

UNIVERSIDADE DE ARARAQUARA – UNIARA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO
TERRITORIAL E MEIO AMBIENTE

MATHEUS HEIDERICH MORENO

Respostas de Comunidades de Oligoquetos a Diferentes Tempos
Decorridos de Reflorestamento Ciliar em Córregos Urbanos: Um
estudo de caso no interior do Estado de São Paulo

Araraquara, SP
2025

MATHEUS HEIDERICH MORENO

**Respostas de Comunidades de Oligoquetos a Diferentes Tempos
Decorridos de Reflorestamento Ciliar em Córregos Urbanos: Um
estudo de caso no interior do Estado de São Paulo**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente, curso de Mestrado, da Universidade de Araraquara – UNIARA – como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. Guilherme Rossi Gorni

Araraquara, SP
2025

FICHA CATALOGRÁFICA

M842r Moreno, Matheus Heiderich

Respostas de comunidades de oligoquetos a diferentes tempos decorridos de reflorestamento ciliar em córregos urbanos: um estudo de caso no interior do estado de São Paulo/Matheus Heiderich Moreno. – Araraquara: Universidade de Araraquara, 2025.
52f.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente- Universidade de Araraquara-UNIARA

Orientador: Prof. Dr. Guilherme Rossi Gorni

1. Classe oligochaeta. 2. Bioindicadores. 3. Qualidade da água.
I. Título.

CDU 577.4



UNIVERSIDADE DE ARARAQUARA - UNIARA

Rua Voluntários da Pátria, 1309 - Centro - Araraquara - SP
CEP 14801-320 | (16) 3301-7100 | www.uniara.com.br

FOLHA DE APROVAÇÃO

NOME DO(A) ALUNO(A): **Matheus Heiderich Moreno**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente, curso de Mestrado, da Universidade de Araraquara – UNIARA – como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente.

Área de Concentração: Desenvolvimento Territorial e Alternativas de Sustentabilidade.

BANCA EXAMINADORA

**Prof. Dr. Guilherme Rossi Gorni UNIARA
– Araraquara**

**Prof. Dr. Olavo Nardy
UNIARA – Araraquara**

**Prof. Dra. Mayara Caroline Felipe USP
– São Carlos**

Araraquara – SP 12 de março de 2025.

Dedico este trabalho ao meu pai, que sempre esteve ao meu lado, me apoiando, acreditando em mim e me dando forças para seguir em frente. Sua presença foi fundamental para que eu chegasse até aqui. E à minha mãe, que já não está mais fisicamente comigo, mas continua viva em cada lembrança, em cada ensinamento e em cada passo que dou.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de expressar minha gratidão ao Prof. Dr. Guilherme Rossi Gorni, que não foi apenas meu orientador nesta pesquisa, mas também meu professor na graduação. Ao longo dessa jornada, ele acompanhou meu crescimento acadêmico e me proporcionou a oportunidade de seguir na pós-graduação, algo pelo qual serei eternamente grato. Seu conhecimento e olhar crítico foram fundamentais para o desenvolvimento deste trabalho, sempre me incentivando a aprimorar minha formação e a alcançar o ‘famoso’ rigor científico. Agradeço pelas valiosas sugestões, pelo apoio nos momentos desafiadores e pelo incentivo constante, que fizeram toda a diferença nesta caminhada.

Na sequência, estendo meu agradecimento à Banca Examinadora, Profa. Dra. Mayara Caroline Felipe e Prof. Dr. Olavo Nardy, por aceitarem participar deste momento tão importante e contribuir com meu trabalho. Suas sugestões e apontamentos não apenas enriquecem esta pesquisa, mas também servirão como um aprendizado valioso para minha trajetória acadêmica e profissional.

Não poderia deixar de agradecer também às incríveis profissionais da secretaria do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente – Ivani, Silvinha e Tati. O comprometimento e a dedicação de vocês fazem toda a diferença no dia a dia dos alunos, garantindo que tudo funcione da melhor forma possível. Seja auxiliando nos trâmites administrativos, esclarecendo dúvidas ou simplesmente oferecendo uma palavra amiga, vocês são fundamentais para que os alunos sigam em frente com mais tranquilidade e confiança.

