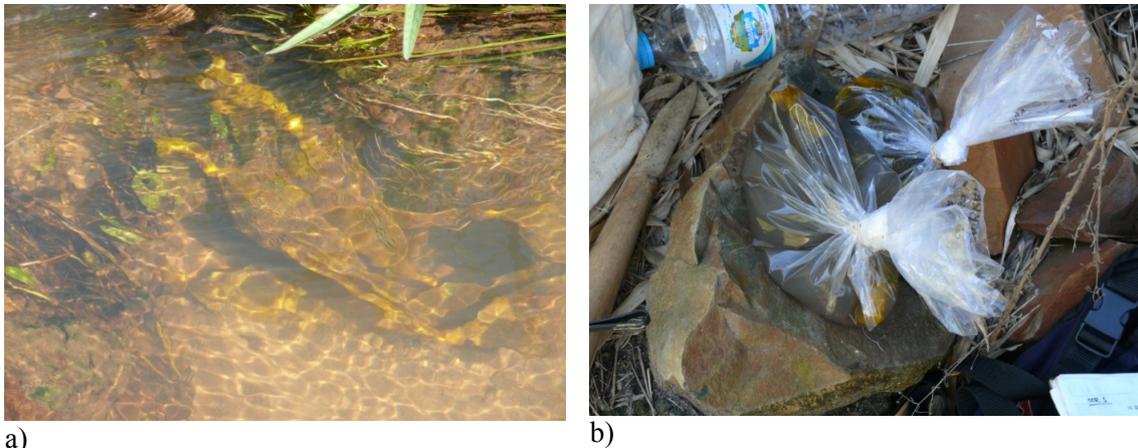


Figura 3: a) Conjunto de amostras instalado em um dos pontos do córrego 5; b) Amostra retirada do córrego e colocada em saco plástico com formaldeído 4%. Fotos: Pires, A.H.C. (2012).

2.4. Análise da colonização foliar por macroinvertebrados

Triamos os macroinvertebrados que colonizaram as folhas durante o experimento de decomposição, referentes ao 2º e ao 28º dia de coleta. Estudos em região tropical que observaram a colonização por macroinvertebrados notaram uma

maior riqueza e diversidade de organismos próximo aos 30 dias de incubação (Dudgeon e Wu, 1999; Ligeiro et al., 2010; Gonçalves Jr. et al., 2012). Identificamos os macroinvertebrados até nível de gênero com exceção de Amphipoda, Bivalve, Gastropoda, Hirudinea, Isopoda, Oligochaeta e Platyhelminthes, conforme literatura especializada. Chironomidae foram separados em não-Tanypodinae e Tanypodinae.

2.5. Análise dos Dados

Para avaliar a influência das métricas na pontuação total do WHEBIP na caracterização dos córregos, usamos uma Análise de Componentes Principais (PCA) com os valores de cada métrica para os nove córregos. As variáveis foram normalizadas para média = zero e variância = 1 antes da análise.

As taxas de decomposição foliar foram estimadas pelo modelo exponencial simples $Y_t = Y_0 e^{-kt}$, no qual Y_t é a massa remanescente após t dias, Y_0 é a massa inicial seca e k é a taxa de decomposição diária (Olson, 1963; Benfield, 2006). Apesar de Adair et al. (2010) recomendarem que o modelo considere Y_0 fixo (no caso, $Y_0 = 5$), optamos por estimar este parâmetro, pois a massa inicial também está sujeita a erro (devido à perda de massa no transporte e manuseio das amostras para instalação no campo) e, além disso, uma avaliação preliminar realizada fixando-se a massa inicial indicou baixo ajuste dos modelos (r^2), além dos modelos de dois córregos não convergirem. Por outro lado, ao deixar a massa inicial indeterminada, obtivemos altos valores de ajuste (r^2). Usamos o modelo não-linear para ajustar os dados conforme sugerido por Adair et al. (2010). O modelo foi ajustado através do software Systat 13.0 (Systat Software Inc., 2009). Os valores das variáveis dependentes (massa) consistiram na média das três réplicas para cada córrego, uma vez que as réplicas estavam muito próximas umas das outras.

Para testar a hipótese de que o WHEBIP e o RCE influenciam as taxas de decomposição (k) e a variação da taxa (erro padrão de k) usamos modelos de regressão espacial, pois processos em córregos podem apresentar autocorrelação espacial (Peterson et al., 2006). Nós usamos modelos autoregressivos simultâneos (SAR), ajustados com quadrados mínimos generalizados seguindo-se Beale et al. (2010). Nesses modelos, o valor num local particular é condicional aos valores vizinhos, sendo os pesos entre observações simétricos (Fortin e Dale, 2005). Os modelos foram

ajustados com o software SAM v. 4.0 (Rangel et al., 2010). Para avaliar qual aspecto do WHEBIP poderia influenciar as respostas, ajustamos também modelos de regressão múltipla considerando-se os eixos do PCA como variáveis independentes. Em todas as análises, o nível de significância utilizado foi $p < 0,05$.

Para testar se o WHEBIP está correlacionado com métricas de qualidade ambiental relacionadas às comunidades de macroinvertebrados, especialmente à riqueza de espécies (conforme previsto pelo próprio trabalho de Goforth e Bain (2010), realizamos os modelos autorregressivos simultâneos (SAR) (Rangel et al., 2010). As métricas utilizadas foram BMWP (Biological Monitoring Working Party) adaptado (Loyola et al., 2000), porcentagem de Ephemeroptera Plecoptera e Trichoptera (% EPT), EPT/Chironomidae, abundância de EPT e riqueza de EPT, pois de acordo com Saito (2013) essas métricas são as ideais para monitorar a qualidade ecológica de córregos da região. As demais métricas utilizadas foram riqueza estimada por rarefação para 148 indivíduos - ES (148), índice de diversidade de Shannon-Weaver, índice de dominância de Simpson e Equitabilidade de Pielou. Realizamos relações com essas métricas para o RCE também.

Para testar a hipótese que maiores valores do WHEBIP diminuiriam a variação de k por causa da maior estabilidade das comunidades de macroinvertebrados, calculamos a diferenciação entre as comunidades após 2 e 28 dias usando o índice de similaridade de Horn. Utilizamos o índice de similaridade de Horn porque é uma medida de sobreposição que não favorece espécies raras ou dominantes, ou seja, $q = 1$ (veja Jost 2007).

3. Resultados

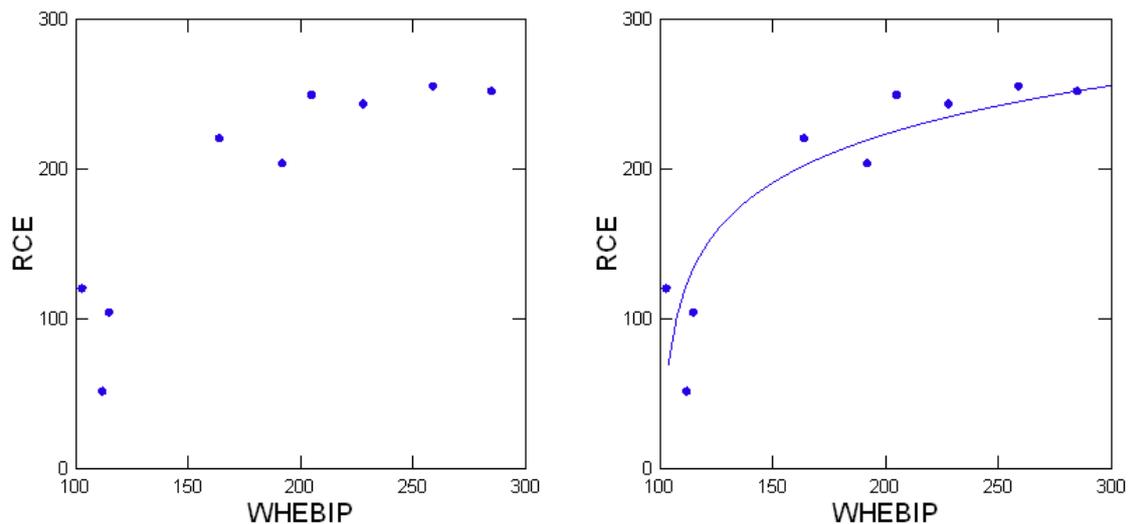
As classes de integridade obtidas para cada córrego pelo protocolo WHEBIP foram iguais ou uma categoria abaixo das classes obtidas pelo RCE modificado (Tabelas 1 e 2). Houve forte correlação entre a classificação dos córregos pelo WHEBIP e pelo RCE ($R = 0,88$, $p = 0,002$) (Figura 4a). A maior diferenciação entre os córregos ocorreu principalmente quando o RCE é alto. De fato, um modelo logaritmo descreve bem a relação ($RCE = -763 + 184 \cdot \ln(\text{WHEBIP})$; $R^2 = 0.84$, $p < 0.001$) (Figura 4b).

Tabela 1: Pontuações obtidas de acordo com as métricas usadas no cálculo do WHEBIP e pontuação total do protocolo WHEBIP para os córregos estudados (C1 a C9). As classes determinadas por cada índice também estão indicadas (R = regular; B = bom; MB = muito bom; E = excelente).

Métrica	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9
1. Cobertura da área ripária dominante	25	19	33	33	18	35	34	35	35
2. Largura estimada da área ripária	24	21	31	30	24	35	33	24	35
3. Continuidade da cobertura ripária ao longo do córrego	10	10	25	25	10	25	25	25	35
4. Presença de zonas úmidas	5	5	10	5	5	5	10	5	5
5. Percentagem estimada de cobertura da terra além da área ripária como lavoura ou pastagem	1	1	5	5	1	15	1	25	25
6. Percentagem estimada de cobertura da terra além da área ripária como floresta ou arbustos	1	1	10	1	1	20	1	35	35
7. Cobertura da área ripária para trechos a montante	18	15	26	18	12	39	40	44	50
8. Cobertura de terra da microbacia para os segmentos de córregos imediatamente a montante	1	1	10	1	1	10	1	20	10
9. Declividade da terra dos trechos de córrego na microbacia	18	18	19	19	19	17	20	20	20
10. Fontes pontuais de poluição	1	1	1	1	1	1	1	10	10
11. Presença de estradas	10	10	10	1	10	1	1	1	10
12. Existência de atividades de conservação	1	1	25	25	10	25	25	15	15
TOTAL	115	103	205	164	112	228	192	259	285
	R	R	B	B	R	B	B	MB	MB

Tabela 2: Pontuações obtidas para cada métrica e total do protocolo RCE modificado para os córregos estudados (C1 a C9). A pontuação de cada métrica é a média aproximada para cada um dos três pontos nos quais o RCE foi observado. As classes determinadas para o protocolo também estão indicadas (R = regular; B = bom; MB = muito bom; E = excelente).

Métrica	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9
1. Padrão do uso da terra além da zona de vegetação ribeirinha	20	20	20	20	10	30	20	30	30
2. Largura da mata ciliar do rio até o campo	17	17	30	21	4	30	20	30	30
3. Estado de Preservação da zona de mata ciliar	4	4	30	20	1	20	5	15	20
4. Estado da vegetação da mata ciliar dentro de uma faixa de 10 m	7	7	20	20	1	25	20	25	17
5. Dispositivos de retenção	5	7	15	10	1	13	12	12	13
6. Estrutura do canal	2	9	2	12	13	7	10	12	10
7. Sedimentos no canal	5	7	7	5	5	8	10	10	10
8. Estrutura do barranco do rio	4	7	25	22	1	15	15	18	22
9. Escavação sobre o barranco	2	2	20	20	1	20	5	20	20
10. Aparência do substrato de pedra	1	2	15	15	5	15	15	15	15
11. Leito do rio	15	10	15	5	1	5	21	8	5
12. Corredeiras e poções ou meandros	10	10	20	20	1	20	20	20	20
13. Vegetação Aquática	4	5	15	15	2	15	15	15	15
14. Detritos	8	13	15	15	5	20	15	25	25
TOTAL	104	120	249	220	51	243	203	255	252
	R	B	MB	MB	R	MB	MB	E	MB



a)

b)

Figura 4: a) Correlação obtida entre a classificação dos córregos pelo WHEBIP e pelo RCE. b) Curva logarítmica obtida pela correlação entre a classificação dos córregos pelo WHEBIP e pelo RCE.

Os córregos 1, 5 e 9 apresentaram a mesma classificação em ambos os protocolos. Os córregos estudados apresentaram valores relativamente altos de cobertura vegetal, com maior diferenciação em decorrência de fatores locais como continuidade do dossel, uso da terra além da zona ripária, impactos pontuais e estratégias de conservação. Os usos e coberturas da terra que apresentaram maior porcentagem nas microbacias foram pastagem, agricultura, silvicultura e vegetação nativa (Tabela 3).

Classificamos os usos e coberturas da terra em onze tipos. O tipo “água” abrange represas, córregos e demais corpos d’água presentes nas microbacias; “agricultura” abrange as monoculturas de cana-de-açúcar, milho, café e demais; “árvores esparsas” abrange árvores isoladas em matriz de pastagem. O tipo “estradas” é referente tanto às estradas de terra quanto as asfaltadas; “infraestrutura rural” às edificações; “pastagem” às pastagens e “pastagem com nativas” é um tipo de uso exclusivo em algumas das microbacias da EMBRAPA, pois resulta dos experimentos com culturas e vegetações nativas. O tipo “silvicultura” é referente às culturas de *Pinus* e eucalipto; “solo exposto” às ravinas provocadas pelo gado. O tipo “vegetação nativa” é referente às formações naturais vegetais e “vegetação nativa em regeneração”, que ocorre apenas na microbacia 5, é referente a uma vegetação recém plantada (cerca de 4 anos) pelo proprietário particular que faz divisa com o lado esquerdo do córrego 5 (Apêndice F).

Tabela 3: Tipos de uso e cobertura da terra das microbacias dos córregos estudados (C1 a C9) e respectivas porcentagens em cada microbacia (os usos e cobertura da terra dos córregos 6 e 7 referem-se às suas interbacias e não a microbacia inteira). (Água = Água; Agricultura = Agric.; Árvores esparsas = ÁrvEsp.; Estradas = Estr.; Infraestrutura Rural = IERural; Pastagem = Pastagem; Pastagem com Nativas = PastNat.; Silvicultura = Silv.; Solo Exposto = SoloExp.; Vegetação Nativa = VegNat.; Vegetação Nativa em Regeneração = NatReg.).

