

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS  
NATURAIS**

**MACROINVERTEBRADOS EM CÓRREGOS DE BAIXA ORDEM SOB  
DIFERENTES USOS DO SOLO NO ESTADO DE SÃO PAULO: SUBSÍDIOS  
PARA O BIOMONITORAMENTO.**

**MARCIA THAIS SURIANO**

**São Carlos – SP**

**2008**

# **Livros Grátis**

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS  
NATURAIS**

**MACROINVERTEBRADOS EM CÓRREGOS DE BAIXA ORDEM SOB  
DIFERENTES USOS DO SOLO NO ESTADO DE SÃO PAULO: SUBSÍDIOS  
PARA O BIOMONITORAMENTO.**

**MARCIA THAIS SURIANO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências (Ciências Biológicas), área de concentração em Ecologia e Recursos Naturais.

**São Carlos – SP**

**2008**

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

S961mc

Suriano, Marcia Thais.

Macroinvertebrados em córregos de baixa ordem sob diferentes usos do solo no estado de São Paulo : subsídios para o biomonitoramento / Marcia Thais Suriano. -- São Carlos : UFSCar, 2008.

127 f.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2008.

1. Macroinvertebrados. 2. Biomonitoramento. 3. Ecologia - córrego. 4. Métrica. 5. Sistemas lóticos. I. Título.

CDD: 574.5 (20<sup>a</sup>)

---

Orientadora: Profa. Dra. Alaide A. Fonseca Gessner

*A nossa vida se resume em ensinamentos  
na forma de AMOR;*

*amor ao trabalho, seja ele qual for...  
amor ao próximo, indistintamente...  
amor à família, laços de sangue ou não...  
amor a Deus, sobre todas as coisas...*

*Ao meu filho, João Pedro*  
*Pelo sentimento mais nobre e puro: o amor*

*Ao meu marido: Marcelo*  
*Pelo seu amor tão dedicado e carinhoso*

*Aos meus pais: Giuseppe e Wilma*  
*Pelo amor incondicional...*

## AGRADECIMENTOS

Quero agradecer a todas as pessoas que participaram no desenvolvimento e realização deste trabalho e, que certamente, contribuíram para meu crescimento profissional e pessoal.

À Profa. Dra. Alaide A. Fonseca Gessner, pela orientação e pelos ensinamentos valiosos na minha formação, mas sobretudo, pela sua amizade carinhosa, sua paciência e generosidade.

À Profa. Dra. Susana Trivinho Strixino, pela amizade, pelos ensinamentos e sugestões ao trabalho apresentado no Exame de Qualificação.

Ao Prof. Dr. Marcel O. Tanaka, pela amizade, pelo profissionalismo, pelas sugestões ao trabalho apresentado no Exame de Qualificação e pelo auxílio nas análises estatísticas.

Ao Prof. José Roberto Verani, pela amizade e sugestões ao trabalho apresentado no Exame de Qualificação.

Ao Prof. Dr. Fabio de Oliveira Roque pelo seu profissionalismo auxiliando-me nas análises e no desenvolvimento deste trabalho em todas as etapas, pela amizade e pelas nossas longas conversas.... Capilé, valeu!

Aos docentes e funcionários do PPG-ERN/UFSCar pelo aprendizado e atenção.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pela concessão da bolsa.

Aos técnicos Benedito Basset (“*in memoriam*”) e Luiz Joaquim pela amizade e auxílio em campo.

Ao Projeto Temático: “Levantamento e biologia de Insecta e Oligochaeta aquáticos de sistemas lóticos do Estado de São Paulo” integrado ao Programa Biotafapesp (processo nº 03/10517-9), pelo suporte financeiro durante as campanhas de coleta.

Ao Prof. Dr. Claudio G. Froehlich, pela amizade, atenção e ensinamentos.

Aos colegas do Laboratório de Entomologia da FFCLRP/USP sempre atenciosos: Luiz, Adolfo, Rodolfo e em especial à Ana, Márcia e Lucas pelo auxílio em campo e na identificação do grupo EPT.

A todos os amigos do Laboratório de Ecologia de Insetos Aquáticos pelo convívio, diário ou não, mas sempre harmonioso. Agradeço aqueles que participaram de

forma direta no desenvolvimento deste trabalho: Melissa, por ter disponibilizados seus dados de Coleoptera; Tadeu, pelas correções e sugestões; Mateus, pelo Abstract, Fábio Laurindo, pelas correções; Onofre, pelos ensinamentos sobre Odonata e, agradeço também aqueles que fizeram parte do meu dia-a-dia de forma agradável e descontraída: Heliana, Márcia Cristina, Juliano, Gisele, Liriane, Carolina, Livia, Suzana, Priscilla, Inácio, Chico Pegado, Mário, João, Marlon e em especial, Leny e Renata amigas que estão distantes dos olhos mas que permanecem no coração...

Aos amigos Alessandra, Lauriberto, Andresa, Daniel, Livia, Rejane, Cristiano, Ana Beatriz, Ana, Clóvis e Daniela.... e todas as respectivas famílias, pelo apoio, carinho e atenção.

À amiga e 'irmã' Eliane sempre presente me auxiliando em todos os momentos e não deixando que eu esmorecesse....*"vamo que vamo!"*

À minha família abençoada!!! Meu filho, João Pedro; meu marido, Marcelo; meus pais, Giuseppe e Wilma; meu irmão, Mauricio; minhas cunhadas, Suellen e Juliana; meus sogros, Chim e Tetê e minha avó Maria. Obrigada pelo amor e carinho em todos os momentos de minha vida... eu não teria chegado aqui sem o apoio de todos vocês!

A Deus, por conceder-me nesta vida, o convívio entre anjos 'visíveis' e 'invisíveis' sempre dispostos a me auxiliar e por permitir-me compartilhar este momento com as pessoas que amo...

## **Sumário**

|              |  |           |
|--------------|--|-----------|
|              | <b>Resumo</b>                                      |           |
|              | <b>Abstract</b>                                    |           |
| <b>1.</b>    | <b>Introdução Geral</b>                            | <b>1</b>  |
| <b>2.</b>    | <b>Objetivos</b>                                   | <b>5</b>  |
| <b>3.</b>    | <b>Área de estudo</b>                              | <b>7</b>  |
| <b>3.1</b>   | <b>Floresta Ombrófila Mista</b>                    | <b>9</b>  |
| <b>3.1.1</b> | <b>Parque Estadual Campos do Jordão (PECJ)</b>     | <b>9</b>  |
| <b>3.2</b>   | <b>Floresta Semidecídua</b>                        | <b>10</b> |
| <b>3.2.1</b> | <b>Estação Ecológica Caetetus (EEC)</b>            | <b>10</b> |
| <b>3.2.2</b> | <b>Parque Estadual Furnas do Bom Jesus (PEFBJ)</b> | <b>11</b> |
| <b>3.2.3</b> | <b>Parque Estadual Vassununga (PEV)</b>            | <b>12</b> |
| <b>3.2.4</b> | <b>Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD)</b>       | <b>13</b> |
| <b>3.3</b>   | <b>Floresta Ombrófila Densa</b>                    | <b>15</b> |
| <b>3.3.1</b> | <b>Parque Estadual Intervales (PEI)</b>            | <b>15</b> |
| <b>3.4</b>   | <b>Plantação extensiva de cana-de-açúcar</b>       | <b>17</b> |
| <b>3.5</b>   | <b>Pastagem</b>                                    | <b>18</b> |
| <b>3.6</b>   | <b>Monocultura de eucalipto</b>                    | <b>18</b> |
| <b>4.</b>    | <b>Material e Métodos</b>                          | <b>20</b> |
| <b>4.1</b>   | <b>Caracterização ambiental</b>                    | <b>20</b> |
| <b>4.2</b>   | <b>Coleta e identificação da fauna</b>             | <b>21</b> |
| <b>5.</b>    | <b>Referências Bibliográficas</b>                  | <b>23</b> |

## **Capítulo I - Estrutura da comunidade de macroinvertebrados em córregos de baixa ordem situados em diferentes usos do solo no sudeste brasileiro.**

|            |  |           |
|------------|--|-----------|
|            | <b>Resumo</b>                          |           |
| <b>1.</b>  | <b>Introdução</b>                      | <b>29</b> |
| <b>2.</b>  | <b>Material e Métodos</b>              | <b>32</b> |
| <b>2.1</b> | <b>Área de Estudo</b>                  | <b>32</b> |
| <b>2.2</b> | <b>Caracterização Ambiental</b>        | <b>33</b> |
| <b>2.3</b> | <b>Coleta e Identificação da fauna</b> | <b>34</b> |

|              |  |           |
|--------------|--|-----------|
| <b>3.</b>    | <b>Análise dos Dados</b>   | <b>34</b> |
| <b>3.1</b>   | <b>Variáveis Ambientais</b>  | <b>34</b> |
| <b>3.2</b>   | <b>Estrutura taxonômica da comunidade</b>                                | <b>34</b> |
| <b>3.2.1</b> | <b>Riqueza taxonômica e abundância de indivíduos</b>                     | <b>34</b> |
| <b>3.2.2</b> | <b>Índices de Diversidade</b>  | <b>35</b> |
| <b>3.3</b>   | <b>Análise de Escalonamento Multi-Dimensional (MDS), ANOSIM e SIMPER</b> | <b>36</b> |
| <b>4.</b>    | <b>Resultados</b>  | <b>37</b> |
| <b>4.1</b>   | <b>Variáveis ambientais</b>  | <b>37</b> |
| <b>4.2</b>   | <b>Estrutura taxonômica da comunidade</b>                                | <b>41</b> |
| <b>4.2.1</b> | <b>Riqueza taxonômica, abundância e Índices de Diversidade</b>           | <b>41</b> |
| <b>4.3</b>   | <b>Análise de Escalonamento Multi-Dimensional (MDS)</b>                  | <b>55</b> |
| <b>5.</b>    | <b>Discussão</b>   | <b>59</b> |
| <b>6.</b>    | <b>Referências Bibliográficas</b>  | <b>69</b> |

**Capítulo II - Seleção de métricas para avaliação de integridade de córregos do Estado de São Paulo aplicadas à comunidade de macroinvertebrados.**

**Resumo**

|            |  |           |
|------------|--|-----------|
| <b>1.</b>  | <b>Introdução</b>                        | <b>76</b> |
| <b>2.</b>  | <b>Material e Métodos</b>                | <b>80</b> |
| <b>2.1</b> | <b>Área de Estudo</b>                    | <b>80</b> |
| <b>2.2</b> | <b>Caracterização Ambiental</b>          | <b>81</b> |
| <b>2.3</b> | <b>Coleta e Identificação da fauna</b>   | <b>81</b> |
| <b>3.</b>  | <b>Análise dos Dados</b>                 | <b>82</b> |
| <b>3.1</b> | <b>Critérios de seleção das métricas</b> | <b>82</b> |
| <b>3.2</b> | <b>Variáveis ambientais</b>              | <b>83</b> |
| <b>3.3</b> | <b>Variáveis espaciais</b>               | <b>83</b> |
| <b>3.4</b> | <b>Cálculo das métricas</b>              | <b>84</b> |
| <b>3.5</b> | <b>Correlação de Spearman</b>            | <b>85</b> |
| <b>3.6</b> | <b>Regressão Linear Múltipla</b>         | <b>85</b> |
| <b>4.</b>  | <b>Resultados</b>                        | <b>87</b> |
| <b>4.1</b> | <b>Variáveis ambientais</b>              | <b>87</b> |

|            |  |            |
|------------|--|------------|
| <b>4.2</b> | <b>Variáveis espaciais</b>   | <b>91</b>  |
| <b>4.3</b> | <b>Correlação de Spearman</b>  | <b>91</b>  |
| <b>4.4</b> | <b>Análise de Regressão Linear Múltipla e seleção das métricas</b>   | <b>92</b>  |
| <b>5.</b>  | <b>Discussão</b>   | <b>94</b>  |
| <b>5.1</b> | <b>Entendendo a resposta da comunidade frente às variáveis ambientais e espaciais</b>  | <b>94</b>  |
| <b>5.2</b> | <b>Resolução taxonômica como critério na seleção das métricas</b>  | <b>95</b>  |
| <b>5.3</b> | <b>Categorias de métricas selecionadas</b>   | <b>96</b>  |
| <b>5.4</b> | <b>Grupo funcional de alimentação</b>  | <b>97</b>  |
| <b>5.5</b> | <b>Contingências e implicações dos resultados para o desenvolvimento de índices multimétricos para o estado de São Paulo</b> | <b>99</b>  |
| <b>6.</b>  | <b>Referências Bibliográficas</b>  | <b>100</b> |
|            | <b>Considerações Finais</b>  | <b>105</b> |
|            | <b>Anexos</b>  | <b>109</b> |

## Lista de Figuras

### Introdução Geral

- Figura 1:** Mapa do estado de São Paulo indicando os locais e amostrados e seus respectivos usos do solo: Mata Ombrófila Mista (Parque Estadual Campos do Jordão: M1, M2, M3, M4 e M5); Mata Semi-decídua (Estação Ecológica Caetetus: S6, Parque Estadual Furnas do Bom Jesus: S7 e S8, Parque Estadual de Vassununga: S9, Parque Estadual Morro do Diabo: S10, S11 e S12); Floresta Ombrófila Densa (Parque Estadual Intervales: D13, D14 e D15); monocultura extensiva de cana-de-açúcar (C16, C17, C18, C19 e C20); pastagem (P21, P22, P23, P24 e P25) e monocultura de eucalipto (E26, E27, E28 e E29). 8
- Figura 2:** Mapa com a localização do Parque Estadual de Campos do Jordão, SP, e as fotos dos respectivos córregos amostrados: M1 – Afluente córrego Galharada, M2 – Córrego Galharada “Recanto das Mimosas”, M3 – Córrego Campo do Meio “Fazenda da Guarda”, M4 – Afluente Córrego Campo do Meio, M5 – Afluente Rio Sapucaí-Guaçu. 10
- Figura 3:** Mapa com a localização da Estação Ecológica de Caetetus, SP e o córrego amostrado: S6 - Córrego Barreiro. 11
- Figura 4:** Mapa com a localização do Parque Estadual Furnas do Bom Jesus, SP, e as respectivas fotos dos córregos amostrados: S7 – Afluente Córrego Pedra Grande, S8 – Afluente Córrego Furninha. 12
- Figura 5:** Mapa com a localização do Parque Estadual de Vassununga, SP, e a foto do córrego amostrado: S9 – Córrego da Gruta. 13
- Figura 6:** Mapa com a localização do Parque Estadual do Morro do Diabo, SP e as respectivas fotos dos córregos amostrados: S10 – Córrego da Onça, S11 – Córrego Taquara e S12 – Córrego Caldeirão. 15
- Figura 7:** Mapa do estado de São Paulo com a localização do parque Estadual Intervales e as respectivas fotos dos córregos amostrados: D13 – Córrego Cajado, D14 – Córrego Bocaina e D15 – Córrego Roda d’água. 16
- Figura 8:** Foto do córrego C18 situado em cana-de-açúcar, localizado na cidade de São Carlos, SP. 17
- Figura 9:** Foto do córrego P22 situado em pastagem, localizado na cidade de Corumbataí, SP. 18
- Capítulo I**
- Figura 1:** **Figura 1:** Mapa do estado de São Paulo indicando os locais e amostrados e seus respectivos usos do solo: Mata Ombrófila Mista (Parque Estadual Campos do Jordão: M1, M2, M3, M4 e M5); Mata Semi-decídua (Estação Ecológica Caetetus: S6, Parque Estadual Furnas do Bom Jesus: S7 e S8, Parque Estadual de Vassununga: S9, Parque Estadual Morro do Diabo: S10, S11 e S12); Floresta Ombrófila Densa (Parque Estadual Intervales: D13, D14 e D15); monocultura extensiva de cana-de-açúcar (C16, C17, C18, C19 e C20); pastagem (P21, P22, P23, P24 e P25) e monocultura de eucalipto (E26, E27, E28 e E29). 33
- Figura 2:** Ordenação da Análise de Componentes Principais (PCA) dos 29 córregos do estado de São Paulo, aplicadas às variáveis ambientais (pH, condutividade elétrica, DO, velocidade de correnteza da água, matacão, cascalho, areia e lodo). As Componentes 1 e 2 explicaram 43,79% e 26,55% da variabilidade respectivamente. 40
- Figura 3:** **Figura 3:** Participação relativa e abundância total dos grupos taxonômicos (valores à direita das colunas) amostrados em 29 córregos de baixa ordem sob diferentes usos do solo no estado de São Paulo. 53

|                    |  |    |
|--------------------|--|----|
| <b>Figura 4:</b>   | Ordenação obtida pelo MDS, representando a similaridade de Bray-Curtis entre os córregos estudados de baixa ordem no estado de São Paulo.  | 55 |
| <b>Figura 5:</b>   | Percentuais médios dos vinte táxons e respectivos desvios padrões mais representativos em córregos nas categorias de usos do solo (mata ombrófila mista, mata ombrófila densa, mata semidecídua, cana-de-açúcar, pastagem e eucalipto) no estado de São Paulo.   | 57 |
| <br>               |  |    |
| <b>Capítulo II</b> |  |    |
| <b>Figura 1:</b>   | <b>Figura 1:</b> Mapa do estado de São Paulo indicando os locais e amostrados e seus respectivos usos do solo: Mata Ombrófila Mista (Parque Estadual Campos do Jordão: M1, M2, M3, M4 e M5); Mata Semi-decídua (Estação Ecológica Caetetus: S6, Parque Estadual Furnas do Bom Jesus: S7 e S8, Parque Estadual de Vassununga: S9, Parque Estadual Morro do Diabo: S10, S11 e S12); Floresta Ombrófila Densa (Parque Estadual Intervales: D13, D14 e D15); monocultura extensiva de cana-de-açúcar (C16, C17, C18, C19 e C20); pastagem (P21, P22, P23, P24 e P25) e monocultura de eucalipto (E26, E27, E28 e E29). | 80 |
| <b>Figura 2:</b>   | Fluxograma da estratégia de análise dos dados.   | 82 |
| <b>Figura 3:</b>   | Ordenação da Análise de Componentes Principais (PCA) dos 29 córregos do estado de São Paulo, aplicadas às variáveis ambientais (pH, condutividade elétrica, DO, velocidade de correnteza da água, matacão, cascalho, areia e lodo). Os Componentes 1 e 2 explicaram 43,79% e 26,55% da variabilidade respectivamente.  | 89 |

## Lista de Tabelas

### Introdução Geral

|                  |  |   |
|------------------|--|---|
| <b>Tabela I:</b> | Locais de coleta, córregos coletados e respectivas coordenadas geográficas e uso do solo no Estado de São Paulo. | 8 |
|------------------|--|---|

### Capítulo I

|                  |  |    |
|------------------|--|----|
| <b>Tabela I:</b> | <b>Tabela I:</b> Caracterização dos córregos coletadas no Estado de São Paulo: altitude (Alt); valores médios de pH; condutividade elétrica (Cond); oxigênio dissolvido (OD); temperatura (T); largura (Lar); profundidade (Prof) e velocidade (Vel); Cobertura: 1-ombrófila mista, 2-ombrófila densa, 3-semidecídua, 4-cana-de-açúcar, 5-pastagem, 6-eucalipto, % rocha/matacão (R/M); % cascalho (C); % areia (A); % lodo (L), (-) valores de dados não registrados. | 39 |
|------------------|--|----|

|                   |   |    |
|-------------------|---|----|
| <b>Tabela II:</b> | Resultado da Análise dos Componentes Principais (PCA): coeficiente de correlação entre os Componentes 1 e 2 e, as variáveis ambientais (pH, condutividade elétrica, DO, velocidade de correnteza da água, matacão, cascalho, areia e lodo) dos córregos estudados do estado de São Paulo. | 40 |
|-------------------|---|----|

|                    |   |    |
|--------------------|---|----|
| <b>Tabela III:</b> | <b>Tabela III:</b> Número de indivíduos dos táxons de macroinvertebrados amostrados nos 29 córregos nas áreas: Parque Estadual de Campos do Jordão (M1-M5); Estação Ecológica de Caetetus (S6); Parque Estadual Furnas do Bom Jesus (S7 e S8); Estação Ecológica de Vassununga (S9); Parque Estadual do Morro do Diabo (S10- S12); Parque Estadual de Intervales (D13-D15); cana-de-açúcar (C16-C20); pastagem (P21-P25) e eucalipto (E26-E29). | 42 |
|--------------------|---|----|

|                   |  |    |
|-------------------|--|----|
| <b>Tabela IV:</b> | Valores de riqueza taxonômica, densidade, índices de Diversidade de Shannon, Diversidade de Simpson e índice de Equidade de Pielou nos córregos amostrados no estado de São Paulo. | 54 |
|-------------------|--|----|

|                  |  |    |
|------------------|--|----|
| <b>Tabela V:</b> | Valores da análise ANOSIM ( $p < 0,05\%$ ) para os grupos de córregos estudados de baixa ordem no estado de São Paulo. | 56 |
|------------------|--|----|

### Capítulo II

|                  |   |    |
|------------------|---|----|
| <b>Tabela I:</b> | Métricas analisadas e suas respostas esperadas ao impacto nos diferentes usos do solo no estado de São Paulo. | 86 |
|------------------|---|----|

|                   |  |    |
|-------------------|--|----|
| <b>Tabela II:</b> | Valores da caracterização dos córregos coletadas no estado de São Paulo: coordenadas geográficas e altitude (Alt); pH; condutividade elétrica (Cond); oxigênio dissolvido (DO); temperatura (T); largura média (Lar); profundidade média (Prof); velocidade média (V); matacão (M); cascalho (C); areia (A); lodo (L); (-) valores de dados não registrados. | 87 |
|-------------------|--|----|

|                    |   |    |
|--------------------|---|----|
| <b>Tabela III:</b> | Resultado da Análise dos Componentes Principais (PCA): coeficiente de correlação entre os Componentes 1 e 2 e, as variáveis ambientais (pH, condutividade elétrica, DO, velocidade de correnteza da água, matacão, cascalho, areia e lodo) dos córregos estudados do estado de São Paulo. | 89 |
|--------------------|---|----|

|                   |  |    |
|-------------------|--|----|
| <b>Tabela IV:</b> | Resultados da Análise de Componentes Principais (valores dos Componentes 1 e 2), valores do RCE e das Variáveis espaciais (Filtros espaciais 1, 2, 3 e 4). | 90 |
|-------------------|--|----|

|                  |  |    |
|------------------|--|----|
| <b>Tabela V:</b> | Valores de $R^2$ e $p$ da Análise de Regressão Linear Múltipla para as métricas selecionadas e os valores dos Coeficientes parciais de regressão para as variáveis independentes (Filtros espaciais 1, 3 e 4; Componentes 1 e 2 resultantes da Análise dos Componentes Principais, PCA; e, RCE) nos 29 córregos estudados do estado de São Paulo. Os números em negrito são os considerados significativos ( $p < 0,05$ ). | 93 |
|------------------|--|----|

## **Resumo**

O monitoramento ambiental avalia o estado de preservação dos ecossistemas aquáticos, fornecendo subsídios para a elaboração de estratégias de manejo, conservação de áreas naturais e planos de recuperação dos ambientes degradados. Esta avaliação é realizada através de informações abióticas e bióticas, em particular os macroinvertebrados. Sendo assim, este trabalho contemplou duas abordagens aplicadas a esta biota com o objetivo de avaliar a qualidade ambiental de córregos de baixa ordem no estado de São Paulo: a estrutura da comunidade e a seleção de métricas. A primeira apresenta o estudo da composição taxonômica e da estrutura funcional de alimentação de macroinvertebrados bentônicos e, a segunda, refere-se à seleção de métricas aplicadas a esta comunidade para avaliar a integridade de ambientes lóticos. Assim, foram selecionados 29 córregos de 1ª e 2ª ordens situados em diferentes usos do solo: cinco córregos em Mata Ombrófila Mista (Parque Estadual de Campos do Jordão); sete córregos em Mata Semidecídua (Estação Ecológica de Caetetus, Parque Estadual Furnas do Bom Jesus, Parque Estadual de Vassununga, Parque Estadual do Morro do Diabo); três córregos em Mata Ombrófila Densa (Parque Estadual de Intervales); cinco córregos em monocultura extensiva de cana-de-açúcar; cinco córregos em pastagem e quatro córregos em plantações de eucalipto. A caracterização ambiental seguiu o Protocolo proposto pela equipe do Projeto Temático Biota/Fapesp e os organismos foram coletados com amostrador tipo Surber com esforço amostral de seis unidades em um trecho de 100m. A identificação, no menor nível taxonômico, foi feita com auxílio de chaves de identificação, descrições e quando necessário consulta a especialistas. Para a primeira abordagem, os resultados mostraram diferenças na composição taxonômica entre os córregos e entre as áreas situadas em diferentes usos do solo. De modo geral, destaca-se maior participação dos grupos Trichoptera, Ephemeroptera, Plecoptera e

Coleoptera nos córregos situados em áreas preservadas e a maior participação de Odonata, Diptera, Bivalvia e Gastropoda nos córregos situados em áreas impactadas. Para o estudo de avaliação da integridade dos córregos de baixa ordem no estado de São Paulo, foram selecionadas 51 métricas as quais foram analisadas usando os seguintes critérios: *i*, resposta previsível aos impactos antrópicos; *ii*, maior resolução taxonômica; *iii*, simplicidade operacional e teórica. Dezoito métricas foram relacionadas aos preditores ambientais e espaciais utilizados ( $p < 0,05$ ). Destas, oito métricas contemplaram os critérios de seleção estabelecidos e foram consideradas potenciais para integrarem um sistema multimétrico de avaliação de córregos de baixa ordem do estado de São Paulo: riqueza taxonômica de família, riqueza da somatória dos grupos Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, densidade total de espécimes, porcentagem dos grupos Megaloptera e Hirudinea, porcentagem conjunta dos grupos Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, índice de diversidade de Shannon para gênero e o índice biótico BMWP adaptado.

## **Abstract**

The environmental monitoring assesses the state of preservation of aquatic ecosystems, providing information for the development of strategies for management, conservation of natural areas and plans for recovery of degraded environments. This evaluation is performed through abiotic and biotic information, in particular the macroinvertebrates. This work focused on this biota to evaluate the environmental quality of low order streams in the State of Sao Paulo using two approaches: the community structure and the selection of multimetrics. The first approach presents the study of the taxonomic composition and the structure of functional feeding groups of benthic macroinvertebrates, and the second concerns the selection of metrics applied to this community to assess the integrity of lotic environments. We selected 29 streams of 1st and 2nd orders in different landscape and land uses, of which 15 streams are located in the following Conservation Units: Parque Estadual de Campos do Jordão, Estação Ecológica de Caetetus, Parque Estadual Furnas do Bom Jesus, Parque Estadual de Vassununga, Parque Estadual do Morro do Diabo e Parque Estadual de Intervales, and 14 are located in regions with sugar cane, eucalyptus and pasture monocultures. The environmental characterization followed the protocol proposed by the Project Biota/Fapesp and is detailed in Material and Methods. In each stream we delimited a segment of 100m and took six samples of benthic fauna using a Surber sampler. The identification was made until the lowest practical taxonomic level using keys for identification, original descriptions and help of experts when needed. For the first approach, the results showed differences in the taxonomic composition and structure of functional feeding groups among the streams and the areas with different land uses. In general, there was greater participation of Trichoptera, Ephemeroptera, Plecoptera and Coleoptera in streams located in the Conservation Units and greater participation of

Odonata, Diptera, Bivalvia and Gastropoda in streams located in impacted areas. The analyses of the functional feeding structure showed that the shredders were major participants in areas with riparian vegetation including two streams located in eucalyptus monoculture. To assess the integrity of low order streams in the State of Sao Paulo we selected 51 metrics which were analyzed using the following criteria: *i*, predictable response to the anthropic impacts, *ii*, higher taxonomic resolution, *iii*, operational and theoretical simplicity. Eighteen metrics were related to the environmental and spatial predictors used. Of these, eight metrics covered the selection criteria set and were potentially considered to integrate a multimetric system for evaluating low order streams of the State of Sao Paulo: taxonomic richness of family, total richness Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera, total density of specimens, percentage of Megaloptera and Hirudinea groups, percentage of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera groups together, the Shannon diversity index for genera and the adapted BMWP index.

## 1. Introdução Geral

Nas últimas décadas, a degradação de ecossistemas tem ocorrido de forma rápida e contínua devido aos múltiplos impactos ambientais provenientes de atividades antrópicas e os efeitos desses impactos têm sido documentados por diversos autores em todo o mundo (ALLAN, 2004; BONADA et al., 2006).

Em escala espacial, concomitantemente com o crescimento da população humana, observa-se que as forças de degradação também crescem, assim como a conversão de áreas naturais em outros usos do solo (DOWNES et al., 2002). Também em larga escala temporal e espacial tem ocorrido alterações climáticas que incluem mudanças na temperatura e regime de chuvas.

Entre os ecossistemas aquáticos, os de água doce possuem uma forte razão para sua conservação, pois além de abrigarem uma grande diversidade biológica são os principais a garantirem a sustentabilidade dos recursos naturais utilizados pelo homem.

Os sistemas lóticos são complexos, tipicamente caracterizados pela heterogeneidade de habitats e da biota, além de serem influenciados pela paisagem local. Mudanças em diferentes escalas, como a retirada ou substituição da vegetação nativa, têm efeitos diretos e indiretos nas características de um córrego e bem como na biota nele existente (ALLAN, 2004). Como resposta a essas mudanças, estão: a fragmentação da mata, o aumento do efeito de borda, a sedimentação, a alteração da qualidade e quantidade de material orgânico alóctone, o decréscimo da disponibilidade de habitats e, conseqüentemente, a redução da densidade de indivíduos, da biomassa e da diversidade de espécies, especialmente pelo desaparecimento de espécies sensíveis às perturbações (BOJSEN & JACOBSEN, 2003).

As avaliações dos impactos ambientais de ecossistemas límnicos, em geral, são realizadas através de análises das variáveis físicas e químicas, as quais permitem a

quantificação das alterações das propriedades da água. Esses métodos de monitoramento apresentam uma descontinuidade temporal e espacial, uma vez que revelam apenas um diagnóstico “momentâneo” de um sistema dinâmico (WHITFIELD, 2001). Buscando complementar as informações abióticas, os métodos biológicos têm sido recomendados e incluídos em programas de monitoramento, na busca de informações sobre a integridade dos ecossistemas e da qualidade ambiental (KARR, 1981; ROSENBERG & RESH, 1993).

Entre as diversas comunidades, os macroinvertebrados são amplamente testados e utilizados (PLAFKIN et al., 1989; BARBOUR et al., 1999) por uma série de razões: são ubíquos e comuns na maioria dos sistemas; possuem um amplo espectro de tolerância às diferentes influências antrópicas; possuem pouca mobilidade, o que permite análises temporal e espacial eficientes sobre os efeitos das perturbações e, podem ser coletados por métodos simples e de baixo custo (ROSENBERG & RESH, 1993).

Através do monitoramento ambiental é possível observar e avaliar se estratégias de manejo e conservação de áreas naturais, bem como planos de recuperação de ambientes degradados estão sendo efetivos. Esses diagnósticos também abrangem o entorno do corpo d'água, principalmente no que se refere ao estado de conservação da mata ripícola e ao uso dos solos da bacia hidrográfica (ALLAN et al., 1997).

Historicamente, o monitoramento através da observação da biota teve seu início com a proposta do “Sistema sapróbio” de Kolkwitz & Marson (1908 e 1909), os quais desenvolveram a idéia de quantificar um gradiente de poluição orgânica e conseqüente decréscimo das concentrações de oxigênio dissolvido relacionado com a biota, para avaliar a qualidade da água dos rios da Alemanha (CAIRNS & PRATT, 1993). Desde então vários métodos foram desenvolvidos em diversas partes do mundo utilizando

diferentes grupos taxonômicos (peixes, macroinvertebrados e macrófitas) para a avaliação da qualidade da água.

Na Europa, foram desenvolvidos índices bióticos que têm como base o grau de tolerância das espécies de macroinvertebrados bentônicos, como por exemplo, o *Biological Monitoring Working Party* (BMWP) (ARMITAGE et al., 1983). Nos Estados Unidos, na década de 1970, foram propostos índices numéricos com aplicação dos índices de diversidade, e posteriormente foram desenvolvidos estudos aplicando-se índices multimétricos como o *Index of Biotic Integrity* (IBI – KARR, 1981). Outros países desenvolveram modelos preditivos como a Inglaterra (*InVertebrate Prediction And Classification System River - RIVPACS*) (WRIGHT et al., 1984), Austrália (*Australian River Assessment Scheme - AusRivAS*) (SCHOFIELD & DAVIES, 1996) e Nova Zelândia (*Assessment Nearest Neighbour Analysis - ANNA*) (LINKE et al., 2005).

Sendo assim, países como Alemanha, Austrália, Inglaterra e Estados Unidos estão em condições bastante avançadas no uso do biomonitoramento de córregos comparado com os países neotropicais que ainda carecem de informações básicas sobre sua biodiversidade além de anseio político para a implementação de sistemas de biomonitoramento. Entre esses países, o Brasil não é exceção, embora nos últimos anos tenha havido melhorias no âmbito legal (ex.: Lei das Águas, BRASIL - Lei 9.433/1997 e Resolução CONAMA nº357/2005), ressaltando-se, no entanto, que essas leis e resoluções não fazem qualquer menção ao uso de biomonitoramento para avaliação da qualidade das águas. Mesmo sem o devido apoio, órgãos competentes de diferentes estados brasileiros como Instituto Ambiental do Paraná (IAP), Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (CETEC), Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente do Rio de Janeiro (FEEMA) e Companhia de Tecnologia de Saneamento

Ambiental de São Paulo (CETESB), fazem uso de biomonitoramento nos seus programas rotineiros.

A poluição ambiental, principalmente nos sistemas aquáticos, tornou-se assunto de interesse público e da comunidade científica em geral, sendo reportada em vários estudos com o objetivo de averiguar os impactos resultantes das diversas atividades e usos do solo: desmatamento, monocultura agrícola (OMETO et al., 2000; ROQUE et al., 2000); mineração (CALLISTO & ESTEVES, 1998), efluentes domésticos e industriais (JARDIM, 1992); metais pesados (GUERESCHI & MELÃO, 1997) reservatórios (BRANDIMARTE & SHIMIZU, 1996); como também de quantificar esses múltiplos impactos (GUERESCHI & FONSECA, 2006; SILVEIRA et al., 2005; BAPTISTA et al., 2006). Os macroinvertebrados são reconhecidos pela sua eficiência em avaliações de qualidade ambiental, entretanto o conhecimento taxonômico, biológico e ecológico das espécies que compõem essa comunidade, particularmente no Brasil, ainda é escasso.

No estado de São Paulo, as áreas com vegetação natural encontram-se na forma de fragmentos isolados, praticamente restritos às Unidades de Conservação (UCs). Esses fragmentos são decorrentes dos impactos cumulativos das atividades humanas, desde o período de colonização, pela crescente urbanização, industrialização e usos diversos do solo. A avaliação da integridade ambiental torna-se importante, particularmente dos córregos sob diferentes usos do solo, utilizando a comunidade de macroinvertebrados em métricas sensíveis a respostas aos diversos impactos.

## 2. Objetivos

Este trabalho, como parte do projeto temático: “Levantamento e biologia de Insecta e Oligochaeta aquáticos de sistemas lóticos do Estado de São Paulo” integrado ao Programa BIOTA-FAPESP (processo nº 03/10517-9), tem como proposta avaliar a comunidade de macroinvertebrados em córregos de baixa ordem no estado de São Paulo sob diferentes usos do solo e selecionar e testar métricas visando avaliar a integridade dos córregos em estudo.

A hipótese desse estudo é que a comunidade e as métricas apresentarão respostas previsíveis aos impactos antrópicos com base em predições como: a abundância numérica e a riqueza taxonômica dos grupos Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera diminuirão com o aumento do impacto antrópico; a riqueza taxonômica de Chironomidae diminuirá e a sua abundância numérica aumentará com o aumento do impacto antrópico.

Para isto foram estabelecidos os seguintes objetivos específicos:

- Determinar a composição taxonômica dos macroinvertebrados em córregos de baixa ordem;
- Analisar as variáveis ambientais;
- Comparar a diversidade da comunidade de macroinvertebrados frente aos diferentes usos do solo;
- Determinar métricas que respondam aos diferentes usos do solo fornecendo subsídios para a inclusão da fauna de macroinvertebrados em programas de avaliação ambiental.

Este trabalho está organizado em dois capítulos complementares:

### **I - Estrutura da comunidade de macroinvertebrados em córregos de baixa ordem situados em diferentes usos do solo no sudeste brasileiro.**

Neste Capítulo, a composição da comunidade de macroinvertebrados foi analisada em córregos localizados em áreas preservadas (mata ombrófila mista, mata ombrófila densa e mata semidecídua) e em áreas impactadas pela monocultura extensiva de cana-de-açúcar, pastagem e plantação de eucalipto. Foi utilizada a Análise de Escalonamento Multi-Dimensional (MDS) para identificar quais grupos estão relacionados a estes usos e assim gerar subsídio para estabelecer o grau de sensibilidade desses organismos e caracterizar o estado de conservação desses ambientes.

### **II - Seleção de métricas para avaliação de integridade de córregos do Estado de São Paulo aplicadas à comunidade de macroinvertebrados.**

Este Capítulo aborda a seleção e o teste de métricas aplicadas à comunidade de macroinvertebrados para avaliação de integridade de córregos de baixa ordem localizados em áreas preservadas (mata ombrófila mista, mata ombrófila densa e mata semidecídua) e em áreas impactadas pela monocultura extensiva de cana-de-açúcar, pastagem e plantação de eucalipto. Este trabalho inclui variáveis independentes: (ambientais e espaciais) e variáveis dependentes (51 métricas). As métricas foram analisadas aplicando-se os seguintes critérios: *i*, resposta previsível aos impactos antrópicos; *ii*, maior resolução taxonômica; *iii*, simplicidade operacional e teórica. O objetivo é avaliar a resposta das métricas com o intuito de contribuir para a efetiva incorporação de informações sobre macroinvertebrados em sistemas de monitoramento ambiental do estado de São Paulo.

### 3. Área de estudo

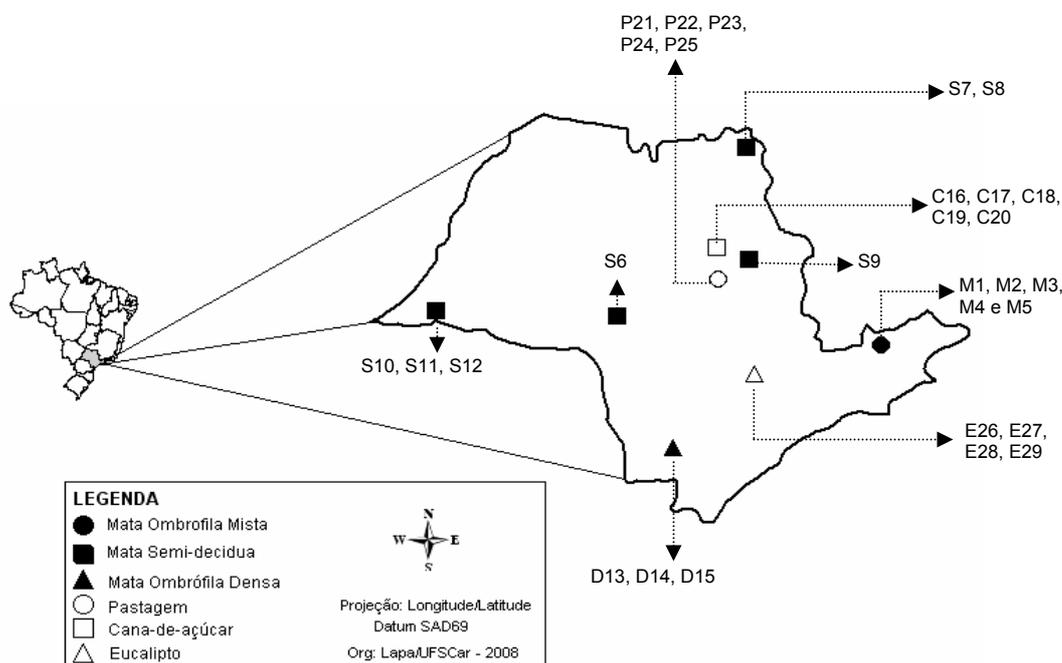
O estado de São Paulo, no sudeste do Brasil, compreende uma área de 247.898km<sup>2</sup> e abriga cerca de 40 milhões de habitantes, o que representa 22% da população brasileira. Esta região caracteriza-se por clima tropical a subtropical, com temperatura anual média entre 16 e 18°C e pluviosidade anual média entre 1.000 e 1.400mm (INPE, 1993).

Segundo GUSMÃO (1990), originalmente 81,8% da área do estado era recoberta por florestas naturais, observando-se um nítido declínio dessas áreas desde a época da colonização, sendo substituída pela ocupação humana através de urbanização não planejada, industrialização, monoculturas extensivas e pastagem. Um dos principais problemas enfrentados para a conservação dos remanescentes florestais do estado é sua extrema fragmentação (MYERS et al., 2000). Em 1990 restavam apenas 7,16% de áreas de florestas naturais, dos quais 45,77% são formados por Unidades de Conservação – UCs. Atualmente a paisagem é marcada por um mosaico de situações, em que pequenos fragmentos florestais estão inseridos em áreas dominadas por monoculturas extensivas (cana-de-açúcar e eucalipto) e por pastagem.

Neste estudo, foram selecionados 29 córregos de 1ª e 2ª ordens, sendo 15 córregos localizados em seis UCs: Parque Estadual de Campos do Jordão (M1, M2, M3, M4 e M5), Estação Estadual de Caetetus (S6), Parque Estadual Furnas do Bom Jesus (S7 e S8), Parque Estadual do Vassununga (S9), Parque Estadual do Morro do Diabo (S10, S11 e S12) e Parque Estadual de Intervales (D13, D14 e D15) e, 14 córregos localizados em regiões ocupadas por monocultura extensiva de cana-de-açúcar (C16, C17, C18, C19 e C20), por pastagem (P21, P22, P23, P24 e P25) e por monocultura de eucalipto (E26, E27, E28 e E29) conforme Tabela I, Figura 1.

**Tabela I:** Locais de coleta, córregos coletados e respectivas coordenadas geográficas e uso do solo no Estado de São Paulo.

| Local de coleta          | Código/Córregos                            | Coordenadas geográficas | Uso do solo Predominante |
|--------------------------|--|-------------------------|--------------------------|
| P.E. Campos do Jordão    | M1-Aflente córrego Galharada               | 22°41'33"S45°27'55"W    | ombrófila mista          |
| P.E. Campos do Jordão    | M2-Córrego Galharada-Recanto Mimosas       | 22°41'29"S45°27'42"W    | ombrófila mista          |
| P.E. Campos do Jordão    | M3-Córrego Campo do Meio-Fazenda da Guarda | 22°41'53"S45°29'02"W    | ombrófila mista          |
| P.E. Campos do Jordão    | M4-Aflente Córrego Campo do Meio           | 22°41'51"S45°29'20"W    | ombrófila mista          |
| P.E. Campos do Jordão    | M5-Aflente Rio Sapucaí-Guaçu               | 22°41'56"S45°29'19"W    | ombrófila mista          |
| E.E. Caetetus            | S6-Córrego do Barreiro                     | 22°23'11"S49°41'10"W    | semidecídua              |
| P.E. Furnas do Bom Jesus | S7-Aflente córrego Pedra Grande            | 20°12'07"S47°24'58"W    | semidecídua              |
| P.E. Furnas do Bom Jesus | S8-Aflente córrego Furninha                | 20°13'46"S47°27'37"W    | semidecídua              |
| P.E. Vassununga          | S9-Córrego da Gruta                        | 21°43'14"S48°02'53"W    | semidecídua              |
| P.E. Morro do Diabo      | S10-Córrego da Onça                        | 22°36'16"S52°18'02"W    | semidecídua              |
| P.E. Morro do Diabo      | S11-Córrego Taquara                        | 22°35'55"S52°14'47"W    | semidecídua              |
| P.E. Morro do Diabo      | S12-Córrego Caldeirão                      | 22°28'34"S52°20'34"W    | semidecídua              |
| P.E. Intervales          | D13-Córrego do Cajado                      | 24°17'48"S48°25'03"W    | ombrófila densa          |
| P.E. Intervales          | D14-Córrego da Bocaina                     | 24°16'22"S48°27'18"W    | ombrófila densa          |
| P.E. Intervales          | D15-Córrego Roda d'água                    | 24°16'20"S48°25'25"W    | ombrófila densa          |
| Araraquara               | C16-Córrego entre São Carlos – Araraquara  | 21°50'56"S48°08'10"W    | cana-de-açúcar           |
| Araraquara               | C17-Córrego entre São Carlos – Araraquara  | 21°54'38"S48°02'53"W    | cana-de-açúcar           |
| Araraquara               | C18-Córrego Bela Vista                     | 21°54'25"S48°13'29"W    | cana-de-açúcar           |
| Rio Claro                | C19-Córrego Tanquinho                      | 22°33'51"S47°36'51"W    | cana-de-açúcar           |
| Araraquara               | C20-Córrego do Chibarro                    | 21°52'03"S48°06'37"W    | cana-de-açúcar           |
| Corumbataí               | P21  | 22°18'12"S47°40'14"W    | pastagem                 |
| Corumbataí               | P22  | 22°14'19"S47°39'09"W    | pastagem                 |
| Itirapina                | P23  | 22°16'28"S47°57'45"W    | pastagem                 |
| Descalvado               | P24  | 22°02'15"S47°46'48"W    | pastagem                 |
| Ipeúna                   | P25  | 22°23'26"S47°45'10"W    | pastagem                 |
| Cajamar                  | E26  | 23°25'06"S46°46'26"W    | eucalipto                |
| Cajamar                  | E27  | 23°20'41"S46°51'44"W    | eucalipto                |
| Cajamar                  | E28  | 23°19'27"S46°51'01"W    | eucalipto                |
| Cajamar                  | E29  | 23°21'13"S46°53'25"W    | eucalipto                |



**Figura 1:** Mapa do estado de São Paulo indicando os locais e amostrados e seus respectivos usos do solo: Mata Ombrófila Mista (Parque Estadual Campos do Jordão: M1, M2, M3, M4 e M5); Mata Semi-decídua (Estação Ecológica Caetetus: S6, Parque Estadual Furnas do Bom Jesus: S7 e S8, Parque Estadual de Vassununga: S9, Parque Estadual Morro do Diabo: S10, S11 e S12); Floresta Ombrófila Densa (Parque Estadual Intervales: D13, D14 e D15); monocultura extensiva de cana-de-açúcar (C16, C17, C18, C19 e C20); pastagem (P21, P22, P23, P24 e P25) e monocultura de eucalipto (E26, E27, E28 e E29).