Também sou imensamente grato aos meus amigos e companheiros do Centro de Estudos Ambientais – CEAM, Daiane Raimundo de Barros, Gabriel Feloni Martins do Rosário e Rafael Caracho. A jornada foi muito mais leve e enriquecedora graças à companhia de vocês. Pelas risadas, pelos intermináveis debates acadêmicos (ou não), pelos karaokês animados, pelas partidas de sinuca, pelas viagens e, acima de tudo, pelo aprendizado constante ao lado dos ‘velhos’, meu sincero agradecimento.

Fora do meu ciclo acadêmico, sou imensamente grato aos meus amigos que estiveram ao meu lado, me ouvindo, acolhendo minhas reclamações, celebrando minhas conquistas e compartilhando tanto os desafios quanto as alegrias. O apoio, a leveza e a amizade de vocês foram essenciais para que eu me mantivesse firme, mesmo nos momentos mais difíceis. Com toda a sinceridade, dedico um

agradecimento especial a Larissa Lisboa, Renata Muniz, Maria Betanea Platzer e Eduardo Donato.

Por fim, agradeço a uma pessoa mais que especial: minha companheira de graduação, de pós-graduação, de trabalho e de vida. Minha noiva, Micaela F. P. Francisco. Sua dedicação e firmeza com seus compromissos são uma inspiração para mim. Você foi imprescindível em cada passo dessa caminhada. Sua paciência, apoio constante e a forma como sempre acreditou em mim, mesmo quando eu duvidava de mim mesmo, fizeram toda a diferença. Cada desafio que enfrentamos juntos fortaleceu nossa parceria e nossa relação, e eu não poderia estar mais grato por ter você ao meu lado.

‘É fundamental diminuir a distância entre o que se diz e o que se faz, de tal forma que, num dado momento, a tua fala seja a tua prática’.

Paulo Freire

RESUMO

Nos últimos anos, os problemas em ambientes límnicos têm se tornado cada vez mais frequentes, resultando em alterações em rios, lagos e represas, principalmente devido aos avanços tecnológicos e agroindustriais. Muitos organismos desses ambientes vêm sendo prejudicados, o que tem impulsionado o aumento das pesquisas na área. Dentre os diversos organismos que compõem esses ecossistemas, destacam-se os Oligochaeta, uma classe do filo Annelida que habita o compartimento bentônico e se destaca como eficiente indicadora da qualidade ambiental. Neste contexto, o presente trabalho tem como objetivo geral estudar as respostas de comunidades de oligoquetos (Annelida: Clitellata) sob diferentes tempos decorridos de reflorestamento da mata ciliar em córregos urbanos. Para isso, foram monitoradas características hidrogeomorfológicas básicas e características físico/químicas dos locais. Também foi realizada a organização, quantificação e identificação dos oligoquetos até a menor resolução taxonômica possível. A estrutura da comunidade de oligoquetos em cada ponto foi analisada através das métricas: riqueza de espécies, abundância, índice de Dominância de Simpson e equitabilidade de Pielou. Para avaliar as variações na abundância das espécies nos diferentes pontos de amostragem, foi realizada uma análise de Kruskal-Wallis, um teste estatístico não paramétrico. Para verificar a similaridade na composição da macrofauna dentre os pontos amostrados foi empregada uma análise de agrupamento (UPGMA) com o índice de similaridade de Morisita, utilizando-se os dados de abundância. Para os resultados, obtivemos oligoquetos distribuídos entre as subfamílias Naidinae, Pristininae e Rhyacodrilinae. A análise dos parâmetros físico-químicos revelou diferenças significativas associadas ao tempo de reflorestamento, que se mostrou determinante para a recuperação dos habitats aquáticos e das comunidades biológicas associadas. Observou-se que córregos com reflorestamento mais antigo apresentaram melhor qualidade ambiental, maior diversidade biológica e estrutura comunitária mais equilibrada, enquanto os córregos com reflorestamento recente ainda mostram sinais de degradação e menor diversidade, reforçando o papel dos oligoquetos como bioindicadores e a importância do reflorestamento para a recuperação e manutenção da saúde dos ecossistemas aquáticos.

Palavras-chaves: Classe Oligochaeta. Bioindicadores. Qualidade da água.