Uso da	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9
Terra									
Água	0,38	0,18	0,30	0,58	0,37	0,20	0,38	0,37	0,09
Agric.	0	0	8,96	23,46	0	16,17	58,67	8,21	0
ÁrvEsp.	0	0,58	0,76	0	0	0	0	0	0
Estr.	0,75	0,31	0,82	2,10	1,43	1,78	2,75	3,84	4,03
IERural	0	0	3,90	4,91	2,23	0	3,07	0	0
Pastagem	80,16	86,68	46,07	41,78	88,52	22,72	19,75	0	0
PastNat.	0	0	0	3,79	0	0	0	0	0
Silv.	0	0	1,07	0	0	0	1,51	29,62	47,83
SoloExp.	0	0	0	0,09	0	0	0	0	0
VegNat.	18,71	12,25	38,10	23,29	5,41	59,13	13,87	57,94	48,03
NatReg.	0	0	0	0	2,04	0	0	0	0

As taxas de decomposição variaram entre 0,002271 e 0,014150 g.dia⁻¹ (Tabela 4; Figura 5). Algumas amostras do córrego 3 para o último dia de coleta não foram encontradas em campo, devido ao seu transporte pelo fluxo de água no córrego ou devido à predação por animais silvestres (Figura 6). A estimativa das massas iniciais (Y_0) variaram de 4,13g no córrego 4 a 4,68g no córrego 2. Os coeficientes de determinação (r^2) foram bastante altos, indicando excelente ajuste dos modelos.

Tabela 4: Massa inicial (Y_0), taxa de decomposição (k), variação na taxa de decomposição (SE) e coeficiente de determinação (r^2) obtidos para cada córrego.

Córrego	Y_0 (g)	k	SE	r^2
1	4,57	0,012990	0,001666	0,94
2	4,68	0,014150	0,002330	0,92
3	4,27	0,008527	0,000969	0,96
4	4,13	0,002271	0,000504	0,81
5	4,65	0,006546	0,000615	0,96
6	4,52	0,011434	0,001051	0,97
7	4,53	0,014138	0,001456	0,96
8	4,24	0,006339	0,000252	0,99
9	4,19	0,004583	0,000348	0,97

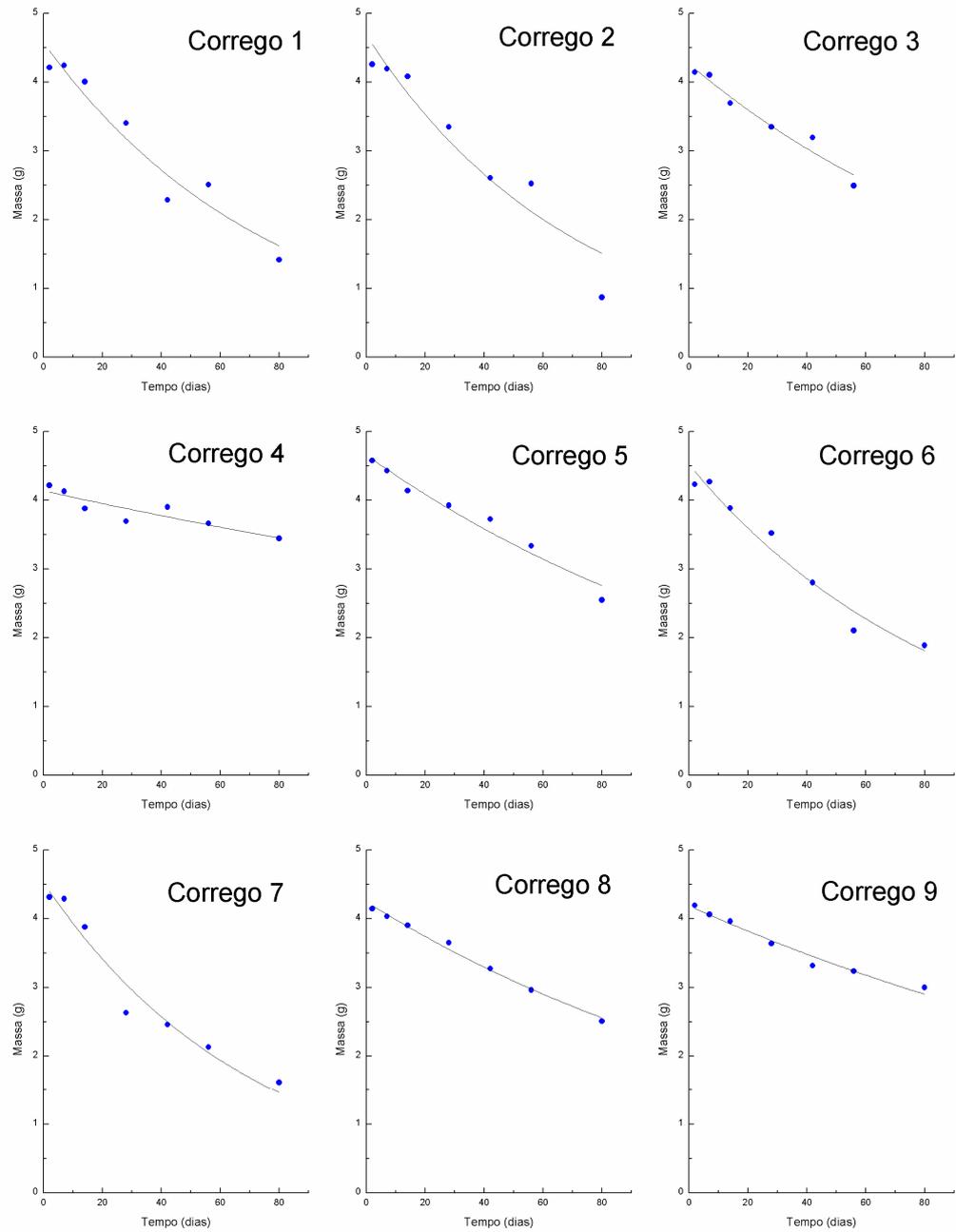


Figura 5: Curvas de decomposição estimadas para os nove córregos (C1 a C9) estudados no município de São Carlos, SP. Os pontos indicam os valores médios de amostragem em cada dia e a curva é o modelo não-linear ajustado.



a)



b)



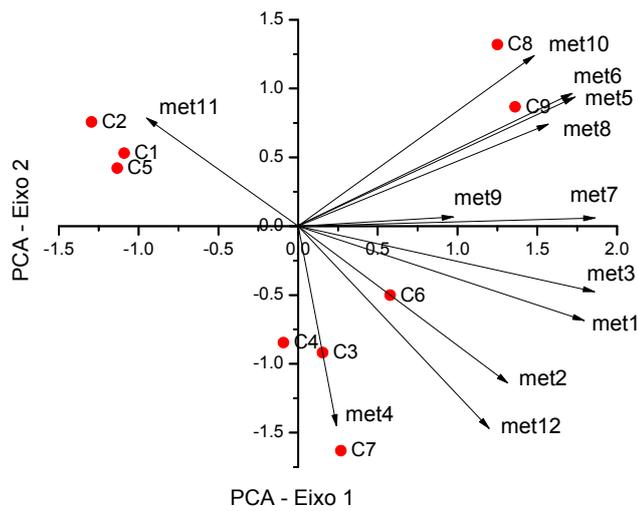
c)

Figura 6: Amostras predadas por animais silvestres a) Fora e b) Dentro do córrego. c) Pegadas de animal silvestre próximas à margem do córrego 4. Fotos: Pires, A.H.C. (2012).

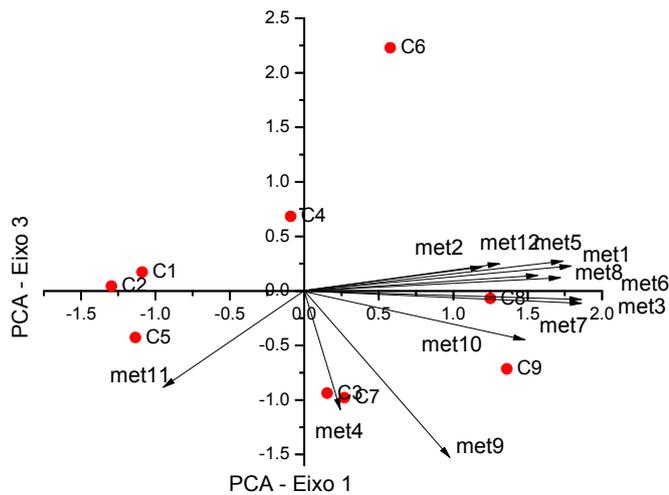
Os dois primeiros eixos da PCA explicaram 76,1% da variação dos dados do WHEBIP e, acumulados com o terceiro, explicaram 86,1% da variação total (Tabela 5). O primeiro eixo explicou 53,7% da variação e representou um gradiente de cobertura florestal em cada microbacia, agrupando as métricas 1, 3, 5, 6, 7 e 8, enquanto o segundo eixo explicou 22,4% da variação e representou as atividades de conservação e fontes pontuais de poluição, agrupando as métricas 2, 4, 10, 11 e 12 (Figura 7a). Já o terceiro eixo explicou 10,0% da variação e representou a declividade da microbacia (métrica 9) (Figura 7b).

Tabela 5: Resultados da Análise PCA realizada para a pontuação final do protocolo WHEBIP.

Variável	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
1	0.895	-0.344	0.113
2	0.656	-0.569	0.122
3	0.929	-0.238	-0.055
4	0.12	-0.723	-0.543
5	0.868	0.47	0.139
6	0.859	0.481	0.062
7	0.93	0.031	-0.039
8	0.783	0.37	0.072
9	0.487	0.032	-0.763
10	0.74	0.62	-0.222
11	-0.475	0.393	-0.442
12	0.597	-0.734	0.112
Autovalores	6,447	2,690	1,195
Porcentagem explicada	53,7	22,4	10,0
Porcentagem cumulativa	53,7	76,1	86,1



a)



b)

Figura 7: a) Eixos 1 e 2 da análise PCA realizada para a pontuação final do protocolo WHEBIP das métricas 1 a 12 (*met1* a *met12*) para cada córrego; b) Eixos 1 e 3 da análise PCA realizada para a pontuação final do protocolo WHEBIP. Escala dos vetores = 2.

As taxas de decomposição não foram significativamente relacionadas com o WHEBIP ($P > 0,20$, $r^2 = 0,21$) nem com o RCE ($P > 0,30$, $r^2 = 0,125$). No entanto, a variância da estimativa das taxas de decomposição (erro padrão) foi significativamente

relacionada com o WHEBIP ao se controlar a correlação espacial dos resíduos ($P = 0,047$, $r^2 = 0,434$), pois a variação espacial contribuiu com um aumento do r^2 de 0,406 para 0,434. Entretanto, esta relação não se repetiu com o protocolo RCE ($P > 0,15$, $r^2 = 0,215$) (Figura 8). Para avaliar qual aspecto do WHEBIP poderia estar relacionado à variação na taxa de decomposição, fizemos uma regressão linear múltipla com os três eixos do PCA, com tendência a um efeito significativo do Eixo 1 ($P = 0,055$, $r^2 = 0,48$), indicando que o aumento da cobertura florestal na microbacia pode reduzir a variação nas taxas de decomposição foliar nos córregos.

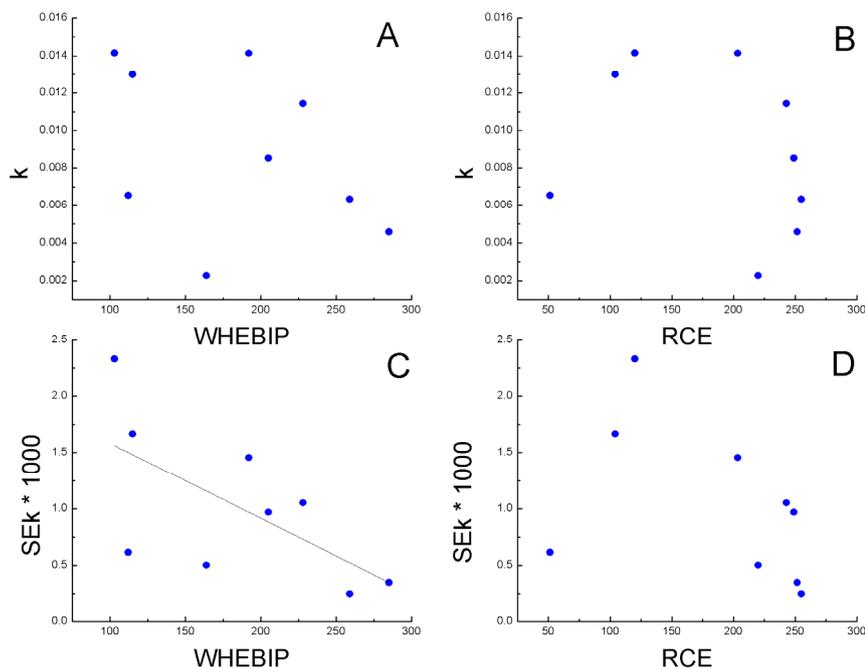


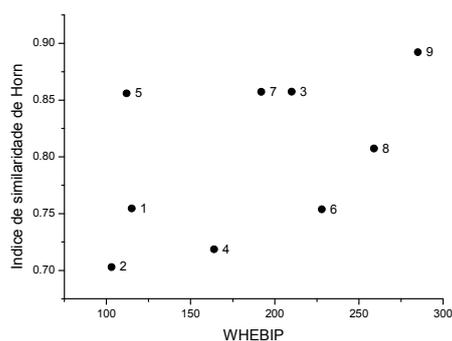
Figura 8: Relações encontradas entre: a) o WHEBIP e as taxas de decomposição (k); b) o RCE e as taxas de decomposição (k); c) o WHEBIP e a variação nas taxas de decomposição (SEk) e d) o RCE e a variação nas taxas de decomposição (SEk).

Coletamos 4.670 organismos, identificados em 40 táxons diferentes, nos dias 2 e 28 nos córregos estudados (Apêndice G). Não encontramos relações entre o WHEBIP e o RCE com as métricas de qualidade ambiental relacionadas às comunidades de macroinvertebrados (Tabela 6).