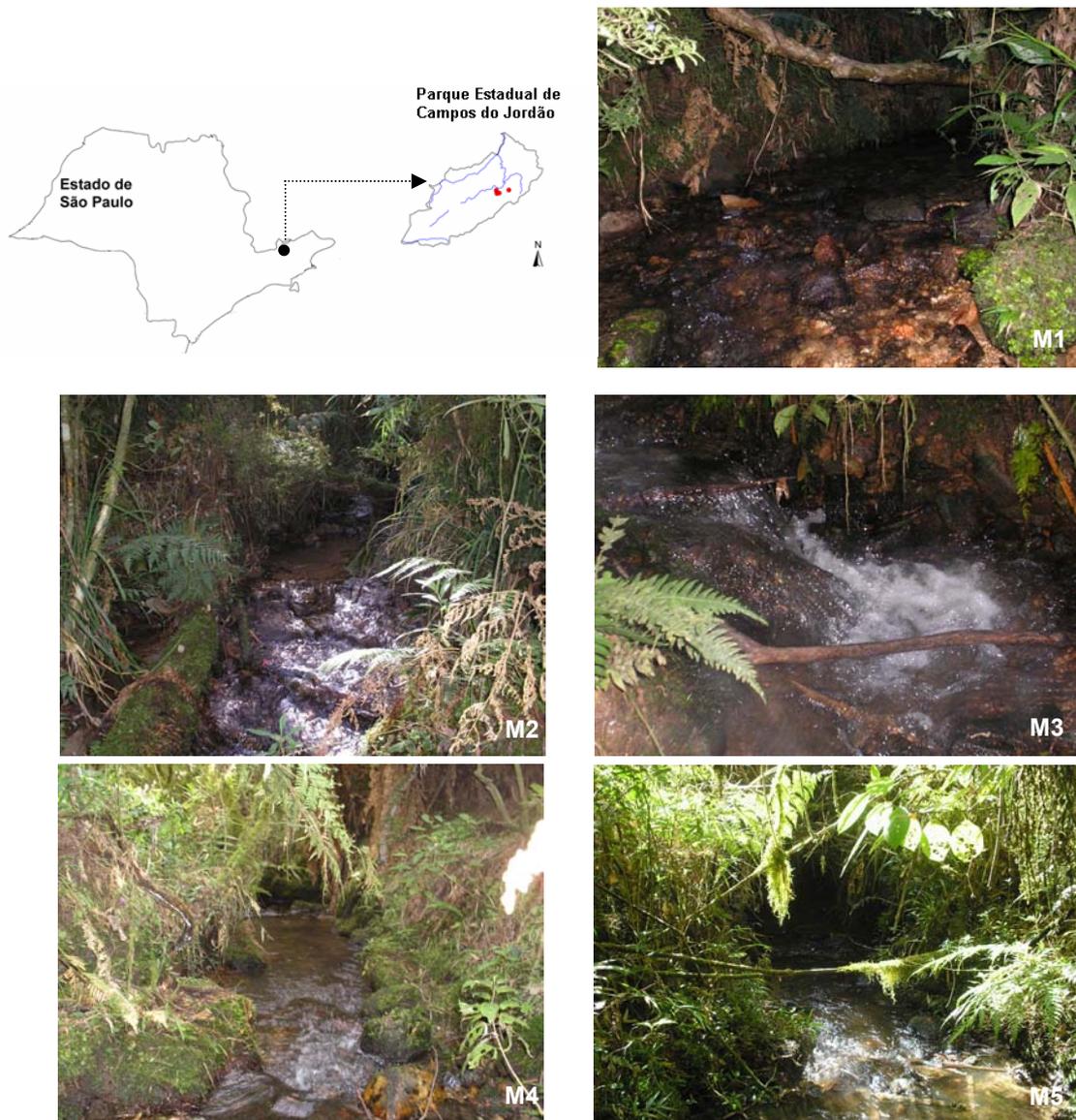
### **3.1 Floresta Ombrófila Mista**

#### **3.1.1 Parque Estadual Campos do Jordão (PECJ)**

O PECJ foi criado em 27/03/1941 (Decreto 11.908) sendo o mais antigo parque estadual do Brasil. Está localizado na Serra da Mantiqueira cujas coordenadas geográficas da sede da administração são 22°45'S e 45°30'W com uma área total de 8.341ha. O relevo é muito acentuado e os desníveis entre os altos espigões e o fundo do vale excedem 300m, sendo a altitude média de 1650m (SHROEDER-ARAÚJO et al., 1986). A cobertura vegetal é formada por Campos de Altitude e Matas de Araucárias.

De acordo com TROPMAIR (2000) a região registra temperatura média anual de 16-18°C, com média das máximas de 24°C e das mínimas de 6-8°C. O clima é subtropical de altitude (*Cfa*), com elevada precipitação pluvial (1700 a 2000mm/ano), proporcionando o enriquecimento dos rios e ribeirões e também a alimentação do lençol freático, justificando o aparecimento das nascentes.

O sistema aquático do parque é formado por cursos d'água, componentes da bacia do rio Sapucaí-Guaçu. Desta, fazem parte os córregos da margem direita selecionados para este estudo: Campo do Meio, Galharada e Casquilho (Tabela I, Figura 2). Todos os córregos caracterizam-se pelo leito pedregoso e águas de fluxo rápido, límpidas e bem oxigenadas.



**Figura 2:** Mapa com a localização do Parque Estadual de Campos do Jordão, SP, e as fotos dos respectivos córregos amostrados: M1 – Afluente córrego Galharada, M2 – Córrego Galharada “Recanto das Mimosas”, M3 – Córrego Campo do Meio “Fazenda da Guarda”, M4 – Afluente Córrego Campo do Meio, M5 – Afluente Rio Sapucaí-Guaçú.

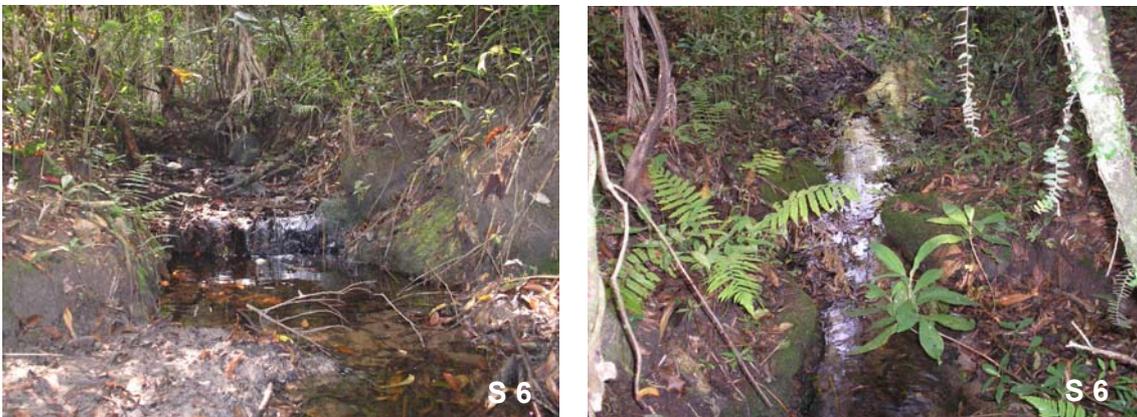
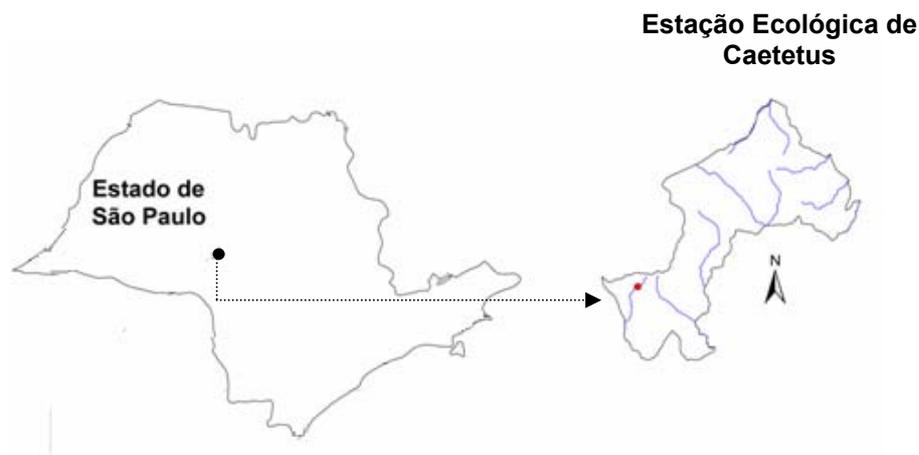
## 3.2 Floresta Semidecídua

### 3.2.1 Estação Ecológica Caetetus (EEC)

A EEC foi criada em 02/06/1987 (Decreto 26.718) e localiza-se nos municípios de Gália e Alvinlândia ( $22^{\circ}41' - 22^{\circ}46'S$  e  $49^{\circ}10' - 49^{\circ}16'W$ ). Possui uma área total de 2.178ha composta pela Floresta Estacional Semidecidual.

A região apresenta clima do tipo *Cwa* (Köppen) mesotérmico de inverno seco, com temperatura média anual de 21°C e precipitação anual de 1400mm (DURIGAN et al., 2000).

A área é banhada pelos córregos: Comprido, Barreiro e da Lagoa formadores do Rio São João afluente do Paranapanema. Para este estudo, foi selecionado o Córrego Barreiro (Tabela I, Figura 3).



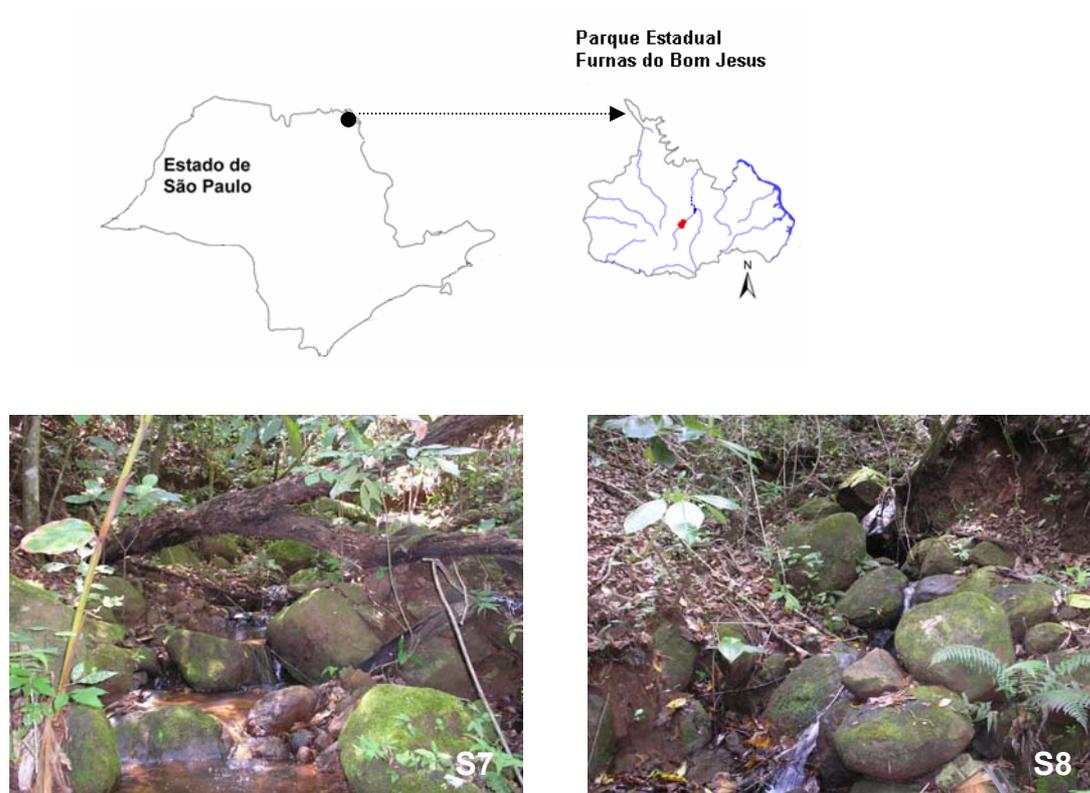
**Figura 3:** Mapa com a localização da Estação Ecológica de Caetetus, SP e o córrego amostrado: S6 - Córrego Barreiro.

### 3.2.2 Parque Estadual Furnas do Bom Jesus (PEFBJ)

O Parque Estadual de Furnas do Bom Jesus foi criado em 12/10/89 (Decreto 30.591) e situa-se no município de Pedregulho (28°11'S e 47°29'W), extremo norte do estado de São Paulo.

Segundo XAVIER (1990), o parque localiza-se na área intertropical, com temperaturas médias de 22°C no verão e 16°C nos meses de inverno, a média pluviométrica anual é de aproximadamente 100mm.

O parque possui uma área de 2.069ha com vegetação predominante do tipo Floresta Estacional Semidecidual. A vegetação natural encontra-se em melhor estado de conservação no interior das furnas, formando um maciço florestal contínuo de aproximadamente 2000ha. Nessa região mais interiorana foram selecionados 2 córregos: Córrego Pedra Grande e Córrego Furninhas (Tabela I, Figura 4).



**Figura 4:** Mapa com a localização do Parque Estadual Furnas do Bom Jesus, SP, e as respectivas fotos dos córregos amostrados: S7 – Afluente Córrego Pedra Grande, S8 – Afluente Córrego Furninha.

### 3.2.3 Parque Estadual Vassununga (PEV)

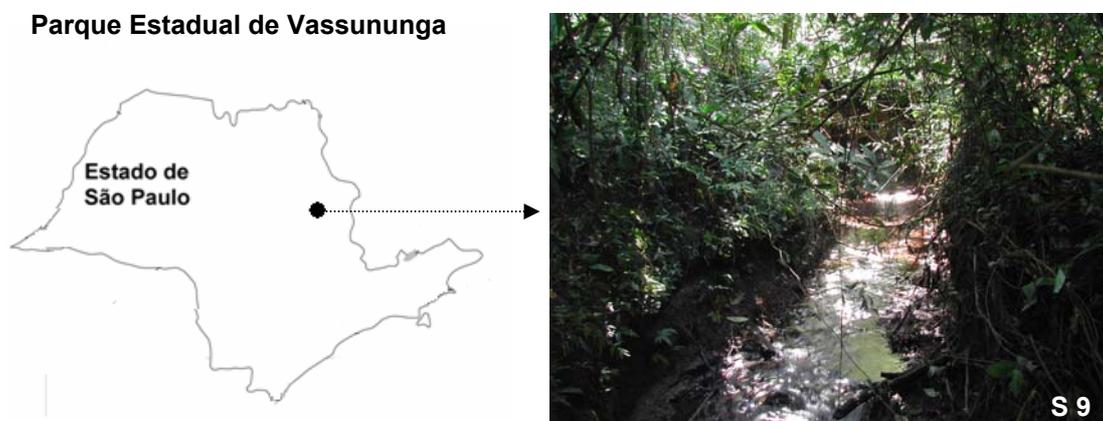
O PEV foi criado em 26 de outubro de 1970 e está localizado na coordenada geográfica 21°43'S e 47°35'W. Abrange as microbacias hidrográficas do ribeirão de

Vassununga e parte da microbacia do córrego Bebedouro, todos afluentes da margem direita do rio Mogi-Guaçu.

O clima da região é do tipo temperado macrotérmico (*Cwag*), segundo classificação de Köppen, verão moderadamente chuvoso e inverno seco não rigoroso (SHIDA, 2000).

O parque possui uma área total de 2069ha distribuídos em seis glebas, das quais a maior, Pé-de-Gigante (1212ha), é a única composta por fisionomias de cerrado e de uma pequena área composta por Floresta Estacional Semidecidual. As demais glebas (Capão da Várzea, Capetinga Oeste, Praxedes, Maravilha e Capetinga Leste) são compostas por Floresta Estacional Semidecidual.

Neste estudo foi selecionado o Córrego da Gruta, localizado na Gleba Pé-de-Gigante (Tabela I, Figura 5).



**Figura 5:** Mapa com a localização do Parque Estadual de Vassununga, SP, e a foto do córrego amostrado: S9 – Córrego da Gruta.

### 3.2.4 Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD)

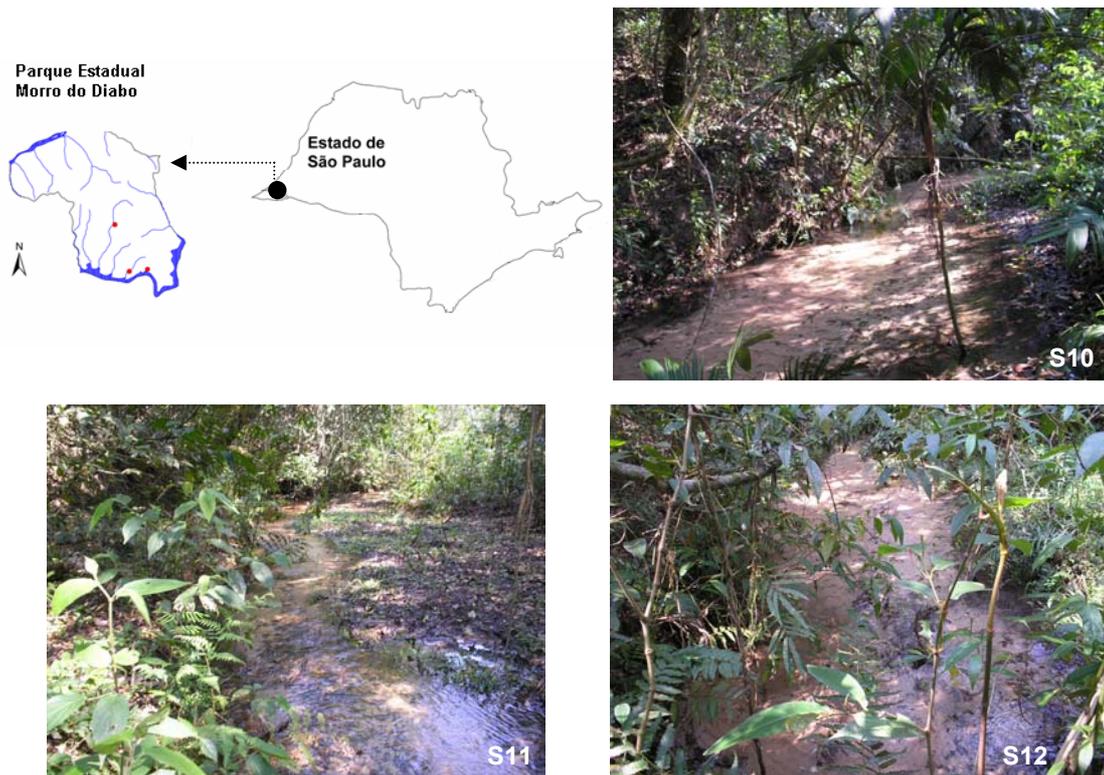
A antiga Reserva do Morro do Diabo, criada em 1941 para fins de conservação da flora e da fauna. Passou à categoria de Parque Estadual em 4 de junho de 1986

(Decreto 25.342), ampliando as perspectivas para a proteção, conservação e planejamento de uso da área.

O PEMD está localizado no Município de Teodoro Sampaio, extremo oeste do estado, com uma área de 33.845ha, na confluência dos rios Paranapanema e Paraná, que delimitam os estados de São Paulo, Paraná e Mato Grosso do Sul. Este parque conserva a última grande área de floresta de planalto (floresta estacional semidecidual), vegetação que um dia já cobriu grande parte do território paulista. Além da predominância de Floresta Estacional Semidecidual, a vegetação do parque também é formada por matas ciliares e fragmentos de cerrado.

O parque possui uma altitude média de aproximadamente 320m, com exceção do próprio Morro do Diabo, que alcança 570m. O clima da região é classificado segundo Köppen, como mesotérmico de inverno seco (*Cwa*), temperaturas médias superior a 22°C e inferior a 18°C e, precipitação média de 1131mm (AZNAR & ADAMS, 2002).

Neste parque, três córregos foram amostrados (Córrego Taquara, Córrego da Onça e Córrego do Caldeirão – Tabela I, Figura 6).



**Figura 6:** Mapa com a localização do Parque Estadual do Morro do Diabo, SP e as respectivas fotos dos córregos amostrados: S10 – Córrego da Onça, S11 – Córrego Taquara e S12 – Córrego Caldeirão.

### 3.3 Floresta Ombrófila Densa

#### 3.3.1 Parque Estadual Intervales (PEI)

O Parque Estadual de Intervales está localizado entre as coordenadas 24°12'-24°32'S e 48°03'-48°32'W na Serra de Paranapiacaba, entre os vales dos Rios Paranapanema e Ribeira do Iguape com área de 41.704ha.

O parque está situado em uma área cárstica, cujo conjunto de rochas calcárias apresenta-se fortemente dobrado e falhado, o que, aliado à alta pluviosidade e à biomassa da cobertura vegetal, favorece a formação de cavernas (TRAJANO & GNASPINI, 1994).

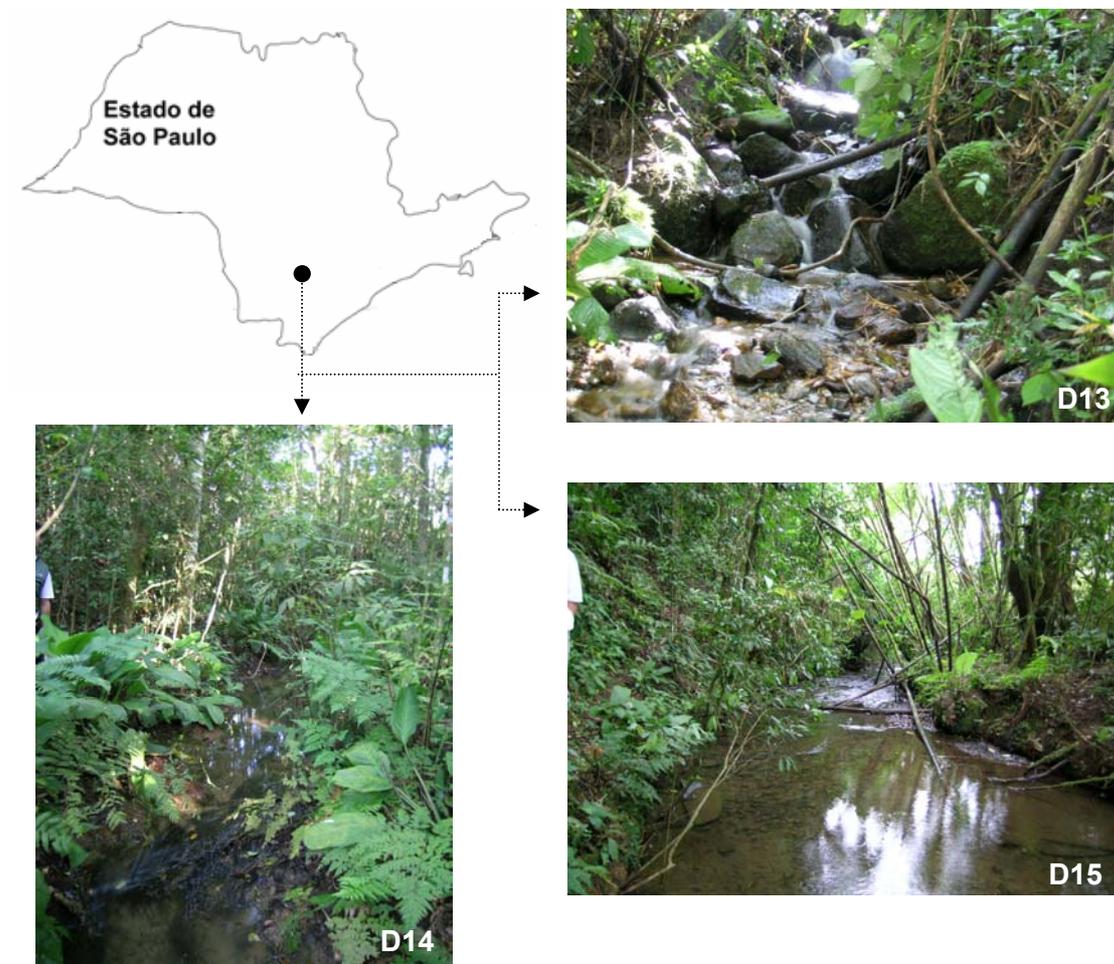
A criação do PEI em 08/06/1995 (Decreto 40.135) definiu a categoria de manejo para a região, interligando o Parque Estadual Carlos Botelho ao parque Estadual do Alto Ribeira – PETAR e Estação Ecológica de Xituê totalizando 120.000ha de *continuum*

ecológico. O PEI foi a última grande área com remanescente de Mata Atlântica declarada protegida no Estado de São Paulo (CAMPOS, 1994).

De acordo com FENTON et al. (1999), a vegetação predominante no PEI é classificada como Floresta Ombrófila Densa; clima tipo *Cwa* ou subtropical de altitude sem estação seca bem definida, segundo classificação de Koeppen; com chuvas anuais entre 1000 a 2000mm e média de temperatura de 20°C.

Nesta UC três córregos foram selecionados: Córrego Bocaina, Córrego Roda d'água e Córrego Cajado (Tabela I, Figura 7).

### Parque Estadual Intervales



**Figura 7:** Mapa do estado de São Paulo com a localização do parque Estadual Intervales e as respectivas fotos dos córregos amostrados: D13 – Córrego Cajado, D14 – Córrego Bocaina e D15 – Córrego Roda d'água.

### 3.4 Plantação extensiva de cana-de-açúcar

A atividade canavieira constitui um dos principais produtos de consumo e de exportação do Brasil, sendo que o estado de São Paulo é o maior produtor. A região nordeste do estado apresenta a maior área ocupada pela cultura de cana-de-açúcar. O mapeamento da região desenvolvido pela EMBRAPA mostra que em 2003, 44% da área era ocupada pela cana-de-açúcar. A expansão dessa monocultura vem substituindo outras culturas, principalmente a pastagem e a fruticultura. Alguns municípios (como os que estão concentrados no arco Araraquara-Jaboticabal-Ribeirão Preto) atingem cerca de 90% de suas áreas com essa plantação.

No que diz respeito aos impactos causados ao ambiente pela monocultura canavieira depende das práticas agrícolas utilizadas. Essas áreas podem ser fontes difusas de contaminação e, os principais fatores que interferem na qualidade dos recursos hídricos estão relacionados à preparação do terreno, aplicação de fertilizantes, utilização de defensivos agrícolas e irrigação

Neste estudo, cinco córregos foram selecionados na região nordeste do estado de São Paulo, compreendendo as regiões de Araraquara e Rio Claro (Tabela I, Figura 8).



**Figura 8:** Foto do córrego C18 situado em cana-de-açúcar, localizado na cidade de São Carlos, SP.

### 3.5 Pastagem

A maior área de pastagem no estado de São Paulo está localizada na região noroeste seguido do planalto ocidental paulista. Porém, a região central do estado, também apresenta área de pastagem significativa ocupando grande parte dos municípios de Rio Claro, Corumbataí e Analândia (EMBRAPA, 2006).

Segundo dados do Instituto de Economia Agrícola (IEA, 2006) a área de pastagem vem diminuindo devido a expansão de monoculturas, principalmente de cana-de-açúcar.

Neste estudo foram selecionados cinco córregos situados em áreas de pastagem na região de Corumbataí, Descalvado, Ipeúna e Itirapina (Tabela I, Figura 9).



**Figura 9:** Foto do córrego P22 situado em pastagem, localizado na cidade de Corumbataí, SP.

### 3.6 Monocultura de eucalipto

O eucalipto foi introduzido no Brasil em 1904, com o objetivo de suprir as necessidades de lenha, postes e dormentes para a ferrovia da região Sudeste. Na década de 50, passou a ser produzido como matéria prima para o abastecimento das indústrias de papel e celulose. Desde então, essas florestas plantadas visam a garantia do

suprimento de matéria-prima não só para as indústrias de papel e celulose, como também para a siderurgia a carvão vegetal, lenha, serrados, compensados e painéis reconstituídos (EMBRAPA, 2006).

Em 1999, as florestas de eucalipto somavam uma área de 2,9 milhões de hectares, sendo as maiores áreas localizadas nos Estados de Minas Gerais (51,8%), São Paulo (19,4%), Bahia (7,2%) e Espírito Santo (5,1%).

Esta atividade econômica tem repercussões negativas no ambiente e na sociedade como a desertificação do clima, o ressecamento do solo e erosão, bem como a perda da biodiversidade e a transformação da paisagem.

Neste estudo, foram selecionados quatro córregos nos arredores da cidade de São Paulo (Tabela I).

## 4. Material e Métodos

### 4.1 Caracterização ambiental

A caracterização ambiental seguiu o Protocolo proposto pela equipe do Projeto Temático (Anexo 1) e atende as recomendações descritas na Ficha Padrão do programa BIOTA-FAPESP, o que auxilia na padronização dos dados.

Os pontos de coletas foram georeferenciados e caracterizados segundo: condições de hábitat e usos do solo (ombrófila mista, semidecídua, ombrófila densa, cana-de-açúcar, pastagem, eucalipto); bacia hidrográfica (BIOTA-FAPESP); e altitude. Além dessas características foi estimada a cobertura do dossel da vegetação ripícola pela proporção do céu aberto sobre o córrego e classificada considerando-se: **0**, ausência de cobertura; **1**, inferior a 25% de cobertura; **2**, entre 25% e 50%; **3**, superior a 50%. As variáveis da água: temperatura, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido foram medidos *in situ* usando o multisensor Horiba U-10. Ainda foram obtidas as medidas de profundidade da coluna d'água e a largura do canal em centímetros e calculada a velocidade média de correnteza da água pelo método flutuador (WETZEL & LIKENS, 1991).

A composição do leito dos córregos foi estimada visualmente (%) seguindo a classificação (WARD, 1992): leito rochoso consolidado/matacão (>256mm), cascalho (2-256mm), areia (0,125-2mm) e lodo (<0,125mm).

Em cada córrego foram feitas observações do entorno, especialmente da mata ripícola, buscando caracterizar as condições daquele ambiente e o grau de interferência antrópica. Para isto, foram aplicadas sete métricas do Protocolo *Riparian, Channel and Environmental* – RCE (PETERSEN, JR. 1992): padrão de uso do solo e mata ripícola, largura da mata ripícola, integridade longitudinal da mata ripícola, composição da

vegetação ripícola, mecanismos de retenção do leito do córrego, composição do leito do córrego e, estrutura das margens do córrego.

#### **4.2 Coleta e identificação da fauna**

Para a padronização das amostras coletadas, alguns critérios foram estabelecidos como: as coletas foram realizadas no período de seca ou de menor pluviosidade (maio, junho, setembro e outubro de 2005); todos os córregos amostrados de baixa ordem (1ª e 2ª ordens) cujas nascentes situadas dentro da área do uso do solo em questão; em cada córrego foi escolhido um trecho de 100m e esforço amostral de seis unidades. Para obtenção das amostras utilizou-se amostrador tipo Surber com área de contato de 30 x 30cm e rede de abertura de malha de 250µm.

O material coletado foi acondicionado em galões plásticos etiquetados contendo água do local e posteriormente transportados até o alojamento de cada Unidade de Conservação ou ao Laboratório Entomologia Aquática/UFSCar onde foram triados em bandejas translúcidas sob luz branca. Os espécimes foram fixados e preservados em etanol a 70%.

A identificação no menor nível taxonômico foi feita com auxílio de chaves de identificação e descrições (FERNÁNDEZ & DOMÍNGUEZ, 2001; SALLES et al., 2004; PES et al., 2005; DA-SILVA et al., 2002; OLIFIERS et al., 2004; COSTA et al., 2003; MERRITT & CUMMINS, 1996; TRIVINHO-STRIXINO & STRIXINO, 1995) e quando necessário consulta a especialistas (Coleoptera, MsC. Melissa Ottoboni Segura; Trichoptera, MsC. Márcia Spies; Ephemeroptera, MsC. Ana Emília Siegloch; Plecoptera, Lucas Lecci; Odonata, MsC. Luiz Onofre Irineu de Souza; Chironomidae, Prof. Dr. Fábio de Oliveira Roque e Profª. Dra. Susana Trivinho Strixino).

O material coletado parte será depositado na Coleção Entomológica do Laboratório de Entomologia Aquática do Departamento de Hidrobiologia da

Universidade Federal de São Carlos e parte no Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, conforme recomendação do Programa BIOTA/FAPESP.

## 5. Referências

ALLAN, J. D. Landscape and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, p. 257-284. 2004.

ARMITAGE, P.D.; MOSS, D.; WRIGHT, J.F.; FURSE, M.T. The performance of a new biological water quality score based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. **Water Research**, v. 17, p. 333-347. 1983.

AZNAR, C.; ADAMS, C. Valoração econômica do Parque Estadual do Morro do Diabo (Pontal do Paranapanema-SP). In: III Congresso Brasileiro de Unidade de Conservação. Fortaleza, Rede Nacional Pró Unidade de Conservação / Fundação O Boticário / Associação Caatinga. **Resumos...**, p. 745-753. 2002.

BAPTISTA, D.F.; BUSS, D.F.; EGLER, M. GIOVANELLI, A. SILVEIRA, M.P; NESSIMIAN, J.L. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. **Hydrobiologia**, 575, 83-94. 2006.

BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B.D.; STRIBLING, J.B. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish**. 2<sup>nd</sup> ed. Washington, DC: Environmental Protection Agency. 1999.

BOJSEN, B. H.; JACOBSEN, D. Effects of deforestation on macroinvertebrate diversity and assemblage structure in Ecuadorian Amazon streams. **Archiv für Hydrobiologie**, v.158, n. 3, p. 317-342, 2003.

BONADA, N.; PRAT, N.; RESH, V. H.; STATZNER, B. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. **Annual Review of Entomology**, v. 51, p. 495-523, 2006.

BRANDIMARTE, A.L.; SHIMIZU, G.Y. Temporal and spatial variations in littoral benthic communities of Paraibuna Reservoir (São Paulo, Brazil). **Tropical Ecology**, v. 37, p. 215-222. 1996.

BRASIL. Lei nº9.433 de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989... **Diário Oficial da União**, 9 jan.

BRASIL. Resolução CONAMA nº357 de 18 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências." - Data da legislação: 17/03/2005... Publicação **Diário Oficial da União** nº 053, 18/03/2005.

CAIRNS JR, J.; PRATT, J.R. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: D.M. Rosenberg & V.H. Resh (Eds.), **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrate**. Chapman and Hall, New York. 1993. p.10-27.

CALLISTO, M. & ESTEVES, F.A. Biomonitoramento da macrofauna bentônica de Chironomidae (Diptera) em dois igarapés amazônicos sob influência das atividades de uma mineração de bauxita. In: NESSIMIAN, J.L.; CARVALHO, A.L. (eds). **Ecologia de Insetos Aquáticos**. Series Oecologia Brasiliensis, vol V. PPGE/UFRJ. Rio de Janeiro 1998.

CAMPOS, F.P. O Parque Estadual de Intervales e o serviço de áreas naturais protegidas. In: **Intervales** / Fundação para a Conservação a Produção florestal do Estado de São Paulo. São Paulo: A Fundação, 240p. 1994.

COSTA, J.M.; SOUZA, L.O.I.; OLDRINI, B.B. Chave para identificação das famílias e gêneros das larvas conhecidas de Odonata do Brasil. Comentários e registros bibliográficos (Insecta, Odonata). **Publicações avulsas do Museu Nacional**, Rio de Janeiro, v. 99, p. 3-42. 2004.

DA-SILVA, E.R., SALLES, F.F.; BAPTISTA, M.S. As brânquias dos gêneros de Leptophlebiidae (Insecta: Ephemeroptera) ocorrentes no estado do Rio de Janeiro. **Biota Neotropica**, v. 2, n. 2, p. 1-4. 2002. Disponível em <http://www.biotaneotropica.org.br>.

DOWNES, B.J.; BARMUTA, L.A.; FAIRWEATHER, P.G.; FAITH, D.P.; KEOUGH, M.J.; LAKE, P.S.; MAPSTONE, B.D.; QUINN, G.P. **Monitoring ecological impacts: concepts and practice in flowing waters**. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 2002. 446p.

DURIGAN, G., FRANCO, G.A.D.C.; SAITO, M.; BAITELLO, J.B. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica de Caetetus, Gália, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 23, n. 4, p. 371-383. 2000.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. 2006. Disponível em <<http://www.embrapa.br>>. Acesso em: jan. 2008.

FENTON, M.B.; WHITAKER JR, J.O.; VONHOF, M. F.; WATERMAN, W.A.; PEDRO, I.M.S. The diet of bats from southeastern Brazil: the relation to echolocation and foraging behavior. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.16, n. 4, p. 1081-1085. 1999.

FERNÁNDEZ, H.R.; DOMÍNGUEZ, E. **Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos**. Universidad Nacional de Tucumán. Facultad de Ciencias Naturales e Instituto M. Lillo. 2001. 282p.

GUERESCHI, R.M.; FONSECA-GESSNER, A.A. Monitoramento da Estação Ecológica de Jataí (Luiz Antônio, SP), utilizando macroinvertebrados bentônicos como indicadores. In: **Estudos integrados em ecossistemas. Estação Ecológica de Jataí**. EduFSCar, São Carlos. 2006. p. 75-98.

GUERESCHI, R.M.; MELÃO, M.G.G. Monitoramento biológico da bacia hidrográfica do Rio Monjolinho pelo uso de macroinvertebrados bentônicos. In: Seminário Regional de Ecologia, 8. **Anais...** São Carlos, v.1, p. 61-76. 1997.

GUSMÃO, R. P. **Diagnóstico Brasil: ocupação do território e o meio ambiente**. Rio de Janeiro. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 1990.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Anuário Estatístico do Brasil**. Rio de Janeiro. Ministério do Orçamento e Planejamento. 1997.

JARDIM, W.F. A contaminação dos recursos hídricos por esgoto doméstico e industrial. **Química Nova**, v. 15, p. 144-146. 1992.

KARR, J.R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, v. 6, p. 21-27. 1981.

LINKE, S.; NORRIS, R.H.; FAITH, D.P.; STOCKWELL, D. ANNA: A new prediction method for bioassessment programs. **Freshwater Biology**, v. 50, p. 147-158. 2005.

MERRITT, R.W.; CUMMIS, K.W. **An Introduction to the aquatic insects of North America**. Dubuque, Kendall-Hunt. 1996.

MYERS, N.; MITTERMEYER, R.A.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858. 2000.

OLIFIERS, M.H.; DORVILLÉ, L.F.M.; NESSIMIAN, J.L.; HAMADA, N. A key to Brazilian genera of Plecoptera (Insecta) based on nymphs. **Zootaxa**, v. 651, p. 1-15. 2004.

OMETO, J.P.H.B.; MARTINELLI, L.A.; BALLESTER, M.V.; GESSNER, A.; KRUSCHE, A.V.; VICTORIA, R.L.; WILLIAMS, M. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. **Freshwater Biology**, v. 44, p. 327-337. 2000.

PES, A.M.O., HAMADA, N.; NESSIMIAN, J.L. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 49, n. 2, p. 181-204. 2005.

PETERSEN, JR., R.C. The RCE: a riparian, channel, and environmental inventory for small streams in the agricultural landscape. **Freshwater Biology**, v. 27, p. 295-306. 1992.

PLAFKIN, J.L.; BARBOUR, M.T.; PORTER, K.D.; GROSS, S.K.; HUGHES, R.M. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish. DC: **Environmental Protection Agency**. 1989.

ROQUE, F.O.; CORBI, J.J.; TRIVINHO-STRIXINO S. Considerações sobre o uso de larvas de Chironomidae (Diptera) na avaliação da qualidade da água de córregos do Estado de São Paulo. In: **Ecotoxicologia perspectivas para o séculoXXI** (Eds

Espíndola E.L.G., Paschoal C.M.R.B., Rocha O., Bohrer M.B.C. & Neto A.L.O.), Rima Editora, São Carlos. 2000. p.115-126.

ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. **Freshwater biomonitoring and benthic invertebrates**. (Chapman and Hall, Ney York). 1993. 488p.

SALLES, F.F.; DA-SILVA, E.R.; SERRÃO, J.E.; FRANCISCHETTI, C.N. Systematics, morphology and physiology. Baetidae (Ephemeroptera) na região sudeste do Brasil: novos registros e chave para os gêneros no estágio ninfal. **Neotropical Entomology**, v. 33, n. 6, p. 725-735. 2004.

SCHOFIELD, N.J.; DAVIES, P.E. Measuring the health of our rivers. **Water**, v. 23, p. 39-43. 1996.

SCHROEDER-ARAÚJO, L.T. et al. Estudo limnológico e climático da região do Parque Estadual de campos do Jordão, SP, com vista ao povoamento com truta arco-íris, *Salmo irideus* Gibbons. **Instituto Brasileiro de Pesca**, v.13, n.2, p.63-76, 1986.

SHIDA, C.N. **Levantamento da distribuição espacial e temporal dos elementos da paisagem e seus determinantes na região de Luiz Antônio e Santa Rita do Passa Quatro (SP), como subsídio do planejamento ambiental**. 2000. 114p. Dissertação (Mestrado). Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2000.

SILVEIRA, M. P.; BAPTISTA, D.F.; BUSS, D.F.; NESSIMIAN, J.L.; EGLER, M. Application of biological measures for stream integrity assessment in south-east Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 101, p. 117-128. 2005.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas da evolução dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 1985-1990**. São Paulo. 1993.

TRAJANO, E.; GNASPINI, P. Cavernas. In: **Intervales** / Fundação para a Conservação a Produção florestal do Estado de São Paulo. São Paulo: A Fundação, 1994. 240p.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. **Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo**: guia de identificação e diagnose dos gêneros. São Carlos: PPGERN, UFSCar, 1995. 229p.

TROPPEMAIR, H. **Geossistemas e Geossistemas Paulistas**. Rio Claro. 2000. 107p.

WARD, J.V. **Aquatic insect ecology**: biology and habitat. United States of America. John Wiley and Sons, Inc. 1992. 438p.

WETZEL, R.G.; LIKENS, G.E. **Limnological analyses**. New York: Springer-Verlag. 1991. 391p.

WHITFIELD, J. Vital signs. **Nature**, v.411, n. 28, p. 989-990. 2001.

WRIGHT, J. F.; MOSS, D.; ARMITAGE, P.D.; FURSE, M.T. A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and the prediction community type using environmental data. **Freshwater Biology**, v. 14, p. 221-256. 1984.

XAVIER, D.F. **Inventário parcial de aves e mamíferos do Vale do Bom Jesus: município de Pedregulho-SP**. 1990. Monografia. Universidade de Franca, Franca – SP. 1990.

## **Capítulo 1**

### **Estrutura da comunidade de macroinvertebrados em córregos de baixa ordem situados em diferentes usos do solo no sudeste brasileiro.**

#### **Resumo**

Para o entendimento da comunidade de macroinvertebrados é necessário conhecimento taxonômico, biológico e ecológico das espécies e suas relações com o ambiente, subsídio para estabelecer o grau de sensibilidade desses organismos e caracterizar o estado de conservação dos ambientes frente aos impactos causados pelos diversos usos do solo. Este trabalho teve como objetivo analisar a composição taxonômica dessa comunidade em córregos de 1ª e 2ª ordens inseridos em áreas sob diferentes usos do solo e identificar quais grupos estão relacionados a estes usos. Para isto, foram selecionados 29 córregos, sendo 15 localizados em áreas de referência e 14 em áreas teste (cana-de-açúcar, pastagem e eucalipto). Os resultados indicaram que imaturos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) e Coleoptera foram predominantes em densidade numérica e riqueza taxonômica nos córregos situados em áreas preservadas. As larvas de Diptera, particularmente representados por Chironomidae e Odonata tiveram suas maiores participações em córregos considerados impactados sem a presença da mata ripícola. De modo geral, os resultados dos índices de Diversidade Shannon, Diversidade de Simpson e Equidade de Pielou indicaram valores maiores nos córregos situados em áreas preservadas, enquanto que os menores valores foram atribuídos aos córregos situados em áreas de cana-de-açúcar e de eucalipto.

## 1. Introdução

Os macroinvertebrados aquáticos são de fundamental importância nos ambientes aquáticos por desempenharem papel central na dinâmica de nutrientes, na transformação de matéria orgânica e no fluxo de energia do ecossistema (CUMMINS, 1975).

A comunidade de macroinvertebrados constitui-se, em geral, de agregados de táxons diferentes entre si, devido à heterogeneidade do ambiente que ocupam (WETZEL, 1983). Grande parte dessas diferenças deve-se às características locais, que podem ser maiores ou menores considerando-se geomorfologia, bacia hidrográfica, altitude, inclinação, constituição do substrato do fundo, tipo de formação vegetal do entorno e ainda a influência de ações antrópicas.

Para o entendimento da estrutura da comunidade de macroinvertebrados é necessário o conhecimento taxonômico ('quem são?') e funcional ('o que fazem?'). A taxonomia é fundamental no reconhecimento das espécies e a abundância e distribuição das mesmas dão suporte para a determinação de medidas de riqueza e de diversidade faunística (ROSENBERG & RESH, 1993).

A dinâmica ecológica dos ambientes lóticos depende, entre outros fatores, da entrada predominante de energia (alóctone ou autóctone) e do comportamento alimentar dos macroinvertebrados.

Informações sobre a biologia e a ecologia são necessárias para o entendimento das relações das espécies com o ambiente que ocupam e estabelecer o grau de sensibilidade desses organismos perante às perturbações antrópicas e também caracterizar o estado de conservação destes ambientes frente aos impactos causados pelos diversos usos do solo, principalmente no que diz respeito ao grau de conservação da mata ripícola.