ABSTRACT

In recent years, problems in limnic environments have become increasingly frequent, leading to alterations in rivers, lakes, and reservoirs, mainly due to technological and agro-industrial advancements. Many organisms in these environments have been negatively affected, which has driven a growing number of studies in the field. Among the various organisms that compose these ecosystems, Oligochaeta, a class of the phylum Annelida that inhabits the benthic compartment, stands out as an efficient indicator of environmental quality. In this context, the present study aims to evaluate the responses of oligochaete communities (Annelida: Clitellata) under different periods of riparian forest regeneration in urban streams. For this purpose, basic hydrogeomorphological characteristics and physicochemical parameters were monitored. Oligochaetes were also organized, quantified, and identified to the lowest possible taxonomic resolution. Community structure was assessed using species richness, abundance, Simpson's dominance index, and Pielou's evenness. To evaluate variations in species abundance among sampling sites, a non-parametric Kruskal-Wallis test was performed. To assess the similarity in macrofauna composition across sites, a cluster analysis (UPGMA) was applied using Morisita's similarity index based on abundance data. The results showed oligochaetes distributed among the subfamilies Naidinae, Pristininae, and Rhyacodrilinae. The analysis of physicochemical parameters revealed significant differences associated with the time since reforestation, which proved to be a key factor in the recovery of aquatic habitats and their associated biological communities. Streams with older reforestation exhibited better environmental quality, greater biological diversity, and a more balanced community structure, whereas recently reforested streams still showed signs of degradation and lower diversity. These findings reinforce the role of oligochaetes as bioindicators and highlight the importance of riparian reforestation for the recovery and maintenance of aquatic ecosystem health.

Keywords: Class Oligochaeta. Bioindicators. Environmental Assessment. Water Quality.

ÍNDICE DE ILUSTRAÇÕES

FIGURAS

Figura 1. Córregos R6 (Capão do Paiva) e R8 (Caixa d'água), na Bacia hidrográfica do Ribeirão do Ouro	23
Figura 2. Córregos R10 (Córregos das cruces), R12 (Serralhal) e R14 (Marivan), na Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Cruzes.....	24
Figura 3. Córrego R16 (Córrego Mineirinho), na Sub-bacia Hidrográfica do Ribeirão Monjolinho	25
Figura 4. Amostrador Tipo Corer	26
Figura 5. Visão geral dos 6 córregos estudados. (A – R14, B – R8, C – R12, D – R16, E – R10, F – R6).....	28

GRÁFICOS

Gráfico 1. Média e Desvio Padrão da Riqueza de Espécies nos Pontos Amostrados	32
Gráfico 2. Análise de Agrupamento (Cluster) dos Pontos de Amostragem com o índice de similaridade de Morisita. Correlação cofenética: 0,82.....	33

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Área de estudos - Córregos e suas coordenadas geográficas	22
Tabela 2. Média das variáveis Físicas e Químicas nos seis córregos estudados	29
Tabela 3. Estoque de matéria orgânica dos seis córregos analisados	30
Tabela 4. Média da largura e profundidade dos seis córregos estudados	30
Tabela 5. Quantificação de espécies de oligoquetos registrados em córregos do Estado de São Paulo (As espécies com frequência relativa entre 1% e 50% serão representadas pelo símbolo “#”, enquanto as espécies com frequência relativa entre 50% e 100% serão indicados por “&”).	31
Tabela 6. Análise de Espécies Indicadoras (INDVAL). Valores de espécies indicadoras obtido por 9.999 permutações	34

Sumário

1. Introdução	14
1.1 Bioindicadores na Avaliação da Qualidade da Água.....	16
1.2 Oligoquetos como bioindicadores	18
2. Objetivos	21
2.1 Objetivo geral.....	21
2.2 Objetivos específicos	21
3. Procedimentos Metodológicos	22
3.1 Origem das amostras.....	22
3.2 Área de estudo e caracterização ambiental	22
3.3 Comunidade de Oligoquetos	25
4. Análise dos dados	27
5. Resultados	28
5.1 Córregos estudados.....	28
5.2 Oligofauna	31
5.3 Métricas das comunidades	32
6. Discussão.....	36
7. Considerações finais	42
Referências	44

1. Introdução

Os córregos são ambientes caracterizados por uma diversidade de processos que contribuem para o equilíbrio ambiental e para os serviços ecossistêmicos, sendo fundamentais para a manutenção da qualidade de vida humana (Abrahão, 2017). Entretanto, esses ambientes são particularmente vulneráveis aos impactos das atividades antrópicas, especialmente aqueles decorrentes das mudanças no uso e ocupação do solo e da intensificação das práticas agrícolas. Frequentemente, esses ambientes são contaminados pelo lançamento de esgotos domésticos e industriais, pelo descarte inadequado de resíduos sólidos e pelo escoamento de pesticidas, além de sofrerem os efeitos da impermeabilização das áreas adjacentes, comprometendo sua qualidade e equilíbrio ecológico (Giller et al., 2004; Vörösmarty et al., 2010; Tucci, 2005).