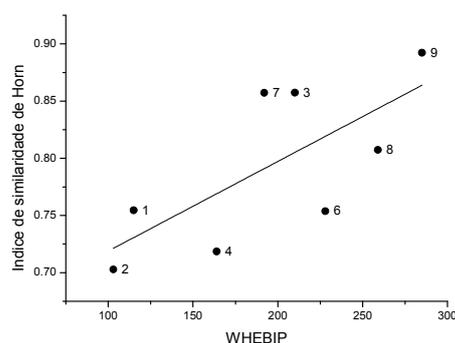
Tabela 6: Coeficientes padronizados e resultados das análises dos modelos autoregressivos simultâneos (SAR), relacionando características das comunidades de macroinvertebrados ao WHEBIP e ao RCE.

Variável	WHEBIP		RCE	
	Coeficiente	P	Coeficiente	P
ES(148)	-0.204	ns	-0.025	ns
Índice de diversidade de Shannon-Weaver	-0.500	ns	-0.235	ns
Índice de dominância de Simpson	0.427	ns	0.259	ns
Pielou	-0.212	ns	-0.131	ns
BMWP	0.083	ns	0.112	ns
% EPT	0.088	ns	-0.245	ns
EPT/Chironomidae	-0.084	ns	-0.335	ns
Abundância EPT	0.137	ns	0.107	ns
Riqueza EPT	0.300	ns	0.181	ns

A diferenciação entre as comunidades 2 e 28 dias calculada usando-se o índice de similaridade de Horn não foi significativa ($P > 0,10$, $r^2 = 0,196$) (Figura 9). Observando a Figura 9a, notamos que, aparentemente, o córrego 5 destoa do restante, pois apresenta pouca variação na composição da comunidade mesmo tendo baixo valor de WHEBIP (ou seja, como as amostras dos dias 2 e 28 têm alta similaridade, isso quer dizer que a composição apresentou pouca variação). Quando retiramos esse córrego das análises, obtemos uma relação de modo geral significativa ($P = 0,011$, $r^2 = 0,581$) (Figura 9b).



a)



b)

Figura 9: Diferenciação entre as comunidades de macroinvertebrados coletadas no dia 2 e dia 28 de amostragem, calculada usando-se o índice de similaridade de Horn. a) Análise com todos os córregos; b) Exclusão do córrego 5 das análises.

4. Discussão

Neste trabalho observamos uma correlação positiva entre os protocolos RCE e WHEBIP. Houve maior diferenciação entre córregos quando o RCE é alto. Possivelmente o protocolo WHEBIP diferencia melhor estes córregos (3, 6, 8, 9) do que o RCE por incorporar variáveis numa escala espacial maior.

O RCE é um protocolo bastante conhecido e utilizado como indicador da qualidade dos córregos, mas necessita de trabalho em campo para sua determinação. Por outro lado, nossos resultados indicam que o protocolo WHEBIP tem grande potencial para avaliar a integridade de córregos no sudeste do Brasil, facilitando o trabalho por não haver necessidade de trabalho em campo. Além disso, como observado por Goforth e Bain (2010), em nosso estudo o protocolo também provou ser um método de avaliação conservador na medida em que subestimou a integridade dos córregos quando comparado a um método de avaliação em campo como o RCE. Importante ressaltar que o protocolo WHEBIP foi criado e testado unicamente em uma bacia caracterizada por paisagens dominadas por atividades agrícolas no nordeste dos Estados Unidos (Goforth e Bain, 2010), e o presente estudo amplia seu uso para paisagens agrícolas numa região tropical.

As taxas de decomposição médias encontradas neste estudo foram consideradas lentas (nos córregos 4 e 9), médias (córregos 3, 5 e 8) e rápidas (córregos 1, 2, 6 e 7), conforme classificação de Petersen e Cummins (1974). Em trabalhos encontrados na literatura para decomposição de espécies do gênero *Cecropia* em córregos tropicais, as taxas de decomposição também variaram de lentas a rápidas (Wright e Covich, 2004, 2005; Rueda-Delgado et al., 2006).

As taxas de decomposição registradas em nosso estudo podem não ter sido influenciadas por alterações antropogênicas dos córregos e suas bacias. Diversos outros fatores podem influenciar nessas taxas e podem ter contribuído para a falta de padrão encontrado, como altitude do córrego, fragmentação física, conteúdo de lignina e nitrogênio e estrutura e formato das folhas, temperatura e qualidade da água, assembleia de macroinvertebrados, entre outros (Fleituch, 2001; Leroy e Marks, 2006; Griffiths et al., 2012).

Ainda não existe um consenso sobre qual seria a relação entre as taxas de decomposição e a cobertura e uso da terra e sua possível utilização como indicador

ambiental (Huryn et al., 2002; Niyogi et al., 2003; Hagen et al., 2006; Kreutzweiser et al., 2008; Mckie e Malmqvist, 2009; Feio et al., 2010; Lecerf e Richardson, 2010; Piscart et al., 2011). As microbacias estudadas em nosso trabalho apresentaram uma variedade de usos da terra, predominando a agricultura, pastagem, silvicultura e vegetação nativa.

Em relação à agricultura, alguns autores não encontraram relações fortes entre esse tipo de uso e a decomposição (Huryn et al., 2002; Hagen et al., 2006), enquanto outros encontraram (Niyogi et al., 2003; Piscart et al., 2011). Huryn et al. (2002) e Hagen et al. (2006) afirmam não ter encontrado relações claras devido a efeitos confundidos, como os relacionados ao aumento de nutrientes nos córregos e aos macroinvertebrados, causados pelo uso da terra agrícola sobre o processo de decomposição.

Já em relação a córregos de vegetação nativa preservada e córregos desmatados, estudos apontam que as taxas de decomposição (k) foram relacionadas ao uso da terra (Benfield et al., 2001; Kreutzweiser et al., 2008; Mckie e Malmqvist, 2009; Encalada et al., 2010; Feio et al., 2010; Lecerf e Richardson, 2010; Piscart et al., 2011; Jinggut et al., 2012). Alguns apontam que esse processo é mais rápido nos córregos preservados do que em córregos cuja vegetação foi convertida em outros tipos de uso (Encalada et al., 2010; Feio et al., 2010). Outros fatores também influenciam na velocidade dessas taxas, como a forma como foi realizado o desmatamento (Jinggut et al., 2012) e o tempo decorrido após esse impacto (Mckie e Malmqvist, 2009; Lecerf e Richardson, 2010).

Autores encontraram taxas de decomposição relacionadas ao uso da terra dependendo da escala analisada (Sponseller e Benfield, 2001). No entanto, em nosso estudo não foram observadas correlações significativas entre as taxas de decomposição e os protocolos WHEBIP e RCE nas diferentes escalas abrangidas. As métricas que compõem o WHEBIP abordam propriedades ambientais que atuam em várias escalas espaciais e influenciam o habitat físico do córrego e sua estrutura de comunidade. Por isso, esse protocolo avança na avaliação ecossistêmica, uma vez que expande a escala espacial de análise dos lugares individualmente para toda a configuração da paisagem, utilizando o sensoriamento remoto para gerar os resultados de avaliação (Bain et al., 2000). Apesar da robustez do protocolo, ele não refletiu de forma clara a funcionalidade do ecossistema medida através das taxas de decomposição, uma vez que esse processo apresenta elevada complexidade e muitos fatores atuantes.

Também não encontramos correlações entre o WHEBIP e o RCE com as métricas de qualidade ambiental relacionadas às comunidades de macroinvertebrados. No estudo de Goforth e Bain (2010), os autores não encontraram relações significativas entre o WHEBIP e as medidas biológicas de macroinvertebrados bentônicos estudadas. Em seu estudo o WHEBIP não foi bem sucedido ao prever medidas de integridade diretamente nos locais (como as medidas de comunidades de macroinvertebrados), sugerindo que deve ser empregada cautela ao interpretar as previsões do protocolo e indicando a necessidade de estudos intensivos para decisões de manejo finais. Ainda segundo os autores, avaliar a integridade de córregos com base em interpretações de fotografias aéreas é um desafio único, pois a biota pode responder a fenômenos altamente localizados ou estocásticos que podem não ser detectados com base nessas interpretações.

As métricas sugeridas por Saito (2013) não apresentaram relação significativa com os protocolos estudados neste trabalho. Isto pode ter ocorrido devido às diferenças metodológicas utilizadas em ambos os trabalhos: enquanto utilizamos a colonização de folhas em sacos de nylon (“litterbags”), o trabalho de Saito (2013) utilizou amostradores tipo “Surber”. Rodrigues et al. (no prelo) apontam que coletas ativas e experimentos de colonização de substrato obtêm resultados diversos sobre a fauna bentônica em sistemas lóticos.

Os índices de diversidade também não apresentaram correlações com o WHEBIP e RCE. Esses índices baseiam-se na suposição de que os locais menos impactados apresentam uma riqueza maior de espécies e uma distribuição mais homogênea do que os mais impactados (Cao et al., 1996). Essa questão, no entanto, sofre a crítica de que não existe consistência na relação de diminuição da diversidade e o aumento do estresse ambiental (Connell, 1978; Cairns e Pratt, 1993), o que poderia explicar nossos resultados. Alguns impactos, como o enriquecimento orgânico, podem resultar em aumento de recursos para a fauna, aumentando a riqueza desses locais (Lenat, 1983; Sonoda et al., 2009).

Um resultado interessante do nosso estudo foi a correlação observada entre o WHEBIP e a variação nas taxas de decomposição. Ao decompor o WHEBIP, encontramos uma tendência a um efeito significativo entre o Eixo 1 da PCA e entre essa variação, indicando efeitos da cobertura florestal na microbacia neste resultado. Córregos de baixa ordem são influenciados fortemente pela vegetação ripária do

entorno (Vannote et al., 1980), e canais que mantêm sua morfologia natural sofrem menos erosão e exportam menos sedimentos (Karr e Schlosser, 1978; Allan e Flecker, 1993). Os córregos de baixa ordem são muito sensíveis aos efeitos do desmatamento (Lecerf e Richardson, 2010). Assim, os impactos causados nos córregos devido a conversão da cobertura da terra resultam em uma maior entrada de sedimentos, maior rapidez do fluxo de água devido a chuvas (Allan e Flecker, 1993), maior abrasão física das folhas, entre outros fatores, que podem ter causado essa variação maior nas taxas de decomposição foliar dos córregos com menor cobertura florestal.

Em córregos degradados, onde a cobertura vegetal é escassa ou inexistente, alguns trabalhos apontam para uma menor estabilidade das comunidades de macroinvertebrados, devido a maiores efeitos de perturbações, como as chuvas (Santos, 2010; Libório, 2011) e canalizações (Negishi, Inoue e Nunokawa, 2002). É provável que canais menos modificados mantenham um habitat mais diverso e substrato mais estável e forneçam mais refúgios para os invertebrados em fluxos extremos (Gjerlov et al., 2004). Em nosso trabalho, ao calcularmos o Índice de Similaridade de Horn não encontramos uma relação significativa. No entanto, ao retirarmos o córrego 5 das análises, obtivemos uma relação de modo geral significativa. O córrego 5 apresentou a menor abundância tanto após 2 dias quanto após 28 dias. Em ambos os casos com dominância de Chironomidae não-Tanypodinae e *Cloedes* (Ephemeroptera), resultando em baixa diferenciação entre as duas amostras.

Após 28 dias, este córrego apresentou proporcionalmente mais EPT que os outros, mesmo sendo degradado/desmatado. E isso poderia decorrer de uma série de fatores, incluindo a sua localização. Talvez a proximidade do fragmento da Embrapa em sua cabeceira pudesse possibilitar a colonização por táxons EPT, mesmo não sendo um córrego preservado. No entanto, tanto as imagens de satélite quanto a campanha de campo mostraram que o córrego 5 apresenta uma vegetação ciliar bastante degradada, em alguns pontos com a presença de bambus. A recente tentativa de restauração da mata ciliar em seu lado direito (propriedade particular) provavelmente ainda não deve ter proporcionado a melhoria da qualidade da água e a colonização por macroinvertebrados sensíveis à degradação. Outro fator que pode ter sido responsável é a colonização por táxons comuns de EPT (Baetidae e Hydropsychidae) que apresentam baixos escores de BMWP, não indicando que são táxons sensíveis que ocorrem apenas em córregos preservados (Hellawell, 1989).

No córrego 5, *Cloedes* e *Oecetis* influenciaram bastante esses resultados, constituindo 95% do total de indivíduos de EPT registrados. Apesar de Leptoceridae apresentar um alto escore para o BMWP, os gêneros apresentam diferentes tolerâncias: dos quatro gêneros estudados por MacLean (1995), *Oecetis* foi considerado muito tolerante a baixas concentrações de oxigênio dissolvido, enriquecimento, temperatura e pH, enquanto os demais gêneros foram intolerantes ou moderadamente tolerantes. Desta forma, os táxons de EPT que dominaram a fauna do córrego 5 eram bastante tolerantes à degradação ambiental e, mesmo pontuando alto nos indicadores ligados ao EPT, apresentaram baixo valor de BMWP.

As taxas de decomposição em nosso estudo não apresentaram correlações significativas com os protocolos testados e nem com as métricas de qualidade ambiental relacionadas às comunidades de macroinvertebrados utilizadas. No entanto, um padrão interessante que encontramos foi que as microbacias com maior cobertura florestal proporcionaram uma maior estabilidade da fauna de macroinvertebrados, o que pode ter ocasionado a menor variação nas taxas de decomposição nesses córregos preservados.

5. Considerações Finais

A conversão da cobertura da terra em todo o mundo tem causado inúmeras alterações nos sistemas lóticos e diversos estudos mostram que medidas funcionais podem ser utilizadas para medir a integridade desses sistemas. O uso da taxa de decomposição no monitoramento, apesar de apresentar uma série de desvantagens, como a perda das amostras, prevê uma resposta integrada a mudanças ambientais por ser extremamente relacionada a outros fatores, como fragmentadores, que contribuem muito com esse processo e são bastante sensíveis a diversos distúrbios que afetam os córregos. Entretanto, há uma série de dificuldades e cuidados que devem ser tomados ao utilizar esse tipo de medida.

Ao interpretar índices de integridade, deve-se ter cautela e basear decisões de manejo em uma ampla gama de características locais ao invés de avaliar com base em uma única ou em um grupo de características, conforme sugerido por alguns autores. Além disso, devem ser direcionados estudos mais intensos para tomada de decisões finais de manejo.