O conhecimento da estrutura da comunidade de macroinvertebrados também pode ser aplicado em avaliações e biomonitoramentos de ambientes aquáticos, particularmente sistemas lóticos. Isto é possível em razão de características inerentes dessa comunidade como: abundância e distribuição ampla nos mais variados sistemas aquáticos; capacidade de locomoção limitada, o que garante sua permanência no local; ciclo de vida relativamente longo, possibilitando assim a explicação de padrões temporais de alterações causadas por perturbações antrópicas; ampla tolerância a vários graus e tipos de poluição; são integradoras das condições ambientais e a identificação, particularmente em níveis taxonômicos superiores, relativamente fácil (ROSENBERG & RESH, 1993).

Estudos sobre o tema têm adquirido caráter essencial em programas de biomonitoramento em países da Europa (DOLÉDEC et al., 1999, 2000; BADY et al., 2005), Estados Unidos (MERRITT et al., 2002), Austrália (CHESSMAN & ROYAL, 2004) e Nova Zelândia (DOLÉDEC et al., 2006).

No Brasil, estudos sobre avaliação de impactos antrópicos em sistemas aquáticos aplicando-se as análises da comunidade de macroinvertebrados estão concentrados nas regiões sudeste e sul (GUERESCHI & MELÃO, 1997; ROQUE et al., 2000; OMETO et al., 2000; SILVEIRA et al., 2005; GUERESCHI & FONSECA, 2006; CORBI, 2006).

No estado de São Paulo, originalmente 87% do seu território era coberto pela vegetação natural, em 1999 restavam 7% dessa mata e em 2001 apenas 4% as quais encontram-se na forma de fragmentos isolados, praticamente restritos às Unidades de Conservação (UCs) e inseridos em áreas dominadas por monoculturas extensivas e pastagem.

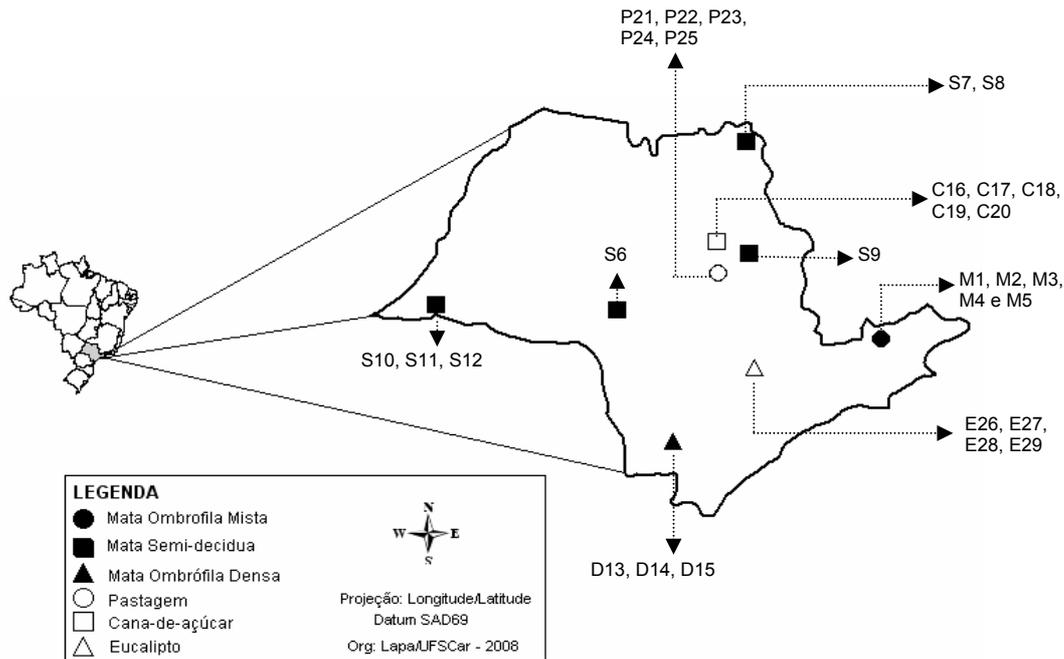
Este trabalho visa investigar a comunidade de macroinvertebrados em córregos de baixa ordem em áreas referência e com outros usos do solo: cinco córregos

localizados em Mata Ombrófila Mista; sete córregos em Mata Semidecídua; três córregos em Mata Ombrófila Densa; cinco córregos localizados em monocultura extensiva de cana-de-açúcar; cinco córregos em pastagem e quatro córregos localizados em plantações de eucalipto, com o objetivo de analisar a composição taxonômica e se esta fauna reflete os diferentes usos do solo e quais grupos contribuem para esta diferença.

## **2. Material e métodos**

### **2.1 Área de estudo**

Neste estudo, foram selecionados 29 córregos de 1ª e 2ª ordens em diferentes usos do solo, 15 córregos situados em áreas de referência, dos quais cinco córregos localizados em Mata Ombrófila Mista (Parque Estadual de Campos do Jordão: M1, M2, M3, M4 e M5); sete córregos em Mata Semidecídua (Estação Ecológica de Caetetus: S6, Parque Estadual Furnas do Bom Jesus: S7 e S8, Parque Estadual de Vassununga: S9, Parque Estadual do Morro do Diabo: S10, S11 e S12); três córregos em Mata Ombrófila Densa (Parque Estadual de Intervales: D13, D14 e D15) e 14 córregos localizados em áreas teste, dos quais cinco córregos localizados em monocultura extensiva de cana-de-açúcar (C16, C17, C18, C19 e C20); cinco córregos em pastagem (P21, P22, P23, P24 e P25) e quatro córregos localizados em plantações de eucalipto (E26, E27, E28 e E29) conforme Figura 1.



**Figura 1:** Mapa do estado de São Paulo indicando os locais e amostrados e seus respectivos usos do solo: Mata Ombrófila Mista (Parque Estadual Campos do Jordão: M1, M2, M3, M4 e M5); Mata Semi-decídua (Estação Ecológica Caetetus: S6, Parque Estadual Furnas do Bom Jesus: S7 e S8, Parque Estadual de Vassununga: S9, Parque Estadual Morro do Diabo: S10, S11 e S12); Floresta Ombrófila Densa (Parque Estadual Intervales: D13, D14 e D15); monocultura extensiva de cana-de-açúcar (C16, C17, C18, C19 e C20); pastagem (P21, P22, P23, P24 e P25) e monocultura de eucalipto (E26, E27, E28 e E29).

## 2.2 Caracterização ambiental

Os pontos de coleta foram georreferenciados e suas altitudes registradas. Além disso, foram medidas variáveis da água como: temperatura, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido, *in situ*, usando equipamento multisensor. Ainda, foram obtidas as medidas de profundidade da coluna d'água e largura do canal e, calculada a velocidade média de correnteza pelo método flutuador (WETZEL & LIKENS, 1991). A composição do leito dos córregos foi estimada visualmente (%) seguindo a classificação (WARD, 1992): leito rochoso consolidado/matacão (>256mm), cascalho (2-256mm), areia (0,125-2mm) e lodo (<0,125mm).

### **2.3 Coleta e identificação da fauna**

Alguns critérios foram estabelecidos para padronizar as amostragens: as coletas foram realizadas no período de estiagem ou de menor pluviosidade (maio, junho, setembro e outubro de 2005); as nascentes dos córregos amostrados estarem situadas na área do uso do solo em questão; em cada córrego foi escolhido um trecho de 100m e estabelecido esforço amostral de seis unidades; utilizou-se amostrador tipo Surber com área de contato de 30 x 30cm e rede de abertura de malha de 250µm. A fauna (exceto Oligochaeta) foi identificada no menor nível taxonômico com auxílio de chaves de identificação e quando necessário, consulta a especialistas.

## **3. Análise dos dados**

### **3.1 Variáveis ambientais**

As variáveis ambientais pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, velocidade da correnteza da água e composição do leito (proporção de matacão, cascalho, areia e lodo) foram submetidas a uma Análise de Componentes Principais (PCA), visando extrair eixos independentes que expressem gradientes ambientais e de impactos. Para esta análise foi utilizado o Programa *Palaeontological Statistics Software Package* v. 1,74, PAST (HAMMER et al., 2001).

### **3.2 Estrutura taxonômica da comunidade**

#### **3.2.1 Riqueza taxonômica e abundância de indivíduos**

Para análise da fauna, foram consideradas: a riqueza taxonômica (número de táxons presentes em cada local de coleta), a abundância numérica (número de indivíduos por 6 unidades amostrais) e a abundância relativa de cada táxon (valor percentual de cada táxon em relação ao número total de indivíduos).

### 3.2.2 Índices de Diversidade

Para avaliar as condições ambientais dos diferentes córregos foram utilizados os índices de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ), de Simpson ( $D$ ) e de Equidade de Pielou ( $E$ ) (MAGURRAN, 1988) no menor nível taxonômico possível. Segundo PEET (1974), o índice de diversidade de Shannon-Wiener é mais sensível à presença de táxons raros na comunidade, enquanto que o índice de diversidade de Simpson é mais sensível aos táxons mais abundantes. Os índices foram calculados utilizando o Programa *Palaeontological Statistics Software Package* v. 1,74, PAST (HAMMER et al., 2001).

- Diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ):

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

- Diversidade de Simpson ( $D$ ):

$$D = 1 / \sum (p_i)^2$$

- Equidade de Pielou ( $E$ ) (Magurran, 1988):

$$E = H' / H_{\text{máx}}$$

sendo:

$p_i$  = probabilidade de importância de cada táxon ( $n_i/N_i$ )

$N_i$  = número de indivíduos da  $i$ -ésimo táxon

$N$  = número total de indivíduos

$H_{\text{máx}}$  =  $-\ln S$

$S$  = número de táxons,

### 3.3 Análise de Escalonamento Multi-Dimensional (MDS), ANOSIM e SIMPER

A Análise de Escalonamento Multi-Dimensional (MDS) é um método de ordenação multivariado que tem como base uma matriz de similaridade, gerando uma representação gráfica (ou espacial) da similaridade (ou distância) entre os pontos amostrados. Sua utilização facilita a interpretação dos resultados e exhibe suas possíveis relações. Cada evento é representado por um ponto em um espaço multidimensional, os pontos são dispostos de modo que a distância entre seus pares represente uma relação de similaridade. Assim, dois eventos semelhantes são representados por dois pontos com as menores distâncias entre eles (STEYVERS, 2001).

Neste trabalho, foram realizadas Análise de agrupamento utilizando-se o índice de similaridade de Bray-Curtis e Análise MDS para identificar os grupos de córregos com comunidades similares. Análise de similaridade (ANOSIM) foi utilizada para identificar as diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) entre os grupos de córregos e a Análise de similaridade percentual (SIMPER) para determinar a importância específica de cada táxon em cada grupo de córregos (CLARKE & WARWICK, 1994).

As abundâncias numéricas foram transformadas em  $[\log_{10}(x+1)]$  para diminuir a influência dos táxons dominantes e raros. Para estas análises foi utilizado o programa estatístico *Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research* v. 6,0 for Windows – PRIMER.

Nessas análises os córregos foram agrupados conforme formação vegetal do entorno: mata ombrófila mista, mata ombrófila densa, mata semi-decídua, cana-de-açúcar, pastagem e eucalipto.

## 4. Resultados

### 4.1 Variáveis ambientais

Os córregos situados em áreas de referência possuem mata ripícola conservada com cobertura total de dossel e ausência de macrófitas. Seus leitos são compostos por matacões, cascalhos e areia e, observou-se também diversidade de habitats proporcionada pelo acúmulo de folhas e troncos submersos. Por serem córregos de baixa ordem, caracterizam-se pela baixa profundidade (máxima de 30cm), estreitos (largura máxima de 2,7m) e velocidade média de correnteza da água (0,1-0,6m/s) maior quando comparado aos córregos situados nas áreas teste (0,05-0,08m/s). De modo geral, águas são bem oxigenadas (5,9-10,8mg.L<sup>-1</sup>), baixa condutividade elétrica (10,0-46,0μS.cm<sup>-1</sup>) e valores de pH variaram de ácidos a próximos à neutralidade (4,35-7,12), exceto para os córregos do Parque Estadual de Intervalos os quais diferem dos demais pelos valores elevados de condutividade elétrica (56,0-166,0μS.cm<sup>-1</sup>) e pH alcalino (8,7-8,8). Nos córregos do Parque Estadual de Campos do Jordão localizados em uma região de altitude elevada (superior a 1500m), possuem águas mais frias com os valores mais baixos da temperatura (12,8-15,2°C) comparados aos demais córregos (16,6-24,5°C) (Tabela I).

Os córregos situados em áreas teste o leito é composto basicamente por lodo e canal com pouca sinuosidade o que reflete em pouca diversidade de habitats. Os córregos em plantações de cana-de-açúcar e em pastagens estão totalmente desprovidos de mata ripícola e, os córregos situados em áreas de monocultura de eucalipto, também sem vegetação ripícola natural, mas com cobertura de dossel total, sombreamento decorrente dos próprios eucaliptos. De modo geral, estes córregos caracterizam-se pela ausência de macrófitas, estreitos (0,4-2,0m) e rasos (8,0-60,0cm); águas são bem oxigenadas (6,1-9,3mg.L<sup>-1</sup>), baixa condutividade elétrica (exceto para P22, E27 e E28)

e ácidas (exceto para C18 e E28). A velocidade média de correnteza da água (0,05-0,08m/s) é baixa devido a homogeneidade do leito e pouca inclinação da área.

Para as variáveis ambientais, a Análise de Componentes Principais (PCA) explicou 45,33% na Componente 1 e 20,37% na Componente 2, totalizando 65,70% da variabilidade dos dados abióticos.

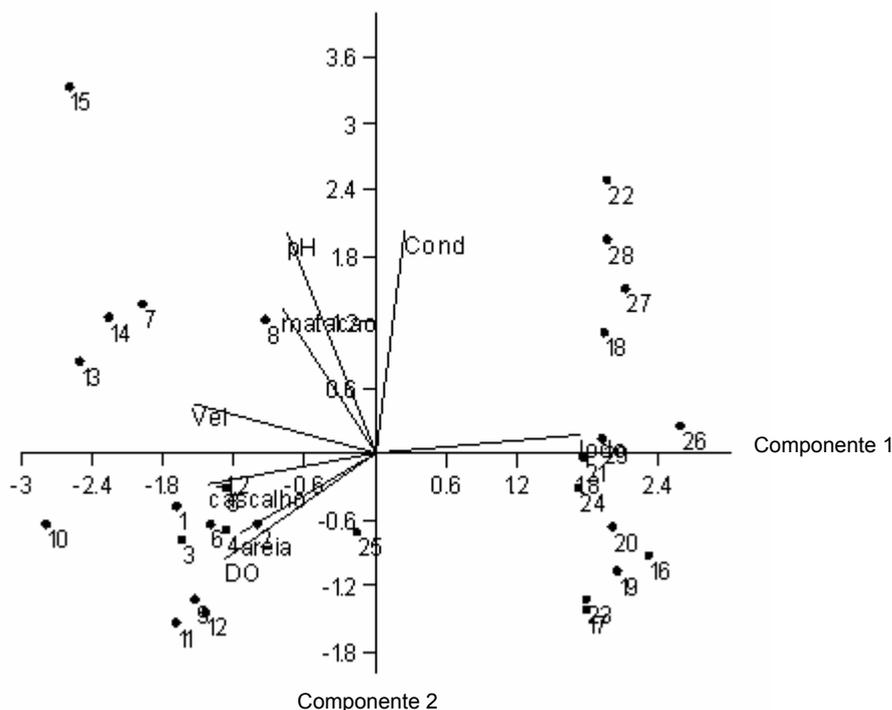
As variáveis matacão, cascalho, areia, oxigênio dissolvido, pH e velocidade de correnteza estiveram negativamente associadas à Componente 1 e, lodo e condutividade elétrica positivamente associadas (Tabela II). De modo geral, esse resultado expressa um gradiente de impacto antrópico e usos do solo, podendo-se constatar a separação dos córregos em áreas minimamente impactadas situados nas áreas preservadas (caracterizados pelos maiores valores de oxigênio dissolvido na água, leito duro constituído de matacão, cascalho e areia e, maior velocidade de correnteza) daqueles em áreas com predomínio de monoculturas e pastagem (constituídos pelo leito lodoso) (Figura 2).

As variáveis pH, condutividade elétrica, velocidade de correnteza, matacão e lodo estiveram positivamente correlacionada à Componente 2 e, oxigênio dissolvido, cascalho e areia, negativamente correlacionadas, evidenciando os córregos com maiores valores de pH e condutividade elétrica: D13-D15 (PEI), P22 (pastagem) e E27-E28 (eucalipto) e, também as maiores proporções de matacão na composição do leito: D15 (PEI) e S7-S8 (PEFBJ) (Tabela II, Figura 2).

**Tabela I:** Caracterização dos córregos coletadas no Estado de São Paulo: altitude (Alt); valores médios de pH; condutividade elétrica (Cond); oxigênio dissolvido (OD); temperatura (T); largura (Lar); profundidade (Prof) e velocidade (Vel); Cobertura: 1-ombrófila mista, 2-ombrófila densa, 3-semidecídua, 4-cana-de-açúcar, 5-pastagem, 6-eucalipto, % rocha/matacão (R/M); % cascalho (C); % areia (A); % lodo (L), (-) valores de dados não registrados.

| Locais                | Córregos | Data coleta | Coordenadas Geográficas | Alt (m) | Baia Hidrográfica | pH   | Cond ( $\mu\text{S},\text{cm}^{-1}$ ) | OD   | T ( $^{\circ}\text{C}$ ) | Lar (m) | Prof (cm) | Vel (m/s) | Cobertura | R/M | C  | A  | L   |
|-----------------------|----------|-------------|-------------------------|---------|-------------------|------|---------------------------------------|------|--------------------------|---------|-----------|-----------|-----------|-----|----|----|-----|
| P.E. Campos do Jordão | M1       | 16.05.05    | 22°41'33"S45°27'55"W    | 1554    | Paraíba           | 6,98 | 11,4                                  | 8,26 | 15,2                     | 1,5     | 9,6       | 0,50      | 1         | 5   | 25 | 60 | 10  |
| P.E. Campos do Jordão | M2       | 17.05.05    | 22°41'29"S45°27'42"W    | 1500    | Paraíba           | 6,70 | 11,8                                  | 8,46 | 12,8                     | 2,0     | 8,1       | 0,20      | 1         | 10  | 40 | 40 | 10  |
| P.E. Campos do Jordão | M3       | 18.05.05    | 22°41'53"S45°29'02"W    | 1580    | Paraíba           | 6,58 | 16,3                                  | 8,65 | 14,3                     | 1,4     | 14,8      | 0,40      | 1         | 5   | 40 | 50 | 5   |
| P.E. Campos do Jordão | M4       | 18.05.05    | 22°41'51"S45°29'20"W    | 1556    | Paraíba           | 6,56 | 11,6                                  | 8,54 | 13,3                     | 1,2     | 7,1       | 0,30      | 1         | 10  | 40 | 40 | 10  |
| P.E. Campos do Jordão | M5       | 19.05.05    | 22°41'56"S45°29'19"W    | 1555    | Paraíba           | 6,56 | 12,1                                  | 8,47 | 14,0                     | 0,9     | 11,0      | 0,30      | 1         | 20  | 40 | 30 | 10  |
| E.E. Caetetus         | S6       | 23.09.05    | 22°23'11"S49°41'10"W    | 663     | Paranapanema      | 7,14 | 70,0                                  | 10,8 | 16,7                     | 0,6     | 10,0      | 0,10      | 3         | 0   | 40 | 50 | 10  |
| P.E. Furnas Bom Jesus | S7       | 25.10.05    | 20°12'07"S47°24'58"W    | 649     | Rio Grande        | 8,08 | 25,0                                  | 9,85 | 22,7                     | 1,2     | 9,2       | 0,30      | 3         | 50  | 30 | 10 | 10  |
| P.E. Furnas Bom Jesus | S8       | 26.10.05    | 20°13'46"S47°27'37"W    | 895     | Rio Grande        | 7,03 | 33,0                                  | 7,85 | 21,8                     | 0,8     | 19,8      | 0,20      | 3         | 50  | 30 | 10 | 10  |
| P.E. Vassununga       | S9       | 08.06.05    | 21°43'14"S48°02'53"W    | 741     | Mogi-Guaçu        | 6,71 | 10,0                                  | 10,2 | 20,8                     | 1,0     | 10,0      | 0,20      | 3         | 0   | 50 | 40 | 10  |
| P.E. Morro do Diabo   | S10      | 20.09.05    | 22°36'16"S52°18'02"W    | 279     | Paranapanema      | 6,84 | 30,0                                  | 10,4 | 16,6                     | 1,1     | 8,6       | 0,60      | 3         | 0   | 80 | 10 | 10  |
| P.E. Morro do Diabo   | S11      | 20.09.05    | 22°35'55"S52°14'47"W    | 234     | Paranapanema      | 6,32 | 10,0                                  | 10,3 | 18,4                     | 2,3     | 5,2       | 0,30      | 3         | 0   | 40 | 50 | 10  |
| P.E. Morro do Diabo   | S12      | 20.09.05    | 22°28'34"S52°20'34"W    | 277     | Paranapanema      | 6,56 | 20,0                                  | 10,2 | 20,5                     | 2,5     | 16,2      | 0,30      | 3         | 0   | 0  | 90 | 10  |
| P.E. Intervalos*      | D13      | 11.05.05    | 24°17'48"S48°25'03"W    | 850     | Paranapanema      | 8,80 | 56,0                                  | 9,00 | 17,4                     | 0,5     | 12,6      | 0,50      | 2         | 0   | 60 | 35 | 5   |
| P.E. Intervalos*      | D14      | 10.05.05    | 24°16'22"S48°27'18"W    | 840     | Paranapanema      | 8,40 | 104,0                                 | 10,0 | 16,7                     | 1,2     | 28,0      | 0,40      | 2         | 15  | 30 | 55 | 10  |
| P.E. Intervalos*      | D15      | 10.05.05    | 24°16'20"S48°25'25"W    | 840     | Paranapanema      | 8,70 | 166,0                                 | 9,60 | 18,1                     | 0,8     | 20,0      | 0,60      | 2         | 45  | 10 | 40 | 5   |
| Araraquara            | C16      | 06.06.05    | 21°50'56"S48°08'10"W    | 678     | Jacaré-Guaçu      | 5,30 | 20,0                                  | 7,00 | 20,0                     | -       | -         | 0,05      | 4         | 0   | 0  | 10 | 90  |
| Araraquara            | C17      | 06.06.05    | 21°54'38"S48°02'53"W    | 725     | Jacaré-Guaçu      | 5,01 | 30,0                                  | 9,11 | 22,0                     | 0,7     | 25,0      | 0,05      | 4         | 0   | 0  | 10 | 90  |
| Araraquara            | C18      | 06.06.05    | 21°54'25"S48°13'29"W    | 514     | Jacaré-Guaçu      | 8,45 | 25,0                                  | 6,56 | -                        | 1,0     | 15,0      | 0,08      | 4         | 0   | 0  | 0  | 100 |
| Rio Claro-Piracicaba  | C19      | 01.09.05    | 22°33'51"S47°36'51"W    | 596     | Piracicaba        | 5,60 | 10,0                                  | 8,40 | 21,2                     | 0,5     | 8,0       | 0,06      | 4         | 0   | 0  | 0  | 100 |
| Araraquara            | C20      | 06.09.05    | 21°52'03"S48°06'37"W    | 693     | Jacaré-Guaçu      | 5,20 | 80,0                                  | 9,30 | 19,5                     | -       | 20,0      | 0,05      | 4         | 0   | 0  | 0  | 100 |
| Corumbatai            | P21      | 06.09.05    | 22°18'12"S47°40'14"W    | 596     | Piracicaba        | 6,60 | 40,0                                  | 7,00 | 27,0                     | -       | 50,0      | 0,07      | 5         | 0   | 0  | 20 | 80  |
| Corumbatai            | P22      | 06.09.05    | 22°14'19"S47°39'09"W    | 622     | Piracicaba        | 7,30 | 210,0                                 | 6,50 | 25,0                     | -       | -         | 0,07      | 5         | 0   | 10 | 10 | 80  |
| Itirapina             | P23      | 08.09.05    | 22°16'28"S47°57'45"W    | 728     | Jacaré-Guaçu      | 5,00 | 40,0                                  | 9,20 | 20,0                     | -       | 60,0      | 0,05      | 5         | 0   | 0  | 10 | 90  |
| Descalvado            | P24      | 08.09.05    | 22°02'15"S47°46'48"W    | 898     | Mogi-Guaçu        | 6,70 | 20,0                                  | 8,20 | 25,0                     | -       | -         | 0,07      | 5         | 0   | 5  | 0  | 95  |
| Ipeuna                | P25      | 06.09.05    | 22°23'26"S47°45'10"W    | 572     | Piracicaba        | 6,50 | 60,0                                  | 8,00 | -                        | -       | 45,0      | 0,06      | 5         | 0   | 0  | 90 | 10  |
| Cajamar               | E26      | 13.09.05    | 23°25'06"S46°46'26"W    | 774     | Médio-Tietê       | 6,30 | 50,0                                  | 6,19 | 15,7                     | 0,4     | 30,0      | 0,06      | 6         | 0   | 0  | 0  | 100 |
| Cajamar               | E27      | 13.09.05    | 23°20'41"S46°51'44"W    | 754     | Médio-Tietê       | 6,90 | 140,0                                 | 6,70 | 15,0                     | -       | -         | 0,07      | 6         | 0   | 10 | 0  | 90  |
| Cajamar               | E28      | 13.09.05    | 23°19'27"S46°51'01"W    | 720     | Médio-Tietê       | 8,50 | 100,0                                 | 6,90 | 16,0                     | 0,5     | 50,0      | 0,08      | 6         | 0   | 0  | 0  | 100 |
| Cajamar               | E29      | 08.08.05    | 23°21'13"S46°53'25"W    | 726     | Médio-Tietê       | 7,10 | 29,0                                  | 7,80 | 15,5                     | 0,5     | 15,0      | 0,07      | 6         | 0   | 0  | 0  | 100 |

\*Valores de pH, Cond e OD estimados a partir dos dados de Bispo, 2003.



**Figura 2:** Ordenação da Análise de Componentes Principais (PCA) dos 29 córregos do estado de São Paulo, aplicadas às variáveis ambientais (pH, condutividade elétrica, DO, velocidade de correnteza da água, matação, cascalho, areia e lodo). As Componentes 1 e 2 explicaram 43,79% e 26,55% da variabilidade respectivamente.

**Tabela II:** Resultado da Análise dos Componentes Principais (PCA): coeficiente de correlação entre os Componentes 1 e 2 e, as variáveis ambientais (pH, condutividade elétrica, DO, velocidade de correnteza da água, matação, cascalho, areia e lodo) dos córregos estudados do estado de São Paulo.

| Variáveis ambientais     | Componente 1 | Componente 2 |
|--------------------------|--------------|--------------|
| pH                       | -0,2210      | 0,5909       |
| Condutividade elétrica   | 0,0740       | 0,5911       |
| DO                       | -0,3743      | -0,2821      |
| Velocidade de correnteza | -0,4564      | 0,1310       |
| Matação                  | -0,2337      | 0,3873       |
| Cascalho                 | -0,4150      | -0,0857      |
| Areia                    | -0,3397      | -0,2123      |
| Lodo                     | 0,5050       | 0,0472       |

## **4.2 Estrutura taxonômica da comunidade**

### **4.2.1 Riqueza taxonômica, abundância e Índices de Diversidade**

A análise dos 16693 espécimes de macroinvertebrados bentônicos coletados nos 29 córregos indicou maior participação de insetos representados por: Diptera com 7214 indivíduos para 12 famílias, com destaque para Chironomidae (5969 espécimes) representado por 49 táxons; Trichoptera representado por 14 famílias, 30 gêneros para 2976 indivíduos; Ephemeroptera somou 2605 indivíduos distribuídos em 6 famílias e 26 gêneros; Coleoptera com 1466 organismos para 10 famílias e 42 gêneros; Odonata com 580 indivíduos distribuídos em 7 famílias e 24 gêneros; Plecoptera somou 513 indivíduos representados por 2 famílias e 6 gêneros; Hemiptera com 117 indivíduos para 6 famílias; Lepidoptera representado por uma família com 26 indivíduos e Megaloptera com 18 indivíduos para 1 família e 2 gêneros. Ainda a presença de outros grupos de invertebrados assim representados: Crustacea com 430 indivíduos para 2 famílias e 2 gêneros; Gastropoda com 2 famílias e 3 gêneros somaram 204 indivíduos; Bivalvia com 138 indivíduos para 2 famílias; Platyhelminthes com 384 indivíduo para 1 gênero) e Hirudinea representado por 1 família com 22 indivíduos (Tabela III).



| Continuação              | M1 | M2 | M3 | M4 | M5 | S6 | S7 | S8 | S9 | S10 | S11 | S12 | D13 | D14 | D15 | C16 | C17 | C18 | C19 | C20 | P21 | P22 | P23 | P24 | P25 | E26 | E27 | E28 | E29 |    |
|--------------------------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|----|
| <i>Notalina</i>          | 22 | 11 | 9  | 43 | 33 |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
| <i>Nectopsyche</i>       | 4  | 50 | 50 |    | 2  |    |    |    |    | 748 | 128 |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
| <i>Triplectides</i>      | 15 | 19 | 11 | 22 | 7  | 6  |    |    |    | 30  | 13  |     |     | 2   | 2   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
| <i>Oecetis</i>           |    |    |    |    |    |    |    |    | 2  |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
| <b>Philopotomidae</b>    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
| <i>Chimarra</i>          |    | 23 |    |    |    |    |    | 1  |    | 5   | 2   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
| <b>Polycentropodidae</b> |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
| <i>Cernotina</i>         |    |    |    | 1  |    | 7  |    |    |    |     |     |     |     | 2   | 2   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
| <i>Polyplectropus</i>    |    |    |    |    |    |    | 2  | 2  |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
| <b>Sericostomatidae</b>  |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
| <i>Grumicha</i>          | 15 | 12 | 4  | 5  | 22 |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
| <b>Odontoceridae</b>     |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
| <i>Barypenthus</i>       |    | 9  |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
| <i>Marilia</i>           | 4  | 5  | 1  | 1  | 2  | 1  | 13 | 9  |    | 2   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     | 2   | 2   |     |     |     |     |     |     |    |
| Gênero n.i.              | 1  | 2  | 3  | 2  | 4  |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
| <b>Xiphocentronidae</b>  |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
| <i>Xiphocentron</i>      | 1  | 2  | 2  | 3  |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
| <b>Ephemeroptera</b>     |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
| <b>Baetidae</b>          |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
| <i>Americabaetis</i>     | 4  | 2  | 1  |    |    | 17 |    | 2  |    | 28  | 1   | 3   |     | 2   |     |     |     |     | 27  | 1   | 5   | 96  | 22  | 54  | 36  | 3   |     | 1   | 2   |    |
| <i>Apobaetis</i>         |    |    | 1  |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     | 9   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
| <i>Baetodes</i>          | 4  | 5  |    | 1  | 2  | 13 |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     | 1   |     |    |
| <i>Callibaetis</i>       |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     | 2   |     |     |     |     | 43  | 46  |     | 2   | 50  | 1   |     |     |     |    |
| <i>Cloeodes</i>          |    |    |    | 1  |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
| <i>Waltzoyphius</i>      |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     | 1   |     |     | 1   | 12 |
| Gênero n.i.              | 1  |    |    |    |    |    |    |    |    | 1   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
| <b>Caenidae</b>          |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
| <i>Caenis</i>            |    |    |    |    |    | 1  | 1  |    | 35 |     |     |     | 3   | 3   | 5   |     |     |     | 287 |     | 1   | 6   |     |     | 3   | 95  |     |     | 2   |    |
| <b>Euthyplociidae</b>    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
| <i>Campylocia</i>        | 20 | 12 | 12 | 9  | 8  |    |    |    |    |     |     |     |     |     | 1   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     | 1   |     |     |     |    |
| <b>Leptophlebiidae</b>   |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |    |
| <i>Farroses</i>          | 6  | 11 |    | 2  | 2  | 28 | 4  | 5  | 53 | 91  | 17  | 2   | 4   | 44  | 4   |     |     |     |     |     |     |     |     |     | 13  |     |     |     |     |    |



| Continuação              | M1 | M2 | M3 | M4 | M5 | S6 | S7 | S8 | S9 | S10 | S11 | S12 | D13 | D14 | D15 | C16 | C17 | C18 | C19 | C20 | P21 | P22 | P23 | P24 | P25 | E26 | E27 | E28 | E29 |
|--------------------------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| <b>Odonata</b>           |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| Zygoptera                |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <b>Megapodagrionidae</b> |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Oxystygma</i>         | 2  |    |    | 6  | 4  | 4  | 3  |    | 3  | 2   | 3   | 2   |     | 3   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     | 11  |     | 3   | 5   |
| <b>Calopterygidae</b>    | 2  | 1  |    | 9  | 1  |    |    |    | 15 |     | 1   | 1   | 3   | 3   |     |     |     |     |     |     |     | 1   |     |     | 4   | 1   |     |     | 11  |
| <b>Coenagrionidae</b>    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Argia</i>             | 4  | 1  |    | 5  |    | 1  | 7  | 4  | 2  |     |     |     | 1   |     |     |     |     |     |     |     |     | 11  | 7   | 2   | 9   |     |     |     |     |
| <i>Cyanallagma</i>       |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     | 17  |     |     |     |     |
| <i>Oxyagrion</i>         |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     | 1   |     |     | 2   |     | 19  | 1   |     | 7   | 14  |     | 1   | 1   |     |
| Anisoptera               |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <b>Gomphidae</b>         |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Agriogomphus</i>      |    |    |    |    |    |    |    |    |    | 2   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Aphylla</i>           |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     | 1   | 2   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     | 1   |     |     |
| <i>Gomphoides</i>        |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     | 5   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>aff. Perigomphus</i>  |    |    |    |    |    | 1  |    |    |    |     |     |     | 1   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Phyllocycla</i>       |    |    |    |    |    |    |    |    |    | 2   |     | 4   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Progomphus</i>        | 4  | 1  |    | 5  | 5  | 17 |    |    | 18 | 3   |     | 1   |     |     | 3   |     |     |     |     |     |     |     |     | 1   | 37  |     |     |     |     |
| <i>Tibiogomphus</i>      |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     | 12  |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <b>Aeshnidae</b>         |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Castoraeschna</i>     |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     | 2   |     |     |     |     |     |     |
| <i>Limnetron</i>         |    |    | 1  |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Neuraeschna</i>       |    |    |    |    |    | 1  |    |    |    |     |     |     | 1   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <b>Corduliidae</b>       |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Navicordulia</i>      |    |    |    |    | 4  |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Neocordulia</i>       |    |    |    | 1  |    | 1  |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <b>Libellulidae</b>      |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Brechmorhoga</i>      |    |    |    |    |    | 2  |    |    | 6  |     |     |     |     |     | 2   | 3   |     |     | 14  |     |     | 20  | 39  | 17  | 12  |     |     |     |     |
| <i>Cannaphila</i>        |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     | 1   |     |     |     | 1   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Dasythemis</i>        |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     | 2   |     |     |     |     | 6   |     | 6   |
| <i>Dythemis</i>          |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     | 1   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     | 1   |     | 1   |     |     |     |
| <i>Erythrodiplax</i>     |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     | 1   |     |     | 14  |     | 48  | 1   |     | 3   |     |     |     |     |     |
| <i>Macrothemis</i>       |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     | 1   |     |     |     |     |



| Continuação            | M1 | M2 | M3 | M4 | M5 | S6 | S7 | S8 | S9 | S10 | S11 | S12 | D13 | D14 | D15 | C16 | C17 | C18 | C19 | C20 | P21 | P22 | P23 | P24 | P25 | E26 | E27 | E28 | E29 |
|------------------------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| <b>Gyrinidae</b>       |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Gyretes</i>         |    |    |    |    |    |    |    |    |    | 2   | 14  | 4   |     |     |     |     | 7   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Gyrinus</i>         |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     | 2   |     |     |     |
| <b>Hydraenidae</b>     |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Hydraena</i>        |    |    |    |    |    |    | 2  |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <b>Hydrophilidae</b>   |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Anacaena</i>        |    |    | 6  | 2  |    | 2  |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Berosus</i>         |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     | 5   |     | 2   | 12  | 6   |     |     |     |     |
| <i>Derallus</i>        |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     | 1   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Helocombus</i>      |    |    |    |    |    | 1  |    |    |    | 1   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Hydrochus</i>       |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     | 1   |     |     |     |     |     |
| <i>Laccobius</i>       |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     | 1   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Tropisternus</i>    |    |    |    |    |    |    |    | 1  | 2  | 1   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     | 4   |     |     |     |     |     |     |     |
| <b>Lutrochidae</b>     |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Lutrochus</i>       |    |    |    | 1  |    | 2  | 1  |    |    | 2   |     | 3   | 3   | 3   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <b>Noteridae</b>       |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Hydrocanthus</i>    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     | 1   | 1   |     |     | 2   |     | 1   |     |     |     |     |     |     |
| <i>Suphisellus</i>     |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     | 2   |     |     |     |     |     |     |     |     |     | 3   |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <b>Psephenidae</b>     |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Ectopria</i>        |    |    |    | 9  |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Psephenus</i>       | 4  | 2  | 2  |    |    |    | 2  |    |    | 18  |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <b>Ptilodactylidae</b> |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Anchytarsus</i>     |    |    |    |    |    |    | 9  |    | 2  |     |     |     | 14  |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <b>Diptera</b>         |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <b>Chironomidae</b>    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Ablabesmyia</i>     |    |    | 1  |    |    | 14 | 4  |    | 2  | 3   | 1   | 5   |     | 1   | 8   | 57  | 13  | 21  | 13  | 26  | 1   | 6   | 2   | 25  | 12  | 1   |     | 1   |     |
| <i>Coelotanypus</i>    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     | 2   | 1   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     | 1   |     |     |     |     |     |
| <i>Clinotanypus</i>    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |     | 3   |     |     | 1   |     | 2   |     | 1   | 1   | 9   | 1   | 4   |     | 1   | 2   | 6   |     |     |     |
| <i>Djalmabatista</i>   | 1  | 21 | 21 | 9  | 2  | 14 | 42 |    | 1  |     |     |     | 10  | 3   |     |     |     |     |     | 1   |     |     | 5   | 2   | 2   |     |     | 1   |     |
| <i>Procladius</i>      |    |    |    |    |    |    | 2  |    |    |     |     |     |     |     |     | 12  |     |     |     | 5   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Larsia</i>          |    | 1  | 1  | 1  |    | 6  |    |    |    | 11  | 2   | 29  |     | 3   | 1   | 22  | 1   |     | 1   | 4   | 2   | 5   | 4   | 1   | 6   | 4   |     | 1   |     |
| <i>Labrundinia</i>     |    |    |    |    |    |    |    |    |    | 1   | 1   | 1   |     |     | 1   |     |     |     |     |     | 1   | 3   | 1   | 1   | 5   |     |     | 2   |     |



| Continuação              | M1 | M2 | M3 | M4 | M5 | S6  | S7 | S8 | S9 | S10 | S11 | S12 | D13 | D14 | D15 | C16 | C17 | C18 | C19 | C20 | P21 | P22 | P23 | P24 | P25 | E26 | E27 | E28 | E29 |
|--------------------------|----|----|----|----|----|-----|----|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| <i>Nanocladius</i>       |    |    |    |    |    |     |    |    | 1  | 2   | 1   | 1   |     |     |     | 5   | 2   |     |     |     |     |     |     | 4   | 4   |     |     |     |     |
| <i>Parametrioconemus</i> | 2  | 1  | 21 |    | 1  | 21  | 52 | 5  | 3  | 139 | 289 | 2   |     | 2   |     | 16  | 182 |     | 105 | 6   | 3   | 2   | 5   | 16  | 24  |     | 9   | 2   |     |
| <i>Thienemanniella</i>   |    |    |    |    |    |     | 8  | 1  | 1  |     |     |     |     |     |     | 3   |     |     | 3   | 2   | 1   | 5   |     | 5   |     |     |     |     | 1   |
| <i>Rheocricotopus</i>    |    |    |    |    |    |     |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     | 8   |     | 5   |     |     |
| <i>Onconeura</i>         | 1  |    |    | 1  |    | 9   |    |    | 15 | 1   | 1   | 3   | 1   |     |     |     | 1   | 23  |     | 1   |     | 2   | 3   | 10  | 2   |     |     |     |     |
| <i>Macropelopini</i>     |    | 1  | 1  |    |    |     |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| Orthoclaadiinae tipo3    |    |    |    |    |    |     |    |    | 2  |     |     |     |     |     |     |     |     |     | 1   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| Orthoclaadiinae tipo1    |    |    |    |    |    |     |    |    |    | 6   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     | 9   | 1   | 12  | 1   | 154 |     |     |     |     |
| Orthoclaadiinae tipo2    |    |    |    |    |    |     |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     | 3   |     |     |     |     |
| <b>Ceratopogonidae</b>   |    |    | 1  | 11 | 1  | 26  |    | 1  | 1  | 22  | 10  | 12  | 2   | 2   |     | 2   | 6   | 12  | 6   | 3   | 1   | 1   | 3   | 2   | 6   | 12  | 5   | 5   | 2   |
| <b>Culicidae</b>         |    |    |    |    |    |     |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     | 4   |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <b>Dixidae</b>           |    |    |    |    |    |     |    |    |    |     |     |     | 2   | 1   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <b>Dolichopodidae</b>    |    | 1  |    |    |    |     |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <b>Empididae</b>         |    |    | 1  |    |    |     |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     | 12  |     |     |     | 1   |     |     |     |     |
| <b>Ephydriidae</b>       |    |    |    |    |    |     |    |    |    |     |     |     | 1   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     | 1   |     |     |
| <b>Psychodidae</b>       |    |    |    |    |    |     |    |    | 1  |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <b>Simuliidae</b>        |    |    | 3  | 4  | 1  | 193 |    | 10 | 13 | 14  | 4   | 5   | 61  | 42  |     | 182 | 1   |     | 8   | 33  | 55  | 18  | 170 | 23  | 22  |     | 45  | 2   |     |
| <b>Stratiomyidae</b>     |    |    |    |    |    |     | 1  |    | 1  |     |     |     |     | 1   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <b>Tabanidae</b>         |    | 3  |    | 1  | 2  | 1   |    |    |    |     |     |     | 3   |     |     |     |     |     |     |     | 1   |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <b>Tipulidae</b>         |    | 11 | 7  | 4  | 5  | 6   | 19 | 7  | 6  | 15  |     |     | 4   |     | 1   | 2   | 4   |     |     |     | 4   |     | 5   | 7   | 5   |     |     |     | 1   |
| <b>Hemiptera</b>         |    |    |    |    |    |     |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <b>Belostomatidae</b>    |    |    |    |    |    | 2   |    |    |    | 1   |     |     |     |     |     |     |     |     | 2   |     |     |     |     | 2   |     | 1   |     |     |     |
| <b>Veliidae</b>          |    | 3  | 1  | 7  |    | 2   | 4  |    | 2  | 3   | 6   | 1   |     |     |     |     |     |     | 1   |     |     |     |     |     |     | 2   | 1   | 1   | 1   |
| <b>Gerridae</b>          |    |    |    |    |    |     |    |    |    | 2   | 1   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <b>Naucoridae</b>        |    | 1  |    |    | 6  | 1   | 1  | 1  | 7  |     | 1   | 2   |     | 1   |     |     |     |     |     |     |     | 17  | 2   |     |     |     |     |     |     |
| <b>Helotriphidae</b>     |    |    |    |    |    |     |    |    | 6  | 1   |     |     |     | 18  |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <b>Pleidae</b>           |    |    |    | 5  |    |     |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <b>Lepidoptera</b>       |    |    |    |    |    |     |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <b>Pyralidae</b>         |    |    |    | 3  | 1  |     | 2  |    |    |     |     |     |     | 12  |     |     |     |     |     |     | 5   | 1   |     |     | 1   |     | 1   |     |     |
| <b>Platyhelminthes</b>   |    |    |    |    |    |     |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <b>Turbellaria</b>       |    |    |    |    |    |     |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Girardia</i>          |    |    |    |    |    | 1   |    |    |    | 2   | 3   | 1   | 13  |     |     |     |     |     |     | 7   |     | 23  |     | 311 | 14  | 9   |     |     |     |

| Continuação         | M1 | M2  | M3 | M4 | M5 | S6 | S7 | S8 | S9 | S10 | S11 | S12 | D13 | D14 | D15 | C16 | C17 | C18 | C19 | C20 | P21 | P22 | P23 | P24 | P25 | E26 | E27 | E28 | E29 |
|---------------------|----|-----|----|----|----|----|----|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| <b>Annelida</b>     |    |     |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| Hirudinea           |    |     |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     | 4   |     | 2   | 4   |     | 3   | 9   |     |     |     |     |
| <b>Crustacea</b>    |    |     |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <b>Hyalellidae</b>  |    |     |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Hyalella</i>     | 2  | 210 | 16 | 70 | 1  |    | 1  |    |    |     |     |     | 15  | 37  | 3   |     |     |     |     |     |     | 42  |     |     |     |     |     |     |     |
| <b>Aeglidae</b>     |    |     |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Aegla</i>        |    |     |    |    |    |    |    |    |    |     | 2   | 4   | 1   | 14  | 10  |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     | 2   |     |
| <b>Mollusca</b>     |    |     |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <b>Gastropoda</b>   |    |     |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <b>Planorbidae</b>  |    |     |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Planorbis</i>    |    |     |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     | 2   |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Biomphalaria</i> |    |     |    |    |    |    |    |    | 1  |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     | 11  | 40  |     |     |     |     | 3   |     |     |
| <b>Physidae</b>     |    |     |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Physa</i>        |    |     |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     | 79  | 7   |     |     | 61  |     |     |     |     |
| <b>Bivalvia</b>     |    |     |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| <b>Sphaeriidae</b>  |    |     |    |    |    |    |    |    |    | 3   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     | 78  |     | 7   | 19  |     |     | 18  |     |
| <b>Ancylidae</b>    |    |     |    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     | 9   |     |     |     | 2   |     | 2   |     |     |

O grupo Diptera teve maior participação em todos os córregos amostrados representado principalmente por Chironomidae, porém sua densidade foi mais expressiva em córregos considerados impactados. Das demais famílias Ceratopogonidae, Simuliidae e Tipulidae foram os mais freqüentes entre todos os locais coletados.