Neste contexto, as matas ciliares possuem um papel fundamental, pois atuam como uma interface entre os ecossistemas aquáticos e terrestres (Naiman et al., 2005), desempenhando funções essenciais para a integridade ambiental dos cursos de água. Além disso, a presença dessas formações vegetais ao longo de rios, córregos e represas contribui significativamente para a regulação hidrológica, uma vez que atuam como obstáculos ao livre escoamento das enxurradas, reduzindo sua velocidade e possibilitando a infiltração da água no solo. Esse processo favorece tanto a absorção pelas plantas quanto a recarga dos aquíferos subterrâneos, ajudando a minimizar o assoreamento dos leitos de córregos, rios, estuários, lagoas e várzeas (Togoro, 2007).

Essa vegetação, por sua vez, desempenha um papel crucial na manutenção da produtividade primária em ecossistemas aquáticos. De acordo com Palhiarini e Pagotto (2015), essa vegetação fornece material alóctone, como folhas e detritos lenhosos, que servem de alimento para organismos aquáticos, influenciando diretamente a produção primária e secundária. A remoção ou substituição da mata ciliar por monoculturas pode fragilizar o ecossistema, alterando padrões ecológicos e resultando na perda de biodiversidade e serviços ecossistêmicos (Pastore, 2021). Além disso, a presença de espécies exóticas invasoras pode reduzir a qualidade da serapilheira disponível, afetando a cadeia trófica aquática e, conseqüentemente, a produtividade primária (Pastore, 2021). Portanto, a preservação e recuperação das

matas ciliares são essenciais para garantir a integridade e funcionalidade dos ecossistemas aquáticos.

Assim, a preservação ambiental em áreas urbanas exige a consideração de diversos fatores, tais como o uso e ocupação do solo, saneamento básico, deposição adequada de resíduos sólidos, proteção de mananciais, manejo de áreas florestadas e fiscalização/monitoramento da qualidade ambiental (Sundfeld, 2003). A presença de poluentes e demais fontes de impactos provenientes de atividades antrópicas pode levar à redução do número de espécies e ao aumento da densidade de organismos resistentes às variações ambientais, alterando significativamente a biodiversidade local (Reash & Berra, 1987). Dessa forma, compreender e mitigar os impactos das atividades humanas sobre os córregos e suas áreas adjacentes torna-se essencial para a manutenção da qualidade ambiental e dos serviços ecossistêmicos.

Nesse contexto, a restauração ecológica surge como uma estratégia fundamental para reverter os danos causados pela degradação ambiental. Lorensoni (2013) salienta que nos últimos anos as técnicas de reflorestamento foram se adequando a evolução tecnológica, ou seja, viabilizando os custos, dando mais dinâmica ao processo e atingindo mais rápido o seu objetivo, que é a preservação dos mananciais e lençóis freáticos. Para Ab'saber e colaboradores (1990), as práticas ligadas ao reflorestamento e a forma de beneficiamento e industrialização dos produtos e subprodutos florestais consiste em um incentivo para o desenvolvimento econômico e social, o qual atende às singularidades de várias regiões.

O reflorestamento é essencial para a proteção do solo, promovendo a reconstituição da cobertura florestal e enriquecendo biologicamente terras degradadas (Homem, 1959; Poggiani, 1979). Embora estudos clássicos reconheçam o valor de espécies exóticas, como o eucalipto, na cobertura e estabilização do solo, entende-se hoje que o uso de espécies nativas é fundamental para a restauração ecológica plena, especialmente em áreas ripárias. Com o avanço da agroindústria e o crescimento populacional, diversas atividades humanas impactam negativamente rios, lagos e suas margens, incluindo desmatamento, desvio do curso natural dos rios, construção de barragens e represas, além do lançamento de efluentes sanitários e industriais não tratados (Goulart & Callisto, 2003). Tais alterações prejudicam diretamente os organismos límnicos, gerando processos como eutrofização, contaminação por metais pesados e substâncias orgânicas, além do aumento de

material em suspensão, o que reduz a transparência da água e afeta os ciclos biogeoquímicos (Goulart & Callisto, 2003).