No presente estudo encontramos que: 1) o protocolo WHEBIP é tão eficiente quanto o RCE para determinar a integridade de córregos; 2) WHEBIP não está correlacionado a processos de decomposição foliar em córregos tropicais e 3) o WHEBIP também não está correlacionado às métricas de qualidade ambiental relacionadas às comunidades de macroinvertebrados. No entanto, esse protocolo está correlacionado a variação nas taxas de decomposição e a estabilidade das comunidades de macroinvertebrados.

Nossos resultados sugerem que a variação nas taxas de decomposição pode vir a ser uma métrica interessante para o uso em monitoramento, por integrar a variação em processos que pode ser maior em córregos degradados. Assim, propomos que essa variação poderia ser uma forma interessante de avaliar sua integridade, uma vez que engloba não só uma medida funcional de córregos, mas também sua relação com uso e cobertura da terra, integrando características físicas do habitat e das comunidades biológicas. No entanto, ainda é necessária maior compreensão dos fatores que promovem a variação em córregos com diferentes usos da terra, para que os processos envolvidos sejam compreendidos.

6. Referências Bibliográficas

- Adair, E.C., Hobbie, S.E., Hobbie, R.K., 2010. Single-pool exponential decomposition models: potential pitfalls in their use in ecological studies. *Ecology* 91, 1225–1236.
- Allan, J.D., 2004. Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 35, 257–84.
- Allan, J.D., Erickson, D.L, Fay, J., 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biol* 37, 149–161.
- Allan, J.D. e Flecker, A.S., 1993. Biodiversity Conservation in Running Waters Identifying the major factors that threaten destruction of riverine species and ecosystems. *BioScience* 43, 32-43.
- Bain, M.B., Harig, A. L., Loucks, D.P., Goforth, R.R., Mills, K.E., 2000. Aquatic ecosystem protection and restoration: advances in methods for assessment and evaluation. *Environ Sci Policy* 3, 89-98.
- Baptista, D.F., Buss, D.F., Egler, M., Giovanelli, A., Silveira, M.P., Nessimian, J.L., 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia* 575, 83–94.
- Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B.D., Stribling, J.B., 1999. Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, DC.
- Beale, C.M., Yearsley, J.M., Lennon, J.J., Brewer, M.J., Elston, D.A., 2010. Regression analysis of spatial data. *Ecol Lett* 13, 246–264.
- Benfield, E.F., Webster, J.R., Tank, J.L., Hutchens, J.J., 2001. Long-Term Patterns in Leaf Breakdown in Streams in Response to Watershed Logging. *Internat Rev Hydrobiol* 86, 4–5, 467–474.
- Benfield, E.F., 2006. Decomposition of leaf material, in: Haurin, F.R. e Lamberti, G.A. (Eds.), *Methods in Stream Ecology*, 2 ed. Academic Press, San Diego: 711-720.
- Benstead, J.P., Douglas, M.M., Pringle, C.M., 2003. Relationships of stream invertebrate communities to deforestation in eastern Madagascar. *Ecol Appl* 13, 1473–1490.

- Bunn, S.E. e Davies, P.M., 2000. Biological processes in running waters and their implications for the assessment of ecological integrity. *Hydrobiologia* 422/423: 61–70.
- Cairns Jr., J., Pratt, J.R., 1993. A History of Biological Monitoring Using Benthic Macroinvertebrates. *In*: Rosenberg, D. M., Resh, V. H. Freshwater biomonitoring and benthic invertebrates. Chapman and Hall, New York.
- Camara, G., Souza R.C.M., Freitas, U.M., Garrido, J., 1996. SPRING: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling. *Comput Graphics* 20, 395-403.
- Cao, Y., Bark, A.W., Williams, P., 1996. Measuring the responses of macroinvertebrate communities to water pollution: a comparison of multivariate approaches, biotic and diversity indices. *Hydrobiologia* 341, 1-19.
- Clapcott, J.E., Collier, K.J., Death, R. G., Goodwin, E.O., Harding, J.S., Kelly, D., Leathwick, J.R., Young, R.G., 2012. Quantifying relationships between land-use gradients and structural and functional indicators of stream ecological integrity. *Freshwater Biol* 57, 74–90.
- Connell, J.H., 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199, 1302-1310.
- Davies, N.M., Norris, R.H., Thoms, M.C., 2000. Prediction and assessment of local stream habitat features using large-scale catchment characteristics. *Freshwater Biol* 45, 343–369.
- Dudgeon D., Wu, K.K.Y., 1999. Leaf litter in a tropical stream: food or substrate for macroinvertebrates? *Arch Hydrobiol* 146: 65-82.
- Encalada, A.C., Calles, J., Ferreira, V., Canhoto, C.M., Graça, M.A.S., 2010. Riparian land use and the relationship between the benthos and litter decomposition in tropical montane streams. *Freshwater Biol* 55, 1719–1733.
- Ernest, C., 2004. *Protecting The Source: Land Conservation and the Future of America's Drinking Water*. Published by: Trust for Public Land and American Water Works Association. 52 p.
- Feio, M.J., Alves, T., Boavida, M., Medeiros, A., Graça, M.A., 2010. Functional indicators of stream health: a river-basin approach. *Freshwater Biol* 55, 1050–1065.
- Fleituch, T., 2001. Beech Leaf Breakdown and POM Storage along an Altitudinal Stream Gradient. *Internat Rev Hydrobiol* 86, 4-5, 515–525.

- Fortin, M.J. e Dale, M.R.T., 2005. *Spatial analysis: a guide for ecologists*. Cambridge University Press.
- Frappier, B. e Eckert, R.T., 2007. A new index of habitat alteration and a comparison of approaches to predict stream habitat conditions. *Freshwater Biol* 52, 2009–2020.
- Gessner, M.O. e Chauvet, E., 2002. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecol Appl* 12, 498–510.
- Gjerlov, C., Hildrew, A.G., Jones, J.I., 2004. Mobility of stream invertebrates in relation to disturbance and refugia: a test of habitat templet theory. *J N Am Benthol Soc* 22, 207–223.
- Goforth, R.R., Bain, M.B., 2010. Assessing stream integrity based on interpretations of map-based riparian and subbasin properties. *Landscape Ecol Eng* 8, 33-43.
- Gonçalves Jr., J.F., Resende, R.S., França, J., Callisto, M., 2012. Invertebrate colonisation during leaf processing of native, exotic and artificial detritus in a tropical stream. *Mar Freshwater Res* 63: 428-439.
- Graça, M.A.S., 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams – a review. *Internat Rev Hydrobiol* 86: 383-393.
- Griffiths, N.A., Tank, J.L., Roley, S.S., Stephen, M.L., 2012. Decomposition of maize leaves and grasses in restored agricultural streams. *Freshwater Sci* 31, 848-864.
- Hagen, E.M., Webster, J.R., Benfield, E.F., 2006. Are leaf breakdown rates a useful measure of stream integrity along an agricultural landuse gradient? *J N Am Benthol Soc* 25, 330–343.
- Hellawell, J.M., 1989. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier Applied Science, London & New York.
- Hernandez, O., Merritt, R.W., Wipfli, M.S., 2005. Benthic invertebrate community structure is influenced by forest succession after clearcut logging in southeastern Alaska. *Hydrobiologia* 533, 45–59.
- Hershey, A.E., Lamberti, G.A., 1998. Stream macroinvertebrate communities. *River Ecology and Management-Lessons from the Pacific coastal ecoregion*, 169-199.
- Hurn, A.D., Hurn, V.M.B., Arbuckle, C.J., Tsomides, L., 2002. Catchment land-use, macroinvertebrates and detritus processing in headwater streams: taxonomic richness versus function. *Freshwater Biol* 47, 401-415.
- Hynes, H.B.N., 1975. The stream and its valley. *Verh Internat Verein Limnol* 19, 1–15.

- IGC – Instituto Geográfico e Cartográfico. Cartas topográficas 1:10.000. Disponível em: <<http://www.igc.sp.gov.br/>> Acesso em 2012.
- INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Imagem de satélite. Disponível em: <<http://www.inpe.br/>> Acesso em 2012.
- Iverson, L.R., Szafoni, D.L., Baum, S.E., Cook, E.A., 2001. A Riparian Wildlife Habitat Evaluation Scheme Developed Using GIS. *Environ Manage* 28, 639–654.
- Jinggut, T., Yule, C.M., Boyero, L., 2012. Stream ecosystem integrity is impaired by logging and shifting agriculture in a global megadiversity center (Sarawak, Borneo). *Sci Total Environ* 437, 83–90.
- Jost, L., 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology* 88, 2427–2439.
- Karr, J.R., 1991. Biological Integrity: A Long-Neglected Aspect of Water Resource Management. *Ecol Appl* 1, 66-84.
- Karr, J.R., 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater Biol* 41, 221-234.
- Karr, J.R. e Chu, E.W., 2000. Sustaining living Rivers. *Hydrobiologia* 422/423: 1–14.
- Karr, J.R. e Dudley, D.R., 1981. Ecological Perspective on Water Quality Goals. *Environ Manage* 5, 55-68.
- Karr, J.R., Fausch, K.D., Angermeier, P.L., Yant, P.R., Schlosser, I.J., 1986. Assessing Biological Integrity in Running Waters A Method and Its Rationale. Illinois Natural History Survey Special Publication.
- Karr, J.R. e Schlosser, I.J., 1978. Water Resources and the Land-Water Interface. *Science* 201, 229-234.
- Kreutzweiser, D.P., Good, K.P., Capell, S.S., Holmes, S.B., 2008. Leaf-litter decomposition and macroinvertebrate communities in boreal forest streams linked to upland logging disturbance. *J N Am Benthol Soc* 27, 1–15.
- Lecerf, A. e Richardson, J.S., 2010. Litter decomposition can detect effects of high and moderate levels of forest disturbance on stream condition. *Forest Ecol Manag* 259, 2433–2443.
- Lenat, D.R., 1983. Chironomid Taxa Richness: Natural Variation and Use in Pollution Assessmen. *Freshwater Invertebrate Biology* 4, 192-198.
- Leroy, C.J. e Marks, J.C., 2006. Litter quality, stream characteristics and litter diversity influence decomposition rates and macroinvertebrates. *Freshwater Biol* 51, 605–617.

- Libório, R.A., 2011. A diversidade beta de comunidades de macroinvertebrados é menor em córregos degradados? Uma avaliação experimental. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo. Orientador: Marcel Okamoto Tanaka.
- Ligeiro, R., Moretti, M.S., Gonçalves Jr., J.F., Callisto, M., 2010. What is more important for invertebrate colonisation in a stream with low-quality litter inputs: exposure time or leaf species? *Hydrobiologia* 654, 125-136.
- Loyola, R. G. N. Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade. V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação – Anais, Volume I. UFES, Vitória, Espírito Santo, 10 a 15 de outubro de 2000. 46-52, 2000.
- MacLean, D. B., 1995. Adult Trichoptera of the Devil Track River Watershed, Cook County, Minnesota and their role in biomonitoring. *Great Lakes Entomol* 28,135-154.
- Magee, P.A., 1993. Detrital Accumulation and Processing in Wetlands. *Waterfowl Management Handbook*. Paper 20.
- Maloney, K.O., Weller, D.E., Russell, M.J. Hothorn, T., 2009. Classifying the biological condition of small streams: an example using benthic macroinvertebrates. *J N Am Benthol Soc* 28, 869-884.
- MapInfo Corporation, 2011. *MapInfo Professional, Version 11.0*. New York: Troy.
- Mckie, B.G. e Malmqvist, B., 2009. Assessing ecosystem functioning in streams affected by forest management: increased leaf decomposition occurs without changes to the composition of benthic assemblages. *Freshwater Biol* 54, 2086–2100.
- Mesa, L.M., 2010. Effect of spates and land use on macroinvertebrate community in Neotropical Andean streams. *Hydrobiologia* 641, 85–95.
- Minshall G.W., 1996. Bringing biology back into water quality assessments, in: Committee on Inland Aquatic Ecosystems. *Freshwater Ecosystems: Revitalizing Educational Programs in Limnology*. Water Science and Technology Board, Commission on Geosciences, Environment, and Resources, National Research Council, USA, pp. 289–324.
- Miranda, M.J., Pinto, H.S., Zullo Júnior, J., Fagundes, R.M., Fonsechi, D.B., Calve, L., Pellegrino, G.Q., 2012. *Clima dos municípios paulistas*. CEPAGRI/UNICAMP.

Available from: <<http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios-paulistas.html>> Acesso em 2013.

- Miserendino, M.L., Casaux, R., Archangelsky, M., Di Prinzio, C.Y., Brand, C., Kutschker, A.M., 2011. Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. *Sci Total Environ* 409, 612–624.
- Morley, S.A. e Karr, J.R., 2002. Assessing and Restoring the Health of Urban Streams in the Puget Sound Basin. *Conserv Biol* 16, 1498–1509.
- Nash, M.S., Heggem, D.T., Ebert, D., Wade, T.G., Hall, R.K., 2009 Multi-scale landscape factors influencing stream water quality in the state of Oregon. *Environ Monit Assess* 156, 343–360.
- Neghisi, J.N., Inoue, M., Nunowaka, M., 2002. Effects of channelisation on stream habitat in relation to a spate and flow refugia for macroinvertebrates in northern Japan. *Freshwater Biol* 47, 1515–1529.
- Nislow, K.H. e Lowe, W.H., 2006. Influences of logging history and riparian forest characteristics on macroinvertebrates and brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in headwater streams (New Hampshire, U.S.A.). *Freshwater Biol* 51, 388–397.
- Niyogi, D.K., Simon, K.S., Townsend, C.R., 2003. Breakdown of tussock grass in streams along a gradient of agricultural development in New Zealand. *Freshwater Biol* 48, 1698–1708.
- Olson, J.S., 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 42, 322-331.
- Paula, F.R., Gerhard, P., Wenger, S.J., Ferreira, A., Vettorazzi, C.A., Ferraz, S.F.B., 2013. Influence of forest cover on in-stream large wood in an agricultural landscape of southeastern Brazil: a multi-scale analysis. *Landscape Ecol* 28, 13–27.
- Paul, M.J., Meyer, J.L., Couch, C.A., 2006. Leaf breakdown in streams differing in catchment land use. *Freshwater Biol* 51, 1684–1695.
- Petersen Jr., R.C., 1992. The RCE: a Riparian, Channel, and Environmental Inventory for small streams in the agricultural landscape. *Freshwater Biol.* 27, 295-306.
- Petersen, R.C. e Cummins, K.W., 1974. Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biol* 4, 343-368.
- Peterson, E.E., Merton, A.A., Theobald, D.M., Urquhart, N.S., 2006. Patterns of spatial autocorrelation in stream water chemistry. *Environ Monit Assess* 121, 571–596.