As larvas de Trichoptera tiveram abundância elevada em córregos situados em áreas preservadas com alguns gêneros registrados apenas nos córregos do PECJ (*Brachysetodes*, *Grumichella*, *Notalina*, *Grumicha*, *Barypenthus*, Odontoceridae n.i., *Xiphocentron*); no córrego da EEC (Tribo Leucotrichini) e no PEFBJ (*Polyplectropus*). Alguns táxons foram coletados também em córregos impactados como *Smicridea*, *Phylloicus* e os gêneros *Oxyethira* e *Ochrotrichia* exclusivos em cana-de-açúcar (C19) e em pastagem (P22, P23 e P25), respectivamente.

A maioria dos gêneros de Ephemeroptera teve densidade mais elevada nos córregos situados em áreas preservadas, sendo que *Cloedes*, *Hagenulopsis*, *Hermanella*, *Needhamella*, *Leptohyphodes* e *Melanemerella* foram registrados apenas nos córregos do PECJ, *Hylister* no PEMD e *Ulmeritoides* no PEI. Ressalta-se que alguns gêneros tiveram maior densidade em córregos da Mata Atlântica (*Campylocia* e *Massartella*) e outros em mata semidecídua (*Mirocullis*, *Leptohyphes* e *Tricorythodes*). Representantes das famílias Baetidae (*Americabaetis*) e Caenidae (*Caenis*) foram amplamente distribuídos nos diferentes usos do solo, porém com densidades maiores nos córregos considerados impactados.

Para Coleoptera, das 10 famílias amostradas, Elmidae é a que teve maior densidade numérica nos córregos pertencentes em áreas preservadas, representada principalmente por *Heterelmis* e *Hexacylloepus*. Para os córregos impactados outros gêneros se destacaram *Berosos* (Hydrophilidae) e *Hydrocanthus* (Noteridae).

As famílias de Odonata: Megapodagrionidae, Calopterygidae, Gomphidae, Corduliidae e Aeshnidae tiveram abundância numérica maiores nos córregos em áreas

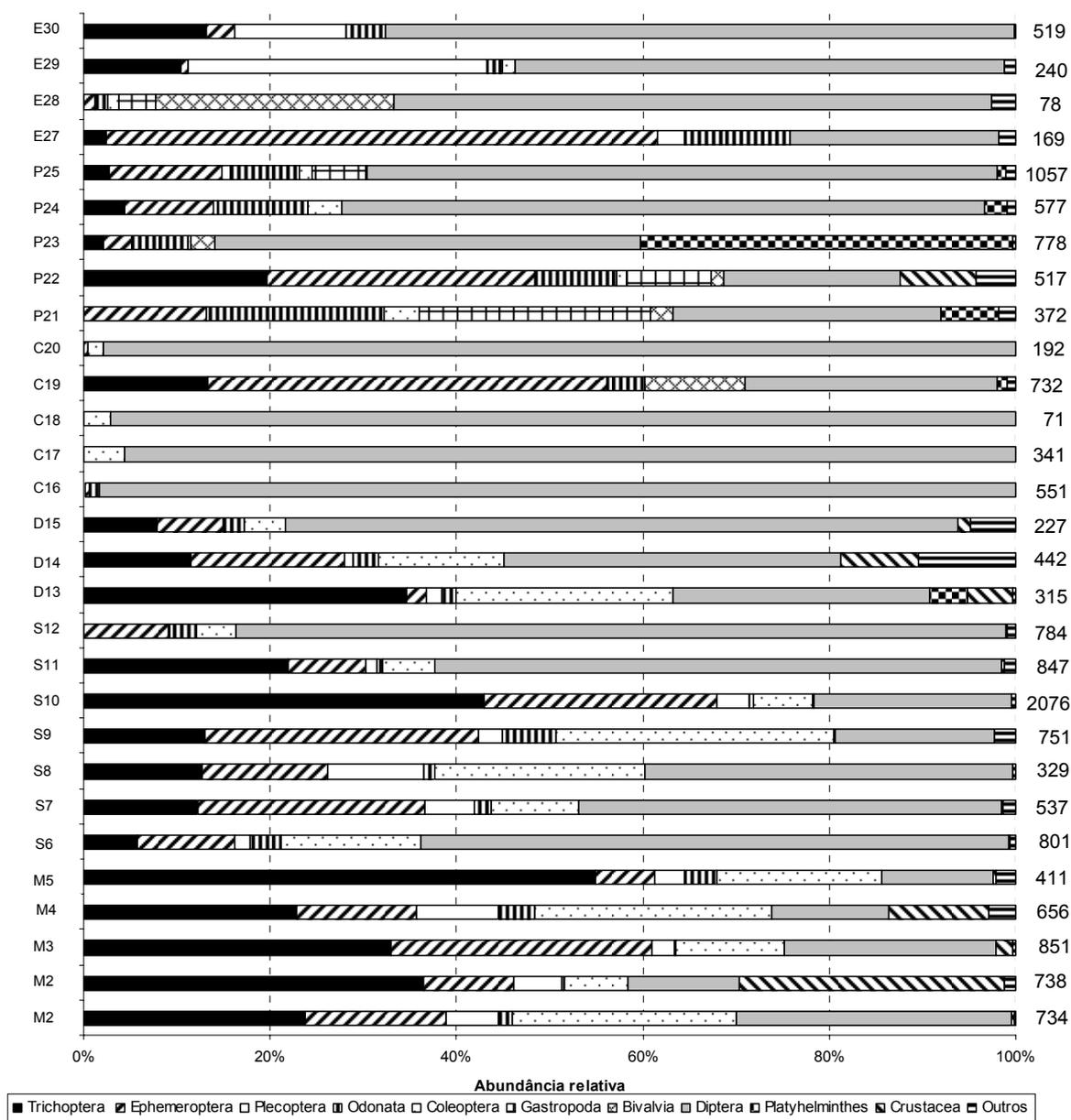
preservadas e as famílias Coenagrionidae e Libellulidae em córregos impactados, representados principalmente pelos gêneros *Oxyagrion* e *Brechmorhoga*.

Os seis gêneros de Plecoptera amostrados tiveram densidade maiores nos córregos em UCs, exceto para *Tupiperla* o qual foi mais expressivo nos córregos em eucalipto (E28 e E29).

O grupo Megaloptera foi registrado em baixa abundância em córregos preservados. Destaque para *Archichauliodes*, coletado no M5 (PECJ), e que ainda não tem registro para o Brasil.

Os exemplares de Mollusca foram praticamente exclusivos em córregos considerados impactados, ressaltando as maiores abundâncias numéricas para Gastropoda em pastagem (*Biomphalaria* para P22, *Physa* para P21 e P2) e para Bivalvia em cana-de-açúcar (*Sphaeriidae* no C19). Entretanto os Crustacea representados por *Hyaella* e *Aegla* tiveram as maiores abundâncias no PECJ e PEI, respectivamente.

Na Figura 3 estão representadas a participação relativa e a densidade total dos grupos amostrados nos 29 córregos estudados com maior participação dos grupos Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) e Coleoptera nos córregos situados em áreas de referência e a maior participação de Diptera (particularmente Chironomidae), Odonata, Gastropoda e Bivalvia nos córregos situados em áreas teste.



**Figura 3:** Participação relativa e abundância total dos grupos taxonômicos (valores à direita das colunas) amostrados em 29 córregos de baixa ordem sob diferentes usos do solo no estado de São Paulo.

Observa-se que a densidade de indivíduos foi maior nos córregos situados nas áreas preservadas (em média 700 indivíduos, com variação de 329 a 2076) bem como os valores mais elevados de riqueza (média de 52 táxons, menor riqueza 30 e maior 69). Situação inversa foi observada nas áreas teste, a densidade média foi de 443 indivíduos (variando de 71-1057) para riqueza média de 32 táxons (11 a 64). Ainda, vale ressaltar que os valores menores de riqueza taxonômica correspondem às áreas cana-de-açúcar e eucalipto (Tabela IV).

**Tabela IV:** Valores de riqueza taxonômica, densidade, índices de Diversidade de Shannon, Diversidade de Simpson e índice de Equidade de Pielou nos córregos amostrados no estado de São Paulo.

|                     | M1   | M2   | M3   | M4   | M5   | S6   | S7   | S8   | S9   | S10  | S11  | S12  | D13  | D14  | D15  |
|---------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Riqueza taxonômica  | 69   | 61   | 65   | 67   | 58   | 65   | 43   | 37   | 45   | 67   | 54   | 48   | 31   | 46   | 30   |
| Densidade           | 734  | 738  | 851  | 656  | 411  | 801  | 537  | 329  | 751  | 2076 | 847  | 784  | 315  | 442  | 227  |
| Diversidade Shannon | 3,28 | 3,02 | 2,88 | 3,56 | 3,13 | 3,22 | 3,16 | 3,01 | 2,78 | 2,51 | 2,48 | 1,95 | 2,49 | 3,07 | 2,14 |
| Diversidade Simpson | 0,93 | 0,89 | 0,89 | 0,96 | 0,92 | 0,92 | 0,94 | 0,93 | 0,89 | 0,82 | 0,83 | 0,65 | 0,87 | 0,93 | 0,77 |
| Equidade Pielou     | 0,38 | 0,34 | 0,27 | 0,52 | 0,40 | 0,39 | 0,55 | 0,55 | 0,36 | 0,18 | 0,22 | 0,15 | 0,39 | 0,47 | 0,28 |
|                     | C16  | C17  | C18  | C19  | C20  | P21  | P22  | P23  | P24  | P25  | E26  | E27  | E28  | E29  |      |
| Riqueza taxonômica  | 31   | 21   | 11   | 32   | 25   | 39   | 42   | 35   | 48   | 64   | 28   | 17   | 23   | 25   |      |
| Densidade           | 551  | 341  | 71   | 732  | 192  | 372  | 517  | 778  | 577  | 1057 | 169  | 78   | 240  | 519  |      |
| Diversidade Shannon | 2,10 | 1,57 | 1,75 | 2,31 | 2,65 | 2,70 | 2,84 | 2,11 | 2,99 | 2,99 | 1,95 | 2,18 | 2,17 | 1,85 |      |
| Diversidade Simpson | 0,81 | 0,65 | 0,77 | 0,81 | 0,91 | 0,89 | 0,91 | 0,78 | 0,92 | 0,89 | 0,67 | 0,82 | 0,83 | 0,77 |      |
| Equidade Pielou     | 0,26 | 0,23 | 0,52 | 0,32 | 0,57 | 0,38 | 0,41 | 0,24 | 0,41 | 0,31 | 0,25 | 0,52 | 0,38 | 0,26 |      |

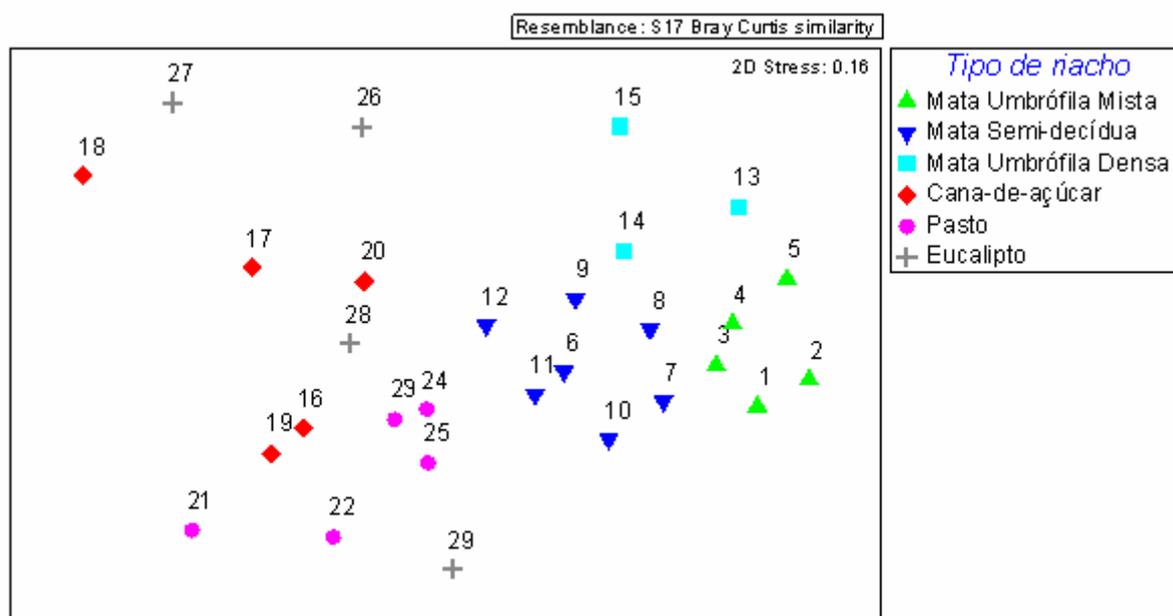
A abundância e a riqueza taxonômica são componentes para o cálculo dos índices de diversidade. Sendo assim, estes índices aumentam à medida que a riqueza de táxons aumenta e a participação dos grupos sejam mais uniformes. Em comunidades em que há táxons dominantes em relação a outros, o índice de diversidade tende a ser menor como ocorre, de um modo geral, nos córregos situados em áreas expostas à estressores.

Neste estudo, os resultados (Tabela IV) dos índices de Diversidade de Shannon, Diversidade de Simpson e de Equidade de Pielou indicaram maiores valores para os córregos situados nas áreas preservadas e aqueles situados em pastagem, enquanto que os menores valores foram atribuídos aos córregos situados em cana-de-açúcar e eucalipto.

### 4.3 Análise de Escalonamento Multi-Dimensional (MDS)

Os resultados das ordenações, segundo MDS (Figura 4), mostraram que córregos situados em mata ombrófila mista ficaram mais próximos entre si, bem como os córregos em mata ombrófila densa. Os córregos situados em mata semi-decídua das unidades EEC, PEV, PEMD e PEFBJ também ficaram próximos, mas em uma posição intermediária entre os córregos da Mata Atlântica e aqueles de áreas impactadas, os quais não formaram agrupamentos específicos por cultura.

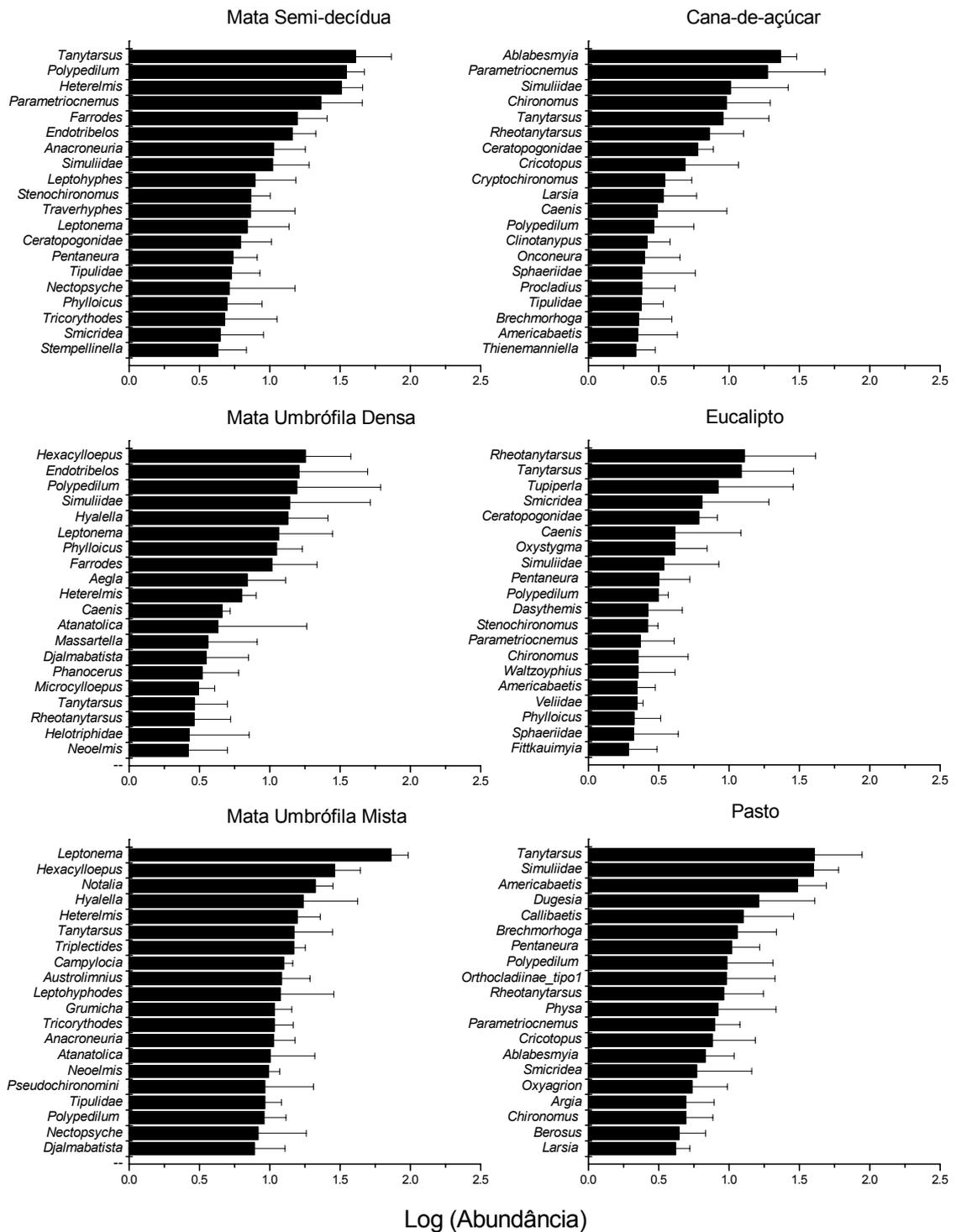
Os resultados da ANOSIM mostraram diferenças significativas ( $p < 5\%$ ) para todos os grupos de córregos (Tabela V). Através da análise de similaridade percentual (SIMPER) foi possível identificar a importância específica de cada táxon nos diferentes grupos e determinar assim as diferentes estruturas da comunidade (Anexo 2). O percentual médio dos táxons foi calculado e os vinte primeiros táxons mais representativos estão apresentados na Figura 5.



**Figura 4:** Ordenação obtida pelo MDS, representando a similaridade de Bray-Curtis entre os córregos estudados de baixa ordem no estado de São Paulo.

**Tabela V:** Valores da análise ANOSIM ( $p < 0,05\%$ ) para os grupos de córregos estudados de baixa ordem no estado de São Paulo.

| <b>Grupo dos córregos</b>                  | <b>R</b> | <b>p (%)</b> |
|--|----------|--------------|
| Mata Ombrófila Mista, Mata Semi-decídua    | 0,738    | 0,1          |
| Mata Ombrófila Mista, Mata Ombrófila Densa | 0,887    | 1,8          |
| Mata Ombrófila Mista, Cana-de-açúcar       | 0,984    | 0,8          |
| Mata Umbrófila Mista, Pasto                | 1,000    | 0,8          |
| Mata Ombrófila Mista, Eucalipto            | 0,938    | 0,8          |
| Mata Semi-decídua, Mata Ombrófila Densa    | 0,663    | 0,8          |
| Mata Semi-decídua, Cana-de-açúcar          | 0,845    | 0,1          |
| Mata Semi-decídua, Pasto                   | 0,751    | 0,1          |
| Mata Semi-decídua, Eucalipto               | 0,799    | 0,3          |
| Mata Ombrófila Densa, Cana-de-açúcar       | 0,856    | 1,8          |
| Mata Ombrófila Densa, Pasto                | 0,990    | 1,8          |
| Mata Ombrófila Densa, Eucalipto            | 0,722    | 2,9          |
| Cana-de-açúcar, Pasto                      | 0,444    | 1,6          |
| Cana-de-açúcar, Eucalipto                  | 0,450    | 2,4          |
| Pasto, Eucalipto                           | 0,694    | 0,8          |



**Figura 5:** Percentuais médios dos vinte táxons e respectivos desvios padrões mais representativos em córregos nas categorias de usos do solo (mata ombrófila mista, mata ombrófila densa, mata semidecídua, cana-de-açúcar, pastagem e eucalipto) no estado de São Paulo.

De acordo com a Figura 5, pode-se observar que a composição taxonômica foi diversa, tanto em os córregos situados em áreas de referência (mata ombrófila mista, mata ombrófila densa e mata semidecídua) quanto naqueles em diferentes usos do solo (cana-de-açúcar, pastagem e eucalipto).

Entretanto há uma alternância de gêneros dominantes do grupo EPT nos três domínios de mata e por gêneros da família Chironomidae nas áreas teste, embora em plantações de eucalipto pode-se observar que 5 gêneros do grupo EPT foram importantes.

Sendo assim, para os córregos localizados em mata nativa observa-se uma maior diversidade de Trichoptera, Ephemeroptera, Plecoptera e Coleoptera, bem como a presença de Crustacea. Já para os córregos desprovidos de vegetação natural Diptera e Odonata tiveram maior representatividade; nos córregos situados em pastagem destacaram-se também Turbellaria e Gastropoda.

## 5. Discussão

Os sistemas aquáticos em uma determinada região assumem funções únicas, relacionadas às características de suas bacias de drenagem, as quais estão relacionadas à geomorfologia do local, ao clima da região, ao histórico e à intensidade de perturbações que ocorrem nas áreas adjacentes aos cursos d'água (WETZEL & LIKENS, 1991). A heterogeneidade física dos córregos, a disponibilidade de alimento e a integridade do ecossistema são fatores para o estabelecimento e a manutenção das comunidades biológicas.

Vários fatores ambientais correlacionam-se e podem determinar a riqueza taxonômica de muitos grupos de macroinvertebrados, por exemplo, a altitude (VINSON & HAWKINS, 1998), a temperatura (DOMINGUEZ & VALDEZ, 1992) e a cobertura da mata ripícola (VANNOTE et al., 1980).

Os córregos situados no Parque Estadual de Campos do Jordão, devido à altitude elevada e clima temperado da região, caracterizam-se por águas frias. Ressalta-se que fatores similares foram responsáveis pelas temperaturas mais amenas das águas dos córregos em área de eucalipto. Este tipo de vegetação é considerado por alguns autores como florestas plantadas (CÂMARA, 2004).

Nos córregos situados nas demais áreas preservadas, embora em locais de clima tropical, as médias da temperatura da água foram inferiores quando comparadas aos córregos em cana-de-açúcar e pastagem. Isto se deve à cobertura da mata ripícola que estabelece um micro-clima local proporcionado pela absorção da radiação solar e refletindo a luminosidade e assim, controlando a temperatura (GREGORY et al., 1991). A retirada da mata ripícola expõe os córregos à radiação solar direta e conseqüentemente elevação da temperatura da água.

Neste estudo, pode-se evidenciar através dos resultados da PCA, que os fatores físicos como composição do leito dos córregos e velocidade da água foram determinantes na separação dos dois grupos de córregos: aqueles considerados preservados e os impactados. A constituição do leito dos córregos é fator relevante para a colonização e permanência dos macroinvertebrados (HYNES, 1970; BROWN & BRUSSOCK, 1991), assim como a velocidade da água depende do relevo da região. Os córregos preservados com leito constituído por matacão, cascalho e areia, e águas mais rápidas formaram um agrupamento distinto dos córregos impactados, cujo leito é constituído principalmente de lodo e águas mais lentas devido à baixa declividade e sinuosidade da região.

O oxigênio dissolvido foi outro fator na determinação do grupo de córregos situados em áreas preservadas estabelecido pela PCA, embora em ambientes lóticos normalmente as concentrações de oxigênio são altas devido a baixa profundidade e movimentação constante da água (ODUM, 2001). Os menores valores de concentração de oxigênio dissolvido foram aferidos aos córregos em áreas de cana-de-açúcar (C16 e C18) e pastagem (P22).

A condutividade elétrica é uma variável que indica a quantidade de material ionizado dissolvido na água e, portanto, depende das concentrações iônicas (WETZEL, 1983). Neste estudo evidenciou-se também o agrupamento dos córregos do Parque Estadual de Intervales com maiores valores de condutividade elétrica devido aos solos caracterizados como cársticos (TRAJANO & GNASPINI, 1994; BISPO, 2002) e, os córregos em pastagem (P22) e eucalipto (E27 e E28), provavelmente devido à influência antrópica decorrente da retirada da mata ripícola, o que pode proporcionar o aumento do aporte de partículas inorgânicas do entorno.

O pH da água depende da localização da bacia de drenagem, ou seja, da composição de suas rochas e solos, que podem fornecer ou não substâncias tamponadas à água como bicarbonatos e carbonatos. Estas substâncias podem ser provenientes do sistema terrestre (alóctone) ou do próprio sistema aquático (autóctone). As águas que drenam os solos do estado de São Paulo, de modo geral caracterizam-se por serem ácidas (TROPMAIR, 2000) como registrado nos córregos deste estudo, exceto para os córregos situados no PEI cuja composição calcária do solo reflete nas características das águas básicas. Entre os córregos impactados, aqueles situados em cana-de-açúcar (C18) e eucalipto (E28), os valores de pH também indicaram águas alcalinas e foram evidenciados na Componente 2 da PCA. Segundo CORBI (2006), córregos situados em áreas com atividade canvieira, o pH pode ser alcalino devido a prática comum da aplicação de calcário para “correção” da acidez do solo.

Para os córregos situados em mata semidecídua (exceto S6) foram registrados os menores valores das variáveis pH e condutividade elétrica da água. Segundo WANTZEN (2003), os córregos em áreas de cerrado são caracterizados por condutividade elétrica baixa, ausência de substâncias tamponadas e baixos valores de pH devido à pobreza iônica dos solos.

A diversidade dos macroinvertebrados em ambientes lóticos tem sido discutida em muitos trabalhos levando-se em consideração não só a diversidade das fontes de recursos (VANNOTE et al., 1980), mas também as variações do clima, da temperatura e da hidrologia (STATZER & HIGLER, 1986) e, as repostas dessa biota frente aos múltiplos impactos antrópicos (ALLAN, 2004; PROBST et al., 2005; BURCHER & BENFIELD, 2006; DOLÉDEC et al., 2006).

Os córregos com mata ripícola dispõem de maior heterogeneidade ambiental (HYNES, 1970; VANNOTE et al., 1980 e HAWKINS et al., 1982) e pode abrigar uma

fauna mais diversificada (BOJEN & JACOBSEN, 2003). Assim sendo, a mata ripícola pode ser considerada preditora da estrutura taxonômica e funcional dos macroinvertebrados bentônicos (FELD & HERING, 2007). A sua preservação é primordial para a manutenção da morfologia dos cursos d'água contendo processos erosivos das margens. Neste estudo os resultados demonstraram que os córregos localizados nas áreas preservadas possuem maior riqueza faunística, o que refletiu nos maiores valores de índices de Diversidade. Esses córregos oferecem maior diversidade de habitats a serem colonizados (folhas, troncos e frutos) e de recursos alimentares advindos da mata do entorno.

Nas áreas impactadas, particularmente em áreas de plantações de cana-de-acúcar e pastagem, a supressão total da mata ripícola intensifica o carregamento de areia e silte das margens para dentro dos córregos promovendo assoreamento do leito (FERREIRA & CASATTI, 2006). Isto impossibilita o estabelecimento de organismos dependentes de substratos duros, resultando na exclusão de determinados grupos taxonômicos tais como: Plecoptera, Trichoptera, Ephemeroptera, entre outros. Ainda, a ausência da cobertura vegetal, como ocorre nesses córregos, permite a incidência direta da radiação solar, proporcionando o aquecimento de suas águas, o que também pode ser fator limitante para espécies estenotérmicas (SWEENEY, 1984).

As ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) e Coleoptera foram predominantes em densidade numérica e riqueza taxonômica nos córregos das áreas preservadas. Estudos relacionados com EPT (FROEHLICH & OLIVEIRA, 1997; MELO & FROEHLICH, 2001; BISPO, 2002; BUSS et al., 2004) e Coleoptera (SEGURA, 2007) observaram resultados semelhantes indicando esses grupos de insetos como característicos de córregos preservados de baixa ordem, com maior velocidade de

correnteza da água e leito constituído principalmente por cascalho e com acúmulo de folhas.

Segundo FROEHLICH (1969), as espécies de Gripopterygidae vivem em ambientes diversos, particularmente as espécies de *Paragripopteryx* podem estar associadas a córregos com leito constituído por matacões em acúmulos de folhas retidas entre as pedras, como observado nas áreas preservadas. Já as espécies de *Tupiperla* não são tão específicas e podem viver tanto em córregos com fundo duro quanto arenoso. Este gênero foi o terceiro mais abundante em córregos situados em plantações de eucalipto (E28 e E29). Entretanto, os resultados demonstraram que Perlidae teve maior densidade e riqueza em córregos dos parques PECJ, PEFBJ e PEV, particularmente nos córregos com leito constituído principalmente por matacões e cascalhos, confirmando dados da literatura.

Alguns gêneros de Trichoptera foram encontrados somente nos córregos do PECJ (*Brachysetodes*, *Grumichella*, *Notalina*, *Grumicha*, *Barypenthus*, Odontoceridae n.i., *Xiphocentron*), no córrego da EEC (Tribo Leucotrichini) e PEFBJ (*Polyplectropus*). Entretanto os gêneros *Oxyethira* e *Ochrotrichia* foram amostrados apenas em áreas impactadas cana-de-açúcar (C19) e em pastagem (P22, P23 e P25). *Smicridea* teve densidade elevada em córregos de pastagem e eucalipto, gênero já citado na literatura como sendo comum (BUSS et al., 2002). Segundo OLIVEIRA & FROEHLICH (1997) este último gênero é bem adaptado a ambientes com algum enriquecimento orgânico como o que provavelmente ocorre nos córregos situados em áreas de pastagem. O gênero *Phylloicus* está relacionado com a presença de folhiços no leito do córrego advindos da mata do entorno (BISPO, 2002) e sua abundância depende da qualidade de alimento que a mata oferece (RINCÓN & MARTINEZ, 2006). Neste estudo, constatou-

se a presença de *Phylloicus* em córregos de áreas com mata natural e também em córregos em eucalipto, porém em menor densidade.

A análise dos resultados deste trabalho indicou que a maioria das espécies de Ephemeroptera teve ocorrência exclusiva em córregos do PECJ (*Cloedes*, *Hagenulopsis*, *Hermanella*, *Needhamella*, *Leptohyphodes* e *Melanemerella*), do PEMD (*Hylister*) e do PEI (*Ulmeritoides*). Ainda pode-se observar que alguns gêneros como *Campylocia* e *Massartella*, tiveram maior densidade em córregos da Mata Atlântica e outros como *Miroculis*, *Leptohyphes* e *Tricorythodes* em mata semidecídua, indicando diferença na distribuição geográfica desses táxons. Foram observados representantes das famílias Baetidae (*Americabaetis*) e Caenidae (*Caenis*) na maioria dos córregos estudados independente dos usos do solo e com participações maiores naqueles considerados impactados. Pode-se destacar que *Callibaetis* e *Waltzoyphius* foram coletados apenas nos sistemas impactados e *Caenis* com elevada densidade numérica em C19 (área de cana-de-açúcar). Segundo SALLES et al. (2004), as larvas de Baetidae são comuns e ocupam com frequência uma grande variedade de habitats em ambientes lóticos e, em geral, sua abundância pode ser elevada.

Entre os Coleoptera a família Elmidae destacou-se pela maior densidade numérica e riqueza representada principalmente por *Heterelmis* e *Hexacylloepus* em áreas florestadas naturais. Nos córregos impactados observou-se que as famílias Hydrophilidae (*Berosus*) e Noteridae (*Hydrocanthus*) foram mais comuns. De acordo com WARD (1992), as larvas de *Berosus* toleram grande aporte de sólidos inorgânicos, o que explica sua presença em córregos em pastagem.

Neste estudo, a ordem Odonata, teve maior diversidade faunística nos córregos em áreas impactadas, particularmente em córregos desprovidos de matas, representada principalmente pelos gêneros *Brechmorhoga*, *Oxyagrion* e *Dythemis*. Trabalhos da

literatura citam a relação desse grupo com áreas abertas e sua tolerância a locais impactados (BUSS et al., 2002). Estudo de FERREIRA-PERUQUETTI (2006) observou maior número de larvas de Coenagrionidae e Libellulidae em trechos de córregos com baixa velocidade de correnteza e fundo lodoso. A elevada participação de larvas de Libellulidae em córregos em áreas de cana-de-açúcar também foi registrada em outros estudos na região central do estado (FERREIRA-PERUQUETTI & FONSECA-GESSNER, 2003; CORBI, 2006).

O grupo Diptera foi comum e abundante a todos os córregos amostrados, representado principalmente por larvas de Chironomidae.

No Brasil, Chironomidae é citada em muitos trabalhos de cunho ecológico, o que reflete na sua ampla distribuição nos mais diversos habitats (SANSEVERINO & NESSIMIAN, 1998, 2001; HENRIQUES-OLIVEIRA, 2003; ROQUE et al., 2003). Nesta família, algumas espécies são consideradas sensíveis e outras tolerantes aos impactos provenientes dos múltiplos usos do solo. Entretanto, é reconhecida a supremacia desse grupo em córregos expostos a interferências antrópicas como o desmatamento e a entrada de poluentes inorgânicos, por exemplo, agrotóxicos lixiviados de campos agrícolas (PELÁEZ-RODRÍGUEZ, 2001; CORBI, 2006), bem como em sistemas enriquecidos organicamente (KLEINE & TRIVINHO-STRIXINO, 2005; ROQUE et al., 2000).

Os resultados deste estudo destacaram Chironominae pela maior riqueza taxonômica, conforme apontado também por outros autores na região neotropical (SPIES & REISS, 1996; ROQUE & TRIVINHO-STRIXINO, 2000; SANSEVERINO & NESSIMIAN, 2001; SURIANO & FONSECA-GESSNER, 2004). Embora sejam poucas as informações específicas, sabe-se que alguns gêneros como *Rheotanytarsus*, *Tanytarsus* e *Polypedilum* são tolerantes a uma ampla variedade de situações e, em

geral, são frequentemente abundantes em córregos com diferentes características, desde áreas mais protegidas (Suriano & FONSECA-GESSNER, 2004) até aquelas com algum impacto antrópico (GUERESCHI & MELÃO, 1997). Estes gêneros foram comuns nos córregos situados em diferentes usos do solo (áreas preservadas e impactadas). As espécies do gênero *Chironomus* são conhecidas pela elevada tolerância a diferentes tipos de impacto, principalmente aqueles decorrentes de enriquecimento orgânico. Em estudo realizado na região central do estado, este gênero predominou em áreas com atividade canavieira e pastagem (CORBI, 2006), resultado observado também neste estudo. Entretanto, algumas espécies provavelmente estão relacionadas às condições ambientais de áreas preservadas como: *Pseudochironomus* também observado em estudos realizados por SURIANO & FONSECA-GESSNER (2004), cujas larvas foram dominantes em córregos do PECJ; *Endotribelos*, como mostra estudo recente em córregos de baixa ordem na Mata Atlântica (ROQUE et al., 2005); *Stenochironomus* por ser um invertebrado xilófago (BORKENT, 1984), depende do aporte de matéria orgânica advinda da vegetação do entorno, particularmente troncos submersos (CRANSTON & MCKIE, 2006).

WIEDERHOLM (1983) aponta que os representantes de Tanypodinae possuem uma ampla distribuição e sua densidade aumenta em baixas altitudes sendo comuns em habitats de remansos e substrato mole, como pode ser constatado para os gêneros *Ablabesmyia*, *Larsia* e *Pentaneura* com maior densidade em córregos com substrato lodoso e águas mais lentas, particularmente nas áreas sem vegetação nativa.

As larvas de Orthoclaadiinae são predominantes em córregos ritrais, com velocidade de correnteza elevada e substrato duro (PINDER, 1995). Estudo realizado por Henriques-OLIVEIRA (2003) em córregos da Mata Atlântica observou esta dominância. Neste trabalho, apesar dos córregos em áreas preservadas apresentarem tais

características, essa subfamília não foi dominante, por outro lado, observa-se que os gêneros *Cricotopus*, *Parametriocnemus* e Orthoclaadiinae tipo 1 tiveram maior abundância em córregos impactados, principalmente, em cana-de-açúcar e pastagem.

Além dos insetos, outros invertebrados também tiveram participação importante na composição da comunidade de macroinvertebrados. Crustacea (*Hyalella*) e (*Aegla*), com densidades elevadas em córregos do PECJ e PEI. Esses gêneros foram restritos a áreas com vegetação nativa e são considerados bioindicadores de qualidade ambiental (BORTOLUZZI et al., 2007). Ao contrário, Mollusca foi praticamente exclusivo em córregos considerados impactados, ressaltando-se as maiores densidades numéricas de Gastropoda em pastagem (*Biomphalaria* para P22, *Physa* para P21 e P22) e de Bivalvia em cana-de-açúcar (Sphaeriidae no C19). Ainda, Turbellaria teve maior abundância em P23, provavelmente pela presença de matéria orgânica da pastagem.

A conversão de florestas nativas em pastagens é tida como um impacto relativamente menos perturbador ao ambiente aquático do ponto de vista químico, uma vez que nas áreas de pastagens não são feitas adubação química ou aplicação de pesticidas. As pastagens podem ter plantios de forrageiras ou vegetação residuais rasteiras advindas do desmatamento, como observado neste estudo. Assim, a expansão da área de gramíneas nas margens é um fator importante que acarreta mudanças na estrutura da fauna estabelecendo novos habitats, proporcionando maior riqueza faunística quando comparado aos córregos situados em cana-de-açúcar. Esta característica também foi assinalada em trabalho realizado por SEGURA (2007), que estudou a distribuição, riqueza e densidade das espécies de Coleoptera nesses córregos. OMETO et al. (2000) também verificaram a relação entre o uso do solo (cana-de-açúcar e pastagem) com a comunidade de macroinvertebrados e obtiveram maior riqueza taxonômica associado em rio situado em pastagem.

Na literatura têm sido relatados os efeitos das monoculturas de eucalipto (BUNN, 1988; CANHOTO & GRAÇA, 1995; CÂMARA, 2004) e de cana-de-açúcar (CORBI, 2006) na estrutura e na diversidade das comunidades de macroinvertebrados, apontando como problema principal a produção de matéria alóctone de baixo valor nutricional em comparação às florestas naturais (SABARÁ, 1994 *apud* CALLISTO et al., 2002; CLAPCOOT & BUNN, 2003) e a contaminação pelos fertilizantes e agrotóxicos usados no manejo da cultura (GUERRA, 1997 *apud* CALLISTO et al., 2002; CORBI, 2006).

As práticas agrícolas, principalmente a monocultura de cana-de-açúcar, são responsáveis pelos problemas gerados aos recursos hídricos, destacando-se a destruição da mata ripícola para o plantio, bem como o uso excessivo e inadequado de agroquímicos. Como consequência destas práticas, o córrego fica desprotegido, aumentam as partículas de solo em suspensão, o assoreamento, a contaminação através dos produtos químicos e consequentemente a perda da biodiversidade, pela eliminação de espécies mais sensíveis e favorecendo a permanência das espécies tolerantes que podem tornar-se problemas com a ausência de competidores e/ou predadores.

O conjunto de fatores que inclui a ausência da mata ripícola, o aumento da temperatura da água, a sedimentação e a alteração da comunidade de macroinvertebrados bentônicos pode ser preditor de integridade dos córregos (Hagen et al., 2006). Assim, nas categorias de córregos situados em diferentes usos do solo verifica-se o declínio da integridade dos córregos situados em mata ombrófila, mata semi-decídua, pastagem e monoculturas de eucalipto e de cana-de-açúcar.

## 6. Referências

- ALLAN, J. D. Landscape and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, p. 257-284, 2004.
- BADY, P.; DOLÉDEC, S.; FESL, C.; GAYRAUD, S.; BACCHI M.; SCHOLL, F. Use of invertebrate traits for biomonitoring of European large rivers: the effects of sampling effort on genus richness and functional diversity. **Freshwater Biology**, v. 50, p. 159-173, 2005.
- BISPO, P.C. **Estudo de comunidades de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) em riachos do Parque Estadual Intervales, Serra de Paranapiacaba, Sul do Estado de São Paulo**. Tese de Doutorado. FFCLRP/USP. Ribeirão Preto. 2002. 120p.
- BOJSEN, B. H.; JACOBSEN, D. Effects of deforestation on macroinvertebrate diversity and assemblage structure in Ecuadorian Amazon streams. **Archiv für Hydrobiologie**, v.158, n. 3, p. 317-342, 2003.
- BORKENT, A. The systematic and phylogeny of the *Stenochironomus* complex (Diptera: Chironomidae). **Memorial Entomological Society of Canadian**, v. 128, 1984. n. 1-269.
- BORTOLUZZI, L.R.; CARVALHO, A. V.; CASTILLO A. R.; QUEROL, E.; QUEROL, M. V. M. Anomuros do gênero *Aegla* leach, 1820 (crustacea, decapoda, aeglidae) como bioindicador no arroio imbaá, uruguaiana, rio grande do sul. **Biodiversidade Pampeana**, v. 5, n. 2, p. 9-13, 2007.
- BROWN, A.V.; BRUSSOCK, P.P. Comparisons of benthic invertebrates between riffles and pools. **Hydrobiologia**, v. 220, p. 99-108, 1991.
- BUNN, S.E. Processing of leaf litter in two northern jarrah forest streams, western Austrália: II. The role of macroinvertebrates and the influence of soluble polyphenols and inorganic sediment. **Hydrobiologia**, v. 162, p. 211-223, 1988.
- BURCHER, C.L.; BENFIELD, E.F. Physical and biological responses of streams to suburbanization of historically agricultural watersheds. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, n. 2, p. 356-369, 2006.
- BUSS, D.F.; BAPTISTA, D.F.; SILVEIRA, M. P.; NESSIMIAN, J.L.; DORVILLÉ, L.F.M. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. **Hydrobiologia**, v. 481, p. 125-136, 2002.
- BUSS, D.F.; BAPTISTA, D.F.; NESSIMIAN, J.L.; EGLER, M. Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. **Hydrobiologia**, v. 518, p. 179-188, 2004.

CÂMARA, C.D. **Critérios e indicadores para o monitoramento hidrológico de florestas plantadas**. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos/USP, São Carlos. 2004. 191p.

CALLISTO, M.; BARBOSA, F.A.R.; MORENO, P. The influence of *Eucalyptus* plantations on the macrofauna associated with *Salvinia auriculata* in southeast Brazil. *Brazilian Journal Biology*, v. 62, n.1, p. 63-68, 2002.

CANHOTO, C.; GRAÇA, M. A. S. Food value of introduced eucalyptus leaves for a Mediterranean Stream detritivore: *Tipula lateralis*. **Freshwater Biology**, v. 34, p. 209-215, 1995.

CHESSMAN, B. C.; ROYAL, M. J. Bioassessment without reference sites: use of environmental filters to predict natural assemblages of river macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 23, p. 599–615, 2004.

CLAPCOTT, J.E.; BUNN, S.E. Can C4 plants contribute to aquatic food webs of subtropical streams? **Freshwater Biology**, v. 48, p. 1105-1116, 2003.

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. **Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation**. Plymouth Marine Lab., Plymouth, UK. 1994. 144 p.

CORBI, J.J. **Influência de práticas de manejo de solo sobre os macroinvertebrados aquáticos de córregos: ênfase para o cultivo de cana-de-açúcar em áreas adjacentes**. Tese de Doutorado. PPGERN/UFSCar, São Carlos, SP. 2006. 92p.

CUMMINS, K.W. Macroinvertebrates. In: Whitton, B.A. **River ecology**. 1975. p. 170-198.

DOLÉDEC, S.; STATZNER, B.; BOURNARD, M. Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river. **Freshwater Biology**, v. 42, p. 737–758. 1999.

DOLÉDEC, S.; PHILLIPS, N.; SCARSBROOK, M.; RILEY, R. H.; TOWNSEND, C. R. Comparison of structural and functional approaches to determining landuse effects on grassland stream invertebrate communities. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, p. 44–60. 2006.

DOMINGUEZ, E.; VADEZ, J.M.B. Altitudinal replacement of Ephemeroptera in a subtropical river. **Hydrobiologia**, v. 246, p. 83-88. 1992.

FELD, C.K.; HERING, D. Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. **Freshwater Biology**, v. 52, p. 1380-1399. 2007.

FERREIRA, C.P.; CASATTI, L. Influência da estrutura de habitat sobre a ictiofauna de um riacho em micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, p. 642-651. 2006.

FERREIRA-PERUQUETTI, P.S. Preferência por microhabitat dos gêneros de Odonata da Estação Ecológica de Jataí e arredores: ênfase na fase jovem. In: **Estudos integrados em ecossistemas. Estação Ecológica de Jataí**. EduFSCar. São Carlos, v. 4, p.45-60. 2006.

FERREIRA-PERUQUETTI, P.S.; FONSECA-GESSNER, A.A. Comunidade de Odonata (Insecta) em áreas naturais de Cerrado e monocultura no nordeste do estado de São Paulo, Brasil: relação entre uso do solo e a riqueza faunística. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 2, p. 219-224. 2003.

FROEHLICH, C. G. Studies on Brazikian Plecoptera. 1. Some Gripopterygidae from the Biological Station at Paranabiaca, State of São Paulo. **Beiträge zur Neotropischen Fauna**, Vol. VI, n. 1 p. 19-39. 1969.

FROEHLICH, C. G.; OLIVEIRA, L. G. Ephemeroptera and Plecoptera nymphs from riffles in low-order streams in South-eastern Brazil. In: P. Landolt & M. Sartori (eds.), **Ephemeroptera & Plecoptera: biology – ecology – systematics**. Fribourg, 1997. p. 180-185.

GREGORY, V.S.; SWANSON, F.J.; MCKEE, W.A.; CUMMINS, K.W. An Ecosystem perspective of riparian zones. **BioScience**, v. 41, n. 8, p. 540 – 551. 1991.