Diante desse cenário, o reflorestamento de áreas ciliares desempenha um papel essencial na mitigação desses impactos, sendo que o tempo de recuperação dessas áreas influencia diretamente a qualidade ambiental de ambientes aquáticos. Franke (2012) investigou a influência da mata ciliar na comunidade de macroinvertebrados bentônicos em rios de baixa ordem, constatando que a riqueza desses organismos aumenta conforme o tempo de reflorestamento avança. Seus resultados sugerem que pelo menos 40 anos são necessários para que a estrutura da comunidade se aproxime da encontrada em ambientes não alterados.

Complementando essa perspectiva, Rocha et al. (2015) analisaram áreas reflorestadas com essências nativas e observaram que, apesar de diferenças persistirem em relação a fragmentos florestais intactos, um reflorestamento com aproximadamente nove anos já apresentava melhorias significativas nos atributos físicos e químicos do solo, indicando uma tendência de recuperação. Da mesma forma, Guimarães et al. (2009) monitoraram a qualidade da água em áreas reflorestadas com espécies de *Pinus* e verificaram que a silvicultura não comprometeu negativamente a qualidade da água superficial, sugerindo que o reflorestamento contribui para a manutenção e recuperação dos ecossistemas aquáticos.

1.1 Bioindicadores na Avaliação da Qualidade da Água

No contexto da avaliação da qualidade da água, destaca-se a relevância dos estudos taxonômicos e do levantamento faunístico das espécies que habitam esses ambientes. Como ressaltam Agostinho et al. (2005), essas investigações fornecem dados fundamentais sobre a biodiversidade de cada grupo, contribuindo para a compreensão de sua distribuição e preferências ecológicas. Tais informações são ferramentas valiosas no desenvolvimento de programas de monitoramento ambiental e conservação da biodiversidade nas áreas estudadas.

De acordo com Alba-Tercedor (1996) os organismos que vivem em cursos de água apresentam adaptações evolutivas a determinadas condições ambientais, e apresentam um limite de tolerância às diferentes alterações delas. Estes limites de tolerância variam, e assim, frente a uma determinada alteração se encontram organismos “sensíveis” que não suportam as novas condições impostas,

comportando-se como “intolerantes”, enquanto os outros “tolerantes” não são afetados. Se a perturbação chega a um nível letal para os intolerantes, eles morrem e seu local é ocupado por comunidades de organismos tolerantes. Do mesmo modo, embora a perturbação não sobreponha o limiar letal, os organismos intolerantes abandonam a zona alterada, com o qual resta espaço livre que pode ser colonizado por organismos tolerantes. De modo que, variações inesperadas na composição e estrutura das comunidades de organismos vivos dos rios, podem ser interpretadas como sinais evidentes de algum tipo de perturbação.

Diante disso, bioindicadores são espécies, grupos de espécies ou comunidades biológicas cuja presença, quantidade e distribuição indicam a magnitude de impactos ambientais em um ecossistema aquático e sua bacia de drenagem (Callisto & Gonçalves, 2002). Sua utilização permite a avaliação integrada dos efeitos ecológicos causados por múltiplas fontes de poluição. O estabelecimento de determinadas espécies (presença, quantidade e distribuição), grupos de espécies ou comunidades biológicas bioindicadoras de qualidade ambiental (Imoobe, et. al, 2010; Sonoda, 2000) indicam a magnitude de impactos ambientais em um ecossistema aquático e sua bacia de drenagem (Callisto et al., 2001). Diante deste cenário, as vantagens em se empregar indicadores biológicos de qualidade de água, em relação aos métodos convencionais (análises físicas e químicas), são a rapidez e eficácia na obtenção de resultados, baixo custo, avaliação da qualidade da água in situ, maior suscetibilidade a uma grande variedade de estressores e avaliação da função de um ecossistema e monitoramento ambiental em grande escala (Queiroz et al., 2000).

As alterações na qualidade de água, resultantes dos processos de evolução natural e de ação antrópica, se manifestam pela redução acentuada da biodiversidade aquática, em função da desestruturação do ambiente físico, químico e alterações na dinâmica e estrutura das comunidades biológicas, sendo que o uso de bioindicadores (espécies, grupos de espécies ou comunidades) permite uma avaliação integrada dos efeitos ecológicos causados por múltiplas fontes de poluição (Callisto et al., 2001). Além disso, os bioindicadores complementam as informações sobre qualidade das águas, especialmente para a avaliação de impactos ambientais decorrentes de descargas pontuais de esgotos domésticos e efluentes industriais.