- Pires, A.M.Z.C.R., 2003 Ref. Prefeitura Municipal de São Carlos, Secretaria Municipal de Desenvolvimento Sustentável, Ciência e Tecnologia. Projeto: “Estatísticas de São Carlos”. Relatório Final do Sub-Projeto: “Utilização de técnicas de geoprocessamento para gerenciamento ambiental do Município de São Carlos voltado à proteção, recuperação e uso sustentado dos recursos hídricos”.
- Pires, J.S.R., Santos, J.E., Del Prette, M.E., 2002. A utilização do conceito de bacia hidrográfica para a conservação dos recursos naturais, in: Shiavetti e Camargo (Orgs.), Conceito de bacia hidrográfica: teoria e aplicações. Editus/UESC – Ilhéus. Cap. 1.
- Piscart, C., Navel, S., Maazouzi, C., Montuelle, B., Cornut, J., Mermillod-Blondin, F., Chatelliers, M.C., Simon, L., Marmonier, P., 2011. Leaf litter recycling in benthic and hyporheic layers in agricultural streams with different types of land use. *Sci Total Environ* 409, 4373–4380.
- Pratt, B. e Chang, H., 2012. Effects of land cover, topography, and built structure on seasonal water quality at multiple spatial scales. *J Hazard Mater* 209– 210, 48– 58.
- Rangel, T.F., Diniz-Filho, J.A.F., Bini, L.M., 2010. SAM: a comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. *Ecography* 33, 46-50.
- Raven, P.J., Boon, P.J., Dawson, F.H., Ferguson, A.J.D., 1998. Towards an integrated approach to classifying and evaluating rivers in the UK. *Aquat Conserv* 8, 383–393.
- Rapport, D.J., Constanza, R., McMichael, A.J., 1998. Assessing ecosystem health. *Trends Ecol Evol* 13, 397-402.
- Rodrigues et al. (no prelo).
- Ross, L.S., 1994. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais e antropizados. Laboratório de Geomorfologia – Departamento de Geografia FLLCH/USP.
- Rueda-Delgado, G., Wantzen, K.M., Tolosa, M.B., 2006. Leaf-litter decomposition in an Amazonian floodplain stream: effects of seasonal hydrological changes. *J N Am Benthol Soc* 25, 233-249.
- Saito, V. S., 2013. Macroinvertebrados aquáticos em riachos de Cerrado: Abordagens ecológicas teórica e aplicada. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos. Orientadora: Alaíde Ap. Fonseca-Gessner.
- Santos, B.G., 2010. Análise da estabilidade de comunidades de macroinvertebrados em riachos preservados e degradados na bacia inferior do rio Jacaré-Guaçu, estado de

- São Paulo. Trabalho de Conclusão de Curso. (Graduação em Bacharelado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de São Carlos. Orientador: Marcel Okamoto Tanaka.
- Santos, G.M. e Santos, A.C.M., 2005. Sustentabilidade para a Amazônia. *Estud. av.*, 19. São Paulo, 2011. Situação dos Recursos Hídricos no Estado de São Paulo. Ano base 2009. Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos de São Paulo.
- Sedell, J., Sharpe, M., Apple, D.D., Copenhagen, M.M. Furniss, M., 2000. Water and the Forest Service. United States Department of Agriculture, Forest Service, Washington Office, FS-660.
- Sonoda, K.C., Matthaei, C.D., Trivinho-Strixino, S., 2009 Contrasting land uses affect Chironomidae communities in two Brazilian rivers. *Fundamental and Applied Limnology / Arch Hydrobiol* 174, 173-184.
- Sponseller, R.A. e Benfield, E.F., 2001. Influences of land use on leaf breakdown in southern Appalachian headwater streams: a multiple-scale analysis. *J N Am Benthol Soc* 20, 44–59.
- Strayer, D.L., Beighley, R.E., Thompson, L.C., Brooks, S., Nilsson, C., Pinay, G., Naiman, R.J., 2003. Effects of Land Cover on Stream Ecosystems: Roles of Empirical Models and Scaling Issues. *Ecosystems* 6, 407–423.
- Suriano, M.T., Fonseca-Gessner, A.A., Roque, F.O., Froelich, C.G., 2011. Choice of macroinvertebrate metrics to evaluate stream conditions in Atlantic Forest, Brazil. *Environ Monit Assess (Print)*. 15p.
- SYSTAT Software Inc. 2009. SYSTAT for Windows, Version 13.0. SYSTAT Software Inc., Richmond, Califórnia.
- Townsend, C.R., Dec, S.D., Norris, R., Peacock, K., Arbuckle, C., 2003. The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction. *Freshwater Biol* 48, 768–785.
- Townsend, C.R., Begon, M., Harper, J.L., 2006. *Fundamentos em ecologia*. 2 ed. Porto Alegre: Artmed.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., 1980. The river continuum concept. *Can J Fish Aquat Sci* 37, 130-137.
- Wallace, J.B. e Anderson, N.H., 1996. Habitat, life history, and behavioral adaptations of aquatic insects. In: Merritt, R.W., Cummins, K.W. (eds.). *An introduction to the*

- aquatic insects of North America, 3 ed., Kendall/ Hunt Publishing Company, Dubuque: 41-73.
- Webster, J.R. e Benfield, E.F., 1986. Vascular Plant Breakdown in Freshwater Ecosystems. *Annu Rev Ecol Syst* 17, 567-594.
- Whiles, M.R. e Wallace, B., 1997. Leaf litter decomposition and macroinvertebrate communities in headwater streams draining pine and hardwood catchments. *Hydrobiologia* 353, 107–119.
- Wright, M.S. e Covich, A.P., 2004. Relative Importance of Bacteria and Fungi in a Tropical Headwater Stream: Leaf Decomposition and Invertebrate Feeding Preference. *Microbial Ecol* 49, 536–546.
- Wright, M.S. e Covich, A.P., 2005. The Effect of Macroinvertebrate Exclusion on Leaf Breakdown Rates in a Tropical Headwater Stream. *Biotropica* 37, 403–408.
- Young, R.G., Matthaei, C.D., Townsend, C.R., 2008. Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assessing river ecosystem health. *J N Am Benthol Soc* 27, 605–625.

Apêndice

Apêndice A: Avaliação de habitats de bacia hidrográfica e Protocolo de Integridade Biótica (WHEBIP - Watershed Habitat Evaluation and Biotic Integrity Protocol) com a descrição das medidas e os critérios de classificação para cada uma (Retirado de Goforth e Bain, 2010).

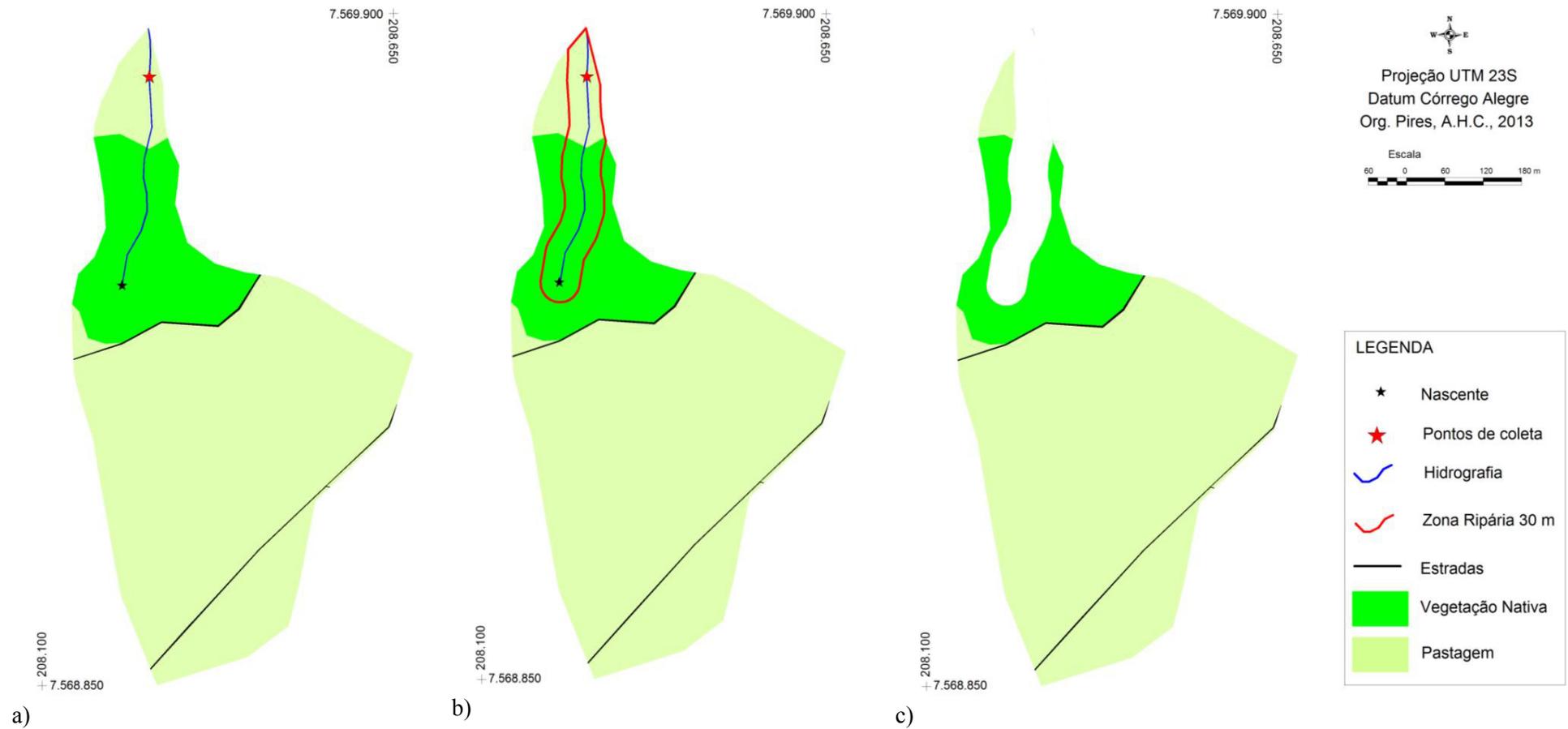
Métrica (fontes)	Descrição das características das métricas	Pontuação
1. Cobertura dominante da zona ripária (mapas e fotografias aéreas de cobertura da terra)	Florestada; zonas úmidas arborizadas	35
	Arbustos/gramíneas altas; zonas úmidas	25
	Gramíneas (pastagem)	5
	Linha de plantio, construção, residência / vegetação comercial ou não (solo descoberto)	1
2. Largura estimada de zona ripária (floresta ou de zonas húmidas); pontuação de todas as terras de outras coberturas como 1 (fotografias aéreas e mapas de cobertura da terra)	>30m	35
	5–30 m	25
	<5m	1
3. Continuidade do dossel ripário ao longo do córrego (fotografias aéreas)	Sem intervalos no dossel ripário	35
	Intervalos de 10% do dossel	25
	Intervalos de 10–50% do dossel	10
	Intervalos <50% do dossel ou dossel inexistente	0
4. Presença de zonas úmidas	Zonas úmidas dominam a zona ripária	20
	Zonas úmidas compõem 50% ou mais da zona ripária	10
	Ausência de zonas úmidas	5
5. Percentagem estimada de cobertura da terra para além da zona ripária como lavoura ou pastagem (mapas de cobertura da terra e fotografias aéreas)	<25%	25
	25–49%	15
	50–74%	5
	>=75%	1
6. Percentagem estimada de cobertura da terra além da zona ripária como floresta ou arbustos (mapas de cobertura da terra e fotografias aéreas)	>75%	35
	50–75%	20
	25–49%	10
	<25%	1
7. Cobertura da zona ripária para trechos a montante (incluindo cobertura da área convergindo para formar o segmento) - (mapas de cobertura da terra, fotografias aéreas)	Florestada	50
	Arbustos/Gramíneas altas	40
	Gramínea (pastagem)	10
	Linhas de cultura ou solo nu	1
8. Cobertura da terra da sub-bacia para os segmentos de córregos imediatamente a montante (inclui áreas da sub-bacia onde os tributários convergem para formar o segmento de córrego; mapas de cobertura da terra, fotografias aéreas)	>75% intacto	30
	50–75% intacto	20
	25–49% intacto	10
	<25% intacto	1
9. Declividade (“land gradient”) da terra dos trechos de córrego na sub-bacia (mapa topográfico)	Baixo gradiente	20
	Gradiente Moderado	15
	Gradiente Alto	10
10. Fontes pontuais de poluição (por exemplo, plantas de tratamento de esgotos, minas, construção civil, currais, “trilhas” de gado e estradas) - (mapas de cobertura da terra, fotografias aéreas)	Nenhum ponto provável de fontes	25
	Ponto provável de fonte na área de drenagem	10
	Ponto provável de fonte adjacente ao córrego	1
11. Presença de estradas (por exemplo, extração de madeira, fazendas, cascalho,	Sem presença de estradas	25
	Presença de estradas, próximas a 30m do	10
		45

travessias de pontes ou bueiros) - (mapas e fotografias aéreas)	córrego ou atravessando-o por pontes ou bueiros.	
	Presença de estradas: travessia através do córrego ou construção ativa	1
12. Existência de atividades de conservação (por exemplo, margeamento ripário, conservação do solo, retirada de terras, etc)	Ações de conservação por 10 anos	25
- (mapas de cobertura da terra, fotografias aéreas), planejamento da terra, organizações de conservação; pontuação para áreas de floresta e zonas úmidas: 25)	Ações de conservação por 5–10 anos	15
	Ações de conservação por 5 anos	10
	Sem ações de conservação	1