GUERESCHI, R.M.; FONSECA-GESSNER, A.A. Monitoramento da Estação Ecológica de Jataí (Luiz Antônio, SP), utilizando macroinvertebrados bentônicos como indicadores. In: **Estudos integrados em ecossistemas. Estação Ecológica de Jataí**. EduFSCar, São Carlos, p. 75-98. 2006.

GUERESCHI, R.M.; MELÃO, M.G.G. Monitoramento biológico da bacia hidrográfica do Rio Monjolinho pelo uso de macroinvertebrados bentônicos. In: Seminário Regional de Ecologia, 8. **Anais...** São Carlos, v.1, p. 61-76. 1997.

HAMMER, O.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. PAST: Palaeontological Statistics Software Package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, 9p. 2001. Disponível em < <http://folk.uio.no/ohammer/past> >

HAWKINS, C.P.; MURPHY, M.L.; ANDERSON, N.H. Effects of canopy substrate composition and gradient on the structure of macroinvertebrate communities in Cascade Range streams of Oregon. **Ecology**, v. 63, n. 6, p. 1840-1856. 1982.

HENRIQUES-OLIVEIRA, A.L.; DORVILLÉ, L.F.M.; NESSIMIAN, J.L. Distribution of Chironomidae larvae fauna (Insecta: Diptera) on different substrates in a stream at Floresta da Tijuca, RJ, Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, v. 15, p. 69-84. 2003.

HYNES, H.B.N. **The Ecology of Running Waters**. Liverpool University Press. 1970. 555p.

KLEINE, P.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Chironomidae and other aquatic macroinvertebrates of a first order stream: community response after habitat fragmentation. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 17, n. 1, p. 81-90. 2005.

MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. Chapman and Hall, USA, 1988. 179p.

MELO, A. S.; FROEHLICH, C. G. Macroinvertebrates in neotropical streams: richness patterns along a catchment and assemblages structure between 2 seasons. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 20, p. 1–16. 2001.

MERRITT, R.W.; CUMMIS, K.W.; BERG, M. B.; NOVAK, J. A.; HIGGINS, M. J.; WESSELL, K. J.; LESSARD, J. L. Development and application of a macroinvertebrate functionalgroup approach in the bioassessment of remnant river oxbows in southwest Florida. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 21, p. 290–310. 2002.

ODUM, E.P. **Fundamentos de Ecologia**. Fundação Calouste Gulbenkian. 2001. 927p.

OLIVEIRA, L. G.; FROEHLICH, C. G. Diversity and community structure of aquatic insects (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) in a mountain stream in South-eastern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 9, p. 139-148. 1997.

OMETO, J.P.H.B.; MARTINELLI, L.A.; BALLESTER, M.V.; GESSNER, A.; KRUSCHE, A.V.; VICTORIA, R.L.; WILLIAMS, M. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. **Freshwater Biology**, v. 44, p. 327-337. 2000.

PEET, R.K. The measurement of species diversity. **Annu. Ver. Ecol. Syst.**, v. 5, p. 285-307. 1974.

PELÁEZ-RODRÍGUEZ, M. **Avaliação da qualidade da água da Bacia do Alto Jacaré-Guaçu, Sp (Ribeirão do Feijão e Rio Monjolinho) através de variáveis físicas, químicas e biológicas**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Carlos. 2001. 144p.

PINDER, L.C.V. The habitats of chironomid larvae. In: P.D. Armitage; P.S. Cranston & L.C.V. Pinder. *The Chironomidae. Biology and ecology of non-biting midges*. Chapman & Hall. 1995. 107-135p.

PROBST, M.; BERENZEN, N.; LENTZEN-GODDING, A.; SCHULZ, R.; LIESS, M. Linking land use variables and invertebrate taxon richness in small and medium-size agricultural streams on a landscape level. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 60, p. 140-146. 2005.

RINCÓN J.E.; MARTINEZ, I. Food quality and feeding preferences of *Phylloicus* sp. (Trichoptera:Calamoceratidae). **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, n. 1, p. 209–215. 2006

ROQUE, F.O.; CORBI, J.J.; TRIVINHO-STRIXINO S. Considerações sobre o uso de larvas de Chironomidae (Diptera) na avaliação da qualidade da água de córregos do Estado de São Paulo. In: **Ecotoxicologia perspectivas para o séculoXXI** (Eds Espíndola E.L.G., Paschoal C.M.R.B., Rocha O., Bohrer M.B.C. & Neto A.L.O.), Rima Editora, São Carlos. 2000. p.115-126.

ROQUE, F. O.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Avaliação preliminar da qualidade da água dos córregos do município de Luiz Antônio utilizando macroinvertebrados como bioindicadores. In: J. E. Santos; J.S.R. Pires. (Org.). **Estação Ecológica de Jataí: estudos integrados em ecossistemas**. São Carlos: Rima, 2000, v. 2, p. 721-732.

ROQUE, F.O.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G.; AGOSTINHO, R.C.; FOGO, J.C. Benthic macroinvertebrates in streams of the Jaraguá State Park (Southeast of Brazil) considering multiple spatial scales. **J. Insect Conser.**, v. 7, p. 63-72. 2003.

ROQUE, F. O.; SIQUEIRA, T.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Occurrence of chironomid larvae living inside fallen-fruits in Atlantic Forest streams, Brazil. **Entomologia y Vectores**, v. 12, p. 275-282, 2005.

ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. **Freshwater biomonitoring and benthic invertebrates**. (Chapman and Hall, Ney York). 1993. 488p.

SALLES, F.F.; DA-SILVA, E.R.; SERRÃO, J.E.; FRANCISCHETTI, C.N. Systematics, morphology and physiology. Baetidae (Ephemeroptera) na região sudeste do Brasil: novos registros e chave para os gêneros no estágio ninfal. **Neotropical Entomology**, v. 33, n. 6, p. 725-735. 2004.

SANSEVERINO, A.M.; NESSIMIAN, J.L. Habitat preferences of Chironomidae larvae in an upland stream of Atlantic Forest, Rio de Janeiro State, Brazil. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. 26, p. 2141-2144. 1998.

SANSEVERINO, A.M.; NESSIMIAN, J.L. Hábitats de larvas de Chironomidae (Insecta: Diptera) em riachos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 13, p. 29-38. 2001.

SEGURA, M.O. **Composição e distribuição de Coleoptera aquáticos (Insecta) em córregos de baixa ordem no estado de São Paulo**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de São Carlos, 2007. 87p.

SILVEIRA, M. P.; BAPTISTA, D.F.; BUSS, D.F.; NESSIMIAN, J.L.; EGLER, M. Application of biological measures for stream integrity assessment in south-east Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 101, p. 117-128. 2005.

SPIES, M.; REISS, F. Catalog and bibliography of Neotropical and Mexican Chironomidae (Insecta, Diptera). **Spixiana Suppl.**, v. 22, p. 61-119. 1996.

STATZNER, B.; HIGLER, B. Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. **Freshwater Biology**, v. 16, p. 127-139. 1986.

STEYVERS, M. **Multidimensional scaling**. Macmillan Reference Ltd. 2001, Disponível em: <<http://forum.gfk.ru/texts/methods/mds.pdf>>

SURIANO, M.T.; FONSECA-GESSNER, A.A. Chironomidae (Diptera) larvae in streams of Parque Estadual de Campos do Jordão, São Paulo state, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 16, n. 2, p. 129-136, 2004.

TRAJANO, E.; GNASPINI, P. Cavernas. In: **Intervales** / Fundação para a Conservação a Produção florestal do Estado de São Paulo. São Paulo: A Fundação, 1994. 240p.

TROPPEMAIR, H. **Geossistemas e Geossistemas Paulistas**. Rio Claro. 2000. 107p.

VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. The River Continuum Concept. **Can. Journal Fish. Aquat. Sci.**, v. 37, p. 130-137. 1980.

WANTZEN, K.M. Cerrado streams – characteristics of a threatened freshwater ecosystem type on the Tertiary Shields of Central South America. **Amazoniana**, v. 3, n. 4, p. 481-502. 2003.

WARD, J.V. **Aquatic insect ecology**: biology and habitat. United States of America. John Wiley and Sons, Inc. 1992. 438p.

WETZEL, R.G. **Limnology**. Philadelphia. Saunders ed. 1983. 743p.

WETZEL, R.G.; LIKENS, G.E. **Limnological analyses**. New York: Springer-Verlag. 1991. 391p.

WINTERBOURN, M.J.; ROUNICK, J.S.; COWIE, B. Are New Zealand stream ecosystems really different? **N. Z. J. Mar. Freshw. Res.**, v. 15, p. 321-328. 1981.

SWEENEY, B.W. In: RESH, V.H.; RESENBERG, D.M. **The ecology of aquatic insect**. New York, Westport, Connecticut London. Praeder Publishers, 1984. 625p.

## Capítulo II

### **Seleção de métricas para avaliação de integridade de córregos do Estado de São Paulo aplicadas à comunidade de macroinvertebrados.**

#### **Resumo**

O desenvolvimento de sistemas de biomonitoramento em córregos utilizando a comunidade de macroinvertebrados envolve o entendimento de padrões de distribuição desta, bem como o conhecimento das respostas das variáveis bióticas e abióticas frente aos diferentes impactos decorrentes das diversas atividades humanas. Neste estudo, foram testadas 51 métricas para avaliar a integridade de 29 córregos de 1ª e 2ª ordens amostrados em áreas com diferentes usos do solo no estado de São Paulo. Foram amostrados 15 córregos situados em áreas preservadas, cinco em áreas com predomínio de monocultura de cana-de-açúcar, cinco em pastagem e quatro em eucalipto. As métricas foram analisadas aplicando-se os seguintes critérios: *i*, resposta previsível aos impactos antrópicos; *ii*, maior resolução taxonômica; *iii*, simplicidade operacional e teórica. Os resultados indicaram que dezoito métricas foram relacionadas aos preditores ambientais e espaciais utilizados. Destas, oito métricas contemplaram os critérios de seleção estabelecidos e assim consideradas potenciais para integrarem um sistema multimétrico de avaliação de córregos de baixa ordem no estado de São Paulo: riqueza de família, riqueza de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), densidade total de espécimes, porcentagem dos grupos Megaloptera e Hirudinea, porcentagem conjunta de EPT, índice de diversidade de Shannon para gênero e o índice biótico BMWP adaptado.

## 1. Introdução

Vários fatores atuando sinergeticamente têm causado a degradação de ambientes aquáticos e a perda da sua biodiversidade. Dentre eles destacam-se a remoção da mata ripícola para a conversão das áreas naturais em outros usos do solo, a poluição, a modificação na hidrologia, os represamentos, as mudanças climáticas e o uso excessivo desses recursos (ALLAN & FLECKER, 1993; ALLAN, 2004). Neste contexto, a conservação da biodiversidade e a restauração ambiental são dois temas complementares, importantes para a humanidade e amplamente discutidos nos últimos anos. Para atingir esses desafios, se faz necessário o processo contínuo de avaliação ambiental usando variáveis bióticas para a tomada de decisões e ações de controle da qualidade ambiental. As avaliações de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos, em geral, são realizadas através de análises de variáveis físicas e químicas, entretanto, a inclusão da biota em programas de monitoramento tem se mostrado uma ferramenta importante na busca de informações sobre a integridade dos ecossistemas e da qualidade ambiental (KARR, 1981; ROSENBERG & RESH, 1993).

As raízes históricas do biomonitoramento de sistemas aquáticos usando os macroinvertebrados como indicadores remontam ao início do século XX na Europa, marcada por sérios problemas de saúde pública e poluição orgânica dos ambientes aquáticos (CAIRNS & PRATT, 1993). Desde então, pesquisas de métodos e estratégias de biomonitoramento vêm sendo desenvolvidas e aprimoradas através da proposição e da aplicação de diferentes protocolos de avaliação ambiental, índices bióticos e multimétricos (BARBOUR et al., 1996; BONADA et al., 2006). Embora a biota fora inicialmente utilizada para detectar a poluição orgânica (ROSENBERG & RESH, 1993), atualmente também tem sido utilizada para avaliar os impactos causados por outros estressores como a alteração hidromorfológica provenientes dos múltiplos usos

do solo, entre eles, a agricultura extensiva (HERING et al., 2004; FELD & HERING, 2007).

Embora existam várias abordagens apoiadas em diferentes referenciais teóricos, um denominador comum entre elas é a dependência de informações básicas, como a taxonomia e a biologia dos organismos, incluindo informações sobre ecologia, história natural e respostas dessa biota frente à degradação ambiental.

Alguns países destacam-se pelas condições mais avançadas no uso do biomonitoramento de córregos, como por exemplo, a Austrália, os Estados Unidos e diversos países Europeus. As regiões tropicais, que reúnem a maioria dos países em desenvolvimento, ainda carecem de informações básicas sobre sua biodiversidade além do anseio político para a implementação de sistemas de biomonitoramento. Entre esses países, o Brasil não é exceção, embora nos últimos anos tenha havido melhorias no âmbito legal (ex.: Lei das Águas, BRASIL - Lei 9.433/1997; Resolução CONAMA n°357/2005), na formação e capacitação de pessoal, na prática de sistemas de biomonitoramento em alguns estados e na inclusão de informação sobre macroinvertebrados em processos de licenciamento.

Estados do sul e do sudeste brasileiro reúnem as principais experiências, até o momento, relacionadas ao uso de macroinvertebrados como indicadores em trabalho de avaliação ambiental, embora muitos na área acadêmica (ex.: THORNE & WILLIAMS, 1997; JUNQUEIRA & CAMPOS, 1998; SILVEIRA et al., 2005; BAPTISTA et al., 2006) e poucos aplicados em programas oficiais de monitoramento da qualidade de seus recursos hídricos (ex.: Paraná - IAP; Minas Gerais - CETEC; Rio de Janeiro - FEEMA, São Paulo - CETESB). Particularmente no estado de São Paulo, estudos sobre macroinvertebrados têm sido realizados desde a década de 70, mas apenas nos últimos anos o tema teve um incremento substancial de estudos e aplicações. A rede de

monitoramento da CETESB tem direcionado suas análises a ambientes de maior porte, ou seja, rios e reservatórios, onde são observados somatórios de impactos nas microbacias. Ambientes lóticos de menor porte, como córregos, podem ser bastante sensíveis a problemas pontuais, mas é necessário desenvolver um sistema de diagnóstico para a macrofauna bentônica destes ecossistemas e que possa ser incorporado à rede de monitoramento.

Abordagens multimétricas têm sido sugeridas para serem incorporadas em programas de monitoramento ambiental no Brasil, sendo que no estado de São Paulo alguns estudos iniciaram estas avaliações utilizando a comunidade de macroinvertebrados bentônicos (CETESB, 1998; 2003; 2006; KUHLMANN et al., 2005; GUERESCHI & FONSECA-GESSNER, 2006).

O entendimento dos padrões de distribuição dos macroinvertebrados, bem como testes de métricas para uma diversidade de situações e impactos ainda são escassos para o uso efetivo dessa abordagem em biomonitoramento. Isto se deve ao fato de que muitas das métricas que descrevem as condições estruturais e/ou funcionais da comunidade (ex.: KARR, 1981; BARBOUR et al., 1992; THORNE & WILLIAMS, 1997) mudam os valores de acordo com o grau e o tipo de impacto antrópico (BARBOUR et al., 1996). O desenvolvimento e a aplicação de métricas podem ser restritos a peculiaridades de cada região (BARBOUR et al., 1996), e além dos fatores locais, a estrutura da comunidade de macroinvertebrados também pode estar relacionada com variáveis espaciais como características biogeográficas e capacidade de dispersão desses invertebrados (MYKRÄ, 2007).

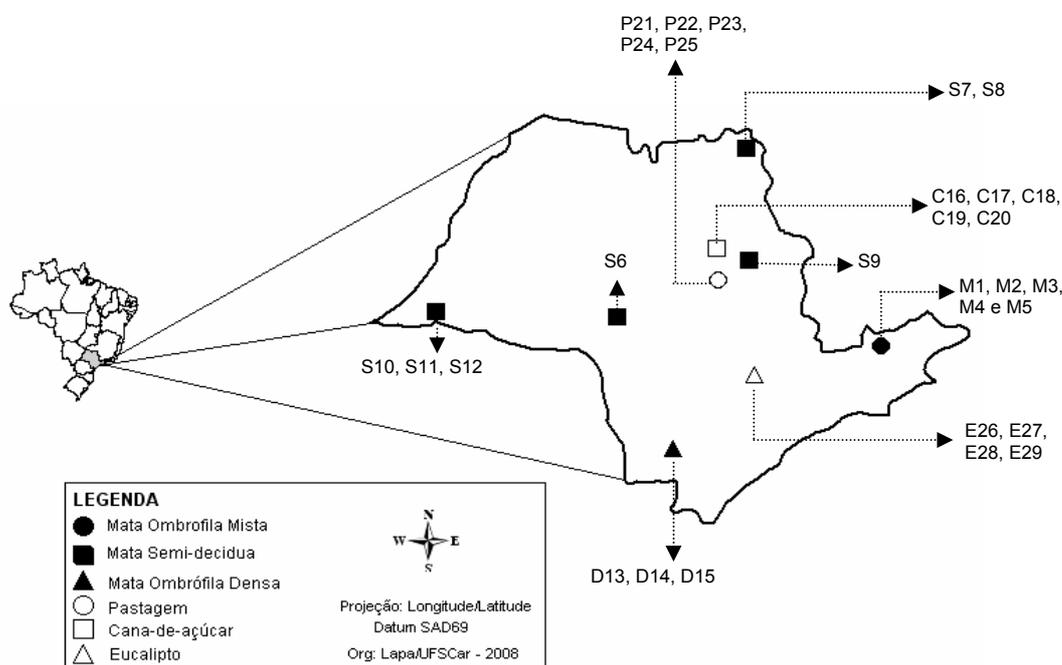
Neste trabalho, 51 métricas foram calculadas a partir da análise da comunidade de macroinvertebrados de 29 córregos de 1ª e 2ª ordens do estado de São Paulo, localizados em regiões diversas incluindo ampla variedade de usos do solo e,

particularmente áreas com predomínio de cana-de-açúcar, pastagem e eucalipto. As métricas foram agrupadas em 5 categorias (riqueza, abundância, índices de diversidade, grupo funcional de alimentação e índice biótico) frente a 3 critérios de seleção: resposta previsível (linear) aos impactos antrópicos, maior resolução taxonômica e simplicidade operacional e teórica. Este trabalho inclui, além do uso das variáveis ambientais, também variáveis espaciais uma vez que a estrutura espacial (autocorrelação) pode ser tanto um fator que gera erros em inferências estatísticas quanto um componente que pode ser importante para a compreensão de processos ecológicos, como processos contagiosos (e.g., dispersão), estruturando padrões de distribuição espacial em espécies (LEGENDRE, 1993). Neste contexto, o objetivo foi avaliar a resposta das métricas com o intuito de contribuir para a efetiva incorporação de informações sobre macroinvertebrados em sistemas de monitoramento ambiental do estado de São Paulo.

## 2. Material e Métodos

### 2.1 Área de estudo

Neste estudo, foram selecionados 29 córregos de 1ª e 2ª ordens, dos quais 15 localizados em áreas preservadas: Parque Estadual de Campos do Jordão (M1, M2, M3, M4 e M5), Estação Estadual de Caetetus (S6), Parque Estadual Furnas do Bom Jesus (S7 e S8), Parque Estadual do Vassununga (S9), Parque Estadual do Morro do Diabo (S10, S11 e S12) e Parque Estadual de Intervales (D13, D14 e D15) e, 14 córregos localizados em regiões ocupadas por monocultura extensiva de cana-de-açúcar (C16, C17, C18, C19 e C20), por pastagem (P21, P22, P23, P24 e P25) e por monocultura de eucalipto (E26, E27, E28 e E29) conforme Figura 1.



**Figura 1:** Mapa do estado de São Paulo indicando os locais e amostrados e seus respectivos usos do solo: Mata Ombrófila Mista (Parque Estadual Campos do Jordão: M1, M2, M3, M4 e M5); Mata Semi-decídua (Estação Ecológica Caetetus: S6, Parque Estadual Furnas do Bom Jesus: S7 e S8, Parque Estadual de Vassununga: S9, Parque Estadual Morro do Diabo: S10, S11 e S12); Floresta Ombrófila Densa (Parque Estadual Intervales: D13, D14 e D15); monocultura extensiva de cana-de-açúcar (C16, C17, C18, C19 e C20); pastagem (P21, P22, P23, P24 e P25) e monocultura de eucalipto (E26, E27, E28 e E29).

## 2.2 Caracterização ambiental

Os pontos de coleta foram georreferenciados e suas altitudes registradas. Além disso, foram medidas variáveis da água como: temperatura, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido, *in situ*, usando equipamento multisensor. Ainda, foram obtidas as medidas de profundidade da coluna d'água e largura do canal e, calculada a velocidade média de correnteza pelo método flutuador (WETZEL & LIKENS, 1991). A composição do leito dos córregos foi estimada (%) seguindo a classificação (WARD, 1992): leito rochoso consolidado/matacão (>256mm), cascalho (2-256mm), areia (0,125-2mm) e lodo (<0,125mm).

Em cada córrego foram feitas observações do entorno, especialmente da mata ripícola, buscando caracterizar as condições daquele ambiente e o grau de interferência antrópica. Para isto, foram aplicadas sete métricas do Protocolo *Riparian, Channel and Environmental* – RCE (PETERSEN, JR. 1992): padrão de uso do solo e mata ripícola, largura da mata ripícola, integridade longitudinal da mata ripícola, composição da vegetação ripícola, mecanismos de retenção do leito do córrego, composição do leito do córrego e, estrutura das margens do córrego.

## 2.3 Coleta e identificação da fauna

Alguns critérios foram estabelecidos para padronizar as amostragens: as coletas foram realizadas no período de estiagem; as nascentes dos córregos amostrados situadas na área do uso do solo em questão; em cada córrego foram escolhido um trecho de 100m e estabelecido esforço amostral de seis unidades; utilizou-se amostrador tipo Surber com área de contato de 30 x 30cm e rede de abertura de malha de 250 $\mu$ m. A fauna foi identificada em menor nível taxonômico possível com auxílio de chaves de identificação e quando necessário, consulta a especialistas.

### 3. Análise dos dados

#### 3.1 Critérios de seleção das métricas

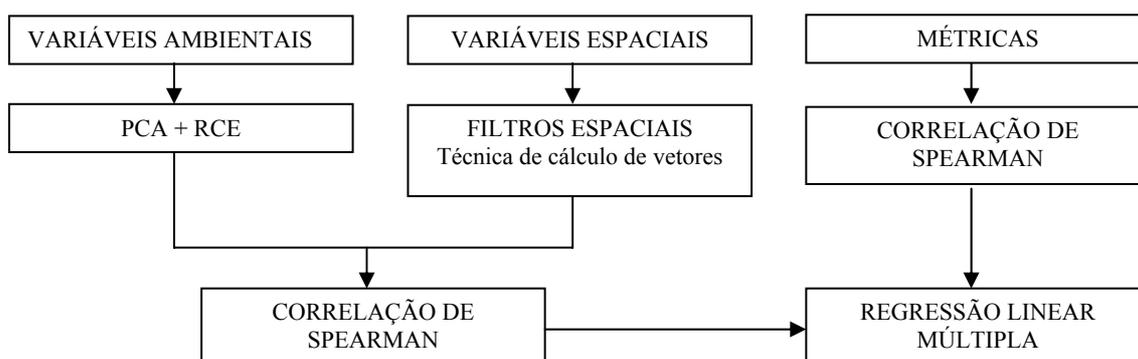
Diversos trabalhos têm sido realizados com o intuito de avaliar a eficácia de diferentes métricas na discriminação de gradientes de impactos (BABOUR et al., 1992; 1996; BONADA et al., 2006; FELD & HERING, 2007) e atender aos objetivos de biomonitoramento que envolvem a obtenção de informações confiáveis com baixo esforço e custo (ROSENBERG & RESH, 1993). Com base na literatura supracitada, alguns critérios foram estabelecidos para que as métricas sejam consideradas adequadas, como:

*i*, resposta linear aos itens de impacto;

*ii*, maior resolução taxonômica;

*iii*, simplicidade operacional e teórica.

Para avaliar a resposta de diferentes métricas, considerando os quatro critérios listados acima, foi adotada a estratégia de análise sumarizada na Figura 02 e detalhada a seguir.



**Figura 2:** Fluxograma da estratégia de análise dos dados.

### 3.2 Variáveis ambientais

As variáveis ambientais pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, velocidade da correnteza da água e composição do leito (proporção de matacão, cascalho, areia e lodo) foram submetidas a uma Análise de Componentes Principais (PCA), visando extrair eixos independentes que expressem gradientes ambientais e de impactos. Para esta análise foi utilizado o Programa *Palaeontological Statistics Software Package* v. 1.74, PAST (HAMMER et al., 2001).

### 3.3 Variáveis espaciais

A autocorrelação espacial, segundo LEGENDRE (1993), pode ser definida como a propriedade de variáveis assumirem valores, em pares de localidades separadas por uma certa distância, mais similares (correlação positiva) ou menos similares (correlação negativa) do que seria esperado pela associação aleatória dos pares observados. Sendo assim, a posição geográfica pode ser considerada como um fator responsável por padrões ecológicos (LEGENDRE, 1993).

BORCARD & LEGENDRE (2002) propuseram uma abordagem fundamentada em análises de coordenadas principais, onde os vetores (chamados de filtros) são extraídos de uma matriz de conectividade ou distância e descrevem a estrutura espacial em diferentes escalas, podendo ser usados como variáveis preditoras adicionais das variáveis respostas. Seguindo esta abordagem foi criada uma matriz de distância entre os córregos (distância Euclidiana) de onde os vetores foram extraídos. Os vetores com valores positivos selecionados (filtros espaciais) foram usados como variáveis independentes na análise de Regressão Linear Múltipla descrita abaixo. Foi utilizado o Programa estatístico *Spatial Analysis in Macroecology* v. 2.0, SAM (RANGEL et al., 2006), para gerar os filtros espaciais, ou seja, através das coordenadas geográficas foi

possível definir funções (vetores) que expressam as relações ou as distâncias entre os pontos de coleta.

### 3.4 Cálculo das métricas

As métricas ordenadas em cinco categorias: riqueza taxonômica, abundância, diversidade, grupo funcional de alimentação e índice biótico (RESH & JACKSON, 1993; THORNE & WILLIAMS, 1997) e suas respostas referentes aos impactos foram preditas conforme a literatura (Tabela I).

- riqueza taxonômica: calculada para diferentes resoluções taxonômicas (ordem, família e gênero).
- abundância: densidade total de espécimes, densidade e porcentagem de cada grupo taxonômico.
- diversidade: índices de Diversidade de Shannon-Wiener, Diversidade de Simpson e Equidade de Pielou foram aplicados para famílias e gêneros.
- grupo funcional de alimentação: os macroinvertebrados coletados foram classificados em cinco grupos funcionais de alimentação: fragmentadores, coletores, filtradores, raspadores e predadores (MERRITT & CUMMINS, 1996; CUMMINS et al., 2005). Para a classificação, considerou-se o nível taxonômico de família, pois ainda são incipientes as informações no nível genérico para a Região Neotropical.
- índice biótico: foi realizada uma adaptação regional do *Biological Monitoring Working Party Score System* – BMWP (JUNQUEIRA et al., 2000).

### 3.5 Correlação de Spearman ( $r_s$ )

Para atender os critérios *ii* e *iii* foi realizada a análise de correlação, a qual verifica o grau de associação entre variáveis independentes ( $r_s > 0,8$ ). Neste estudo, a Correlação de Spearman foi aplicada às variáveis ambientais e espaciais e, às métricas da Tabela I, uma vez que, devido à elevada quantidade de dados é esperado que muitos deles sejam redundantes (ver Feld & Hering, 2007). Para esta análise foi utilizado o Programa *Palaeontological Statistics Software Package* v. 1.74, PAST (HAMMER et al., 2001).

### 3.6 Regressão Linear Múltipla

Foi aplicada análise de regressão múltipla para avaliar quais métricas respondem de forma previsível (linear) aos fatores de impacto e de espaço (critério *i*). Considerando que a resposta de uma métrica pode depender de diversos fatores, foram utilizadas as seguintes variáveis independentes que expressam tanto variabilidade ambiental quanto de impactos: Componentes 1 e 2 resultados da PCA, os Filtros Espaciais e o valores de RCE. Para esta análise foi utilizado o Programa BioEstat v. 2.0 (AYRES et al., 2000).

**Tabela I:** Métricas analisadas e suas respostas esperadas frente aos diferentes impactos.

| Categoria/Métricas                          | Abreviação da métrica | Definição   | Respostas esperadas | Referência                             |
|---|-----------------------|---|---------------------|--|
| <b>Medidas de riqueza</b>                   |                       |   |                     |  |
| Riqueza –Ordem                              | $S_o$                 | Somatória das ordens presentes nos locais de coleta.  | Decresce            | Rosenberg & Resh, 1993                 |
| Riqueza -Família                            | $S_f$                 | Somatória das famílias presentes nos locais de coleta.  | Decresce            | Rosenberg & Resh, 1993                 |
| Riqueza taxonômica                          | $S_g$                 | Somatória dos táxons presentes nos locais de coleta.  | Decresce            | Rosenberg & Resh, 1993                 |
| Riqueza EPT                                 | $S_{EPT}$             | Somatória dos táxons de Ephemeroptera. Plecoptera e Trichoptera   | Decresce            | Rosenberg & Resh, 1993                 |
| <b>Abundância</b>                           |                       |   |                     |  |
| Densidade                                   | d                     | Número total de espécimes   | Variável            | Rosenberg & Resh, 1993                 |
| Densidade Ephemeroptera                     | $d_{Eph}$             | Número total de espécimes de Ephemeroptera  | Decresce            | Rosenberg & Resh, 1993                 |
| Densidade Plecoptera                        | $d_{Plec}$            | Número total de espécimes de Plecoptera   | Decresce            | Rosenberg & Resh, 1993                 |
| Densidade Trichoptera                       | $d_{Tric}$            | Número total de espécimes de Trichoptera  | Decresce            | Rosenberg & Resh, 1993                 |
| Densidade Megaloptera                       | $d_{Meg}$             | Número total de espécimes de Megaloptera  | Decresce            | Rosenberg & Resh, 1993                 |
| Densidade Coleoptera                        | $d_{Col}$             | Número total de espécimes de Coleoptera   | Decresce            | Barbour et al., 1996                   |
| Densidade Odonata                           | $d_{Odo}$             | Número total de espécimes de Odonata  | Aumenta             | Ferreira-Peruquetti, 2006              |
| Densidade Diptera                           | $d_{Dip}$             | Número total de espécimes de Diptera  | Aumenta             | Rosenberg & Resh, 1993                 |
| Densidade Gastropoda                        | $d_{Gas}$             | Número total de espécimes de Gastropoda   | Decresce            | Barbour et al., 1996                   |
| Densidade Bivalvia                          | $d_{Biv}$             | Número total de espécimes de Bivalvia   | Aumenta             | Dahl, 2004                             |
| Densidade Hemiptera                         | $d_{Hem}$             | Número total de espécimes de Hemiptera  | ?                   |  |
| Densidade Turbellaria                       | $d_{Turb}$            | Número total de espécimes de Turbellaria  | Aumenta             | Dahl, 2004                             |
| Densidade Hirudinea                         | $d_{Hir}$             | Número total de espécimes de Hirudinea  | Aumenta             | Dahl, 2004                             |
| Densidade Crustacea                         | $d_{Crus}$            | Número total de espécimes de Crustacea  | Decresce            | Barbour et al., 1996                   |
| Densidade EPT                               | $d_{EPT}$             | Número total de espécimes de Ephemeroptera. Plecoptera e Trichoptera  | Decresce            | Rosenberg & Resh, 1993                 |
| Densidade Chironomidae                      | $d_{Chi}$             | Número total de espécimes de Chironomidae   | Aumenta             | Rosenberg & Resh, 1993                 |
| Densidade EPT/Chironomidae                  | $d_{EPT/d_{Chi}}$     | Densidade total de Ephemeroptera. Plecoptera e Trichoptera pela densidade total de Chironomidae             | Decresce            | Rosenberg & Resh, 1993                 |
| Ephemeroptera [%]                           | $\%_{Eph}$            | Porcentagem de Ephemeroptera  | Decresce            | Rosenberg & Resh, 1993                 |
| Plecoptera [%]                              | $\%_{Plec}$           | Porcentagem de Plecoptera   | Decresce            | Rosenberg & Resh, 1993                 |
| Trichoptera [%]                             | $\%_{Tric}$           | Porcentagem de Trichoptera  | Decresce            | Rosenberg & Resh, 1993                 |
| Megaloptera [%]                             | $\%_{Meg}$            | Porcentagem de Megaloptera  | Decresce            | Rosenberg & Resh, 1993                 |
| Coleoptera [%]                              | $\%_{Col}$            | Porcentagem de Coleoptera   | Decresce            | Barbour et al., 1996                   |
| Odonata [%]                                 | $\%_{Odo}$            | Porcentagem de Odonata  | Aumenta             | Ferreira-Peruquetti, 2006              |
| Diptera [%]                                 | $\%_{Dip}$            | Porcentagem de Diptera  | Aumenta             | Rosenberg & Resh, 1993                 |
| Gastropoda [%]                              | $\%_{Gas}$            | Porcentagem de Gastropoda   | Decresce            | Barbour et al., 1996                   |
| Bivalvia [%]                                | $\%_{Biv}$            | Porcentagem de Bivalvia   | Aumenta             | Dahl, 2004                             |
| Hemiptera [%]                               | $\%_{Hem}$            | Porcentagem de Hemiptera  | ?                   |  |
| Turbellaria [%]                             | $\%_{Turb}$           | Porcentagem de Turbellaria  | Aumenta             | Dahl, 2004                             |
| Hirudinea [%]                               | $\%_{Hir}$            | Porcentagem de Hirudinea  | Aumenta             | Dahl, 2004                             |
| Crustacea [%]                               | $\%_{Crus}$           | Porcentagem de Crustacea  | Decresce            | Barbour et al., 1996                   |
| EPT[%]                                      | $\%_{EPT}$            | Porcentagem de Ephemeroptera. Plecoptera e Trichoptera  | Decresce            | Rosenberg & Resh, 1993                 |
| Chironomidae [%]                            | $\%_{Chi}$            | Porcentagem de Chironomidae   | Aumenta             | Rosenberg & Resh, 1993                 |
| EPT/Chironomidae [%]                        | $\%_{EPT/Chi}$        | Porcentagem de Ephemeroptera. Plecoptera e Trichoptera pela porcentagem de Chironomidae                     | Decresce            | Rosenberg & Resh, 1993                 |
| <b>Grupo funcional de alimentação</b>       |                       |   |                     |  |
| Fragmentadores [%]                          | $\%_{fra}$            | Porcentagem de fragmentadores   | Decresce            | Vannote et al., 1980                   |
| Coletores [%]                               | $\%_{col}$            | Porcentagem de coletores  | Variável            | Vannote et al., 1980                   |
| Filtradores [%]                             | $\%_{filt}$           | Porcentagem de filtradores  | Decresce            | Vannote et al., 1980                   |
| Raspadores [%]                              | $\%_{rasp}$           | Porcentagem de raspadores   | Decresce            | Vannote et al., 1980                   |
| Predadores [%]                              | $\%_{pred}$           | Porcentagem de predadores   | Variável            | Vannote et al., 1980                   |
| <b>Índices de diversidade</b>               |                       |   |                     |  |
| Diversidade Shannon-Wiener-Família          | $H'_f$                | $H' = -\sum p_i \ln p_i$ ( $p_i = n_i/N$ , $n_i$ =número total de famílias, $N$ =número total de espécimes) | Decresce            | Magurran. 1988; Rosenberg & Resh, 1993 |
| Diversidade Shannon-Wiener – gênero         | $H'_g$                | $H' = -\sum p_i \ln p_i$ ( $p_i = n_i/N$ , $n_i$ =número total de táxons, $N$ =número total de espécimes)   | Decresce            | Magurran. 1988; Rosenberg & Resh, 1993 |
| Diversidade Simpson-Família                 | $D_f$                 | $D = \sum p_i^2$ ( $p_i = n_i/N$ , $n_i$ =número total de famílias, $N$ =número total de espécimes)         | Decresce            | Rosenberg & Resh, 1993                 |
| Diversidade Simpson-gênero                  | $D_g$                 | $D = \sum p_i^2$ ( $p_i = n_i/N$ , $n_i$ =número total de táxons, $N$ =número total de espécimes)           | Decresce            | Rosenberg & Resh, 1993                 |
| Eqüidade Pielou –Família                    | $E_f$                 | $E = H'/H_{máx}$ ( $H_{máx} = \log S$ ; $S$ =número de famílias)  | Decresce            | Magurran. 1988                         |
| Eqüidade Pielou –gênero                     | $E_g$                 | $E = H'/H_{máx}$ ( $H_{máx} = \log S$ ; $S$ =número de táxons)  | Decresce            | Magurran. 1988                         |
| <b>Índice Biótico</b>                       |                       |   |                     |  |
| British Monitoring Working Party (adaptado) | BMWP                  | Atribuição de valores (scores) aos macroinvertebrados bentônicos segundo sua sensibilidade aos estressores  | Decresce            | Junqueira et al., 2000                 |

## 4. Resultados

### 4.1 Variáveis ambientais

Os valores médios das variáveis físicas e químicas da água e os valores das características físicas do leito dos córregos nos diferentes locais de amostragem estão apresentados na Tabela II.

**Tabela II:** Caracterização dos córregos coletadas no estado de São Paulo: coordenadas geográficas e altitude (Alt); valores médios de pH; condutividade elétrica (Cond); oxigênio dissolvido (DO); temperatura (T); largura média (Lar); profundidade média (Prof); velocidade média (V); matacão (M); cascalho (C); areia (A); lodo (L); (-) valores de dados não registrados.

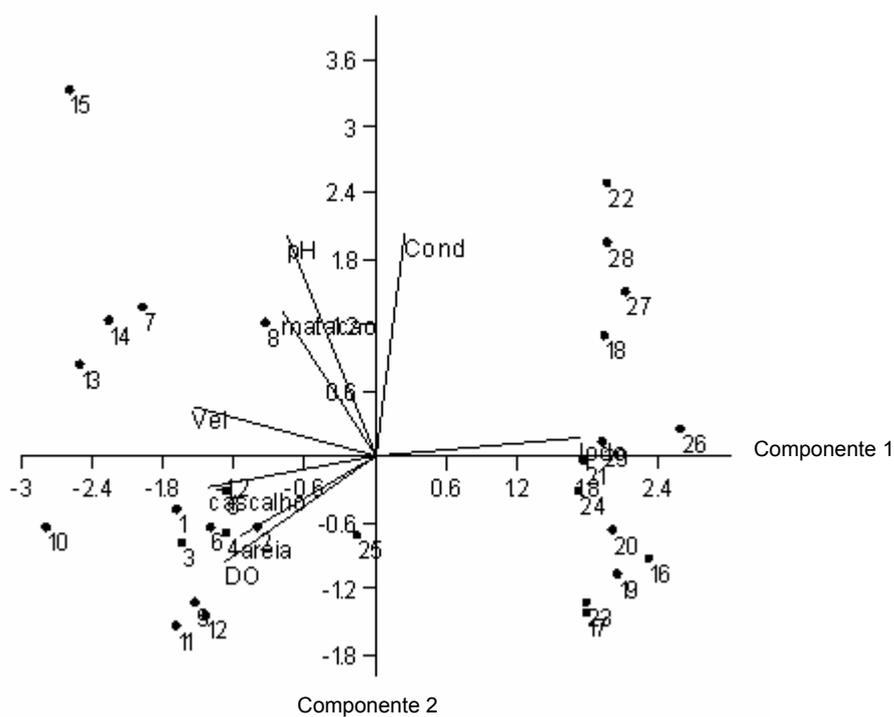
| Córregos | Coordenadas geográficas | Alt (m) | pH   | Cond ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ) | DO   | T ( $^{\circ}\text{C}$ ) | Lar (m) | Prof (m) | V (m/s) | M (%) | C (%) | A (%) | L (%) |
|----------|-------------------------|---------|------|--------------------------------|------|--------------------------|---------|----------|---------|-------|-------|-------|-------|
| M1       | 22°41'35"S45°29'23"W    | 1554    | 6.98 | 11.4                           | 8.26 | 15.2                     | 1.5     | 0.09     | 0.5     | 5     | 25    | 60    | 10    |
| M2       | 22°41'35"S45°29'23"W    | 1500    | 6.70 | 11.8                           | 8.46 | 12.8                     | 2.0     | 0.08     | 0.2     | 10    | 40    | 40    | 10    |
| M3       | 22°41'53"S45°29'02"W    | 1580    | 6.58 | 16.3                           | 8.65 | 14.3                     | 1.4     | 0.14     | 0.4     | 5     | 40    | 50    | 5     |
| M4       | 22°41'51"S45°29'20"W    | 1556    | 6.56 | 11.6                           | 8.54 | 13.3                     | 1.2     | 0.07     | 0.3     | 10    | 40    | 40    | 10    |
| M5       | 22°41'56"S45°29'19"W    | 1555    | 6.56 | 12.1                           | 8.47 | 14.0                     | 0.9     | 0.11     | 0.3     | 20    | 40    | 30    | 10    |
| S6       | 22°23'11"S49°41'10"W    | 663     | 7.14 | 70.0                           | 10.8 | 16.7                     | 0.6     | 0.10     | 0.1     | 0     | 40    | 50    | 10    |
| S7       | 20°12'07"S47°24'58"W    | 649     | 8.08 | 25.0                           | 9.85 | 22.7                     | 1.2     | 0.09     | 0.3     | 50    | 30    | 10    | 10    |
| S8       | 20°13'46"S47°27'37"W    | 895     | 7.03 | 33.0                           | 7.85 | 21.8                     | 0.8     | 0.19     | 0.2     | 50    | 30    | 10    | 10    |
| S9       | 21°43'14"S48°02'53"W    | 741     | 6.71 | 10.0                           | 10.2 | 20.8                     | 1.0     | 0.10     | 0.2     | 0     | 50    | 40    | 10    |
| S10      | 22°36'16"S52°18'02"W    | 279     | 6.84 | 30.0                           | 10.4 | 16.6                     | 1.1     | 0.08     | 0.6     | 0     | 80    | 10    | 10    |
| S11      | 22°35'55"S52°14'47"W    | 234     | 6.32 | 10.0                           | 10.3 | 18.4                     | 2.3     | 0.05     | 0.3     | 0     | 40    | 50    | 10    |
| S12      | 22°28'34"S52°20'34"W    | 277     | 6.56 | 20.0                           | 10.2 | 20.5                     | 2.5     | 0.16     | 0.3     | 0     | 0     | 90    | 10    |
| D13*     | 24°17'48"S48°25'03"W    | 850     | 8.80 | 56.0                           | 9.0  | 17.4                     | 0.5     | 0.12     | 0.5     | 0     | 60    | 35    | 5     |
| D14*     | 24°16'22"S48°27'18"W    | 840     | 8.40 | 104.0                          | 10.0 | 16.7                     | 1.2     | 0.28     | 0.4     | 15    | 30    | 55    | 10    |
| D15*     | 24°16'20"S48°25'25"W    | 840     | 8.70 | 166.0                          | 9.60 | 18.1                     | 0.8     | 0.20     | 0.6     | 45    | 10    | 40    | 5     |
| C16      | 21°50'56"S48°08'10"W    | 678     | 5.30 | 20.0                           | 7.0  | 20.0                     | -       | -        | 0.05    | 0     | 0     | 10    | 90    |
| C17      | 21°54'38"S48°02'53"W    | 725     | 5.01 | 30.0                           | 9.11 | 22.0                     | 0.7     | 0.25     | 0.05    | 0     | 0     | 10    | 90    |
| C18      | 21°54'25"S48°13'29"W    | 514     | 8.45 | 25.0                           | 6.56 | -                        | 1.0     | 0.15     | 0.08    | 0     | 0     | 0     | 100   |
| C19      | 22°33'51"S47°36'51"W    | 596     | 5.60 | 10.0                           | 8.4  | 21.2                     | 0.5     | 0.08     | 0.06    | 0     | 0     | 0     | 100   |
| C20      | 21°52'03"S48°06'37"W    | 693     | 5.20 | 80.0                           | 9.3  | 19.5                     | -       | 0.20     | 0.05    | 0     | 0     | 0     | 100   |
| P21      | 22°18'12"S47°40'14"W    | 596     | 6.60 | 40.0                           | 7.0  | 27.0                     | -       | 0.50     | 0.07    | 0     | 0     | 20    | 80    |
| P22      | 22°14'19"S47°39'09"W    | 622     | 7.30 | 210.0                          | 6.5  | 25.0                     | -       | -        | 0.07    | 0     | 10    | 10    | 80    |
| P23      | 22°16'28"S47°57'45"W    | 728     | 5.00 | 40.0                           | 9.2  | 20.0                     | -       | 0.60     | 0.05    | 0     | 0     | 10    | 90    |
| P24      | 22°02'15"S47°46'48"W    | 898     | 6.70 | 20.0                           | 8.2  | 25.0                     | -       | -        | 0.07    | 0     | 5     | 0     | 95    |
| P25      | 22°23'26"S47°45'10"W    | 572     | 6.50 | 60.0                           | 8.0  | -                        | -       | 0.45     | 0.06    | 0     | 0     | 90    | 10    |
| E26      | 23°25'06"S46°46'26"W    | 774     | 6.30 | 50.0                           | 6.19 | 15.7                     | 0.4     | 0.30     | 0.06    | 0     | 0     | 0     | 100   |
| E27      | 23°20'41"S46°51'44"W    | 754     | 6.90 | 140.0                          | 6.7  | 15.0                     | -       | -        | 0.07    | 0     | 10    | 0     | 90    |
| E28      | 23°19'27"S46°51'01"W    | 720     | 8.50 | 100.0                          | 6.9  | 16.0                     | 0.5     | 0.50     | 0.08    | 0     | 0     | 0     | 100   |
| E29      | 23°21'13"S46°53'25"W    | 726     | 7.10 | 29.0                           | 7.8  | 15.5                     | 0.5     | 0.15     | 0.07    | 0     | 0     | 0     | 100   |

\*Valores de pH, Cond e DO estimados a partir dos dados de Bispo, 2003.