Os organismos aquáticos, principalmente invertebrados, são os que melhor respondem às mudanças das condições ambientais. Ambientes fortemente impactados mostram poucas espécies que, se estiverem bem adaptadas, podem

exibir ótimo desenvolvimento e o monitoramento de estações a montante e a jusante da fonte poluidora, pode identificar as consequências ambientais para a qualidade de água e saúde do ecossistema aquático (Matsumara-tundisi, 1999).

Os principais organismos comumente utilizados na avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos são os macroinvertebrados bentônicos, peixes e comunidade perifítica. Dentre estes grupos, as comunidades de macroinvertebrados bentônicos têm sido frequentemente utilizadas na avaliação de impactos ambientais e monitoramento biológico. São organismos que habitam o fundo de ecossistemas aquáticos durante pelo menos parte de seu ciclo de vida, associado aos mais diversos tipos de substratos, tanto orgânicos (folhiço, macrófitas aquáticas), quanto inorgânicos (cascalho, areia, rochas etc.) (Rosenberg & Resh, 1993). A distribuição e diversidade de macroinvertebrados são diretamente influenciadas pelo tipo de substrato, morfologia do ecossistema, quantidade e tipo de detritos orgânicos, presença de vegetação aquática, presença e extensão de mata ciliar, e indiretamente afetados por modificações nas concentrações de nutrientes e mudanças na produtividade primária (Ward et al., 1995; Galdean et al., 2000).

Sendo assim, representam um importante componente na estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos e sua distribuição é afetada pelas características do sedimento, morfologia das margens, vegetação, natureza química do substrato, profundidade, disponibilidade de fontes alimentares e competição entre as diferentes espécies (Queiroz et al., 2000).

1.2 Oligoquetos como bioindicadores

Partindo desses pressupostos, a classe Oligochaeta (Annelida: Clitellata), representante dos macroinvertebrados aquáticos, faz parte do Filo Annelida, que apresenta como principal característica o metamerismo, isto significa que seu corpo possui divisões em segmentos similares ou anéis, dispostos ao longo do eixo anteroposterior (Mugnai et al., 2010; Rodriguez; Reynoldson, 2011). Ademais, destaca-se por sua alta densidade, pela participação na decomposição do material orgânico e no transporte deste material das camadas mais profundas do sedimento para a superfície (Esteves, 1998).

Estes organismos podem ser encontrados em diferentes tipos de substratos, como, arenosos, argilosos (Dornfeld et al., 2006; Alves et al., 2008; Petsch et al., 2013;

2015) e em ambientes enriquecidos por matéria orgânica (Behrend et al., 2012). Os mesmos também são encontrados aderidos a outros organismos, como briófitas e macrófitas aquáticas (Correia; Trivinho-strixino, 1998; Trivinho-strixino et al., 2000; Alves; Gorni, 2007), esponjas (Alves; Gorni, 2008), moluscos gastrópodes (Alves; Gorni, 2006), larvas de insetos (Corbi et al., 2004) e anfíbios (Oda et al., 2015).

Além disso, possuem mobilidade limitada e são influenciados pelas características do habitat em que são encontrados (Behrend et al. 2012). Assim, a riqueza e abundância de oligoquetos está diretamente relacionada às variáveis ambientais (Marchese & Drago 1999, Jablonska, 2014), como disponibilidade de recursos alimentares (Martins & Silveira, Alves 2011); oxigênio dissolvido (Dornfeld et al. 2006); tipo de substrato (Moretto et al. 2013); temperatura da água (Nascimento & Alves 2009), sendo assim considerados indicadores de habitats específicos. Smith et al (1991) salientam que o habitat desses indivíduos os torna essenciais para aplicação na avaliação da toxicidade de sedimentos aquáticos. Portanto, uma avaliação complementar através da biota nos traz uma caracterização ambiental mais completa do ambiente com a utilização de organismos sensíveis e/ou tolerantes, que indicam as mudanças ocorridas ao longo do tempo (Metcalf, 1989; Alba-tercedor, 1996; Karr, 1999).

Apesar da sua representatividade na fauna de macroinvertebrados aquáticos, os oligoquetos são pouco estudados em comparação a outros grupos bentônicos (Gorni, 2007). Segundo Righi (2002), os primeiros registros de oligoquetos em ambientes aquáticos brasileiros datam do início do século XX, mas somente entre as décadas de 40 e 60 é que houve uma maior ampliação do conhecimento da fauna de oligoquetos aquáticos no Brasil, devido aos trabalhos realizados pelos pesquisadores Ernst Marcus e Eveline du Bois-Reymond Marcus.