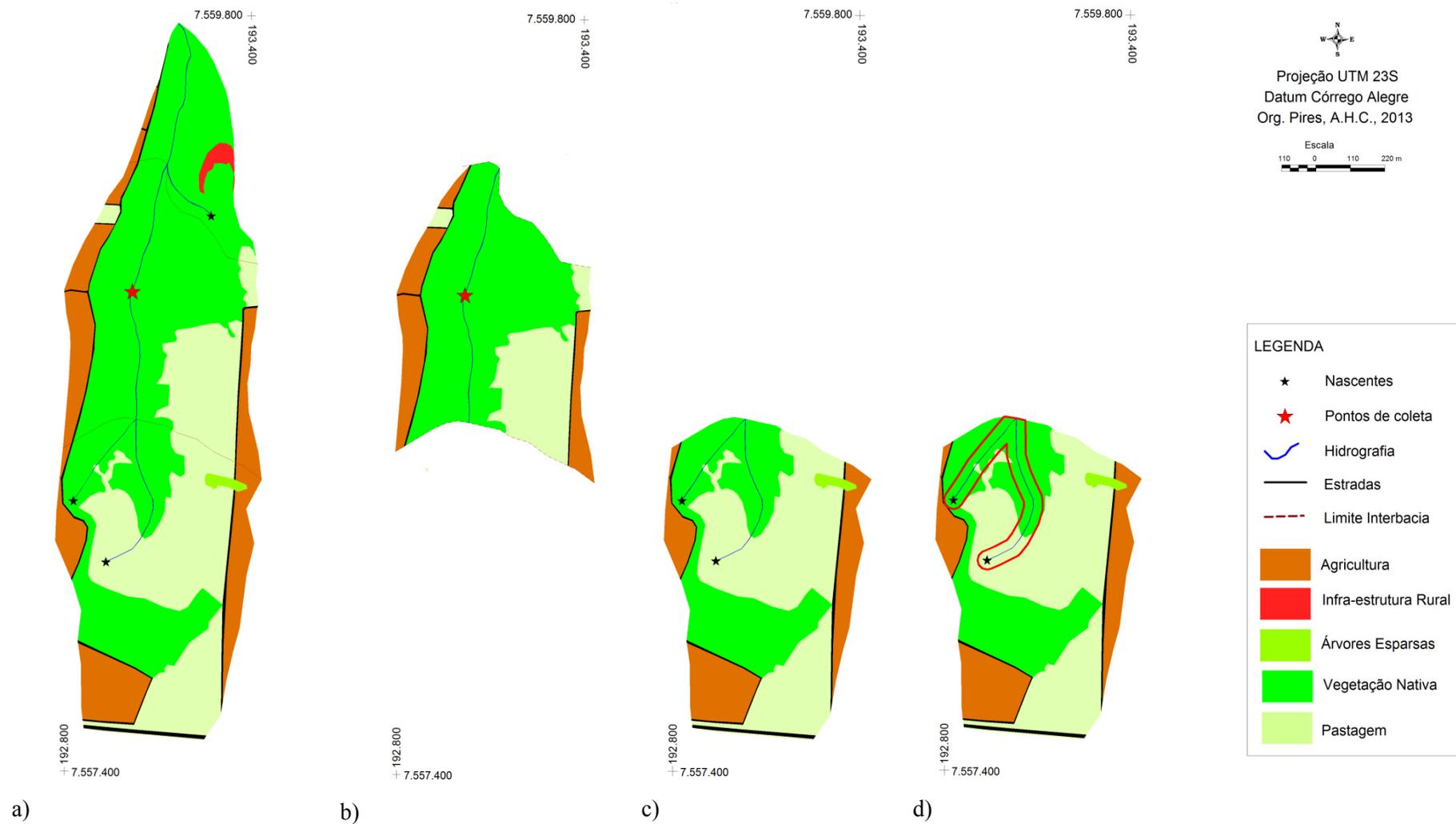
Apêndice B: Descrições das classes associadas às pontuações do WHEBIP (Retirado de Goforth e Bain, 2010).

	Pobre	Regular	Bom	Muito bom	Excelente
Zona ripária	Uso da terra intensivo com zona ripária arbórea ausente ou escassa.	Corredor ripário arbóreo ou gramíneo estreito com uso da terra intensivo e quebras frequentes.	Corredor ripário > 10m de largura, com uso da terra moderado e quebras ocasionais.	Corredor ripário >30m de largura, com uso da terra baixo ou moderado e poucas quebras.	Corredor ripário florestado >50m de largura, com poucas, ou nenhuma quebra.
Canal do córrego	Instável com barras de sedimentos, canalização e/ou bancos rebaixados e instáveis.	Em grande parte instável com barras de cascalho e bancos rebaixados e instáveis.	Em grande parte estável com barras de cascalho e bancos estáveis moderados com algum rebaixamento.	Estável, com barras de cascalho ocasionais presentes e bancos em grande parte estáveis com pouco rebaixamento.	Estável, com barras de cascalho escassas e bancos estáveis com pequeno rebaixamento não suportado.
Substrato	Dominado por partículas finas e muito homogêneas.	Cascalhos e pedregulhos embutidos com pouco interstício.	Cascalhos e pedregulhos com algum sedimento e interstícios óbvios.	Cascalhos, pedregulhos e pedras com sedimento leve e interstícios óbvios.	Cascalhos, pedregulhos e pedras com pouco ou nenhum sedimento e interstícios óbvios.
Integridade biótica	Macrófitas/algas presentes, peixes reófilos escassos; riqueza de espécies bentônicas baixa.	Macrófitas/algas presentes; poucos peixes reófilos; riqueza moderada de espécies bentônicas tolerantes.	Manchas de macrófitas/algas escassas; alguns peixes reófilos; riqueza de espécies bentônicas moderada; alguns taxa intolerantes.	Algumas manchas de algas e/ou musgos; peixes reófilos comuns; riqueza de espécies bentônicas alta; taxa intolerantes comuns.	Algumas manchas de algas ou musgos; peixes reófilos comuns; riqueza de espécies bentônicas alta; taxa intolerantes.

Apêndice C: Procedimentos utilizados para o cálculo das métricas do WHEBIP para córregos de primeira ordem. No caso, o exemplo utilizado foi o córrego 1. a) microbacia (métricas 7 a 12). b) largura de 30 metros de cada lado do córrego (métricas 1 a 4 do WHEBIP). c) exclusão da zona ripária de 30 m de cada lado do córrego para o cálculo das métricas 5 e 6.



Apêndice D: Procedimentos utilizados para o cálculo das métricas do WHEBIP para córregos de segunda ordem. No caso, o exemplo utilizado foi o córrego 6. a) microbacia (métricas 9 a 12). b) interbacia (métricas 1 a 4 do WHEBIP). c e d) área a montante da interbacia (cálculo das métricas 7 e 8).



Apêndice E: Fotos dos córregos e pontos de coleta.



a)



b)

Córrego 1: EMBRAPA (Fazenda Canchim) a) Vista geral do córrego; b) Conjunto de amostras em um dos pontos do córrego. Fotos: Pires, A.H.C. (2012).



a)

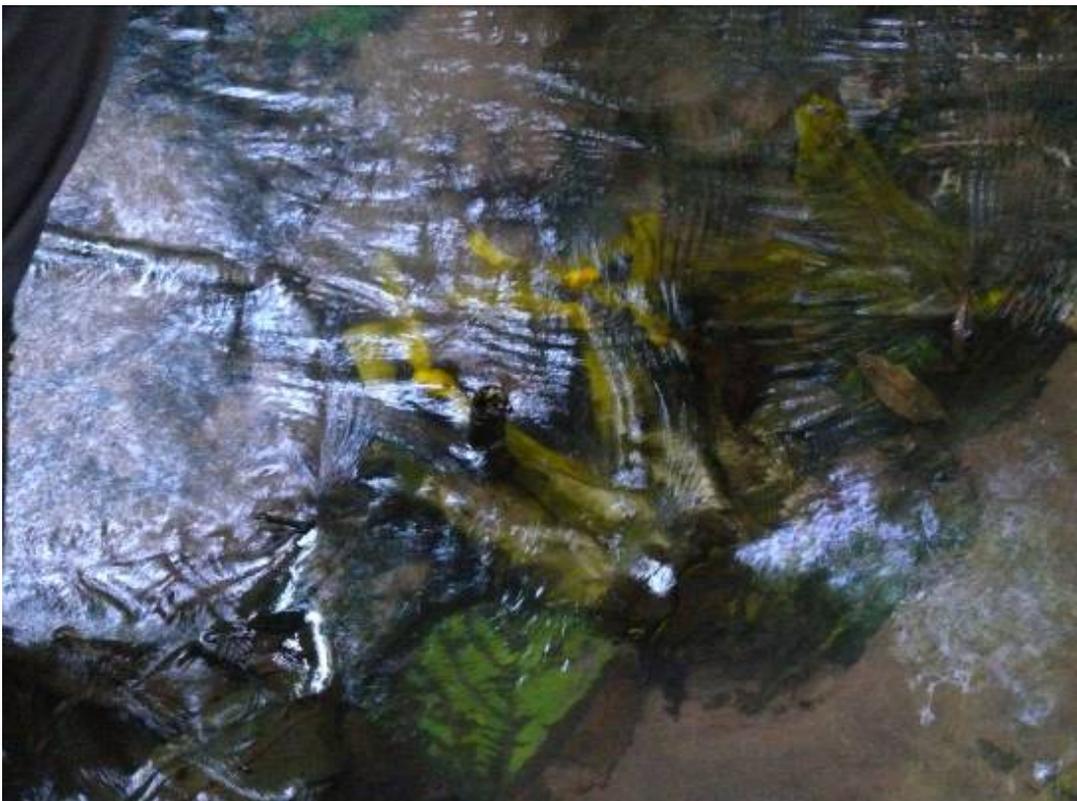


b)

Córrego 2: EMBRAPA (Fazenda Canchim) a) Vista geral do córrego; b) Conjunto de amostras em um dos pontos do córrego. Fotos: Pires, A.H.C. (2012).



a)



b)

Córrego 3: EMBRAPA (Fazenda Canchim) a) Vista geral do córrego; b) Conjunto de amostras em um dos pontos do córrego. Fotos: Pires, A.H.C. (2012).



a)



b)

Córrego 4: EMBRAPA (Fazenda Canchim) a) Vista geral do córrego; b) Conjunto de amostras em um dos pontos do córrego. Fotos: Pires, A.H.C. (2012).



a)

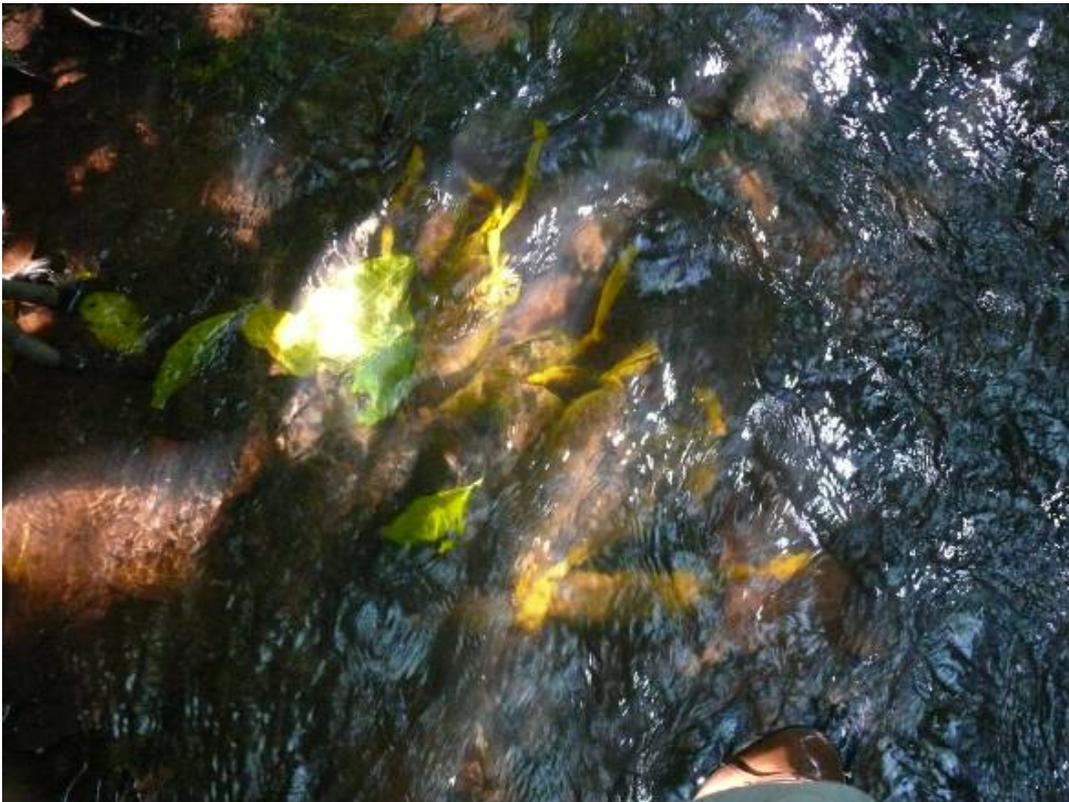


b)

Córrego 5: EMBRAPA (Fazenda Canchim) a) Vista geral do córrego; b) Conjunto de amostras em um dos pontos do córrego. Fotos: Pires, A.H.C. (2012).



a)



b)

Córrego 6: Fazenda Santa Maria do Monjolinho a) Vista geral do córrego; b) Conjunto de amostras em um dos pontos do córrego. Fotos: Pires, A.H.C. (2012).



a)



b)

Córrego 7: Fazenda Santa Maria do Monjolinho a) Vista geral do córrego; b) Conjunto de amostras em um dos pontos do córrego. Fotos: Pires, A.H.C. (2012).



a)



b)

Córrego 8: UFSCar a) Vista geral do córrego; b) Conjunto de amostras em um dos pontos do córrego. Fotos: Pires, A.H.C. (2012).