Das variáveis ambientais, apenas os dados de matacão, cascalho, areia, lodo, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica e velocidade de correnteza foram utilizados na Análise de Componentes Principais - PCA, a qual explicou 45,33% no Componente 1 e 20,37% no Componente 2, totalizando 65,70% da variabilidade dos dados abióticos.

O Componente 1 esteve negativamente associado às seguintes variáveis: matacão, cascalho, areia, oxigênio dissolvido, pH e velocidade de correnteza e, esteve positivamente associado com as variáveis: lodo e condutividade elétrica (Tabela III). De modo geral, esse Componente expressa um gradiente de impacto antrópico e usos do solo. Há um padrão de separação entre os córregos em áreas minimamente impactadas situados nas áreas preservadas (caracterizados pelos maiores valores de oxigênio dissolvido na água pelo leito duro constituído de matacão, cascalho e areia e, maior velocidade de correnteza) e os córregos em áreas com predomínio de monoculturas extensivas e de pastagem (constituídos pelo leito lodoso e com maiores valores de condutividade elétrica) (Figura 3).

O Componente 2 esteve positivamente correlacionado às variáveis: pH, condutividade elétrica, velocidade de correnteza, matacão e lodo, e, negativamente correlacionado às variáveis: oxigênio dissolvido, cascalho e areia (Tabela III, Figura 3).



**Figura 3:** Ordenação da Análise de Componentes Principais (PCA) dos 29 córregos do estado de São Paulo, aplicadas às variáveis ambientais (pH, condutividade elétrica, DO, velocidade de correnteza da água, matacão, cascalho, areia e lodo). Os Componentes 1 e 2 explicaram 43,79% e 26,55% da variabilidade total dos dados, respectivamente.

**Tabela III:** Resultado da Análise dos Componentes Principais (PCA): coeficiente de correlação entre os Componentes 1 e 2 e, as variáveis ambientais (pH, condutividade elétrica, DO, velocidade de correnteza da água, matacão, cascalho, areia e lodo) dos córregos estudados do estado de São Paulo.

| Variáveis ambientais     | Componente 1 | Componente 2 |
|--------------------------|--------------|--------------|
| pH                       | -0.221       | 0.5909       |
| Condutividade elétrica   | 0.07401      | 0.5911       |
| DO                       | -0.3743      | -0.2821      |
| Velocidade de correnteza | -0.4564      | 0.131        |
| Matacão                  | -0.2337      | 0.3873       |
| Cascalho                 | -0.415       | -0.08572     |
| Areia                    | -0.3397      | -0.2123      |
| Lodo                     | 0.505        | 0.04715      |

O resultado do Protocolo RCE também expressa um gradiente de impactos e usos do solo, pois os maiores valores estão associados aos córregos localizados em áreas protegidas pela mata ripícola e os menores valores aos córregos situados nas áreas de monocultura extensiva de cana-de-açúcar e de pastagem. Os valores intermediários estão associados aos córregos situados em áreas de eucalipto (Tabela IV).

**Tabela IV:** Resultados da Análise de Componentes Principais (valores dos Componentes 1 e 2), valores do RCE e das Variáveis espaciais (Filtros espaciais 1, 2, 3 e 4).

| Córregos | Variáveis ambientais |          |     | Variáveis espaciais |              |              |              |
|----------|----------------------|----------|-----|---------------------|--------------|--------------|--------------|
|          | Componentes          |          | RCE | Filtros espaciais   |              |              |              |
|          | n° 1                 | n° 2     |     | n° 1                | n° 2         | n° 3         | n° 4         |
| C1       | -1.6667              | -0.48684 | 180 | 0.143481621         | -0.093167962 | 0.013207923  | -0.227219077 |
| C2       | -1.0003              | -0.66992 | 180 | 0.296194731         | 0.050632712  | -0.2211874   | 0.11349926   |
| C3       | -1.6397              | -0.79141 | 180 | 0.296187769         | 0.050629041  | -0.221192442 | 0.113573915  |
| C4       | -1.2486              | -0.69415 | 180 | 0.296175897         | 0.050668103  | -0.221185635 | 0.113498468  |
| C5       | -1.256               | -0.33748 | 180 | 0.296195225         | 0.05063088   | -0.221187757 | 0.113503347  |
| C6       | -1.382               | -0.64847 | 180 | -0.206836997        | -0.047799204 | 0.288554983  | 0.259615822  |
| C7       | -1.9676              | 1.335    | 185 | -0.325068844        | 0.023371653  | -0.241928781 | 0.27735235   |
| C8       | -0.92025             | 1.1939   | 185 | -0.325369239        | 0.023052094  | -0.24213228  | 0.277238897  |
| C9       | -1.5239              | -1.3487  | 145 | -0.229951314        | -0.102386602 | -0.13028102  | -0.221538588 |
| C10      | -2.7693              | -0.66851 | 180 | -0.061463101        | 0.521055404  | 0.064904551  | -0.094097937 |
| C11      | -1.6677              | -1.5554  | 180 | -0.061462538        | 0.521049728  | 0.064903622  | -0.094095181 |
| C12      | -1.4446              | -1.4485  | 180 | -0.061460804        | 0.521032249  | 0.064900763  | -0.094086695 |
| C13      | -2.4987              | 0.82377  | 180 | 0.096671164         | -0.030143278 | 0.405098873  | 0.205536317  |
| C14      | -2.2451              | 1.2236   | 180 | 0.062953101         | -0.053780282 | 0.424030492  | 0.135521709  |
| C15      | -2.5771              | 3.3067   | 180 | 0.028060871         | -0.075748086 | 0.417333246  | 0.029296477  |
| C16      | 2.3092               | -0.93288 | 16  | -0.2292161          | -0.102878007 | -0.129188546 | -0.223762806 |
| C17      | 1.7913               | -1.4244  | 16  | -0.224111694        | -0.117471258 | -0.02725569  | -0.211622861 |
| C18      | 1.9516               | 1.0866   | 16  | -0.214721986        | -0.126990892 | 0.077054163  | -0.141729126 |
| C19      | 2.0575               | -1.0815  | 16  | -0.001631642        | -0.097299794 | -0.034017703 | 0.176354874  |
| C20      | 2.016                | -0.68343 | 16  | -0.229005952        | -0.103038796 | -0.129170978 | -0.224515727 |
| C21      | 1.7722               | -0.05011 | 25  | -0.005640108        | -0.096910084 | -0.038242259 | 0.179440718  |
| C22      | 1.9582               | 2.4761   | 25  | -0.006260365        | -0.096667521 | -0.039811371 | 0.180112985  |
| C23      | 1.7828               | -1.332   | 25  | -0.009514148        | -0.097221721 | -0.033902204 | 0.180153292  |
| C24      | 1.7226               | -0.32638 | 25  | 0.101191876         | -0.10580216  | 0.093188225  | -0.098816925 |
| C25      | -0.14401             | -0.72336 | 25  | -0.005499614        | -0.0972992   | -0.035153808 | 0.17860549   |
| C26      | 2.5913               | 0.24463  | 135 | 0.145830452         | -0.091126256 | 0.013050919  | -0.224467143 |
| C27      | 2.1273               | 1.4822   | 135 | 0.144818647         | -0.092078974 | 0.013186952  | -0.2257167   |
| C28      | 1.9555               | 1.9199   | 135 | 0.144836071         | -0.092093759 | 0.012747678  | -0.225815753 |
| C29      | 1.9159               | 0.11111  | 135 | 0.144617019         | -0.092218028 | 0.013675484  | -0.225819402 |

## 4.2 Variáveis espaciais

O cálculo de vetores resultou em quatro filtros espaciais cujos valores são apresentados na Tabela IV. Filtros espaciais 1 e 2 expressam as maiores escalas de autocorrelação, representando um padrão com dois grupos de pontos similares quanto aos valores do índice I de Moran: um grupo com relativamente valores positivos e outro com negativos valores (aproximadamente 180-250km de distância um do outro), enquanto os demais filtros expressam padrões de autocorrelação em menor escala.

## 4.3 Correlação de Spearman ( $r_s$ )

Através do teste de Spearman, foi possível identificar quais pares de dados estão significativamente correlacionados ( $r > 0,8$  e  $p < 0,05$ ). As variáveis RCE e Filtro Espacial n<sup>o</sup>2 estiveram correlacionados significativamente ( $r = 0,85523$  e  $p = 3,45E-09$ ) e optou-se por RCE para as análises posteriores, uma vez que esta variável é indicada como preditora de impacto (Anexo 3).

Das 51 métricas calculadas neste estudo, 32 (Tabela V) foram selecionadas quando aplicada esta análise. Dessas, a densidade de cada grupo taxonômico esteve correlacionada com a porcentagem do mesmo. Sendo assim, optou-se pela porcentagem por ser uma medida frequentemente utilizada em outros trabalhos que utilizam métricas para avaliar a integridade dos córregos. Ainda, as métricas d\_EPT/Chi e %\_EPT/Chi, que são amplamente utilizadas nos programas de monitoramento, foram testadas visando determinar a sensibilidade de cada uma.

Das outras métricas correlacionadas: riqueza taxonômica de gênero vs riqueza taxonômica de família, optou-se pela maior resolução taxonômica, considerando-se a facilidade na identificação dos grupos; Índices de diversidade, Shannon vs Simpson, optou-se pelo Índice de diversidade de Shannon por ser amplamente usado em trabalhos de biomonitoramento, facilitando comparações.

#### 4.4 Análise de Regressão Linear Múltipla e seleção das métricas

Nesta etapa, 18 métricas foram significativamente relacionadas aos preditores utilizados (Tabela V): riqueza de ordem ( $S_o$ ), riqueza de família ( $S_f$ ) e riqueza de táxons de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera ( $S_{EPT}$ ); densidade total dos organismos coletados ( $d$ ); razão da densidade de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera por densidade de Chironomidae ( $d_{EPT}/d_{Chi}$ ); porcentagem dos grupos Megaloptera ( $\%_{Meg}$ ), Coleoptera ( $\%_{Col}$ ), Diptera ( $\%_{Dip}$ ), Hirudinea ( $\%_{Hir}$ ), porcentagem conjunta dos grupos Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera ( $\%_{EPT}$ ) e a razão da porcentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera pela porcentagem de Chironomidae ( $\%_{EPT}/Chi$ ); os índices de diversidade de Shannon para família e gênero ( $H'_f$  e  $H'_g$ ) e de Simpson para família ( $D_f$ ); três categorias do Grupo funcional de alimentação: porcentagem de fragmentadores ( $\%_{frag}$ ), de coletores ( $\%_{col}$ ) e de predadores ( $\%_{pred}$ ); e, o BMWP adaptado.

Dessas métricas, nove métricas estão relacionadas aos preditores de impacto: Componente 1 da PCA ( $S_f$ ,  $S_{EPT}$ ,  $d$ ,  $\%_{Meg}$ ,  $\%_{EPT}$ ,  $H'_g$ ,  $col$  e  $BMWP_{adaptado}$ ), e valores RCE ( $\%_{Hir}$ ), sendo que destas, quatro também estão relacionadas com as variáveis espaciais ( $S_{EPT}$ ,  $\%_{Meg}$ ,  $\%_{EPT}$ , e  $BMWP_{adaptado}$ ). As métricas  $S_o$ ,  $d_{EPT}/d_{Chi}$ ,  $\%_{EPT}/Chi$ ,  $H'_f$ ,  $D_f$ , porcentagem de fragmentadores e de predadores estão relacionadas apenas com as variáveis espaciais.

A métrica  $\%_{Col}$ , apesar de apresentar valor significativo, não foi explicada pelas variáveis independentes.

**Tabela V:** Valores de  $R^2$  e  $p$  da Análise de Regressão Linear Múltipla para as métricas selecionadas e os valores dos Coeficientes parciais de regressão para as variáveis independentes (Filtros espaciais 1, 3 e 4; Componentes 1 e 2 resultantes da Análise dos Componentes Principais, PCA; e, RCE) nos 29 córregos estudados do estado de São Paulo. Os números em negrito são os considerados significativos ( $p < 0,05$ ).

| Métricas                       | $R^2$   | $p$           | Coeficientes parciais de regressão |                 |                |                   |                 |               |
|--------------------------------|---------|---------------|------------------------------------|-----------------|----------------|-------------------|-----------------|---------------|
|                                |         |               | Componentes PCA                    |                 |                | Filtros Espaciais |                 |               |
|                                |         |               | nº 1                               | nº 2            | RCE            | nº 1              | nº 3            | nº 4          |
| Medidas de riqueza             |         |               |                                    |                 |                |                   |                 |               |
| $S_o$                          | 0.4419  | <b>0.0035</b> | -0.6616                            | 0.1548          | -0.0068        | <b>6</b>          | -0.2826         | <b>5</b>      |
| $S_f$                          | 0.7142  | <b>0</b>      | <b>-2.7579</b>                     | -1.6061         | 0.0099         | 10                | -3              | <b>12</b>     |
| $S_{EPT}$                      | 0.793   | <b>0</b>      | <b>-2.7417</b>                     | -1.2412         | 0.0171         | <b>20.217</b>     | <b>-16.4899</b> | 6.7383        |
| Abundância                     |         |               |                                    |                 |                |                   |                 |               |
| d                              | 0.3126  | <b>0.0227</b> | <b>-147</b>                        | -127            | -2             | 163               | -118            | -38           |
| d <sub>EPT/Chi</sub>           | 0.2603  | <b>0.0435</b> | -0.2837                            | -0.0079         | 0.0021         | <b>5.5142</b>     | -1.7984         | 1.843         |
| %_Tric                         | 0.2112  | 0.076         | -0.4112                            | -0.0513         | -0.0033        | 1                 | -1.305          | -1.0182       |
| %_Eph                          | -0.0579 | 0.6212        | -0.1826                            | -0.0724         | -0.0025        | 0.131             | -0.4367         | 0.0552        |
| %_Plec                         | 0.2082  | 0.0785        | -0.0025                            | 0.0124          | 0.0009         | 0.0878            | -0.2601         | -0.1705       |
| %_Meg                          | 0.3968  | <b>0.007</b>  | <b>-0.0026</b>                     | 0               | 0              | <b>0.0199</b>     | <b>-0.0169</b>  | -0.0011       |
| %_Odo                          | 0.2409  | 0.0546        | -0.0085                            | -0.0207         | -0.0011        | 0.1423            | 0.0566          | 0.2633        |
| %_Col                          | 0.4693  | <b>0.0023</b> | -0.0832                            | -0.0483         | 0.0008         | 0.2426            | -0.1758         | 0.1046        |
| %_Gas                          | 0.1844  | 0.1005        | -0.0175                            | 0.0182          | -0.0013        | 0.1237            | -0.0654         | 0.1988        |
| %_Biv                          | 0.0804  | 0.2554        | 0.0236                             | -0.0167         | 0              | 0.0386            | 0.0717          | 0.201         |
| %_Dip                          | 0.2954  | <b>0.0283</b> | -0.0979                            | <b>-0.5075</b>  | -0.0017        | -2                | 2               | 0             |
| %_Hem                          | -0.1349 | 0.8408        | -0.0052                            | 0.0016          | 0              | 0.0062            | -0.0053         | 0.011         |
| %_Turb                         | -0.0327 | 0.5452        | 0.6377                             | -0.8435         | -0.0005        | 1                 | 3               | 7             |
| %_Hir                          | 0.3505  | <b>0.0136</b> | -0.0029                            | 0.0008          | <b>-0.0002</b> | 0.0175            | -0.003          | 0.0162        |
| %_Crus                         | 0.1198  | 0.1844        | -0.0204                            | 0.0075          | -0.0002        | 0.4749            | -0.2652         | 0.1909        |
| %_Chi                          | 0.0052  | 0.4364        | -1.7192                            | -3.2818         | -0.048         | -1.7416           | 7               | 0             |
| %_EPT                          | 0.4329  | <b>0.004</b>  | <b>-3.2527</b>                     | -0.5544         | -0.0337        | <b>20</b>         | <b>-28</b>      | 0             |
| %_EPT/Chi                      | 0.261   | <b>0.0432</b> | -0.2834                            | -0.0082         | 0.0021         | <b>5.5121</b>     | -1.7988         | 1.8481        |
| Índice de diversidade          |         |               |                                    |                 |                |                   |                 |               |
| $H'_f$                         | 0.4332  | <b>0.004</b>  | 0.0034                             | -0.0588         | 0.0026         | 0.8379            | -0.5878         | <b>2</b>      |
| $H'_g$                         | 0.316   | <b>0.0216</b> | <b>-0.2259</b>                     | 0.0489          | -0.0033        | 0.5925            | <b>-2</b>       | 0.4761        |
| $D_f$                          | 0.395   | <b>0.0072</b> | 0.0018                             | 0.005           | 0.0008         | 0.3035            | -0.1769         | <b>0.5173</b> |
| $E_f$                          | 0.2265  | 0.0643        | 0.0219                             | 0.0294          | 0.0001         | 0.1159            | -0.085          | 0.2031        |
| $E_g$                          | 0.1771  | 0.1081        | 0.0012                             | 0.0501          | 0              | -0.1053           | -0.2148         | 0.0963        |
| Grupo funcional de alimentação |         |               |                                    |                 |                |                   |                 |               |
| %_fra                          | 0.2591  | <b>0.0442</b> | -0.0266                            | 0.0024          | 0.0008         | <b>0.5985</b>     | -0.1731         | 0.0824        |
| %_col                          | 0.3891  | <b>0.0078</b> | <b>-0.615</b>                      | <b>-0.529</b>   | -0.0083        | 0.1717            | -0.1384         | -2            |
| %_filt                         | 0.0366  | 0.3539        | -0.3025                            | -0.1403         | -0.003         | 0.7934            | -0.3715         | -0.4778       |
| %_rasp                         | 0.1725  | 0.1131        | -0.0317                            | 0.0188          | -0.0012        | 0.1797            | -0.1776         | 0.2257        |
| %_pred                         | 0.2663  | <b>0.0405</b> | -0.0225                            | -0.1114         | -0.0023        | -0.0249           | 0.0071          | <b>0.8438</b> |
| Índice biótico                 |         |               |                                    |                 |                |                   |                 |               |
| BMWP                           | 0.7873  | <b>0</b>      | <b>-19.2344</b>                    | <b>-10.5298</b> | 0.1526         | <b>89</b>         | -46             | <b>72</b>     |

Métricas utilizadas: riqueza ordem ( $S_o$ ), família ( $S_f$ ) e da somatória de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera ( $S_{EPT}$ ); densidade total (d); razão da somatória de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera por Chironomidae ( $d_{EPT/Chi}$ ); porcentagem dos grupos Trichoptera (%\_Tric), Ephemeroptera (%\_Eph), Plecoptera (%\_Plec), Megaloptera (%\_Meg), Odonata (%\_Odo), Coleoptera (%\_Col), Gastropoda (%\_Gas), Bivalvia (%\_Biv), Diptera (%\_Dip), Hemiptera (%\_Hem), Turbellaria (%\_Turb), Hirudinea (%\_Hir), Crustácea (%\_Crus), Chironomidae (%\_Chi), porcentagem conjunta dos grupos Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (%\_EPT) e a razão da porcentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera pela porcentagem de Chironomidae (%\_EPT/Chi); os índices de diversidade de Shannon para família e gênero ( $H'_f$  e  $H'_g$ ), de Simpson para família ( $D_f$ ) e Equidade de Pielou para família e gênero ( $E_f$  e  $E_g$ ); porcentagem das categorias fragmentadores (%\_frag), coletores (%\_col), filtradores (%\_filt), raspadores (%\_rasp) e predadores (%\_pred); e, o índice biótico BMWP adaptado

As métricas  $S_f$ ,  $S_{EPT}$ ,  $\%_{EPT}$ ,  $\%_{Meg}$ ,  $\%_{Hir}$ ,  $d$ ,  $col$ ,  $H'_g$ , e  $BMWP$  adaptado, atenderam a todos os critérios estabelecidos, inclusive relação significativa com preditores ambientais que expressam impacto (Componente 1 da PCA e valores RCE) e aos preditores espaciais (Filtro espacial 1) e podem ser consideradas como candidatas para estabelecer um possível sistema de monitoramento.

## **5. Discussão**

### **5.1 Entendendo a resposta da comunidade frente às variáveis ambientais e espaciais**

Para o desenvolvimento de sistemas de avaliação ambiental e monitoramento de córregos, usando macroinvertebrados como bioindicadores, é essencial o entendimento dos padrões de distribuição e dos processos e mecanismos envolvidos bem como as respostas da comunidade frente aos diferentes impactos antrópicos. Este entendimento tem se mostrado desafiador, pois os sistemas lóticos são bastante heterogêneos e multidimensionais (WARD, 1989) e observa-se que a diversidade da fauna pode estar relacionada com variáveis bióticas (ex.: competição, dispersão), abióticas locais (ex.: velocidade de fluxo, oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica), abióticas regionais (ex.: morfologia do canal) e biogeográficas (ALLAN, 2004), bem como com variáveis espaciais (ex.: distância e posição geográfica entre os pontos de coleta) (LEGENDRE, 1993).

Neste estudo, a maioria das métricas que responderam previsivelmente aos preditores de impactos (Componente 1 da PCA e RCE) também estiveram relacionadas aos preditores espaciais (Filtro espacial 1). Isto demonstra que o padrão de distribuição de macroinvertebrados nos córregos estudados depende não apenas dos fatores abióticos locais mensurados (como a composição física do leito dos córregos: matacão, cascalho,

areia e lodo; e, química e física das suas águas: oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica e velocidade de fluxo), mas também de fatores espaciais, como a localização geográfica dos córregos (expresso pelo Filtro nº1 e 2).

A resposta de macroinvertebrados frente aos impactos não pontuais, como os estudados neste trabalho, é considerada complexa por vários autores (ALLAN, 2004; MYKRÄ et al., 2007; HEINO et al., 2007), pois mais de uma variável pode estar envolvida, incluindo os efeitos múltiplos provenientes de cada uso do solo e as variações naturais locais como a geologia, clima e vegetação. Assim, os resultados indicaram que as métricas que atenderam a todos os critérios são potenciais para comporem um sistema de monitoramento, mas os mecanismos relacionados às respostas individuais são de difícil entendimento, pois estão relacionados a preditores obtidos num contexto multivariado (PCA), como dependem também da posição espacial.

## **5.2 Resolução taxonômica como critério na seleção das métricas**

A resolução taxonômica pode ser um fator importante para detecção de padrões de distribuição dos táxons e variáveis ambientais (HEWLETT, 2000; THOMPSON & TOWNSEND, 2000; SCHMIDT-KLOIBERAND & NIJBOER, 2004). A seleção de métricas apropriadas usando a maior resolução taxonômica é importante no contexto de biomonitoramento e avaliação ambiental, pois buscam uma identificação taxonômica mais simples, menos onerosa e pode ser praticada por não especialistas.

Neste trabalho, para a análise das medidas de riqueza, as métricas riqueza de família e riqueza de família de EPT responderam sensivelmente. Outros trabalhos também observaram que a resolução taxonômica em nível de família é suficiente para avaliar os impactos antrópicos, particularmente aqueles relacionados à poluição das águas (THORNE & WILLIAMS, 1997), a ocupação do solo pela monocultura de cana-de-açúcar e pastagem extensiva (CORBI & TRIVINHO-STRIXINO, 2006) ou ainda,

pela fragmentação longitudinal de córregos resultante de represamento e desmatamento (KLEINE & TRIVINHO-STRIXINO, 2005).

Os valores dos índices de diversidade geralmente são sensíveis quando as comunidades são expostas a algum tipo de estresse ambiental ou quando ocorrem mudanças no habitat (RABENI, 2000). Neste estudo, o refinamento da identificação dos táxons foi relevante para a métrica Diversidade de Shannon, pois este índice aplicado no nível taxonômico de gênero ( $H'_g$ ) respondeu ao gradiente de impacto na avaliação dos córregos se comparado com o mesmo aplicado para família ( $H'_f$ ).

### **5.3 Categorias de métricas selecionadas**

Na métrica densidade, todos os espécimes são contados independentemente da sua identificação e o seu número pode aumentar ou diminuir dependendo do tipo de estresse do ambiente (ver PLAFKIN et al 1989).

A métrica %\_EPT engloba informações dos grupos Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, considerados como táxons sensíveis às mudanças na qualidade da água e/ou do substrato, pois respondem à mudança e a degradação de habitats (FELD & HERING, 2007) e é amplamente utilizada nas avaliações da qualidade de córregos (SILVEIRA et al., 2005).

Observou-se que além das variáveis de impacto, a posição geográfica dos córregos pode ter papel importante na explicação das respostas das métricas, por exemplo, a regionalização de grupos taxonômicos. Neste estudo, os exemplares de Megaloptera foram restritos às regiões minimamente expostas a perturbações antrópicas, principalmente nas regiões de maior altitude cobertas pela mata densa e mista, cujos córregos são caracterizados pelo leito duro e águas bem oxigenadas. A métrica porcentagem de Megaloptera respondeu de forma previsível ao preditor de impacto (Componente 1 da PCA) como também ao preditor espacial (Filtro 1)

demonstrando sua regionalização. Já na região interiorana do estado de São Paulo, o predomínio do uso do solo são as monoculturas extensivas e a pecuária, o que reflete na caracterização do leito lodoso dos córregos, baixa velocidade de correnteza. Estas características provavelmente explicam a métrica porcentagem de Hirudinea estar relacionada aos preditores de impacto e espacial. Trabalho realizado por OMETO et al. (2000), cita a presença deste grupo taxonômico em áreas com o predomínio de pastagem no interior do estado. Ressalta-se que ambas as métricas são consideradas relevantes para compor um sistema de avaliação desde que seja levada em consideração a posição geográfica das mesmas.

A métrica BMWP, além de ser muito utilizada em programas de monitoramento (ex.: CETEC), o seu cálculo pode ser realizado em nível taxonômico de família, um atributo importante, visto que, países em desenvolvimento, como o Brasil, muitas espécies de macroinvertebrados ainda não são conhecidas e/ou descritas e, a adaptação desse índice aos locais de estudo, pode aumentar sua aplicabilidade como métrica (THORNE & WILLIAMS, 1997; MUSTOW, 2002). Embora neste estudo, o índice biótico não tenha sido desenvolvido para a fauna local, foi selecionado como potencial métrica, mas para que possa ser utilizado no desenvolvimento de um sistema multimétrico é necessária a inclusão de melhorias na sua adaptação, por exemplo, inserir dados de famílias não registradas e assim, proporcionar uma melhor adequação dos escores para os córregos sob diferentes usos do solo.

#### **5.4 Grupo funcional de alimentação**

A presença ou ausência da mata ripícola é um fator importante no *input* de material alóctone, bem como a luminosidade, que determinam a organização funcional da comunidade de macroinvertebrados (CUMMINS & KLUG, 1979). Esta generalização tem gerado predições como, por exemplo, maior número de

fragmentadores em córregos de baixa ordem situados em áreas florestadas (VANNOTE et al., 1980). Este tema foi proposto para os córregos nas regiões temperadas, entretanto, autores reportam que a abundância relativa de fragmentadores é baixa e sua contribuição pode variar em córregos nas regiões tropicais como também entre córregos em diferentes regiões geográficas (BOJSEN & JACOBSEN, 2003; WANTZEN, 2003; WANTZEN et al., 2006; WANTZEN & WAGNER, 2006). Neste estudo, a análise dos resultados indicou baixa abundância relativa de fragmentadores e alta abundância relativa de coletores.

A abordagem funcional tem contribuído para o biomonitoramento desde que seja avaliado num contexto regional, como por exemplo, estudos realizados por CUMMINS et al. (2005). Neste estudo, embora a métrica porcentagem de coletores tenha respondido ao preditor de impacto Componente 1 da PCA, esta não foi considerada como consistente para compor um sistema multimétrico, pois é possível que estejam incluídos erros na classificação deste grupo levando em consideração: a resolução taxonômica em nível de família, a qual pode mascarar as informações particulares de cada espécie; a falta de conhecimento biológico para a sua classificação segundo suas adaptações morfológicas e/ou fisiológicas e a disponibilidade de alimento no ambiente (CUMMINS & KLUG, 1979) e as diferenças regionais no estado de São Paulo. Sendo assim, deve-se considerar que embora métricas funcionais sejam potenciais para compor um sistema multimétrico, ainda necessitam de classificações mais adequadas para fauna Neotropical como o desenvolvimento de estudos prévios sobre a preferência alimentar desses organismos, consolidando sua classificação.

### **5.5 Contingências e implicações dos resultados para o desenvolvimento de índices multimétricos para o estado de São Paulo**

Os resultados indicaram que o conjunto de métricas selecionado tem potencial para integrar o desenvolvimento de índices multimétricos para avaliação de córregos de baixa ordem no estado de São Paulo. Entretanto, considera-se que em novos estudos deve-se abordar: maior diversidade de paisagens, uma vez que este trabalho avaliou córregos situados em paisagens caracterizadas por dominância de um mesmo uso, como os minimamente impactados situados em áreas preservadas e os situados nas monoculturas extensivas (cana-de-açúcar e eucalipto) e pastagem; regionalização, uma vez que algumas métricas selecionadas neste trabalho indicaram que os padrões evidenciados dependem também da localização espacial; teste de métricas baseadas em informações funcionais com melhor refinamento taxonômico.

Deste modo, as métricas podem integrar informações de diferentes componentes do ecossistema e proporcionar uma detecção de uma ampla gama de estressores fornecendo informações das condições ecológicas dos córregos no estado de São Paulo.

## 6. Referências

ALLAN, J. D. Landscape and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, p. 257-284, 2004.

ALLAN, J.D.; FLECKER, A.S. Biodiversity conservation in running waters. **BioScience**, v. 43, p. 32-43, 1993.

AYRES, M; AYRES JR, M; AYRES, D.L.; SANTOS, A.S. **BioEstat** v. 2.0: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas. Belém: Sociedade Civil Mamirauá; Brasília. 2000.

BAPTISTA, D.F.; BUSS, D.F.; EGLER, M. GIOVANELLI, A. SILVEIRA, M.P; NESSIMIAN, J.L. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. **Hydrobiologia**, 575, 83-94, 2006.

BARBOUR, M. T.; PLAFKIN, J.L.; BRADLEY, B.P.; GRAVES, C.G.; WISSEMAN, R.W. Evaluation of EPA's rapid bioassessment benthic metrics: metric redundancy and variability among reference stream sites. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 11, p. 437-449, 1992.

BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; GRIFFITH, G.E.; FRYDENBOURG, R.; MCCARRON, E.; WHITE, J.S.; BASTIAN, M.L. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society**, 15, 185-211, 1996.

BOJSEN, B. H.; JACOBSEN, D. Effects of deforestation on macroinvertebrate diversity and assemblage structure in Ecuadorian Amazon streams. **Archiv für Hydrobiologie**, v.158, n. 3, p. 317-342, 2003.

BONADA, N.; PRAT, N.; RESH, V. H.; STATZNER, B. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. **Annual Review of Entomology**, v. 51, p. 495-523, 2006.

BORCARD, D.; LEGENDRE, P. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbor matrices. **Ecological Modelling**, v. 153, p. 51-68, 2002.

BRASIL. Resolução CONAMA nº357/2005 - "Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências." - Data da legislação: 17/03/2005 – Publicação **Diário Oficial da União** nº 053, de 18/03/2005.

CAIRNS JR, J.; PRATT, J.R. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: D.M. ROSENBERG; V.H. RESH (Eds.), **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrate**. Chapman and Hall, New York. 1993. p.10-27.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo-1996**. São Paulo, 1998.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Determinação de bentos de água doce: macroinvertebrados – métodos qualitativos e quantitativos**. São Paulo, 2003.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo-2005**. São Paulo, 2006.

CORBI, J.J.; TRIVINHO STRIXINO, S. Influence of taxonomic resolution of stream macroinvertebrate communities on the evaluation of different land uses. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 18, n. 4, p. 469-475, 2006.

CUMMINS, K. W.; KLUG, M. J. Feeding Ecology of stream invertebrates. **Ann. Rev. Ecol. Syst.**, v. 10, p. 147-72, 1979.

CUMMINS, K.W; MERRITT, R.W.; ANDRADE, P.C.N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 40, n. 1, p. 69-89, 2005.

DAHL, J. **Detection of Human-Induced Stress in Streams. Comparison of bioassessment approaches using macroinvertebrates**. Tese (Doutorado), Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala. 2004.

FELD, C.K.; HERING, D. Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. **Freshwater Biology**, v. 52, p. 1380-1399. 2007.

FERREIRA-PERUQUETTI, P.S. Preferência por microhabitat dos gêneros de Odonata da Estação Ecológica de Jataí e arredores: ênfase na fase jovem. In: **Estudos integrados em ecossistemas. Estação Ecológica de Jataí**. EduFSCar. São Carlos, v. 4, p.45-60. 2006.

GUERESCHI, R.M.; FONSECA-GESSNER, A.A. Monitoramento da Estação Ecológica de Jataí (Luiz Antônio, SP), utilizando macroinvertebrados bentônicos como indicadores. In: **Estudos integrados em ecossistemas. Estação Ecológica de Jataí**. EduFSCar, São Carlos, p. 75-98. 2006.

HAMMER, O.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. PAST: Palaeontological Statistics Software Package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, 9p. 2001. Disponível em < <http://folk.uio.no/ohammer/past> > Acesso em: janeiro de 2008.

HEINO, J., MYKRÄ, H., KOTANEN, J.; MUOTKA, T. Ecological filters and variability in stream macroinvertebrate communities: do taxonomic and functional structure follow the same path? **Ecography**, v. 30, p. 217-230. 2007.

HERING, D; MÉIER, C.; RAWER-JOST, C; FELD, C.K.; BISS, R.; ZENKER, A.; SUNDERMANN, A.; LOHSE, S.; BÖHMER, J. Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: selection of candidate metrics. **Limnologia**, v. 34, p. 398-415. 2004.

HEWLETT, R. Implications of taxonomic resolution and sample habitat for stream classification at a broad geographic scale. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 19, p. 352-361. 2000.

JUNQUEIRA, M.V.; AMARANTE, M.C.; DIAS, C.F.S.; FRANÇA, E.S. Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 12, p. 73-87. 2000.

JUNQUEIRA, V.M.; CAMPOS, S.C.M. Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 10, n. 2, p. 125-135. 1998.

KARR, J.R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, v. 6, p. 21-27. 1981.

KLEINE, P.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Chironomidae and other aquatic macroinvertebrates of a first order stream: community response after habitat fragmentation. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 17, n. 1, p. 81-90. 2005.

KUHLMANN, M.L.; WATANABE, H.M.; BRANDIMARTE, A.L.; ANAYA, M.; GUERESCHI, R.M. Developing a Protocol for use of benthic invertebrate in São Paulo State’s reservoirs biomonitoring. I. Habitat, sampling period, mesh size and taxonomic level. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 17, n. 2, p. 143-153. 2005.

LEGENDRE, P. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? **Ecology**, v. 74, p. 1659-1673. 1993.

BRASIL. Lei nº9.433/1997 – “Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989”. **Diário Oficial da União**, 9 jan.

MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. Chapman and Hall, USA, 1988. 179p.

MERRIT, R.W.; CUMMIS, K.W. **An Introduction to the aquatic insects of North America**. Kendall-Hunt, Dubuque, Iowa, USA. 1996.

MUSTOW, S.E. Biological monitoring of rivers in Thailand: use and adaptation of the BMWP score. **Hydrobiologia**, v. 479, p. 191–229. 2002.

MYKRÄ, H.; HEINO, J.; MUOTKA, T. Scale-related patterns in the spatial and environmental components of stream macroinvertebrate assemblage variation. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, p. 149-159. 2007.

OMETO, J.P.H.B.; MARTINELLI, L.A.; BALLESTER, M.V.; GESSNER, A.; KRUSCHE, A.V.; VICTORIA, R.L.; WILLIAMS, M. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. **Freshwater Biology**, v. 44, p. 327-337. 2000.

PETERSEN, JR., R.C. The RCE: a riparian, channel, and environmental inventory for small streams in the agricultural landscape. **Freshwater Biology**, v. 27, p. 295-306. 1992.

RABENI, C.F. Evaluating physical habitat integrity in relation to the biological potential of streams. **Hydrobiologia**, v. 422/423, p. 245-256. 2000.

RANGEL, T. F. L. V. B., DINIZ-FILHO, J. A. F.; BINI, L. M. Towards an integrated computational tool for spatial analysis in macroecology and biogeography. **Global Ecology and Biogeography**, v. 15, p. 321-327. 2006.

RESH, V.H.; JACKSON, J.K. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In: D.M. ROSENBERG; V.H. RESH (Eds.) **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrate**. Chapman and Hall, New York. 1993. p. 195-233.

ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. **Freshwater biomonitoring and benthic invertebrates**. (Chapman and Hall, Ney York). 1993. 488p.

SCHMIDT-KLOIBER, A.; NIJBOER, R.C. The effect of taxonomic resolution on the assessment of ecological water quality classes. **Hydrobiologia**, v. 516, p. 269-283. 2004.

SILVEIRA, M. P.; BAPTISTA, D.F.; BUSS, D.F.; NESSIMIAN, J.L.; EGLER, M. Application of biological measures for stream integrity assessment in south-east Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 101, p. 117-128. 2005.

THOMPSON, R.M.; TOWNSEND, C.R. Is resolution the solution? The effect of taxonomic resolution on the calculated properties of three stream food webs. **Freshwater Biology**, v. 44, p. 413-422. 2000.

THORNE, R.S.J.; WILLIAMS, W.P. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. **Freshwater Biology**, v. 37, p. 671-686. 1997.

VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. The River Continuum Concept. **Can. Journal Fish. Aquat. Sci.**, v. 37, p. 130-137. 1980.

WANTZEN, K.M.; WAGNER, R. Detritus processing by invertebrate shredders: a neotropical-temperate comparison. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, p. 1, p. 216-232. 2006.

WANTZEN, K.M. Cerrado streams – characteristics of a threatened freshwater ecosystem type on the Tertiary Shields of Central South America. **Amazoniana**, v. 3, n. 4, p. 481-502. 2003.

WANTZEN, K.M.; RAMÍREZ, A.; WINEMILLER, K.O. New vistas in Neotropical stream ecology – Preface. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, n. 1, p. 61-65. 2006.

WARD, J.V. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 8, n. 1, p. 2-8. 1989.

WARD, J.V. **Aquatic insect ecology**: biology and habitat. United States of America. John Wiley and Sons, Inc. 1992. 438p.

WETZEL, R.G.; LIKENS, G.E. **Limnological analyses**. New York: Springer-Verlag. 1991. 391p.

### **Considerações finais**

Neste estudo, em ambas as abordagens confirmaram que a comunidade de macroinvertebrados, de modo geral, responde de forma previsível aos impactos antrópicos avaliados.

A análise dos resultados das variáveis ambientais indicou que a composição do leito dos córregos (principalmente matacão e lodo) e a velocidade da correnteza da água foram os principais fatores determinantes na separação de dois grupos, córregos em áreas de referência e córregos em áreas teste.

O conjunto de fatores, posição geográfica, bacia hidrográfica, altitude e o tipo de vegetação, foi considerado relevante na determinação e estabelecimento das diferentes composições taxonômicas de macroinvertebrados das Unidades de Conservação (UCs), as quais estão localizadas em regiões distantes no estado de São Paulo. Ressalta-se a necessidade e a importância do desenvolvimento de estudos relacionados a este tema, embora no Capítulo II, a variável espacial tenha sido considerada como critério na seleção de métricas.

Neste estudo, os resultados obtidos demonstraram a importância da mata ripícola que proporciona uma maior heterogeneidade faunística nos córregos situados em UCs, o que refletiu nos valores maiores de riqueza taxonômica e índice de Diversidade de Shannon. Ainda, as métricas riqueza de família, riqueza de EPT e índice de Diversidade de Shannon para gênero foram significativas e contemplaram os critérios estabelecidos e, portanto, consideradas potenciais para a composição de um sistema multimétrico de avaliação ambiental.

Os córregos situados em áreas de cana-de-açúcar merecem destaque pelos menores valores de densidade de indivíduos e riqueza taxonômica. Estes resultados podem ser subsídio para os órgãos públicos competentes em estabelecer o zoneamento de áreas para o cultivo, ou seja, visando a manutenção ou restauração da vegetação original ao longo dos cursos d'água, particularmente os de baixa ordem.

Os resultados da Análise MDS indicaram que o grupo Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) teve maior participação em córregos situados em UCs, mas com alternância de gêneros dominantes nos três biomas: mata ombrófila mista, mata ombrófila densa e mata semi-decídua. Assim, a riqueza taxonômica de EPT e porcentagem de EPT responderam como métricas potenciais para integrarem um sistema multimétrico de avaliação de córregos de baixa ordem no estado de São Paulo.

No Capítulo 1, a ordem Coleoptera também destacou-se e pode ser indicada em avaliação ambiental e biomonitoramento. Os resultados mostraram que estes insetos constituem fauna diversificada e abundante em áreas protegidas. Nos testes aplicados, a métrica %Coleoptera foi significativa, no entanto não esteve relacionada aos preditores de impactos, o que sugere estudos mais detalhados com esse grupo.

A família Chironomidae esteve presente em todos os córregos amostrados com elevada densidade numérica e riqueza taxonômica, porém sua abundância relativa foi maior em córregos considerados impactados. Ressalta-se que esta família também apresentou alternância dos gêneros dominantes entre os diferentes usos do solo. As métricas

testadas para o grupo não responderam significativamente aos critérios estabelecidos, possivelmente por ser comum entre os córregos estudados.

Os Megaloptera foram restritos às regiões minimamente expostas às perturbações antrópicas, principalmente em áreas de altitude elevada, cobertas pela mata ombrófila mista e densa, cujos córregos são caracterizados pelo leito duro e águas bem oxigenadas. Já Hirudinea teve densidade elevada na região interiorana do estado de São Paulo onde ocorre o predomínio das monoculturas e da pastagem, o que reflete na caracterização dos córregos com leito lodoso e baixa velocidade de correnteza. As porcentagens destes grupos responderam de forma previsível aos preditores espacial e de impacto. Porém, para que estas métricas sejam aplicadas em avaliação ambiental ou incorporadas em um sistema multimétrico, é essencial que se considere a regionalização das mesmas.

No contexto, biomonitoramento e avaliação ambiental, é relevante que as ferramentas aplicadas sejam as mais simples possíveis, menos onerosas e que possam ser praticadas por não especialistas. Sendo assim, neste estudo a métrica densidade foi considerada como potencial para compor um sistema multimétrico cuja aplicação é a simples contagem de organismos coletados.

Embora neste estudo, o índice biótico (BMWP modificado) não tenha sido desenvolvido para a fauna local, foi selecionado como potencial métrica, mas para que possa ser incluído em um sistema multimétrico deve ser considerado a necessidade de melhorias e adaptações, por exemplo, inserir outras famílias comuns na região estabelecendo-se escores para os córregos sob diferentes usos do solo.

Os resultados do grupo funcional de alimentação confirmaram que os invertebrados fragmentadores têm maior representatividade em córregos florestados, ressaltando a importância da mata ripícola. Entretanto, observou-se que mesmo nestes córregos os organismos coletores predominaram representados principalmente por larvas de Chironomidae. A métrica porcentagem de coletores respondeu ao preditor de impacto, no entanto, não foi considerada como consistente para compor um sistema multimétrico levando em consideração a classificação para a resolução taxonômica em nível de família, o que pode mascarar informações específicas, bem como as diferenças regionais.

Embora nas últimas décadas os estudos da comunidade de macroinvertebrados tenham tido avanços com na formação de grupos de pesquisa e número de trabalhos publicados, ainda há um grande desafio que é o conhecimento das espécies, particularmente a associação entre os adultos e estágios imaturos, bem como o estabelecimento de escores (graus de sensibilidade e tolerância) para diferentes usos do solo.