Os principais desafios e problemas em relação à construção de listas de espécies advêm do baixo número de especialistas, pouco investimento financeiro e amostragens insuficientes e não padronizadas, o que dificulta comparações entre as pesquisas já realizadas (Silveira et al. 2010; Magurran, 2011). Muitos estudos sobre a ocorrência, distribuição e riqueza de macroinvertebrados bentônicos foram feitos com insetos aquáticos e de crustáceos decápodes, mas raramente incluem o grupo de oligoquetos (Alves et al., 2008).

Diante disso, acumular informações sobre as assembleias de oligoquetos é essencial para o conhecimento da biodiversidade límnic e para fornecer informações

aos órgãos de gestão ambiental e facilitar a tomada de decisões sobre recuperação e/ou preservação dos ecossistemas aquáticos brasileiros (Girolli, 2019).

Observa-se um crescimento na utilização desses organismos, em especial os oligoquetos, como bioindicadores na avaliação da qualidade ambiental. Diversos estudos demonstram sua eficácia em representar condições ecológicas de ecossistemas aquáticos, dada sua sensibilidade a variações físico-químicas e à degradação do habitat (Martin et al., 2008; Marchese, 2019; Moretti & Callisto, 2005).

Dessa forma, este estudo busca preencher uma lacuna importante, integrando aspectos ecológicos e aplicados. Ao investigar as assembleias de oligoquetos e sua relação com as variáveis ambientais em áreas ciliares reflorestadas, espera-se gerar subsídios científicos que orientem ações de manejo e conservação de ecossistemas aquáticos no Brasil. Além de contribuir para a ampliação do conhecimento sobre a biodiversidade límnic, esta pesquisa também pode apoiar a formulação e o aprimoramento de políticas públicas voltadas à recuperação de áreas degradadas e à proteção dos recursos hídricos. O alinhamento entre ciência, sociedade e políticas públicas é indispensável para enfrentar os desafios ambientais e garantir a sustentabilidade desses ecossistemas no longo prazo.

2. Objetivos

2.1 Objetivo geral

- Estudar as respostas de comunidades de oligoquetos (Annelida: Clitellata) sob diferentes tempos decorridos de reflorestamento da mata ciliar em córregos urbanos.

2.2 Objetivos específicos

- Analisar atributos da comunidade e relacionar com os tempos de reflorestamento e vegetação preservada (parâmetro).
- Identificar possíveis espécies representativamente indicadoras dos tratamentos utilizados.
- Fornecer subsídios científicos que auxiliem na tomada de decisões relacionadas a estratégias de reflorestamento e manejo de áreas ciliares, visando a maximização dos benefícios ecológicos para os ecossistemas aquáticos.
- Gerar informações de cunho taxonômico e ecológico que enfatizem a importância e viabilizem a utilização de oligoquetos como bioindicadores da qualidade da água e/ou sedimento.

3. Procedimentos Metodológicos

3.1 Origem das amostras

Esta pesquisa utilizou amostras coletadas pelo pesquisador Daniel Peroni Abrahão, no ano de 2021, para o desenvolvimento de sua tese de doutorado no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento (PPG-SHS) da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC/USP). Por meio de uma parceria com o Prof. Dr. Guilherme Rossi Gorni, da Universidade de Araraquara (UNIARA), as comunidades de oligoquetos presentes nas amostras foram cedidas para este trabalho, uma vez que o pesquisador Daniel focou em outros grupos taxonômicos em sua investigação.

3.2 Área de estudo e caracterização ambiental

Referente a área de estudo, foram selecionados cinco trechos de seis córregos reflorestados no interior do Estado de São Paulo, sendo cinco desses localizados no município de Araraquara, nas sub-bacias do Ribeirão das Cruzes e do Ouro, e um córrego se encontra no município de São Carlos, na sub-bacia do Monjolinho. A escolha das sub-bacias, relaciona-se com os diferentes tempos entre os trechos, de reflorestamento de suas margens e matas ciliares, como observado na tabela 1.