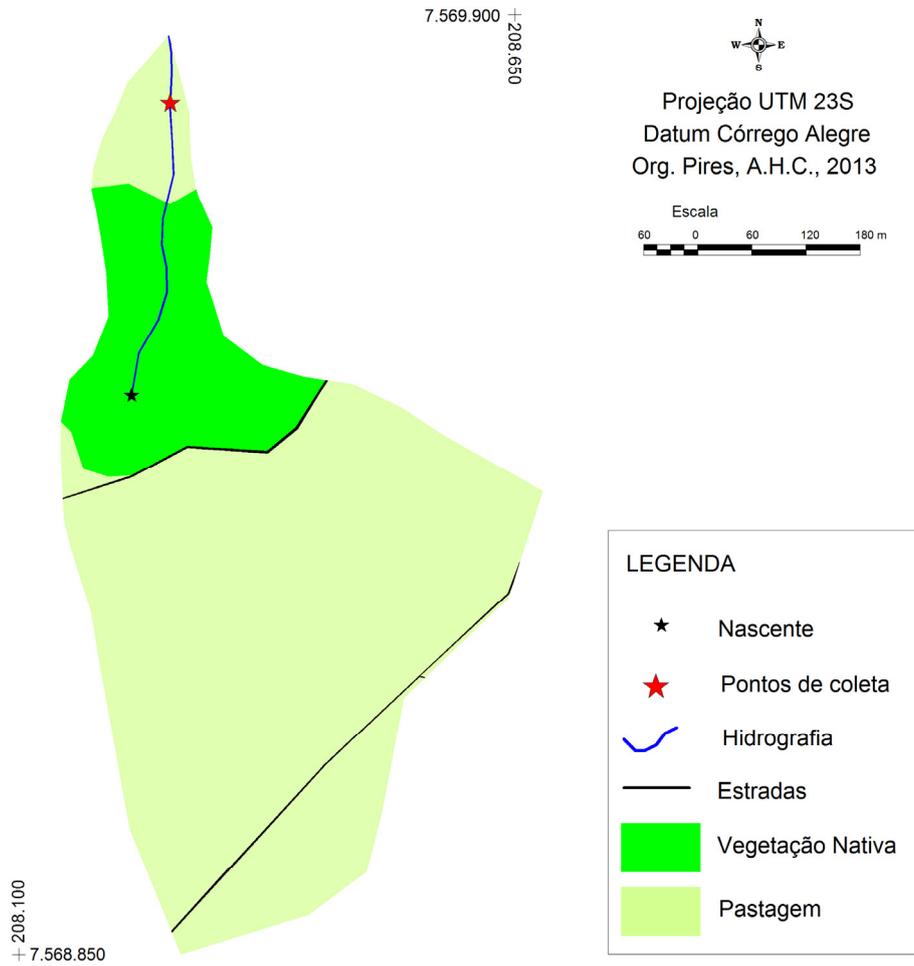
a)



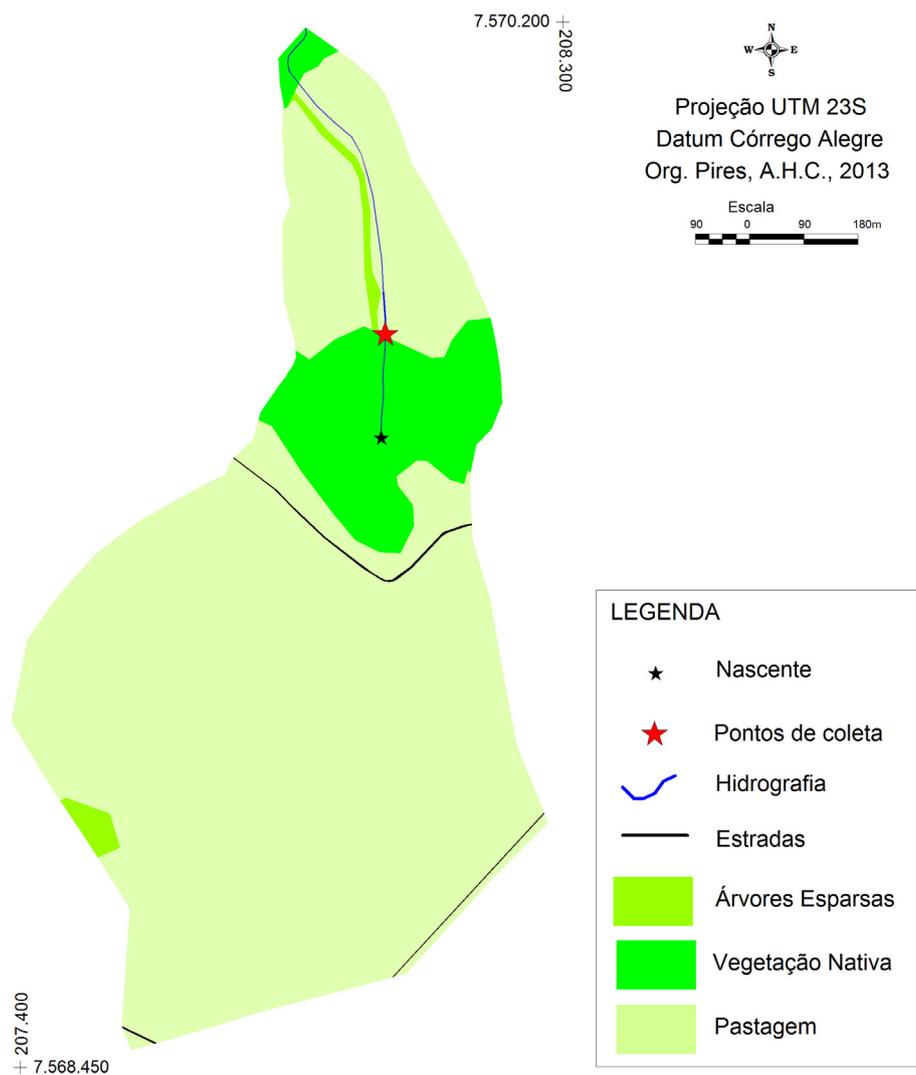
b)

Córrego 9: UFSCar a) Vista geral do córrego; b) Conjunto de amostras em um dos pontos do córrego. Fotos: Pires, A.H.C. (2012).

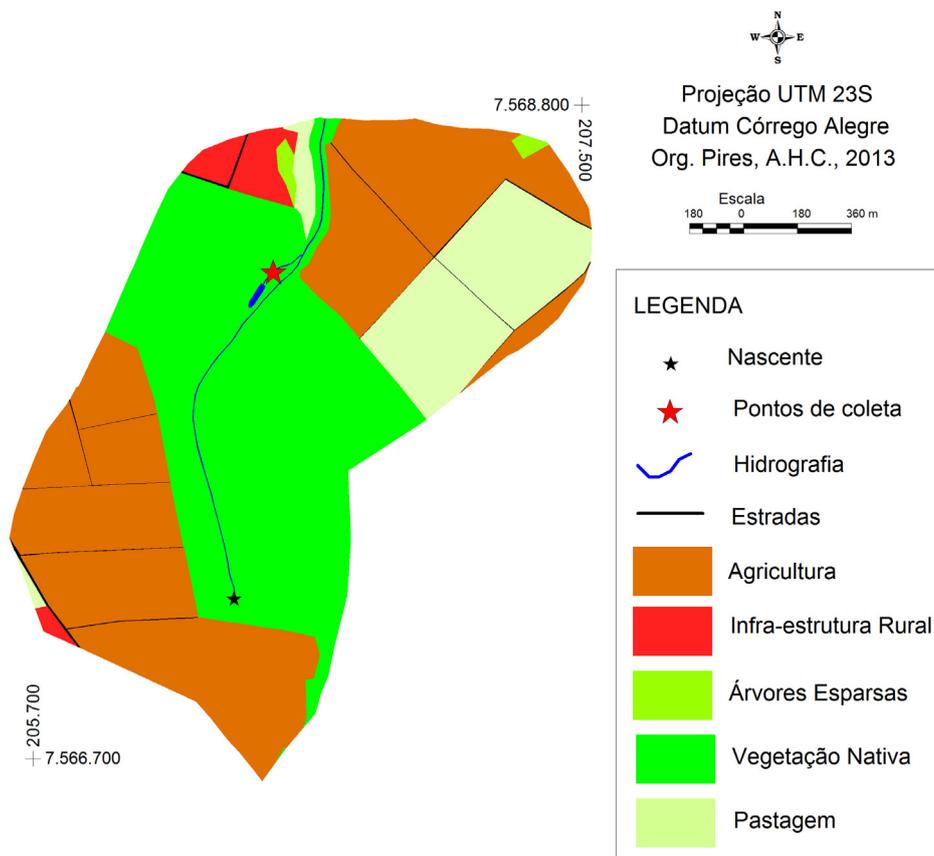
Apêndice F: Mapas de uso da terra das nove microbacias estudadas.



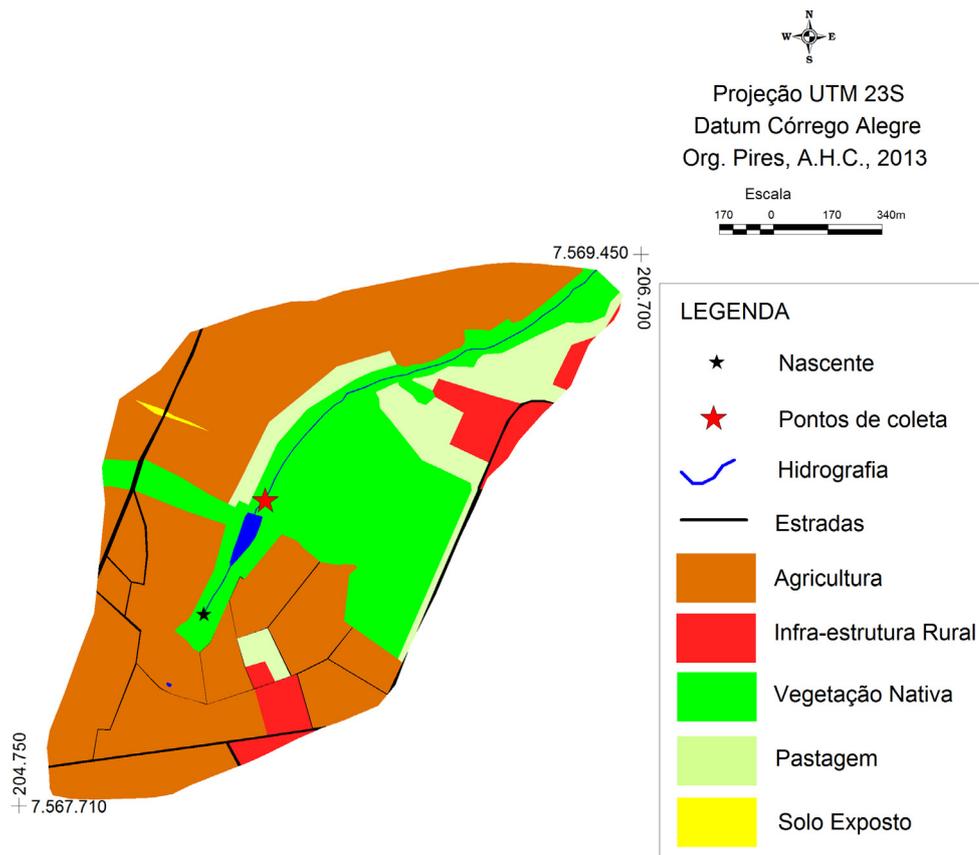
Córrego 1: Mapa de uso da terra da microbacia localizada na EMBRAPA (Fazenda Canchim), e localização dos pontos de coleta de dados.



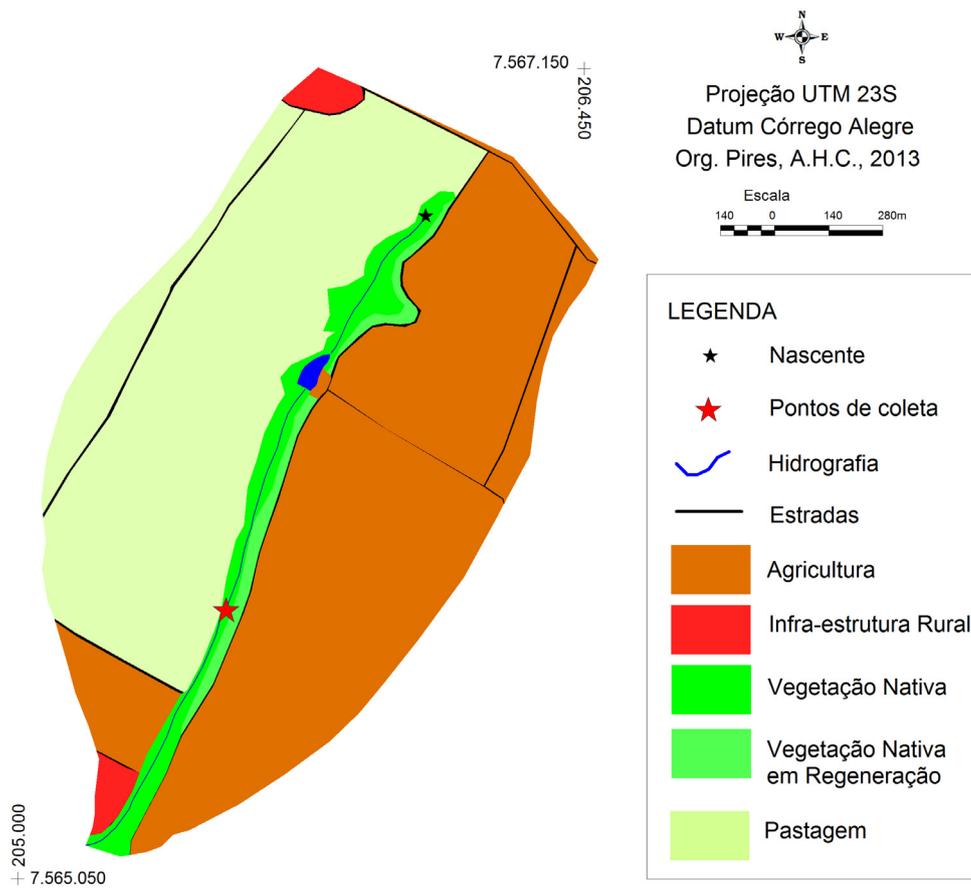
Córrego 2: Mapa de uso da terra da microbacia localizada na EMBRAPA (Fazenda Canchim), e localização dos pontos de coleta de dados.