**Anexo 01:** Protocolo de caracterização ambiental proposto pelo grupo do Projeto Temático Biota/Fapesp.

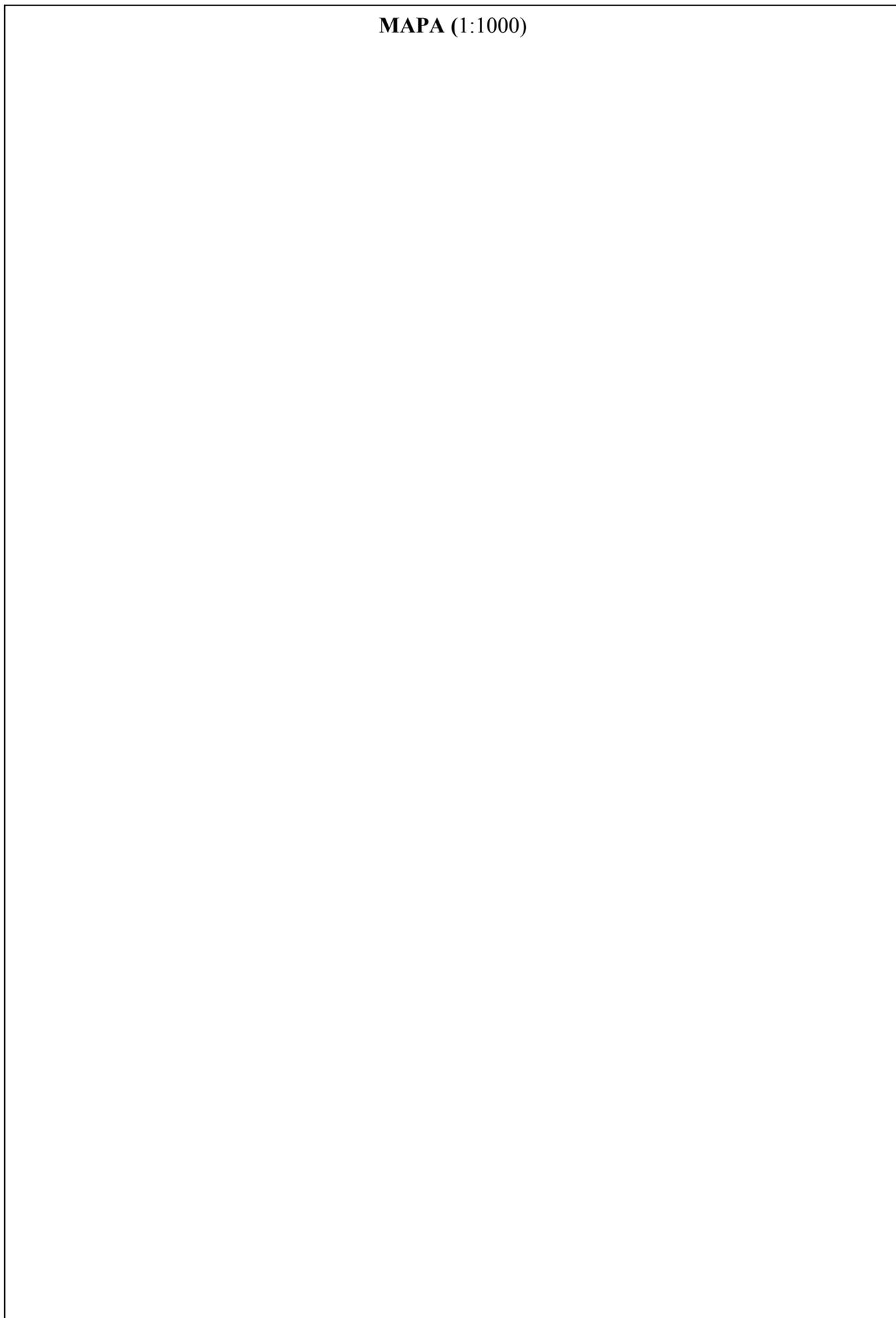
|                         |                            |
|-------------------------|----------------------------|
| Nome do Projeto         |                            |
| Unidade de Conservação: |                            |
| Bacia Hidrográfica:     |                            |
| Nome do córrego:        | Município:                 |
| GPS:                    | Ordem do córrego: 1ª ordem |
| Ponto de coleta         | Declividade                |
| Data:                   | Hora:                      |
| Coletores:              |                            |

| Condições do tempo | Agora   | Últimas 24 horas   | Houve algum tipo de chuva forte nos últimos 7 dias<br><input type="checkbox"/> sim. Quando? _____<br><input type="checkbox"/> não<br><input type="checkbox"/> sem informação<br>Outro: |
|--------------------|---|--|--|
|                    | <input type="checkbox"/> temporal (chuva forte)<br><input type="checkbox"/> temporal (chuva forte e intermitente)<br><input type="checkbox"/> chuva (chuva fraca e contínua)<br><input type="checkbox"/> chuva (chuva fraca e intermitente)<br><input type="checkbox"/> Cobertura de nuvens<br><input type="checkbox"/> Claro/ensolarado<br>Temperatura do ar : | <input type="checkbox"/><br><input type="checkbox"/><br><input type="checkbox"/><br><input type="checkbox"/><br><input type="checkbox"/><br><input type="checkbox"/> |  |

| Caracterização do córrego | Subsistema do córrego                      |                                       |  |
|---------------------------|--|---------------------------------------|--|
|                           | <input checked="" type="checkbox"/> Perene | <input type="checkbox"/> Intermitente | <input type="checkbox"/> sob influência de marés |

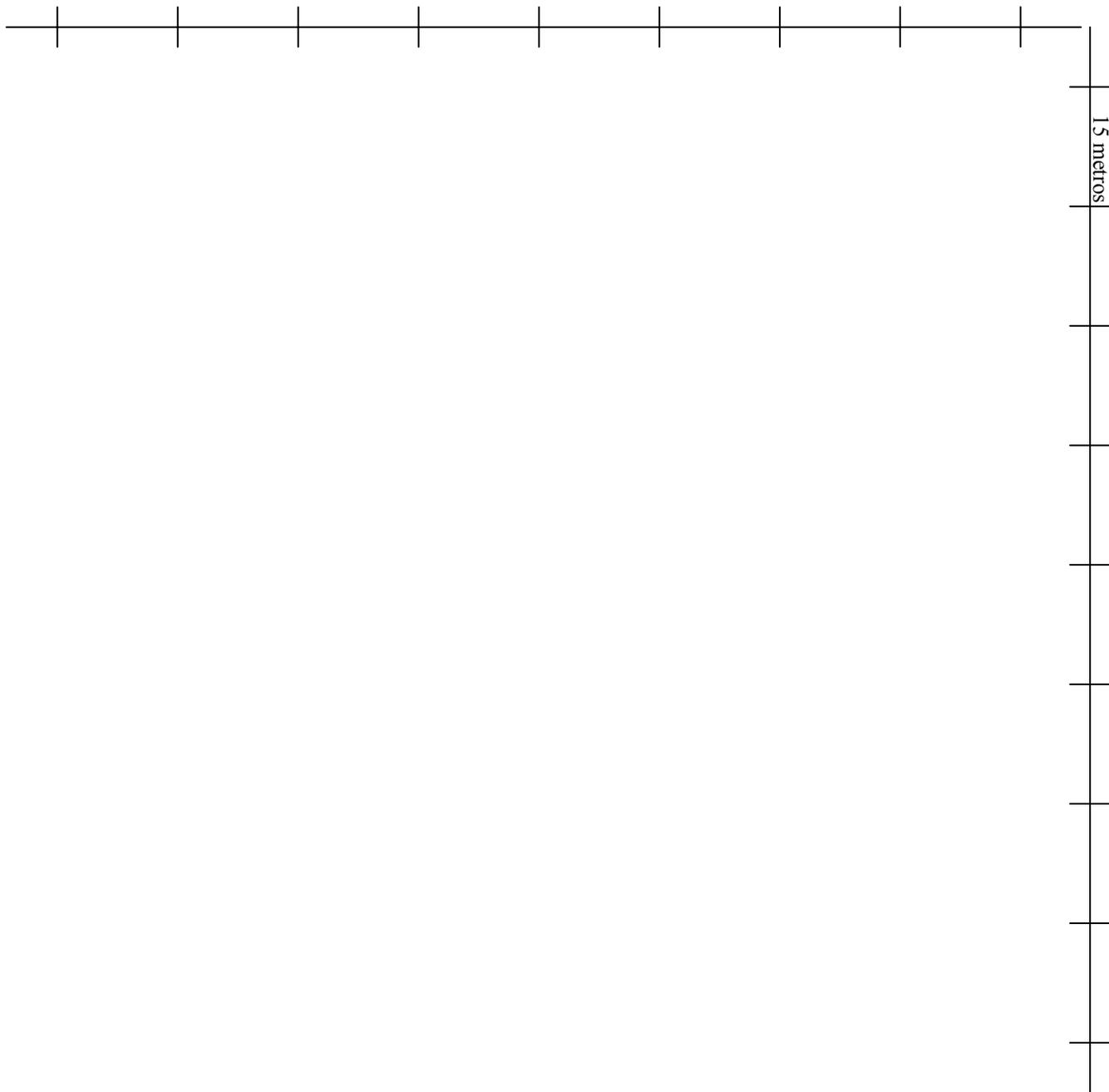
| Fase hidrológica / fluxo da água   |   |  | Trecho I<br><br>Trecho II<br><br>Trecho III |
|--|---|--|---|
| <p>Fluxo água <input type="checkbox"/></p> <p>Corred. Rem.</p>                           | <p>Fluxo água <input type="checkbox"/></p>  | <p>Fluxo água <input type="checkbox"/></p> |   |
| <p>Fluxo água <input type="checkbox"/></p>   | <p>Fluxo água <input type="checkbox"/></p>  | <p>Fluxo água <input type="checkbox"/></p> |   |
| <p>Fluxo água <input type="checkbox"/></p>   | <p>Fluxo água <input type="checkbox"/></p>  | <p>Fluxo água <input type="checkbox"/></p> |   |
| O fluxo da água contínuo superficialmente, com poucas áreas expostas no canal do córrego | O fluxo da água descontínuo superficialmente, com áreas do fundo do canal expostas, principalmente em corredeiras | Leito do córrego sem água superficial      |   |

**MAPA (1:1000)**



Esquematize um mapa do local de coleta e indique as áreas de amostragem (tire fotos do local)

15 metros



**FOTOS DOS TRECHOS**

**Trecho I**

**Trecho II**

**Trecho III**

**CARACTERIZAÇÃO FÍSICA/ QUALIDADE DA ÁGUA**

|  |  |  |
|--|--|--|
| <b>CARACTERÍSTICAS DA BACIA HIDROGRÁFICA</b> | <b>Tipo predominante do uso do solo do entorno</b><br><input type="checkbox"/> Floresta<br><input type="checkbox"/> Cerrado<br><input type="checkbox"/> Pastagem<br><input type="checkbox"/> Agricultura*<br><input type="checkbox"/> Residencial<br><input type="checkbox"/> Industrial<br><input type="checkbox"/> Outros _____<br>* qual? Descreva _____  | <b>Poluição</b><br><input type="checkbox"/> sem evidência <input type="checkbox"/> fontes evidentes*<br><input type="checkbox"/> algumas fontes potenciais<br>* qual? Descreva _____<br><b>Erosão Local</b><br><input type="checkbox"/> nenhuma <input type="checkbox"/> moderada <input type="checkbox"/> elevada |
| <b>VEGETAÇÃO RIPÁRIA</b>                     | <b>Tipo dominante</b><br><input type="checkbox"/> Árvores <input type="checkbox"/> Arbustos <input type="checkbox"/> Gramíneas <input type="checkbox"/> Herbácea<br><b>Espécie dominante</b> _____   |  |
| <b>CARACTERÍSTICAS DO SEGMENTO</b>           | Comprimento do segmento _____ m<br>Largura média do segmento _____<br>Área de amostragem _____ m <sup>2</sup><br><b>Presença de Represamento</b> <input type="checkbox"/> Sim ( ) <input type="checkbox"/> Não ( )<br>Se sim <input type="checkbox"/> Montante( ) <input type="checkbox"/> Jusante( )<br><b>Canalizado</b> <input type="checkbox"/> Sim ( ) <input type="checkbox"/> Não ( )<br>Obs: _____ |  |
| <b>TRECHO I</b>                              | Profundidade média _____ m<br>(média de 10 medidas)<br>Profundidade máxima _____ m<br>Velocidade superficial média _____ m/s<br>(média de 10 medidas)<br>Transparência _____<br><b>Cobertura do dossel</b><br><input type="checkbox"/> Aberta _____ Parcial _____ Fechada _____<br><b>Morfologia do córrego no trecho estudado (%)</b><br>Corredeiras _____ Fluxo norm.(run) _____ Remanso _____           |  |
| <b>TRECHO II</b>                             | Profundidade média _____ m<br>(média de 10 medidas)<br>Profundidade máxima _____ m<br>Velocidade superficial média _____ m/s<br>(média de 10 medidas)<br>Transparência _____<br><b>Cobertura do dossel</b><br><input type="checkbox"/> Aberta _____ Parcial _____ Fechada _____<br><b>Morfologia do córrego no trecho estudado (%)</b><br>Corredeiras _____ Fluxo norm.(run) _____ Remanso _____           |  |
| <b>TRECHO III</b>                            | Profundidade média _____ m<br>(média de 10 medidas)<br>Profundidade máxima _____ m<br>Velocidade superficial média _____ m/s<br>(média de 10 medidas)<br>Transparência _____<br><b>Cobertura do dossel</b><br><input type="checkbox"/> Aberta _____ Parcial _____ Fechada _____<br><b>Morfologia do córrego no trecho estudado (%)</b><br>Corredeiras _____ Fluxo norm.(run) _____ Remanso _____           |  |
| <b>VEGETAÇÃO AQUÁTICA</b>                    | <input type="checkbox"/> Macrófitas. Qual? _____ <input type="checkbox"/> Vegetação marginal em contato com a água.<br>Qual? _____<br><b>Espécie dominante</b> _____<br><b>Porcentagem do segmento com vegetação aquática</b> _____ %  |  |

|                         |   |  |  |
|-------------------------|---|--|--|
| CARACTERÍSTICAS<br>ÁGUA | Temperatura _____ °C<br>Condutividade _____ $\mu\text{s}^{-1}$<br>pH _____<br>Oxigênio Dissolvido _____ $\text{mg.L}^{-1}$<br>Turbidez _____<br>Instrumento utilizado:<br>_____   | <b>Nutrientes</b><br><br>Nitrogênio total _____<br><br>Fósforo total _____ | <b>Odores da água</b><br><input type="checkbox"/> Nenhum ( )<br><input type="checkbox"/> Petróleo ( )<br><input type="checkbox"/> De peixe ( )<br><input type="checkbox"/> Esgoto ( )<br><input type="checkbox"/> Químico ( )<br><input type="checkbox"/> Outros: ( )<br>_____ |
|                         | <b>SUBSTRATO/<br/>SEDIMENTO</b><br><br><b>Odores</b><br><input type="checkbox"/> Normal ( ) <input type="checkbox"/> Esgoto ( ) <input type="checkbox"/> Nenhum ( )<br><input type="checkbox"/> Químico ( ) <input type="checkbox"/> Petróleo ( ) <input type="checkbox"/> Outros _____<br><br><b>Óleos</b><br><input type="checkbox"/> Ausente ( ) <input type="checkbox"/> Pouco ( ) <input type="checkbox"/> Moderado ( ) <input type="checkbox"/> Muito ( ) |  |  |

**INFORMAÇÕES DE CAMPO DE AVALIAÇÃO DE HABITATS DO SEGMENTO**

|   |   |
|---|---|
| <b>COMPONENTES INORGÂNICOS DO<br/>SUBSTRATO</b> | <b>COMPONENTES ORGÂNICOS DO<br/>SUBSTRATO</b> |
|---|---|

| Trecho I                  |            |             | Trecho I         |                                |             |
|---------------------------|------------|-------------|------------------|--------------------------------|-------------|
| Tipo                      | Diâmetro   | % no trecho | Tipo             | Característica                 | % no trecho |
| Leito rochoso consolidado |            |             | Detritos grandes | galhos, troncos, folhas (CPOM) |             |
| matacão                   | > 256 mm   |             |                  |                                |             |
| cascalho                  | 2-256 mm   |             | Detritos finos   | FPOM                           |             |
| areia                     | 0,125- 2mm |             |                  |                                |             |
| lodo                      | < 0,125mm  |             |                  |                                |             |
| Trecho II                 |            |             | Trecho II        |                                |             |
| Tipo                      | Diâmetro   | % no trecho | Tipo             | Característica                 | % no trecho |
| Leito rochoso consolidado |            |             | Detritos grandes | galhos, troncos, folhas (CPOM) |             |
| matacão                   | > 256 mm   |             |                  |                                |             |
| cascalho                  | 2-256 mm   |             | Detritos finos   | FPOM                           |             |
| areia                     | 0,125- 2mm |             |                  |                                |             |
| lodo                      | < 0,125mm  |             |                  |                                |             |
| Trecho III                |            |             | Trecho III       |                                |             |
| Tipo                      | Diâmetro   | % no trecho | Tipo             | Característica                 | % no trecho |
| Leito rochoso consolidado |            |             | Detritos grandes | galhos, troncos, folhas (CPOM) |             |
| matacão                   | > 256 mm   |             |                  |                                |             |
| cascalho                  | 2-256 mm   |             | Detritos finos   | FPOM                           |             |
| areia                     | 0,125- 2mm |             |                  |                                |             |
| lodo                      | < 0,125mm  |             |                  |                                |             |

Descrição sucinta:

---

—

---



---

—————

### CARACTERÍSTICAS DO HABITAT

| Parâmetro   | Categorias   |  |   |
|---|--|--|---|
| <b>Alteração do Canal</b>   | Canalização ou dragagem ausente, ou córrego com padrão normal                  | Alguma canalização presente (sob pontes); evidência de canalização no passado      | Margens concretadas ou com gabiões; mais de 80% do córrego canalizado. Córrego com substrato completamente removido                               |
| <b>Estabilidade do Canal</b>  | Canal estável; erosão de origem antrópica ausente ou mínima                    | Moderadamente estável; pequenas áreas com erosão de origem antrópica               | Instável; muitas áreas com erosão de origem antrópica   |
| <b>Largura da área com vegetação Ripária</b><br><b>M.D. Margem direita</b><br><b>M.E. margem esquerda</b> | Mais de 30 metros<br><input type="checkbox"/> M.D <input type="checkbox"/> M.E | Entre 30 e 15 metros;<br><input type="checkbox"/> M.D <input type="checkbox"/> M.E | Largura da faixa de vegetação ripária <15 metros; pouca ou nenhuma vegetação ripária<br><input type="checkbox"/> M.D <input type="checkbox"/> M.E |
|   |  |  |   |

Observações:

**Procedimento para etiquetagem do material**

Local: (córrego, município, estado, país, coordenadas)

Data:

Método de coleta:

Coletores (nome completo):

Meio fixador:

**Anexo 2:** Resultado da ANOSIN apresentando a participação de cada táxon para cada uso do solo (mata ombrófila mista, mata ombrófila densa, mata semi-decídua, cana-de-açúcar, pastagem e eucalipto) no estado de São Paulo.

| <b>Mata Umbrófila Mista: 60,99%</b> |                 |               |               |                 |              |
|-------------------------------------|-----------------|---------------|---------------|-----------------|--------------|
| <b>Táxons</b>                       | <b>Av.Abund</b> | <b>Av.Sim</b> | <b>Sim/SD</b> | <b>Contrib%</b> | <b>Cum.%</b> |
| <i>Leptonema</i>                    | 1.86            | 3.62          | 5.08          | 5.94            | 5.94         |
| <i>Hexacylloepus</i>                | 1.46            | 2.6           | 3.11          | 4.26            | 10.2         |
| <i>Notalia</i>                      | 1.32            | 2.42          | 5.24          | 3.97            | 14.17        |
| <i>Triplectides</i>                 | 1.17            | 2.21          | 12.07         | 3.62            | 17.79        |
| <i>Campylocia</i>                   | 1.1             | 2.13          | 14.44         | 3.5             | 21.29        |
| <i>Heterelmis</i>                   | 1.2             | 2.08          | 2.78          | 3.41            | 24.69        |
| <i>Neoelmis</i>                     | 0.99            | 1.84          | 8.23          | 3.02            | 27.71        |
| <i>Grumicha</i>                     | 1.03            | 1.81          | 3.58          | 2.98            | 30.69        |
| <i>Tricorythodes</i>                | 1.03            | 1.76          | 3.89          | 2.88            | 33.57        |
| <i>Anacroneuria</i>                 | 1.02            | 1.7           | 3             | 2.78            | 36.35        |
| <i>Tipulidae</i>                    | 0.96            | 1.69          | 6.13          | 2.77            | 39.11        |
| <i>Austrolimnius</i>                | 1.08            | 1.66          | 2.98          | 2.72            | 41.83        |
| <i>Tanytarsus</i>                   | 1.17            | 1.64          | 2.2           | 2.69            | 44.52        |
| <i>Kempnyia</i>                     | 0.86            | 1.58          | 5.47          | 2.6             | 47.12        |
| <i>Polypedilum</i>                  | 0.96            | 1.56          | 3.1           | 2.55            | 49.67        |
| <i>Hyaella</i>                      | 1.24            | 1.42          | 1.34          | 2.33            | 52           |
| <i>Hermanella</i>                   | 0.87            | 1.36          | 5.35          | 2.22            | 54.23        |
| <i>Djalmabatista</i>                | 0.89            | 1.25          | 1.64          | 2.05            | 56.28        |
| <i>Atanatolica</i>                  | 1               | 1.24          | 1.02          | 2.03            | 58.31        |
| <i>Phylloicus</i>                   | 0.88            | 1.17          | 1.78          | 1.92            | 60.23        |
| <i>Paragripopteryx</i>              | 0.7             | 1.16          | 7.05          | 1.91            | 62.14        |
| <i>Thraulodes</i>                   | 0.87            | 1.12          | 1.14          | 1.83            | 63.97        |
| <i>Leptohyphodes</i>                | 1.07            | 1.1           | 1.07          | 1.8             | 65.77        |
| <i>Pseudochironomini</i>            | 0.97            | 1.09          | 1.62          | 1.78            | 67.55        |
| <i>Xenelmis</i>                     | 0.82            | 0.99          | 1.15          | 1.62            | 69.18        |
| <i>Nectopsyche</i>                  | 0.92            | 0.97          | 0.88          | 1.59            | 70.77        |
| <i>Rheotanytarsus</i>               | 0.65            | 0.94          | 1.16          | 1.55            | 72.31        |
| <i>Gripopteryx</i>                  | 0.76            | 0.94          | 1.13          | 1.54            | 73.85        |
| Genero_niA                          | 0.51            | 0.89          | 3.25          | 1.46            | 75.31        |
| <i>Cylloepus</i>                    | 0.63            | 0.87          | 4.86          | 1.43            | 76.74        |
| <i>Marilia</i>                      | 0.51            | 0.8           | 2.71          | 1.3             | 78.04        |
| <i>Blepharopus</i>                  | 0.69            | 0.75          | 1.08          | 1.23            | 79.27        |
| <i>Farrodes</i>                     | 0.58            | 0.68          | 1.09          | 1.11            | 80.38        |
| <i>Progomphus</i>                   | 0.51            | 0.65          | 0.96          | 1.07            | 81.45        |
| <i>Paratendipes</i>                 | 0.34            | 0.63          | 12.97         | 1.04            | 82.49        |
| <i>Helicopsyche</i>                 | 0.53            | 0.58          | 0.96          | 0.95            | 83.44        |
| <i>Simuliidae</i>                   | 0.44            | 0.56          | 1.07          | 0.91            | 84.35        |
| <i>Baetodes</i>                     | 0.45            | 0.54          | 1.02          | 0.89            | 85.24        |
| <i>Microcylloepus</i>               | 0.48            | 0.53          | 1.06          | 0.87            | 86.11        |
| <i>Massartella</i>                  | 0.46            | 0.47          | 0.99          | 0.77            | 86.89        |
| <i>Corydalis</i>                    | 0.42            | 0.47          | 1.02          | 0.77            | 87.65        |
| <i>Xiphocentron</i>                 | 0.37            | 0.47          | 1.09          | 0.76            | 88.42        |
| <i>Lopescladius</i>                 | 0.43            | 0.43          | 1.12          | 0.7             | 89.12        |
| <i>Parametriocnemus</i>             | 0.48            | 0.43          | 1.13          | 0.7             | 89.82        |
| <i>Phanocerus</i>                   | 0.31            | 0.43          | 1.1           | 0.7             | 90.52        |

continuação

**Mata Semi-decídua: 43,25**

| <b>Táxons</b>            | <b>Av.Abund</b> | <b>Av.Sim</b> | <b>Sim/SD</b> | <b>Contrib%</b> | <b>Cum.%</b> |
|--------------------------|-----------------|---------------|---------------|-----------------|--------------|
| <i>Polypedilum</i>       | 1.55            | 3.39          | 3.5           | 7.84            | 7.84         |
| <i>Heterelmis</i>        | 1.51            | 3.19          | 5.33          | 7.38            | 15.22        |
| <i>Tanytarsus</i>        | 1.61            | 2.94          | 3.18          | 6.79            | 22.01        |
| <i>Endotribelos</i>      | 1.16            | 2.24          | 2.26          | 5.18            | 27.2         |
| <i>Parametriocnemus</i>  | 1.36            | 2.11          | 2.06          | 4.88            | 32.08        |
| <i>Farrodes</i>          | 1.2             | 2.04          | 2.71          | 4.72            | 36.8         |
| <i>Stenochironomus</i>   | 0.87            | 1.67          | 2.46          | 3.85            | 40.66        |
| <i>Anacroneuria</i>      | 1.03            | 1.66          | 1.17          | 3.84            | 44.5         |
| <i>Simuliidae</i>        | 1.02            | 1.53          | 1.44          | 3.54            | 48.04        |
| <i>Leptohyphes</i>       | 0.89            | 1.1           | 0.73          | 2.55            | 50.58        |
| <i>Pentaneura</i>        | 0.74            | 1.08          | 1.38          | 2.49            | 53.08        |
| <i>Ceratopogonidae</i>   | 0.79            | 1.04          | 1.06          | 2.4             | 55.48        |
| <i>Tipulidae</i>         | 0.73            | 1.01          | 0.91          | 2.34            | 57.82        |
| <i>Traverhyphes</i>      | 0.86            | 0.96          | 0.6           | 2.23            | 60.05        |
| <i>Leptonema</i>         | 0.84            | 0.95          | 0.66          | 2.2             | 62.25        |
| <i>Oxystygma</i>         | 0.49            | 0.89          | 1.46          | 2.05            | 64.3         |
| <i>Ablabesmyia</i>       | 0.58            | 0.82          | 1.31          | 1.9             | 66.2         |
| <i>Stempellinella</i>    | 0.63            | 0.76          | 1.12          | 1.77            | 67.97        |
| <i>Corynoneura</i>       | 0.52            | 0.75          | 1.28          | 1.73            | 69.69        |
| <i>Veliidae</i>          | 0.49            | 0.75          | 1.37          | 1.73            | 71.42        |
| <i>Phylloicus</i>        | 0.7             | 0.72          | 0.77          | 1.66            | 73.07        |
| <i>Naucoridae</i>        | 0.37            | 0.59          | 1.45          | 1.37            | 74.45        |
| <i>Macrelmis</i>         | 0.62            | 0.58          | 0.61          | 1.34            | 75.78        |
| <i>Hexacylloepus</i>     | 0.6             | 0.57          | 0.52          | 1.31            | 77.09        |
| <i>Americabaetis</i>     | 0.59            | 0.56          | 0.82          | 1.29            | 78.38        |
| <i>Genero_niC</i>        | 0.46            | 0.48          | 0.53          | 1.11            | 79.5         |
| <i>Onconeura</i>         | 0.49            | 0.48          | 0.75          | 1.1             | 80.6         |
| <i>Cryptochironomus</i>  | 0.4             | 0.45          | 0.6           | 1.05            | 81.65        |
| <i>Larsia</i>            | 0.55            | 0.43          | 0.58          | 1               | 82.65        |
| <i>Smicridea</i>         | 0.65            | 0.41          | 0.4           | 0.96            | 83.61        |
| <i>Pseudochironomini</i> | 0.4             | 0.41          | 0.86          | 0.95            | 84.56        |
| <i>Rheotanytarsus</i>    | 0.46            | 0.4           | 0.84          | 0.93            | 85.49        |
| <i>Progomphus</i>        | 0.49            | 0.35          | 0.5           | 0.81            | 86.3         |
| <i>Tricorythodes</i>     | 0.68            | 0.34          | 0.39          | 0.78            | 87.08        |
| <i>Marilia</i>           | 0.42            | 0.34          | 0.47          | 0.78            | 87.85        |
| <i>Argia</i>             | 0.34            | 0.33          | 0.54          | 0.76            | 88.61        |
| <i>Tupiperla</i>         | 0.42            | 0.31          | 0.56          | 0.71            | 89.32        |
| <i>Triplectides</i>      | 0.5             | 0.27          | 0.39          | 0.63            | 89.95        |
| <i>Lutrochus</i>         | 0.27            | 0.24          | 0.6           | 0.56            | 90.51        |

**Mata Umbrófila Densa: 41,23%**

| <b>Táxons</b>        | <b>Av.Abund</b> | <b>Av.Sim</b> | <b>Sim/SD</b> | <b>Contrib%</b> | <b>Cum.%</b> |
|----------------------|-----------------|---------------|---------------|-----------------|--------------|
| <i>Hexacylloepus</i> | 1.25            | 3.59          | 2.17          | 8.7             | 8.7          |
| <i>Phylloicus</i>    | 1.05            | 3.45          | 3.64          | 8.38            | 17.08        |
| <i>Hyalella</i>      | 1.13            | 3.2           | 3.18          | 7.76            | 24.84        |
| <i>Farrodes</i>      | 1.02            | 2.88          | 5.45          | 6.99            | 31.83        |
| <i>Heterelmis</i>    | 0.8             | 2.77          | 6.86          | 6.72            | 38.56        |
| <i>Endotribelos</i>  | 1.21            | 2.6           | 1.14          | 6.3             | 44.86        |
| <i>Leptonema</i>     | 1.06            | 2.58          | 1.18          | 6.27            | 51.12        |
| <i>Caenis</i>        | 0.66            | 2.48          | 5.45          | 6.03            | 57.15        |
| <i>Polypedilum</i>   | 1.19            | 2.23          | 0.58          | 5.41            | 62.56        |

|                        |      |      |      |      |       |
|------------------------|------|------|------|------|-------|
| continuação            |      |      |      |      |       |
| <i>Aegla</i>           | 0.84 | 2.19 | 1.39 | 5.3  | 67.87 |
| <i>Simuliidae</i>      | 1.14 | 1.94 | 0.58 | 4.7  | 72.57 |
| <i>Microcyloepus</i>   | 0.49 | 1.47 | 3.87 | 3.56 | 76.13 |
| <i>Phanocerus</i>      | 0.52 | 0.92 | 0.58 | 2.24 | 78.37 |
| <i>Tanytarsus</i>      | 0.47 | 0.89 | 0.58 | 2.16 | 80.53 |
| <i>Lutrochus</i>       | 0.4  | 0.71 | 0.58 | 1.73 | 82.27 |
| <i>Djalmabatista</i>   | 0.55 | 0.71 | 0.58 | 1.73 | 84    |
| <i>Triplectides</i>    | 0.32 | 0.61 | 0.58 | 1.48 | 85.48 |
| <i>Cernotina</i>       | 0.32 | 0.61 | 0.58 | 1.48 | 86.95 |
| <i>Massartella</i>     | 0.56 | 0.61 | 0.58 | 1.48 | 88.43 |
| <i>Rheotanytarsus</i>  | 0.46 | 0.57 | 0.58 | 1.37 | 89.8  |
| <i>Ceratopogonidae</i> | 0.32 | 0.57 | 0.58 | 1.37 | 91.18 |

---

**Cana-de-açúcar: 35,54%**


---

| <b>Táxons</b>           | <b>Av.Abund</b> | <b>Av.Sim</b> | <b>Sim/SD</b> | <b>Contrib%</b> | <b>Cum.%</b> |
|-------------------------|-----------------|---------------|---------------|-----------------|--------------|
| <i>Ablabesmyia</i>      | 1.37            | 6.9           | 3.1           | 19.42           | 19.42        |
| <i>Ceratopogonidae</i>  | 0.78            | 3.61          | 2.14          | 10.15           | 29.58        |
| <i>Chironomus</i>       | 0.98            | 3.28          | 1.11          | 9.24            | 38.82        |
| <i>Parametriocnemus</i> | 1.27            | 3.23          | 1.03          | 9.08            | 47.9         |
| <i>Tanytarsus</i>       | 0.96            | 2.74          | 2.31          | 7.7             | 55.6         |
| <i>Rheotanytarsus</i>   | 0.86            | 2.68          | 1.82          | 7.53            | 63.13        |
| <i>Simuliidae</i>       | 1.01            | 1.94          | 0.82          | 5.46            | 68.59        |
| <i>Cryptochironomus</i> | 0.54            | 1.8           | 0.93          | 5.06            | 73.65        |
| <i>Clinotanypus</i>     | 0.42            | 1.05          | 1.07          | 2.96            | 76.61        |
| <i>Larsia</i>           | 0.53            | 1.03          | 0.96          | 2.91            | 79.52        |
| <i>Tipulidae</i>        | 0.38            | 0.89          | 0.59          | 2.51            | 82.02        |
| <i>Cricotopus</i>       | 0.69            | 0.71          | 0.5           | 2               | 84.02        |
| <i>Onconeura</i>        | 0.4             | 0.68          | 0.61          | 1.92            | 85.95        |
| <i>Polypedilum</i>      | 0.46            | 0.68          | 0.32          | 1.92            | 87.87        |
| <i>Thienemanniella</i>  | 0.34            | 0.64          | 0.62          | 1.81            | 89.68        |
| <i>Pentaneura</i>       | 0.28            | 0.46          | 0.61          | 1.31            | 90.99        |

---

**Pastagem: 45,50%**


---

| <b>Táxons</b>                | <b>Av.Abund</b> | <b>Av.Sim</b> | <b>Sim/SD</b> | <b>Contrib%</b> | <b>Cum.%</b> |
|------------------------------|-----------------|---------------|---------------|-----------------|--------------|
| <i>Simuliidae</i>            | 1.6             | 3.87          | 4.24          | 8.51            | 8.51         |
| <i>Americabaetis</i>         | 1.49            | 3.31          | 3.55          | 7.27            | 15.78        |
| <i>Tanytarsus</i>            | 1.61            | 3.06          | 1.99          | 6.73            | 22.51        |
| <i>Pentaneura</i>            | 1.02            | 2.01          | 3.26          | 4.43            | 26.94        |
| <i>Brechmorhoga</i>          | 1.06            | 1.91          | 1.1           | 4.19            | 31.13        |
| <i>Dugesia</i>               | 1.21            | 1.89          | 1.06          | 4.15            | 35.28        |
| <i>Parametriocnemus</i>      | 0.9             | 1.78          | 3.71          | 3.91            | 39.19        |
| <i>Callibaetis</i>           | 1.1             | 1.71          | 0.86          | 3.77            | 42.96        |
| <i>Rheotanytarsus</i>        | 0.96            | 1.54          | 1.95          | 3.38            | 46.33        |
| <i>Orthoclaadiinae_tipo1</i> | 0.98            | 1.46          | 1.43          | 3.2             | 49.53        |
| <i>Ablabesmyia</i>           | 0.83            | 1.45          | 2.39          | 3.19            | 52.72        |
| <i>Polypedilum</i>           | 0.98            | 1.39          | 0.94          | 3.05            | 55.77        |
| <i>Larsia</i>                | 0.62            | 1.34          | 2.62          | 2.94            | 58.71        |
| <i>Cricotopus</i>            | 0.88            | 1.24          | 1.76          | 2.72            | 61.43        |
| <i>Chironomus</i>            | 0.69            | 1.2           | 1.09          | 2.63            | 64.06        |
| <i>Argia</i>                 | 0.69            | 1.11          | 1.02          | 2.44            | 66.5         |
| <i>Berosus</i>               | 0.64            | 1.03          | 1.09          | 2.27            | 68.78        |
| <i>Oxyagrion</i>             | 0.74            | 1.02          | 0.89          | 2.23            | 71.01        |
| <i>Ceratopogonidae</i>       | 0.51            | 1.01          | 4.05          | 2.21            | 73.23        |

continuação

|                        |      |      |      |      |       |
|------------------------|------|------|------|------|-------|
| <i>Physa</i>           | 0.92 | 0.95 | 0.58 | 2.08 | 75.31 |
| <i>Labrundinia</i>     | 0.46 | 0.91 | 4.41 | 2.01 | 77.32 |
| <i>Hirudinea</i>       | 0.56 | 0.88 | 1.14 | 1.94 | 79.25 |
| <i>Onconeura</i>       | 0.52 | 0.79 | 1.11 | 1.74 | 80.99 |
| <i>Paratendipes</i>    | 0.5  | 0.7  | 1.03 | 1.53 | 82.52 |
| <i>Smicridea</i>       | 0.77 | 0.59 | 0.54 | 1.3  | 83.83 |
| <i>Tipulidae</i>       | 0.49 | 0.59 | 0.61 | 1.29 | 85.11 |
| <i>Clinotanypus</i>    | 0.36 | 0.53 | 1.12 | 1.15 | 86.27 |
| <i>Parachironomus</i>  | 0.53 | 0.49 | 0.61 | 1.07 | 87.33 |
| <i>Thienemanniella</i> | 0.37 | 0.41 | 0.55 | 0.9  | 88.23 |
| <i>Erythrodiplax</i>   | 0.52 | 0.37 | 0.57 | 0.81 | 89.04 |
| <i>Djalmabatista</i>   | 0.35 | 0.36 | 0.61 | 0.79 | 89.83 |
| <i>Biomphalaria</i>    | 0.54 | 0.35 | 0.32 | 0.78 | 90.61 |

**Eucalipto: 32,19%**

| <b>Táxons</b>           | <b>Av.Abund</b> | <b>Av.Sim</b> | <b>Sim/SD</b> | <b>Contrib%</b> | <b>Cum.%</b> |
|-------------------------|-----------------|---------------|---------------|-----------------|--------------|
| <i>Ceratopogonidae</i>  | 0.79            | 4.35          | 2.77          | 13.53           | 13.53        |
| <i>Tanytarsus</i>       | 1.09            | 4.22          | 3.01          | 13.11           | 26.64        |
| <i>Polypedilum</i>      | 0.5             | 2.77          | 3.4           | 8.6             | 35.24        |
| <i>Rheotanytarsus</i>   | 1.11            | 2.7           | 0.77          | 8.4             | 43.64        |
| <i>Stenochironomus</i>  | 0.42            | 2.22          | 6.5           | 6.89            | 50.53        |
| <i>Veliidae</i>         | 0.35            | 2.05          | 7.32          | 6.37            | 56.9         |
| <i>Oxystygma</i>        | 0.61            | 1.99          | 0.9           | 6.19            | 63.09        |
| <i>Tupiperla</i>        | 0.92            | 1.72          | 0.41          | 5.33            | 68.42        |
| <i>Smicridea</i>        | 0.81            | 1.35          | 0.41          | 4.2             | 72.62        |
| <i>Pentaneura</i>       | 0.5             | 1.29          | 0.8           | 4               | 76.62        |
| <i>Cryptochironomus</i> | 0.27            | 1.11          | 0.9           | 3.44            | 80.05        |
| <i>Americabaetis</i>    | 0.35            | 1.08          | 0.87          | 3.37            | 83.42        |
| <i>Dasythemis</i>       | 0.42            | 0.85          | 0.41          | 2.63            | 86.05        |
| <i>Phylloicus</i>       | 0.33            | 0.6           | 0.41          | 1.87            | 87.92        |
| <i>Caenis</i>           | 0.61            | 0.48          | 0.41          | 1.48            | 89.41        |
| <i>Parametriocnemus</i> | 0.37            | 0.46          | 0.41          | 1.41            | 90.82        |

**Anexo 3:** Resultado da Análise de Regressão Linear Múltipla para as métricas selecionadas.

|           | dens      | d_Tric    | d_Eph     | d_Plec    | d_Meg     | d_Odo     | d_Col      | d_Gas      |
|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|------------|------------|
| dens      | 0         | 0.0028394 | 8.32E-05  | 0.054213  | 0.08688   | 0.019623  | 0.0095325  | 0.99385    |
| d_Tric    | 0.53415   | 0         | 0.0003436 | 9.70E-05  | 0.0028879 | 0.69686   | 0.00041    | 0.37734    |
| d_Eph     | 0.66494   | 0.61902   | 0         | 0.042507  | 0.049857  | 0.0059432 | 0.012206   | 0.39705    |
| d_Plec    | 0.3612    | 0.66032   | 0.37917   | 0         | 0.048012  | 0.89424   | 0.0012647  | 0.16739    |
| d_Meg     | 0.32354   | 0.53337   | 0.36749   | 0.37029   | 0         | 0.8107    | 0.0045618  | 0.75003    |
| d_Odo     | 0.43088   | 0.075561  | 0.49827   | -0.025817 | 0.046499  | 0         | 0.78132    | 0.027178   |
| d_Col     | 0.47316   | 0.61274   | 0.45925   | 0.56941   | 0.51156   | 0.05388   | 0          | 0.68408    |
| d_Gas     | 0.0014964 | -0.17022  | 0.16339   | -0.26341  | 0.061826  | 0.41      | -0.078912  | 0          |
| d_Biv     | 0.13416   | -0.096542 | 0.21877   | -0.3767   | -0.1259   | 0.39204   | -0.31754   | 0.58018    |
| d_Dip     | 0.66552   | -0.039585 | 0.17153   | 0.013331  | -0.20052  | 0.24417   | 0.036283   | -0.14627   |
| d_Hem     | 0.41106   | 0.56003   | 0.61872   | 0.36332   | 0.35912   | 0.34335   | 0.4212     | -0.034009  |
| d_Lep     | -0.104    | 0.015261  | 0.1619    | -0.062541 | 0.2602    | 0.31666   | 0.099511   | 0.50837    |
| d_Turb    | 0.42381   | -0.038077 | 0.14635   | -0.20869  | -0.22404  | 0.5387    | -0.0040753 | 0.14736    |
| d_Hir     | 0.15642   | -0.055629 | 0.32838   | -0.32692  | -0.10994  | 0.61864   | -0.24355   | 0.56635    |
| d_Crus    | 0.024401  | 0.56167   | 0.26566   | 0.2167    | 0.52062   | -0.093662 | 0.41481    | -0.10236   |
| d_Dec     | -0.10089  | -0.044555 | -0.18259  | -0.02558  | 0.017888  | -0.15694  | 0.032423   | -0.22985   |
| d_Chi     | 0.65567   | 0.025977  | 0.2329    | 0.076214  | -0.12845  | 0.18942   | 0.046896   | -0.16385   |
| d_EPT     | 0.65139   | 0.92008   | 0.83126   | 0.6471    | 0.51997   | 0.25817   | 0.56647    | -0.020019  |
| d_EPT/Chi | 0.19414   | 0.77593   | 0.57266   | 0.56332   | 0.48287   | 0.20131   | 0.49327    | -0.0082321 |
| p_Tric    | 0.53745   | 0.99938   | 0.62237   | 0.66477   | 0.52582   | 0.075236  | 0.61499    | -0.17033   |
| p_Eph     | 0.66248   | 0.61506   | 0.99951   | 0.37866   | 0.3696    | 0.5079    | 0.46172    | 0.17275    |
| p_Plec    | 0.3612    | 0.66032   | 0.37917   | 1         | 0.37029   | -0.025817 | 0.56941    | -0.26341   |
| p_Meg     | 0.32354   | 0.53337   | 0.36749   | 0.37029   | 1         | 0.046499  | 0.51156    | 0.061826   |
| p_Odo     | 0.4471    | 0.088061  | 0.51511   | -0.04571  | 0.065211  | 0.99617   | 0.069196   | 0.42006    |
| p_Col     | 0.45193   | 0.61746   | 0.40936   | 0.57016   | 0.43995   | -0.013347 | 0.95498    | -0.20075   |
| p_Gas     | 0.0014964 | -0.17022  | 0.16339   | -0.26341  | 0.061826  | 0.41      | -0.078912  | 1          |
| p_Biv     | 0.13416   | -0.096542 | 0.21877   | -0.3767   | -0.1259   | 0.39204   | -0.31754   | 0.58018    |
| p_Dip     | 0.66172   | -0.043392 | 0.16176   | 0.011377  | -0.18639  | 0.20922   | 0.041677   | -0.15284   |
| p_Hem     | 0.41106   | 0.56003   | 0.61872   | 0.36332   | 0.35912   | 0.34335   | 0.4212     | -0.034009  |
| p_Lep     | -0.104    | 0.015261  | 0.1619    | -0.062541 | 0.2602    | 0.31666   | 0.099511   | 0.50837    |
| p_Turb    | 0.42381   | -0.038077 | 0.14635   | -0.20869  | -0.22404  | 0.5387    | -0.0040753 | 0.14736    |
| p_Hir     | 0.15642   | -0.055629 | 0.32838   | -0.32692  | -0.10994  | 0.61864   | -0.24355   | 0.56635    |
| p_Crus    | 0.024401  | 0.56167   | 0.26566   | 0.2167    | 0.52062   | -0.093662 | 0.41481    | -0.10236   |
| p_Chi     | 0.68097   | 0.14617   | 0.29788   | 0.13664   | -0.10221  | 0.22376   | 0.046342   | -0.16408   |
| p_EPT     | 0.59906   | 0.89184   | 0.79226   | 0.60083   | 0.49325   | 0.27267   | 0.53587    | -0.0044913 |
| r_o       | 0.44613   | 0.56686   | 0.59281   | 0.25663   | 0.51885   | 0.49709   | 0.51009    | 0.38493    |
| r_f       | 0.65573   | 0.74932   | 0.71117   | 0.59611   | 0.60094   | 0.30041   | 0.85259    | 0.031837   |
| r_t       | 0.78768   | 0.68264   | 0.70974   | 0.50627   | 0.52091   | 0.39351   | 0.76241    | -0.01516   |
| H_f       | 0.36774   | 0.66599   | 0.64554   | 0.53628   | 0.39409   | 0.38703   | 0.51763    | 0.11908    |
| D_f       | 0.17734   | 0.63336   | 0.48552   | 0.40572   | 0.43571   | 0.27155   | 0.58744    | 0.17021    |
| E_f       | -0.47389  | 0.057398  | -0.067036 | -0.046031 | 0.0021107 | -0.012825 | -0.039985  | 0.21211    |
| H_t       | 0.32733   | 0.44196   | 0.51879   | 0.39896   | 0.51326   | 0.27053   | 0.67514    | 0.20942    |
| H_t       | 0.13575   | 0.41017   | 0.34488   | 0.36645   | 0.27175   | 0.21118   | 0.61696    | 0.10795    |
| E_t       | -0.48818  | -0.07719  | -0.15921  | -0.026411 | -0.039501 | -0.14034  | 0.13452    | 0.1227     |
| BMWP      | 0.61288   | 0.7621    | 0.66305   | 0.63444   | 0.62922   | 0.24235   | 0.85559    | -0.065662  |
| shr       | 0.27557   | 0.67645   | 0.33681   | 0.72769   | 0.54801   | -0.061609 | 0.56817    | -0.18088   |
| col       | 0.85839   | 0.4058    | 0.60593   | 0.2922    | 0.2434    | 0.33448   | 0.37222    | -0.06801   |
| filt      | 0.62558   | 0.74327   | 0.39691   | 0.34844   | 0.31457   | 0.14673   | 0.42249    | -0.12098   |
| scr       | 0.39043   | 0.44887   | 0.52521   | 0.30532   | 0.43838   | 0.34917   | 0.504      | 0.46334    |

|             |         |        |         |          |          |         |         |         |
|-------------|---------|--------|---------|----------|----------|---------|---------|---------|
| <b>pred</b> | 0.69279 | 0.1645 | 0.55302 | 0.040396 | 0.091119 | 0.66856 | 0.27105 | 0.23021 |
|-------------|---------|--------|---------|----------|----------|---------|---------|---------|

Continuação

|                  | <b>d_Biv</b> | <b>d_Dip</b> | <b>d_Hem</b> | <b>d_Lep</b> | <b>d_Turb</b> | <b>d_Hir</b> | <b>d_Crus</b> | <b>d_Chi</b> |
|------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|---------------|--------------|---------------|--------------|
| <b>dens</b>      | 0.48777      | 8.16E-05     | 0.026746     | 0.59135      | 0.021957      | 0.41778      | 0.90002       | 0.0001129    |
| <b>d_Tric</b>    | 0.61835      | 0.83845      | 0.0015818    | 0.93737      | 0.84453       | 0.77441      | 0.0015217     | 0.89359      |
| <b>d_Eph</b>     | 0.25422      | 0.37361      | 0.0003466    | 0.40144      | 0.44873       | 0.082005     | 0.16365       | 0.22404      |
| <b>d_Plec</b>    | 0.043984     | 0.94528      | 0.052716     | 0.74723      | 0.27729       | 0.083448     | 0.25885       | 0.69436      |
| <b>d_Meg</b>     | 0.51521      | 0.29696      | 0.055721     | 0.17282      | 0.24267       | 0.5702       | 0.0037867     | 0.50665      |
| <b>d_Odo</b>     | 0.035436     | 0.20178      | 0.068223     | 0.094199     | 0.0025701     | 0.0003473    | 0.62891       | 0.32505      |
| <b>d_Col</b>     | 0.093237     | 0.85177      | 0.022878     | 0.60754      | 0.98326       | 0.20296      | 0.025258      | 0.80911      |
| <b>d_Gas</b>     | 0.0009699    | 0.44897      | 0.86097      | 0.0048658    | 0.44557       | 0.0013612    | 0.59726       | 0.3957       |
| <b>d_Biv</b>     | 0            | 0.89919      | 0.95212      | 0.11415      | 0.0090137     | 0.0009659    | 0.26247       | 0.92599      |
| <b>d_Dip</b>     | 0.024602     | 0            | 0.72674      | 0.1269       | 0.018577      | 0.46423      | 0.03828       | 3.15E-17     |
| <b>d_Hem</b>     | 0.011662     | -0.067801    | 0            | 0.14649      | 0.7225        | 0.8211       | 0.11098       | 0.98356      |
| <b>d_Lep</b>     | 0.29976      | -0.29008     | 0.27651      | 0            | 0.74187       | 0.11256      | 0.049911      | 0.15361      |
| <b>d_Turb</b>    | 0.47623      | 0.43427      | -0.068897    | -0.063913    | 0             | 0.0076609    | 0.06829       | 0.108        |
| <b>d_Hir</b>     | 0.58034      | 0.14145      | -0.043901    | 0.30102      | 0.48501       | 0            | 0.62442       | 0.41328      |
| <b>d_Crus</b>    | -0.2151      | -0.38663     | 0.30229      | 0.36741      | -0.34327      | -0.094883    | 0             | 0.070999     |
| <b>d_Dec</b>     | -0.28217     | 0.082104     | 0.054244     | -0.037167    | 0.073854      | -0.22992     | 0.17479       | 0.79081      |
| <b>d_Chi</b>     | -0.018042    | 0.96502      | 0.004003     | -0.27191     | 0.30472       | 0.15791      | -0.34015      | 0            |
| <b>d_EPT</b>     | 0.047084     | 0.038926     | 0.62087      | 0.062823     | 0.023535      | 0.11191      | 0.41549       | 0.1153       |
| <b>d_EPT/Chi</b> | -0.023952    | -0.45726     | 0.53103      | 0.16262      | -0.034866     | 0.012352     | 0.54217       | -0.43952     |
| <b>p_Tric</b>    | -0.096602    | -0.033916    | 0.55673      | 0.007399     | -0.038101     | -0.055663    | 0.56407       | 0.031687     |
| <b>p_Eph</b>     | 0.21877      | 0.16907      | 0.62648      | 0.1619       | 0.14635       | 0.32838      | 0.25694       | 0.22994      |
| <b>p_Plec</b>    | -0.3767      | 0.013331     | 0.36332      | -0.062541    | -0.20869      | -0.32692     | 0.2167        | 0.076214     |
| <b>p_Meg</b>     | -0.1259      | -0.20052     | 0.35912      | 0.2602       | -0.22404      | -0.10994     | 0.52062       | -0.12845     |
| <b>p_Odo</b>     | 0.40283      | 0.24266      | 0.34756      | 0.32446      | 0.53864       | 0.61857      | -0.073874     | 0.19112      |
| <b>p_Col</b>     | -0.30932     | 0.064914     | 0.36905      | 0.13812      | 0.03202       | -0.24355     | 0.48176       | 0.076021     |
| <b>p_Gas</b>     | 0.58018      | -0.14627     | -0.034009    | 0.50837      | 0.14736       | 0.56635      | -0.10236      | -0.16385     |
| <b>p_Biv</b>     | 1            | 0.024602     | 0.011662     | 0.29976      | 0.47623       | 0.58034      | -0.2151       | -0.018042    |
| <b>p_Dip</b>     | 0.028189     | 0.99494      | -0.077324    | -0.31438     | 0.42451       | 0.12073      | -0.39911      | 0.96226      |
| <b>p_Hem</b>     | 0.011662     | -0.067801    | 1            | 0.27651      | -0.068897     | -0.043901    | 0.30229       | 0.004003     |
| <b>p_Lep</b>     | 0.29976      | -0.29008     | 0.27651      | 1            | -0.063913     | 0.30102      | 0.36741       | -0.27191     |
| <b>p_Turb</b>    | 0.47623      | 0.43427      | -0.068897    | -0.063913    | 1             | 0.48501      | -0.34327      | 0.30472      |
| <b>p_Hir</b>     | 0.58034      | 0.14145      | -0.043901    | 0.30102      | 0.48501       | 1            | -0.094883     | 0.15791      |
| <b>p_Crus</b>    | -0.2151      | -0.38663     | 0.30229      | 0.36741      | -0.34327      | -0.094883    | 1             | -0.34015     |
| <b>p_Chi</b>     | 0.04303      | 0.93156      | 0.034447     | -0.25345     | 0.32549       | 0.18511      | -0.30309      | 0.95277      |
| <b>p_EPT</b>     | -0.014605    | -0.019961    | 0.60237      | 0.10186      | -0.034294     | 0.1344       | 0.48142       | 0.052242     |
| <b>r_o</b>       | 0.25428      | -0.004789    | 0.54264      | 0.61789      | 0.29012       | 0.38561      | 0.45362       | 0.013107     |
| <b>r_f</b>       | -0.096888    | 0.088533     | 0.57038      | 0.24464      | 0.10019       | -0.034469    | 0.52482       | 0.098397     |
| <b>r_t</b>       | -0.055964    | 0.28835      | 0.52346      | 0.18572      | 0.21625       | 0.10802      | 0.39457       | 0.31177      |
| <b>H_f</b>       | 0.16758      | -0.23362     | 0.55734      | 0.3554       | 0.15577       | 0.11912      | 0.41894       | -0.26678     |
| <b>D_f</b>       | 0.082992     | -0.4335      | 0.51689      | 0.46331      | 0.0049382     | 0.066233     | 0.63819       | -0.47143     |
| <b>E_f</b>       | 0.17779      | -0.77488     | 0.10458      | 0.34803      | -0.15831      | 0.12311      | 0.3236        | -0.81724     |
| <b>H_t</b>       | -0.062704    | -0.076229    | 0.39683      | 0.46265      | -0.09585      | 0.1916       | 0.42042       | -0.035872    |
| <b>H_t</b>       | -0.15093     | -0.13797     | 0.39164      | 0.50619      | -0.095592     | 0.131        | 0.44629       | -0.13575     |
| <b>E_t</b>       | -0.10202     | -0.49261     | 0.0090067    | 0.43699      | -0.30123      | 0.064362     | 0.26579       | -0.4803      |

|             |           |           |         |           |          |           |           |           |
|-------------|-----------|-----------|---------|-----------|----------|-----------|-----------|-----------|
| <b>BMWP</b> | -0.21489  | 0.048774  | 0.55899 | 0.19644   | 0.021208 | -0.12762  | 0.55286   | 0.068974  |
| <b>shr</b>  | -0.32479  | -0.12181  | 0.45444 | 0.12218   | -0.2774  | -0.29998  | 0.60706   | -0.077    |
| <b>col</b>  | 0.0068107 | 0.73665   | 0.2933  | -0.2224   | 0.24684  | 0.16619   | -0.10326  | 0.80475   |
| <b>filt</b> | 0.13318   | 0.18164   | 0.35792 | -0.061226 | 0.26383  | -0.045428 | 0.31563   | 0.099755  |
| <b>scr</b>  | 0.32114   | -0.064184 | 0.40238 | 0.65224   | 0.0929   | 0.31932   | 0.40077   | -0.042367 |
| <b>pred</b> | 0.31133   | 0.52298   | 0.29778 | 0.16221   | 0.51229  | 0.43078   | -0.054935 | 0.45669   |

Continuação

|                  | <b>d_EPT</b> | <b>d_EPT/Chi</b> | <b>p_Tric</b> | <b>p_Eph</b> | <b>p_Plec</b> | <b>p_Meg</b> | <b>p_Odo</b> | <b>p_Col</b> |
|------------------|--------------|------------------|---------------|--------------|---------------|--------------|--------------|--------------|
| <b>dens</b>      | 0.0001296    | 0.31292          | 0.0026419     | 9.03E-05     | 0.054213      | 0.08688      | 0.015028     | 0.013848     |
| <b>d_Tric</b>    | 1.68E-12     | 7.59E-07         | 9.03E-41      | 0.0003844    | 9.70E-05      | 0.0028879    | 0.64965      | 0.0003592    |
| <b>d_Eph</b>     | 2.35E-08     | 0.0011683        | 0.0003121     | 3.99E-42     | 0.042507      | 0.049857     | 0.0042432    | 0.027443     |
| <b>d_Plec</b>    | 0.0001484    | 0.0014634        | 8.37E-05      | 0.042805     | 0             | 0.048012     | 0.81386      | 0.0012417    |
| <b>d_Meg</b>     | 0.0038383    | 0.0079733        | 0.0033947     | 0.048458     | 0.048012      | 0            | 0.73681      | 0.016929     |
| <b>d_Odo</b>     | 0.17631      | 0.29503          | 0.6981        | 0.0049123    | 0.89424       | 0.8107       | 4.04E-30     | 0.94522      |
| <b>d_Col</b>     | 0.0013573    | 0.0065475        | 0.0003851     | 0.011691     | 0.0012647     | 0.0045618    | 0.72134      | 8.95E-16     |
| <b>d_Gas</b>     | 0.9179       | 0.96619          | 0.37704       | 0.37018      | 0.16739       | 0.75003      | 0.023286     | 0.2964       |
| <b>d_Biv</b>     | 0.80836      | 0.90185          | 0.61813       | 0.25422      | 0.043984      | 0.51521      | 0.030265     | 0.10251      |
| <b>d_Dip</b>     | 0.84111      | 0.012637         | 0.86135       | 0.38062      | 0.94528       | 0.29696      | 0.20467      | 0.73796      |
| <b>d_Hem</b>     | 0.0003259    | 0.0030375        | 0.0017087     | 0.0002771    | 0.052716      | 0.055721     | 0.064686     | 0.048822     |
| <b>d_Lep</b>     | 0.74613      | 0.39931          | 0.96961       | 0.40144      | 0.74723       | 0.17282      | 0.085935     | 0.4749       |
| <b>d_Turb</b>    | 0.90355      | 0.8575           | 0.84443       | 0.44873      | 0.27729       | 0.24267      | 0.0025738    | 0.86903      |
| <b>d_Hir</b>     | 0.56328      | 0.9493           | 0.77427       | 0.082005     | 0.083448      | 0.5702       | 0.0003481    | 0.20296      |
| <b>d_Crus</b>    | 0.024993     | 0.00238          | 0.0014377     | 0.17845      | 0.25885       | 0.0037867    | 0.70332      | 0.0081402    |
| <b>d_Dec</b>     | 0.45922      | 0.86482          | 0.81837       | 0.34313      | 0.89521       | 0.92662      | 0.32396      | 0.70854      |
| <b>d_Chi</b>     | 0.55145      | 0.017051         | 0.87038       | 0.23015      | 0.69436       | 0.50665      | 0.32064      | 0.6951       |
| <b>d_EPT</b>     | 0            | 1.43E-06         | 1.30E-12      | 2.62E-08     | 0.0001484     | 0.0038383    | 0.15548      | 0.0028555    |
| <b>d_EPT/Chi</b> | 0.7638       | 0                | 8.67E-07      | 0.0011404    | 0.0014634     | 0.0079733    | 0.29751      | 0.01008      |
| <b>p_Tric</b>    | 0.92164      | 0.77344          | 0             | 0.0003471    | 8.37E-05      | 0.0033947    | 0.65083      | 0.000337     |
| <b>p_Eph</b>     | 0.82978      | 0.57365          | 0.61866       | 0            | 0.042805      | 0.048458     | 0.0035095    | 0.029338     |
| <b>p_Plec</b>    | 0.6471       | 0.56332          | 0.66477       | 0.37866      | 0             | 0.048012     | 0.81386      | 0.0012417    |
| <b>p_Meg</b>     | 0.51997      | 0.48287          | 0.52582       | 0.3696       | 0.37029       | 0            | 0.73681      | 0.016929     |
| <b>p_Odo</b>     | 0.27072      | 0.2003           | 0.087744      | 0.52424      | -0.04571      | 0.065211     | 0            | 0.9868       |
| <b>p_Col</b>     | 0.53389      | 0.47007          | 0.6197        | 0.40492      | 0.57016       | 0.43995      | 0.0032127    | 0            |
| <b>p_Gas</b>     | -0.020019    | -0.0082321       | -0.17033      | 0.17275      | -0.26341      | 0.061826     | 0.42006      | -0.20075     |
| <b>p_Biv</b>     | 0.047084     | -0.023952        | -0.096602     | 0.21877      | -0.3767       | -0.1259      | 0.40283      | -0.30932     |
| <b>p_Dip</b>     | 0.036029     | -0.45983         | -0.038442     | 0.15878      | 0.011377      | -0.18639     | 0.20821      | 0.070454     |
| <b>p_Hem</b>     | 0.62087      | 0.53103          | 0.55673       | 0.62648      | 0.36332       | 0.35912      | 0.34756      | 0.36905      |
| <b>p_Lep</b>     | 0.062823     | 0.16262          | 0.007399      | 0.1619       | -0.062541     | 0.2602       | 0.32446      | 0.13812      |
| <b>p_Turb</b>    | 0.023535     | -0.034866        | -0.038101     | 0.14635      | -0.20869      | -0.22404     | 0.53864      | 0.03202      |
| <b>p_Hir</b>     | 0.11191      | 0.012352         | -0.055663     | 0.32838      | -0.32692      | -0.10994     | 0.61857      | -0.24355     |
| <b>p_Crus</b>    | 0.41549      | 0.54217          | 0.56407       | 0.25694      | 0.2167        | 0.52062      | -0.073874    | 0.48176      |
| <b>p_Chi</b>     | 0.21315      | -0.36055         | 0.15159       | 0.29368      | 0.13664       | -0.10221     | 0.22669      | 0.074518     |
| <b>p_EPT</b>     | 0.97264      | 0.75339          | 0.89338       | 0.79053      | 0.60083       | 0.49325      | 0.28621      | 0.49883      |
| <b>r_o</b>       | 0.57684      | 0.53977          | 0.5586        | 0.59281      | 0.25663       | 0.51885      | 0.4998       | 0.49872      |
| <b>r_f</b>       | 0.77146      | 0.6258           | 0.75301       | 0.70993      | 0.59611       | 0.60094      | 0.32025      | 0.8516       |
| <b>r_t</b>       | 0.73376      | 0.48441          | 0.68591       | 0.70555      | 0.50627       | 0.52091      | 0.41468      | 0.78983      |
| <b>H_f</b>       | 0.71805      | 0.80579          | 0.66641       | 0.64554      | 0.53628       | 0.39409      | 0.38028      | 0.51472      |
| <b>D_f</b>       | 0.61222      | 0.8204           | 0.63474       | 0.48601      | 0.40572       | 0.43571      | 0.27965      | 0.57954      |
| <b>E_f</b>       | 0.021927     | 0.43287          | 0.056938      | -0.064572    | -0.046031     | 0.0021107    | -0.02762     | -0.055782    |
| <b>H_t</b>       | 0.49505      | 0.41431          | 0.44223       | 0.51879      | 0.39896       | 0.51326      | 0.29014      | 0.65604      |

|             |          |          |           |          |           |           |           |         |
|-------------|----------|----------|-----------|----------|-----------|-----------|-----------|---------|
| <b>H_t</b>  | 0.38517  | 0.38886  | 0.41179   | 0.3466   | 0.36645   | 0.27175   | 0.21756   | 0.62239 |
| <b>E_t</b>  | -0.13846 | 0.038187 | -0.077733 | -0.15675 | -0.026411 | -0.039501 | -0.13613  | 0.14538 |
| <b>BMWP</b> | 0.75816  | 0.63866  | 0.76431   | 0.66083  | 0.63444   | 0.62922   | 0.26353   | 0.86004 |
| <b>shr</b>  | 0.58693  | 0.61368  | 0.67811   | 0.33383  | 0.72769   | 0.54801   | -0.076971 | 0.59645 |
| <b>col</b>  | 0.55107  | 0.032188 | 0.41094   | 0.60593  | 0.2922    | 0.2434    | 0.34867   | 0.33198 |
| <b>filt</b> | 0.64807  | 0.52545  | 0.74074   | 0.39095  | 0.34844   | 0.31457   | 0.15305   | 0.44362 |
| <b>scr</b>  | 0.49711  | 0.41007  | 0.4503    | 0.52318  | 0.30532   | 0.43838   | 0.37352   | 0.53705 |
| <b>pred</b> | 0.30852  | 0.057562 | 0.16906   | 0.55647  | 0.040396  | 0.091119  | 0.68291   | 0.24463 |

Continuação

|                  | <b>p_Gas</b> | <b>p_Biv</b> | <b>p_Dip</b> | <b>p_Hem</b> | <b>p_Lep</b> | <b>p_Turb</b> | <b>p_Hir</b> | <b>p_Crus</b> |
|------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|---------------|--------------|---------------|
| <b>dens</b>      | 0.99385      | 0.48777      | 9.26E-05     | 0.026746     | 0.59135      | 0.021957      | 0.41778      | 0.90002       |
| <b>d_Tric</b>    | 0.37734      | 0.61835      | 0.82315      | 0.0015818    | 0.93737      | 0.84453       | 0.77441      | 0.0015217     |
| <b>d_Eph</b>     | 0.39705      | 0.25422      | 0.40186      | 0.0003466    | 0.40144      | 0.44873       | 0.082005     | 0.16365       |
| <b>d_Plec</b>    | 0.16739      | 0.043984     | 0.95329      | 0.052716     | 0.74723      | 0.27729       | 0.083448     | 0.25885       |
| <b>d_Meg</b>     | 0.75003      | 0.51521      | 0.333        | 0.055721     | 0.17282      | 0.24267       | 0.5702       | 0.0037867     |
| <b>d_Odo</b>     | 0.027178     | 0.035436     | 0.27604      | 0.068223     | 0.094199     | 0.0025701     | 0.0003473    | 0.62891       |
| <b>d_Col</b>     | 0.68408      | 0.093237     | 0.83003      | 0.022878     | 0.60754      | 0.98326       | 0.20296      | 0.025258      |
| <b>d_Gas</b>     | 0            | 0.0009699    | 0.42863      | 0.86097      | 0.0048658    | 0.44557       | 0.0013612    | 0.59726       |
| <b>d_Biv</b>     | 0.0009699    | 0            | 0.88459      | 0.95212      | 0.11415      | 0.0090137     | 0.0009659    | 0.26247       |
| <b>d_Dip</b>     | 0.44897      | 0.89919      | 1.74E-28     | 0.72674      | 0.1269       | 0.018577      | 0.46423      | 0.03828       |
| <b>d_Hem</b>     | 0.86097      | 0.95212      | 0.69013      | 0            | 0.14649      | 0.7225        | 0.8211       | 0.11098       |
| <b>d_Lep</b>     | 0.0048658    | 0.11415      | 0.096729     | 0.14649      | 0            | 0.74187       | 0.11256      | 0.049911      |
| <b>d_Turb</b>    | 0.44557      | 0.0090137    | 0.021717     | 0.7225       | 0.74187      | 0             | 0.0076609    | 0.06829       |
| <b>d_Hir</b>     | 0.0013612    | 0.0009659    | 0.53273      | 0.8211       | 0.11256      | 0.0076609     | 0            | 0.62442       |
| <b>d_Crus</b>    | 0.59726      | 0.26247      | 0.031972     | 0.11098      | 0.049911     | 0.06829       | 0.62442      | 0             |
| <b>d_Dec</b>     | 0.23034      | 0.13807      | 0.66844      | 0.77988      | 0.8482       | 0.7034        | 0.2302       | 0.36448       |
| <b>d_Chi</b>     | 0.3957       | 0.92599      | 8.65E-17     | 0.98356      | 0.15361      | 0.108         | 0.41328      | 0.070999      |
| <b>d_EPT</b>     | 0.9179       | 0.80836      | 0.8528       | 0.0003259    | 0.74613      | 0.90355       | 0.56328      | 0.024993      |
| <b>d_EPT/Chi</b> | 0.96619      | 0.90185      | 0.012084     | 0.0030375    | 0.39931      | 0.8575        | 0.9493       | 0.00238       |
| <b>p_Tric</b>    | 0.37704      | 0.61813      | 0.84306      | 0.0017087    | 0.96961      | 0.84443       | 0.77427      | 0.0014377     |
| <b>p_Eph</b>     | 0.37018      | 0.25422      | 0.41068      | 0.0002771    | 0.40144      | 0.44873       | 0.082005     | 0.17845       |
| <b>p_Plec</b>    | 0.16739      | 0.043984     | 0.95329      | 0.052716     | 0.74723      | 0.27729       | 0.083448     | 0.25885       |
| <b>p_Meg</b>     | 0.75003      | 0.51521      | 0.333        | 0.055721     | 0.17282      | 0.24267       | 0.5702       | 0.0037867     |
| <b>p_Odo</b>     | 0.023286     | 0.030265     | 0.27844      | 0.064686     | 0.085935     | 0.0025738     | 0.0003481    | 0.70332       |
| <b>p_Col</b>     | 0.2964       | 0.10251      | 0.71648      | 0.048822     | 0.4749       | 0.86903       | 0.20296      | 0.0081402     |
| <b>p_Gas</b>     | 0            | 0.0009699    | 0.42863      | 0.86097      | 0.0048658    | 0.44557       | 0.0013612    | 0.59726       |
| <b>p_Biv</b>     | 0.58018      | 0            | 0.88459      | 0.95212      | 0.11415      | 0.0090137     | 0.0009659    | 0.26247       |
| <b>p_Dip</b>     | -0.15284     | 0.028189     | 0            | 0.69013      | 0.096729     | 0.021717      | 0.53273      | 0.031972      |
| <b>p_Hem</b>     | -0.034009    | 0.011662     | -0.077324    | 0            | 0.14649      | 0.7225        | 0.8211       | 0.11098       |
| <b>p_Lep</b>     | 0.50837      | 0.29976      | -0.31438     | 0.27651      | 0            | 0.74187       | 0.11256      | 0.049911      |
| <b>p_Turb</b>    | 0.14736      | 0.47623      | 0.42451      | -0.068897    | -0.063913    | 0             | 0.0076609    | 0.06829       |
| <b>p_Hir</b>     | 0.56635      | 0.58034      | 0.12073      | -0.043901    | 0.30102      | 0.48501       | 0            | 0.62442       |
| <b>p_Crus</b>    | -0.10236     | -0.2151      | -0.39911     | 0.30229      | 0.36741      | -0.34327      | -0.094883    | 0             |
| <b>p_Chi</b>     | -0.16408     | 0.04303      | 0.91981      | 0.034447     | -0.25345     | 0.32549       | 0.18511      | -0.30309      |
| <b>p_EPT</b>     | -0.0044913   | -0.014605    | -0.031951    | 0.60237      | 0.10186      | -0.034294     | 0.1344       | 0.48142       |
| <b>r_o</b>       | 0.38493      | 0.25428      | -0.024067    | 0.54264      | 0.61789      | 0.29012       | 0.38561      | 0.45362       |
| <b>r_f</b>       | 0.031837     | -0.096888    | 0.085141     | 0.57038      | 0.24464      | 0.10019       | -0.034469    | 0.52482       |
| <b>r_t</b>       | -0.01516     | -0.055964    | 0.27731      | 0.52346      | 0.18572      | 0.21625       | 0.10802      | 0.39457       |

|      |           |           |           |           |           |           |           |           |
|------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| H_f  | 0.11908   | 0.16758   | -0.2506   | 0.55734   | 0.3554    | 0.15577   | 0.11912   | 0.41894   |
| D_f  | 0.17021   | 0.082992  | -0.4466   | 0.51689   | 0.46331   | 0.0049382 | 0.066233  | 0.63819   |
| E_f  | 0.21211   | 0.17779   | -0.78649  | 0.10458   | 0.34803   | -0.15831  | 0.12311   | 0.3236    |
| H_t  | 0.20942   | -0.062704 | -0.076616 | 0.39683   | 0.46265   | -0.09585  | 0.1916    | 0.42042   |
| H_t  | 0.10795   | -0.15093  | -0.16925  | 0.39164   | 0.50619   | -0.095592 | 0.131     | 0.44629   |
| E_t  | 0.1227    | -0.10202  | -0.51319  | 0.0090067 | 0.43699   | -0.30123  | 0.064362  | 0.26579   |
| BMWP | -0.065662 | -0.21489  | 0.041843  | 0.55899   | 0.19644   | 0.021208  | -0.12762  | 0.55286   |
| shr  | -0.18088  | -0.32479  | -0.097176 | 0.45444   | 0.12218   | -0.2774   | -0.29998  | 0.60706   |
| col  | -0.06801  | 0.0068107 | 0.74153   | 0.2933    | -0.2224   | 0.24684   | 0.16619   | -0.10326  |
| filt | -0.12098  | 0.13318   | 0.17883   | 0.35792   | -0.061226 | 0.26383   | -0.045428 | 0.31563   |
| scr  | 0.46334   | 0.32114   | -0.082105 | 0.40238   | 0.65224   | 0.0929    | 0.31932   | 0.40077   |
| pred | 0.23021   | 0.31133   | 0.49617   | 0.29778   | 0.16221   | 0.51229   | 0.43078   | -0.054935 |

Continuação

|           | p_Dec    | p_Chi    | p_EPT     | r_o       | r_f       | r_t       | H_f       | D_f       |
|-----------|----------|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| dens      | 0.52221  | 4.79E-05 | 0.0005954 | 0.015276  | 0.0001127 | 3.96E-07  | 0.049692  | 0.35741   |
| d_Tric    | 0.81363  | 0.4493   | 8.43E-11  | 0.0013447 | 2.91E-06  | 4.51E-05  | 8.03E-05  | 0.0002261 |
| d_Eph     | 0.28861  | 0.11655  | 3.04E-07  | 0.0007021 | 1.53E-05  | 1.62E-05  | 0.0001558 | 0.0075873 |
| d_Plec    | 0.91988  | 0.47969  | 0.0005679 | 0.179     | 0.0006438 | 0.0050751 | 0.0027107 | 0.028986  |
| d_Meg     | 0.98601  | 0.59779  | 0.0065508 | 0.0039282 | 0.0005663 | 0.0037633 | 0.034398  | 0.018147  |
| d_Odo     | 0.36725  | 0.24327  | 0.15241   | 0.0060818 | 0.11333   | 0.03469   | 0.038066  | 0.15417   |
| d_Col     | 0.94563  | 0.81133  | 0.0027349 | 0.0047004 | 4.33E-09  | 1.53E-06  | 0.0040287 | 0.0008068 |
| d_Gas     | 0.23045  | 0.39505  | 0.98155   | 0.039215  | 0.86977   | 0.93779   | 0.53837   | 0.37736   |
| d_Biv     | 0.13817  | 0.8246   | 0.94006   | 0.18315   | 0.61708   | 0.77308   | 0.3849    | 0.66865   |
| d_Dip     | 0.76061  | 2.23E-13 | 0.91814   | 0.98033   | 0.64789   | 0.12928   | 0.22258   | 0.018812  |
| d_Hem     | 0.84706  | 0.8592   | 0.0005449 | 0.0023554 | 0.0012352 | 0.0035677 | 0.0016846 | 0.0040913 |
| d_Lep     | 0.78448  | 0.18463  | 0.59905   | 0.0003548 | 0.20089   | 0.33477   | 0.058493  | 0.011369  |
| d_Turb    | 0.75762  | 0.084889 | 0.85982   | 0.12684   | 0.60506   | 0.25986   | 0.41972   | 0.97972   |
| d_Hir     | 0.23032  | 0.33639  | 0.48698   | 0.038838  | 0.85911   | 0.577     | 0.53825   | 0.73283   |
| d_Crus    | 0.43442  | 0.10998  | 0.0081913 | 0.013454  | 0.0034669 | 0.03416   | 0.023696  | 0.0001954 |
| d_Dec     | 4.26E-26 | 0.78086  | 0.47414   | 0.44658   | 0.9621    | 0.64831   | 0.7962    | 0.8564    |
| d_Chi     | 0.8974   | 1.69E-15 | 0.78782   | 0.9462    | 0.61159   | 0.099681  | 0.16182   | 0.0098357 |
| d_EPT     | 0.45383  | 0.26693  | 1.20E-18  | 0.0010542 | 9.63E-07  | 5.92E-06  | 1.16E-05  | 0.0004161 |
| d_EPT/Chi | 0.94003  | 0.054679 | 2.39E-06  | 0.0025101 | 0.0002826 | 0.0077474 | 1.33E-07  | 5.09E-08  |
| p_Tric    | 0.81352  | 0.43247  | 7.01E-11  | 0.0016358 | 2.44E-06  | 4.01E-05  | 7.92E-05  | 0.0002169 |
| p_Eph     | 0.28861  | 0.12204  | 3.36E-07  | 0.0007021 | 1.61E-05  | 1.91E-05  | 0.0001558 | 0.0075173 |
| p_Plec    | 0.91988  | 0.47969  | 0.0005679 | 0.179     | 0.0006438 | 0.0050751 | 0.0027107 | 0.028986  |
| p_Meg     | 0.98601  | 0.59779  | 0.0065508 | 0.0039282 | 0.0005663 | 0.0037633 | 0.034398  | 0.018147  |
| p_Odo     | 0.26221  | 0.23698  | 0.13228   | 0.0057679 | 0.09033   | 0.025306  | 0.041855  | 0.14177   |
| p_Col     | 0.79043  | 0.70085  | 0.0058791 | 0.0058914 | 4.71E-09  | 3.50E-07  | 0.0042778 | 0.0009855 |
| p_Gas     | 0.23045  | 0.39505  | 0.98155   | 0.039215  | 0.86977   | 0.93779   | 0.53837   | 0.37736   |
| p_Biv     | 0.13817  | 0.8246   | 0.94006   | 0.18315   | 0.61708   | 0.77308   | 0.3849    | 0.66865   |
| p_Dip     | 0.75806  | 1.76E-12 | 0.86931   | 0.90138   | 0.66057   | 0.14527   | 0.1898    | 0.015157  |
| p_Hem     | 0.84706  | 0.8592   | 0.0005449 | 0.0023554 | 0.0012352 | 0.0035677 | 0.0016846 | 0.0040913 |
| p_Lep     | 0.78448  | 0.18463  | 0.59905   | 0.0003548 | 0.20089   | 0.33477   | 0.058493  | 0.011369  |
| p_Turb    | 0.75762  | 0.084889 | 0.85982   | 0.12684   | 0.60506   | 0.25986   | 0.41972   | 0.97972   |
| p_Hir     | 0.23032  | 0.33639  | 0.48698   | 0.038838  | 0.85911   | 0.577     | 0.53825   | 0.73283   |
| p_Crus    | 0.43442  | 0.10998  | 0.0081913 | 0.013454  | 0.0034669 | 0.03416   | 0.023696  | 0.0001954 |
| p_Chi     | -0.07314 | 0        | 0.44147   | 0.71516   | 0.42782   | 0.066702  | 0.50317   | 0.048548  |

|              |           |           |           |           |           |           |           |           |  |  |
|--------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|--|--|
| <b>p_EPT</b> | -0.14024  | 0.14867   | 0         | 0.0021012 | 3.64E-06  | 1.85E-05  | 9.00E-06  | 0.0002231 |  |  |
| <b>r_o</b>   | 0.13312   | 0.070796  | 0.54773   | 0         | 4.19E-05  | 0.0001423 | 0.0001614 | 0.0002886 |  |  |
| <b>r_f</b>   | -0.016367 | 0.15311   | 0.74451   | 0.68466   | 0         | 2.99E-12  | 9.19E-06  | 2.90E-05  |  |  |
| <b>r_t</b>   | -0.11763  | 0.34514   | 0.70632   | 0.64842   | 0.91647   | 0         | 0.0006326 | 0.0023914 |  |  |
| <b>H_f</b>   | -0.028347 | -0.12949  | 0.72405   | 0.64441   | 0.72357   | 0.59678   | 0         | 2.31E-08  |  |  |
| <b>D_f</b>   | -0.030608 | -0.36947  | 0.63381   | 0.62509   | 0.6947    | 0.54196   | 0.83148   | 0         |  |  |
| <b>E_f</b>   | -0.026434 | -0.73721  | 0.07861   | 0.12275   | -0.0582   | -0.19667  | 0.37908   | 0.60296   |  |  |
| <b>H_t</b>   | -0.37359  | 0.034798  | 0.48788   | 0.56784   | 0.70262   | 0.70218   | 0.52369   | 0.61992   |  |  |
| <b>H_t</b>   | -0.16003  | -0.028864 | 0.43222   | 0.5423    | 0.59484   | 0.55886   | 0.5628    | 0.66519   |  |  |
| <b>E_t</b>   | -0.1746   | -0.40054  | -0.064564 | 0.089478  | 0.0054254 | -0.099815 | 0.10532   | 0.30246   |  |  |
| <b>BMWP</b>  | 0.0083486 | 0.12062   | 0.74516   | 0.63109   | 0.98409   | 0.90584   | 0.69687   | 0.66979   |  |  |
| <b>shr</b>   | 0.28145   | -0.064709 | 0.54658   | 0.41945   | 0.67378   | 0.48768   | 0.50286   | 0.56698   |  |  |
| <b>col</b>   | -0.079965 | 0.76451   | 0.49317   | 0.26421   | 0.46444   | 0.63002   | 0.1211    | -0.085564 |  |  |
| <b>filt</b>  | -0.06763  | 0.24128   | 0.60428   | 0.43855   | 0.57243   | 0.59294   | 0.53111   | 0.5417    |  |  |
| <b>scr</b>   | -0.32493  | 0.036454  | 0.47235   | 0.70212   | 0.68112   | 0.668     | 0.60396   | 0.65402   |  |  |
| <b>pred</b>  | -0.39327  | 0.51333   | 0.26125   | 0.42686   | 0.4322    | 0.59815   | 0.30232   | 0.19347   |  |  |

Continuação

|                  | <b>E_f</b> | <b>H_t</b> | <b>H_t</b> | <b>E_t</b> | <b>BMWP</b> | <b>shr</b> | <b>col</b> | <b>filt</b> | <b>scr</b> | <b>pred</b> |
|------------------|------------|------------|------------|------------|-------------|------------|------------|-------------|------------|-------------|
| <b>dens</b>      | 0.0094066  | 0.083037   | 0.4826     | 0.0072163  | 0.0004085   | 0.14793    | 2.61E-09   | 0.0002845   | 0.036261   | 3.11E-05    |
| <b>d_Tric</b>    | 0.76743    | 0.016376   | 0.027107   | 0.69064    | 1.56E-06    | 5.61E-05   | 0.028952   | 3.85E-06    | 0.014586   | 0.39381     |
| <b>d_Eph</b>     | 0.72971    | 0.0039337  | 0.06692    | 0.4094     | 8.86E-05    | 0.074005   | 0.0004947  | 0.033021    | 0.0034384  | 0.001862    |
| <b>d_Plec</b>    | 0.81258    | 0.032041   | 0.05056    | 0.89183    | 0.0002189   | 7.71E-06   | 0.12402    | 0.063966    | 0.10726    | 0.83519     |
| <b>d_Meg</b>     | 0.99133    | 0.004407   | 0.15386    | 0.83879    | 0.0002557   | 0.0020877  | 0.20326    | 0.096515    | 0.017374   | 0.63829     |
| <b>d_Odo</b>     | 0.94735    | 0.15578    | 0.27148    | 0.46777    | 0.20527     | 0.75088    | 0.07615    | 0.44754     | 0.063372   | 7.37E-05    |
| <b>d_Col</b>     | 0.83684    | 5.87E-05   | 0.0003643  | 0.48661    | 3.34E-09    | 0.001303   | 0.046765   | 0.022421    | 0.0053095  | 0.15495     |
| <b>d_Gas</b>     | 0.26932    | 0.27558    | 0.57725    | 0.52601    | 0.73505     | 0.34774    | 0.72593    | 0.53187     | 0.011362   | 0.22959     |
| <b>d_Biv</b>     | 0.35616    | 0.74659    | 0.43449    | 0.59848    | 0.26295     | 0.085597   | 0.97203    | 0.49098     | 0.089381   | 0.10019     |
| <b>d_Dip</b>     | 8.03E-07   | 0.69431    | 0.47541    | 0.0066313  | 0.80162     | 0.52903    | 5.20E-06   | 0.34567     | 0.74081    | 0.0036039   |
| <b>d_Hem</b>     | 0.58928    | 0.033058   | 0.035639   | 0.96302    | 0.0016211   | 0.013265   | 0.12255    | 0.056602    | 0.030464   | 0.11667     |
| <b>d_Lep</b>     | 0.064304   | 0.011502   | 0.0050831  | 0.017772   | 0.30711     | 0.5278     | 0.24621    | 0.75238     | 0.0001261  | 0.40052     |
| <b>d_Turb</b>    | 0.41208    | 0.62088    | 0.62182    | 0.1123     | 0.91305     | 0.14515    | 0.19675    | 0.1667      | 0.63172    | 0.004495    |
| <b>d_Hir</b>     | 0.52462    | 0.31941    | 0.49817    | 0.74012    | 0.50943     | 0.11387    | 0.38891    | 0.81499     | 0.091315   | 0.019654    |
| <b>d_Crus</b>    | 0.086824   | 0.023157   | 0.015235   | 0.16344    | 0.001869    | 0.0004797  | 0.59399    | 0.09534     | 0.031199   | 0.77715     |
| <b>d_Dec</b>     | 0.72794    | 0.053221   | 0.40374    | 0.33277    | 0.85498     | 0.17076    | 0.817      | 0.69228     | 0.099496   | 0.047044    |
| <b>d_Chi</b>     | 6.31E-08   | 0.85343    | 0.4826     | 0.0083641  | 0.7222      | 0.69136    | 1.42E-07   | 0.60666     | 0.82726    | 0.012762    |
| <b>d_EPT</b>     | 0.91011    | 0.0063274  | 0.039083   | 0.47382    | 1.90E-06    | 0.0008174  | 0.0019474  | 0.0001439   | 0.0060798  | 0.10345     |
| <b>d_EPT/Chi</b> | 0.019005   | 0.025449   | 0.037085   | 0.84409    | 0.0001927   | 0.0003995  | 0.86835    | 0.003421    | 0.027151   | 0.76678     |
| <b>p_Tric</b>    | 0.76924    | 0.016302   | 0.02645    | 0.68857    | 1.39E-06    | 5.29E-05   | 0.026793   | 4.33E-06    | 0.014238   | 0.38064     |
| <b>p_Eph</b>     | 0.7393     | 0.0039337  | 0.065477   | 0.41678    | 9.54E-05    | 0.076755   | 0.0004947  | 0.035995    | 0.0035888  | 0.001719    |
| <b>p_Plec</b>    | 0.81258    | 0.032041   | 0.05056    | 0.89183    | 0.0002189   | 7.71E-06   | 0.12402    | 0.063966    | 0.10726    | 0.83519     |
| <b>p_Meg</b>     | 0.99133    | 0.004407   | 0.15386    | 0.83879    | 0.0002557   | 0.0020877  | 0.20326    | 0.096515    | 0.017374   | 0.63829     |
| <b>p_Odo</b>     | 0.8869     | 0.12682    | 0.25691    | 0.48136    | 0.16718     | 0.69147    | 0.063777   | 0.428       | 0.045949   | 4.47E-05    |
| <b>p_Col</b>     | 0.7738     | 0.0001116  | 0.000312   | 0.45177    | 2.25E-09    | 0.000638   | 0.07851    | 0.01593     | 0.0026651  | 0.20091     |
| <b>p_Gas</b>     | 0.26932    | 0.27558    | 0.57725    | 0.52601    | 0.73505     | 0.34774    | 0.72593    | 0.53187     | 0.011362   | 0.22959     |
| <b>p_Biv</b>     | 0.35616    | 0.74659    | 0.43449    | 0.59848    | 0.26295     | 0.085597   | 0.97203    | 0.49098     | 0.089381   | 0.10019     |
| <b>p_Dip</b>     | 4.23E-07   | 0.69282    | 0.38011    | 0.0044136  | 0.82937     | 0.61604    | 4.18E-06   | 0.35333     | 0.67199    | 0.0061919   |
| <b>p_Hem</b>     | 0.58928    | 0.033058   | 0.035639   | 0.96302    | 0.0016211   | 0.013265   | 0.12255    | 0.056602    | 0.030464   | 0.11667     |
| <b>p_Lep</b>     | 0.064304   | 0.011502   | 0.0050831  | 0.017772   | 0.30711     | 0.5278     | 0.24621    | 0.75238     | 0.0001261  | 0.40052     |

|               |           |           |           |           |           |           |           |           |           |           |
|---------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| <b>p_Turb</b> | 0.41208   | 0.62088   | 0.62182   | 0.1123    | 0.91305   | 0.14515   | 0.19675   | 0.1667    | 0.63172   | 0.004495  |
| <b>p_Hir</b>  | 0.52462   | 0.31941   | 0.49817   | 0.74012   | 0.50943   | 0.11387   | 0.38891   | 0.81499   | 0.091315  | 0.019654  |
| <b>p_Crus</b> | 0.086824  | 0.023157  | 0.015235  | 0.16344   | 0.001869  | 0.0004797 | 0.59399   | 0.09534   | 0.031199  | 0.77715   |
| <b>p_Chi</b>  | 5.08E-06  | 0.85778   | 0.88185   | 0.031305  | 0.5331    | 0.73877   | 1.38E-06  | 0.20735   | 0.85108   | 0.0044012 |
| <b>p_EPT</b>  | 0.68523   | 0.0072572 | 0.019205  | 0.73933   | 3.53E-06  | 0.0021565 | 0.00656   | 0.0005174 | 0.0096725 | 0.17103   |
| <b>r_o</b>    | 0.52585   | 0.0013133 | 0.0023736 | 0.64438   | 0.0002419 | 0.023511  | 0.16605   | 0.017326  | 2.19E-05  | 0.020924  |
| <b>r_f</b>    | 0.76427   | 2.14E-05  | 0.0006657 | 0.97772   | 8.46E-22  | 6.16E-05  | 0.011143  | 0.0011749 | 4.76E-05  | 0.01921   |
| <b>r_t</b>    | 0.30652   | 2.18E-05  | 0.001626  | 0.60644   | 1.41E-11  | 0.0072845 | 0.0002497 | 0.0006998 | 7.51E-05  | 0.00061   |
| <b>H_f</b>    | 0.042557  | 0.0035509 | 0.0014817 | 0.58664   | 2.67E-05  | 0.0054306 | 0.53145   | 0.0030323 | 0.000522  | 0.11094   |
| <b>D_f</b>    | 0.0005364 | 0.0003349 | 8.25E-05  | 0.11076   | 7.06E-05  | 0.0013409 | 0.65898   | 0.0024051 | 0.0001191 | 0.31462   |
| <b>E_f</b>    | 0         | 0.38004   | 0.086187  | 0.0011336 | 0.663     | 0.68947   | 0.0001198 | 0.75309   | 0.32482   | 0.26684   |
| <b>H_t</b>    | 0.16927   | 0         | 3.35E-09  | 0.011211  | 7.74E-05  | 0.030764  | 0.32162   | 0.15675   | 6.71E-07  | 0.0039797 |
| <b>H_t</b>    | 0.32422   | 0.85554   | 0         | 3.54E-05  | 0.0009471 | 0.10783   | 0.93498   | 0.17084   | 9.84E-05  | 0.050894  |
| <b>E_t</b>    | 0.57389   | 0.4641    | 0.68933   | 0         | 0.99696   | 0.77605   | 0.0016003 | 0.24152   | 0.20249   | 0.6217    |
| <b>BMWP</b>   | -0.084493 | 0.66708   | 0.58113   | 0.000739  | 0         | 5.09E-05  | 0.015577  | 0.0020086 | 0.0003986 | 0.065206  |
| <b>shr</b>    | 0.077495  | 0.40172   | 0.30486   | -0.055212 | 0.67922   | 0         | 0.39785   | 0.018917  | 0.065933  | 0.77151   |
| <b>col</b>    | -0.65383  | 0.19074   | -0.015845 | -0.55954  | 0.44496   | 0.16312   | 0         | 0.076355  | 0.45688   | 0.0074494 |
| <b>filt</b>   | 0.061044  | 0.26992   | 0.26136   | -0.22457  | 0.54971   | 0.43315   | 0.33426   | 0         | 0.057915  | 0.045606  |
| <b>scr</b>    | 0.18951   | 0.77822   | 0.65989   | 0.2438    | 0.61376   | 0.34606   | 0.14376   | 0.35616   | 0         | 0.0030692 |
| <b>pred</b>   | -0.21319  | 0.51823   | 0.36596   | -0.095625 | 0.34693   | -0.056361 | 0.4865    | 0.37406   | 0.53054   | 0         |

# Livros Grátis

( <http://www.livrosgratis.com.br> )

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)  
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)  
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)  
[Baixar livros de Matemática](#)  
[Baixar livros de Medicina](#)  
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)  
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)  
[Baixar livros de Meteorologia](#)  
[Baixar Monografias e TCC](#)  
[Baixar livros Multidisciplinar](#)  
[Baixar livros de Música](#)  
[Baixar livros de Psicologia](#)  
[Baixar livros de Química](#)  
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)  
[Baixar livros de Serviço Social](#)  
[Baixar livros de Sociologia](#)  
[Baixar livros de Teologia](#)  
[Baixar livros de Trabalho](#)  
[Baixar livros de Turismo](#)