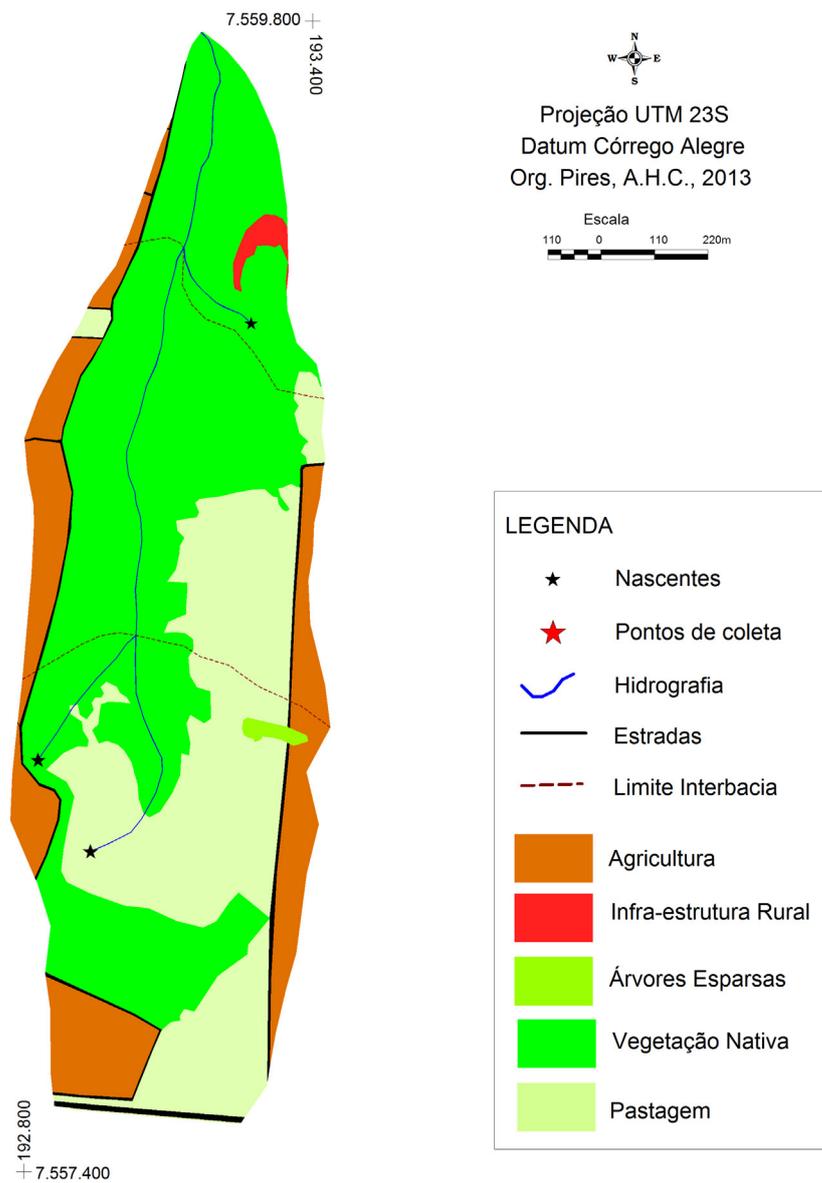
Córrego 3: Mapa de uso da terra da microbacia localizada na EMBRAPA (Fazenda Canchim), e localização dos pontos de coleta de dados.



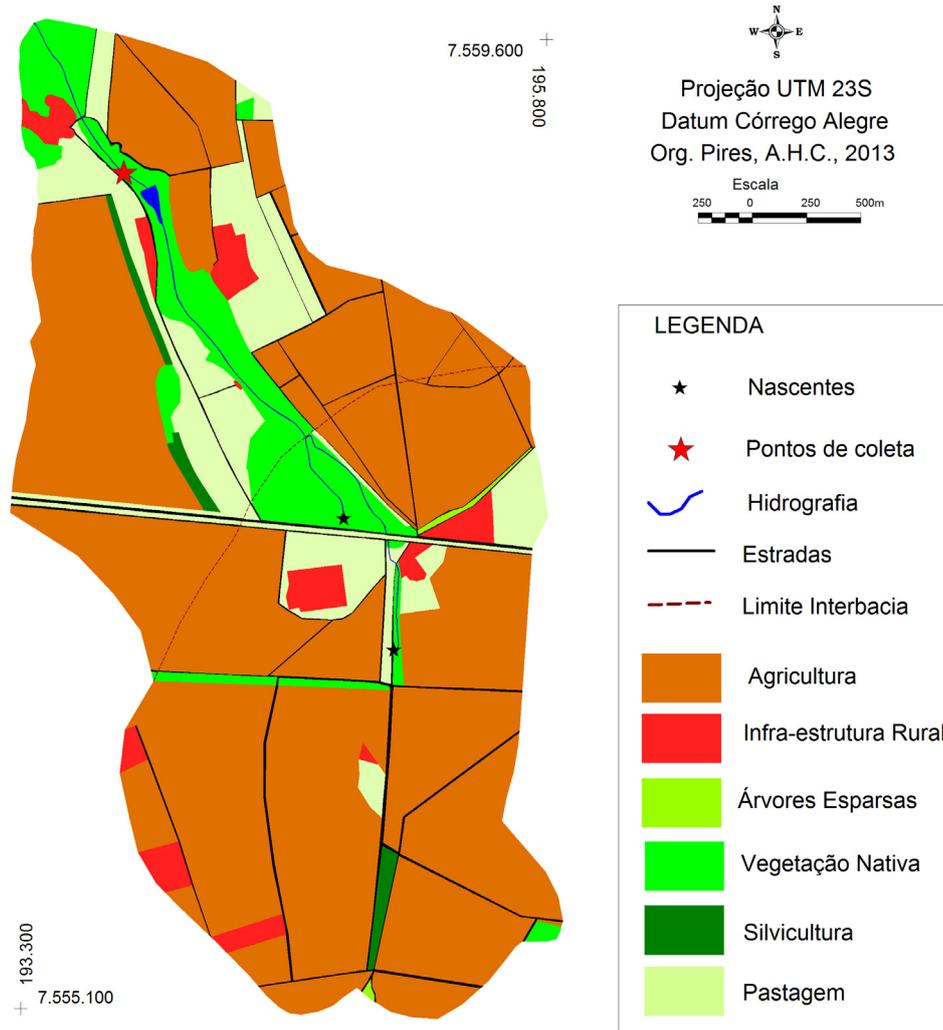
Córrego 4: Mapa de uso da terra da microbacia localizada na EMBRAPA (Fazenda Canchim), e localização dos pontos de coleta de dados.



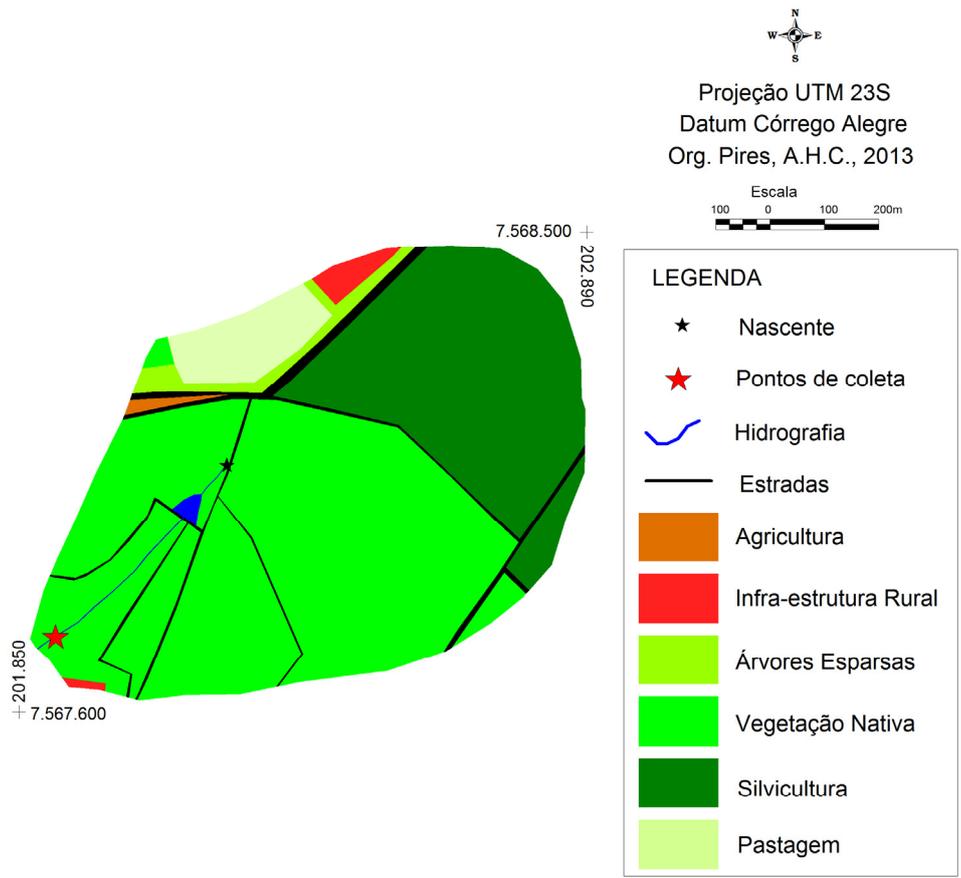
Córrego 5: Mapa de uso da terra da microbacia localizada na EMBRAPA (Fazenda Canchim), e localização dos pontos de coleta de dados.



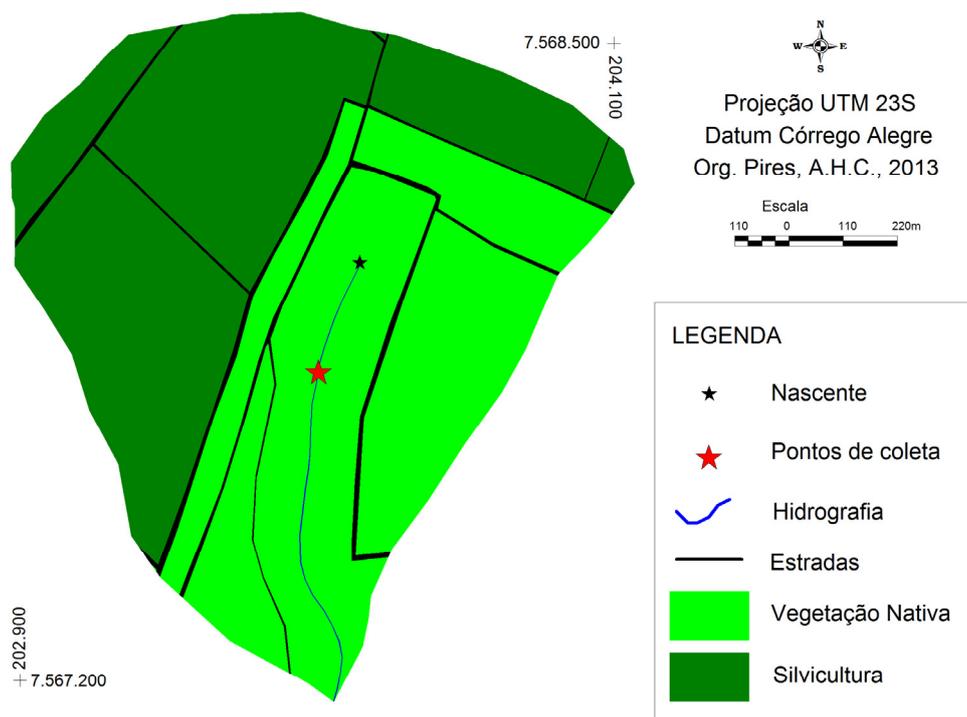
Córrego 6: Mapa de uso da terra da microbacia localizada na Fazenda Santa Maria do Monjolinho, e localização dos pontos de coleta de dados.



Córrego 7: Mapa de uso da terra da microbacia localizada na Fazenda Santa Maria do Monjolinho, e localização dos pontos de coleta de dados.



Córrego 8: Mapa de uso da terra da microbacia localizada na Universidade Federal de São Carlos, e localização dos pontos de coleta de dados.



Córrego 9: Mapa de uso da terra da microbacia localizada na Universidade Federal de São Carlos, e localização dos pontos de coleta de dados.

Apêndice G: Abundâncias totais dos táxons de macroinvertebrados coletados nos dias 2 e 28 nos nove córregos estudados (C1 a C9).

Classe/Ordem	Família	Taxon	Dia 2									Dia 28								
			C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9
Amphipoda	Hyallelidae	Hyallelidae	1	1	0	0	0	3	0	0	0	0	16	0	0	0	9	0	0	0
Bivalvia		Bivalvia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	18	0	1	0	0	0
Coleoptera	Dryopidae	<i>Dryops</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0
		Elmidae	<i>Heterelmis</i> larva	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0
		<i>Hexacylloepus</i> adulto	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	0	0	0	2	0	0
		<i>Hexacylloepus</i> larva	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	19	5	5	0	6	20	0	0
		<i>Stegoelmis</i> larva	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		Hydrophilidae	<i>Derallus</i> larva	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
		Staphylinidae	Staphylinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	Ceratopogonidae	Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	3	20	3	0	0	0	0	0
		Chironomidae	não Tanypodinae	89	206	358	285	34	26	202	28	109	142	226	288	40	91	85	359	93
		<i>Stenochironomus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	49	14	1	1	14	67	8	9
		Tanypodinae	2	10	5	28	1	3	25	4	6	20	25	30	4	6	6	13	36	11
		Simuliidae	Simuliidae	1	123	4	14	3	0	23	1	9	0	1	4	0	0	0	2	0
Ephemeroptera	Tipulidae	Tipulidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Baetidae	<i>Cloedes</i>	0	1	8	22	4	29	0	1	8	0	2	9	5	22	19	0	0	2
	Leptohyphidae	<i>Leptohyphes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Leptophlebiidae	<i>Askola</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
		<i>Farrodes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0
		<i>Miroculis</i>	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	25	6
	Gastropoda		Gastropoda	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Hemiptera	Naocoridae	<i>Limnocoris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
Hirudinea		Hirudinea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	

Isopoda		Isopoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Megaloptera	Corydalidae	<i>Corydalus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	2	0	0
Odonata	Calopterygidae	Calopterygidae	0	2	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2
	Coenagrionidae	<i>Argia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	3	4	1	0	2	0
		Coenagrionidae1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	6
	Gomphidae	Gomphidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
	Libellulidae	<i>Dythemis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Oligochaeta		Oligochaeta	0	0	0	100	0	0	1	0	0	97	6	3	145	10	47	18	0
Platyhelminthes		Platyhelminthes	21	0	0	14	0	0	0	0	14	7	21	30	0	2	0	0	0
Plecoptera	Gripopterygidae	<i>Gripopteryx</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2
	Perlidae	<i>Anacroneuria</i>	0	1	1	2	0	0	0	0	1	0	2	6	0	1	0	1	0
Trichoptera	Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Ecnomidae	<i>Austrotinodes</i>	0	0	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
	Hydropsychidae	<i>Smicridea</i>	11	17	10	3	0	0	20	0	0	22	10	15	1	1	1	52	0
	Leptoceridae	<i>Oecetis</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	8	0	14	0	0	1
	Polycentropodidae	<i>Cyrnellus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	1	0	0	0	19	0
		<i>Polypsectropus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10