Tabela 1. Área de estudos - Córregos e suas coordenadas geográficas

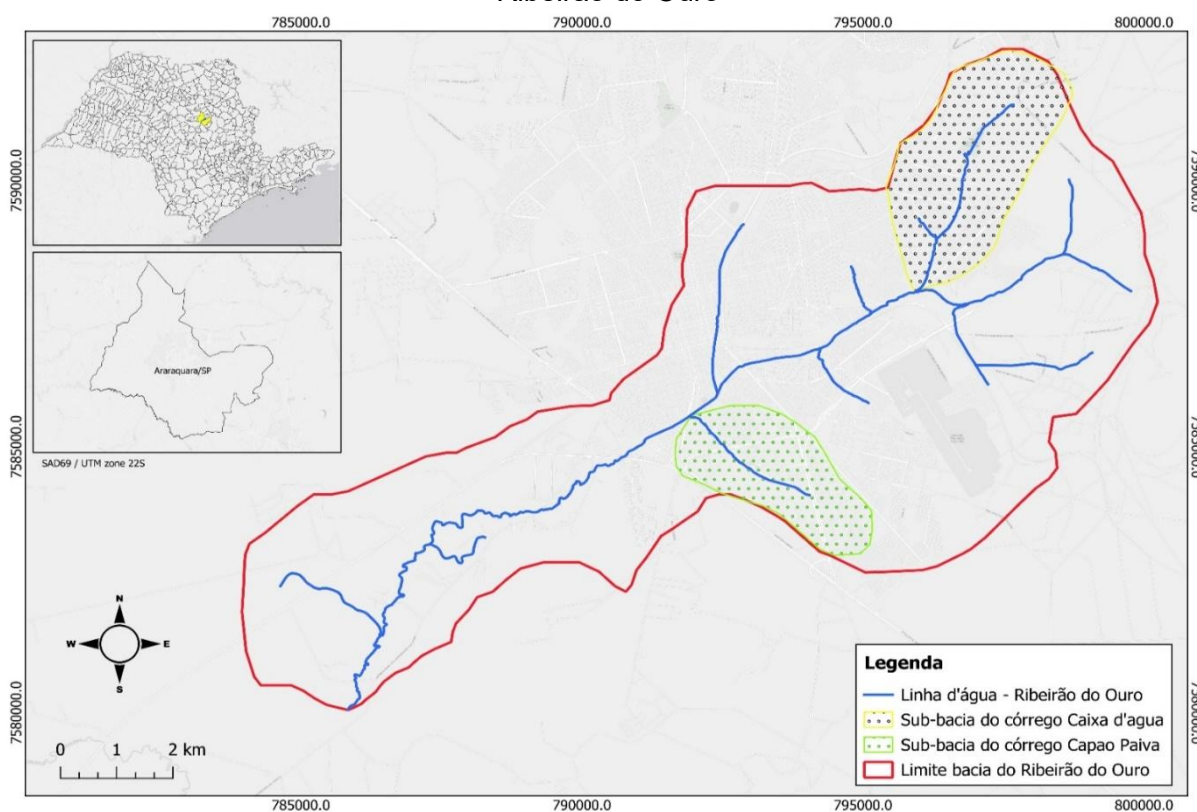
Código	Estações de coleta	Tempo decorrido de reflorestamento	Coordenadas
R6	Córrego Capão do Paiva	6 anos	21°49'00.5"S 48°10'08.5"O
R8	Córrego Caixa d'água (Pinheirinho)	8 anos	21°45'32.5"S 48°07'32.4"O
R10	Córrego das Cruzes (Tipuanas)	10 anos	21°44'58.4"S 48°10'25.0"O
R12	Córrego Serralhal (Piemonte)	12 anos	21°45'21.6"S 48°09'04.2"O
R14	Córrego Marivan	14 anos	21°45'45.7"S 48°09'58.0"O
R16	Córrego Mineirinho (USP)	16 anos	22°00'13.3"S 47°55'53.5"O

Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

O córrego Capão do Paiva - R6 (Figura 1), tributário do Ribeirão do Ouro, dispõe de uma extensão de 2,72 quilômetros do seu corpo hídrico principal. A área da bacia possui aproximadamente 550 Hectares, sendo 13,69 hectares, uma área de preservação permanente vegetada. Este córrego possui apenas uma nascente (Atlas das Bacias Hidrográficas do Município de Araraquara-SP, 2023.)

Também tributário do Ribeirão do Ouro, o córrego Caixa d'água - R8 (Figura 1), possui uma extensão de 4,79 quilômetros, com uma área de bacia de 874 hectares e uma Área de Preservação Permanente (APP) vegetada de 17,13 hectares. Este córrego possui duas nascentes (Atlas das Bacias Hidrográficas do Município de Araraquara-SP, 2023).

Figura 1. Córregos R6 (Capão do Paiva) e R8 (Caixa d'água), na Bacia hidrográfica do Ribeirão do Ouro



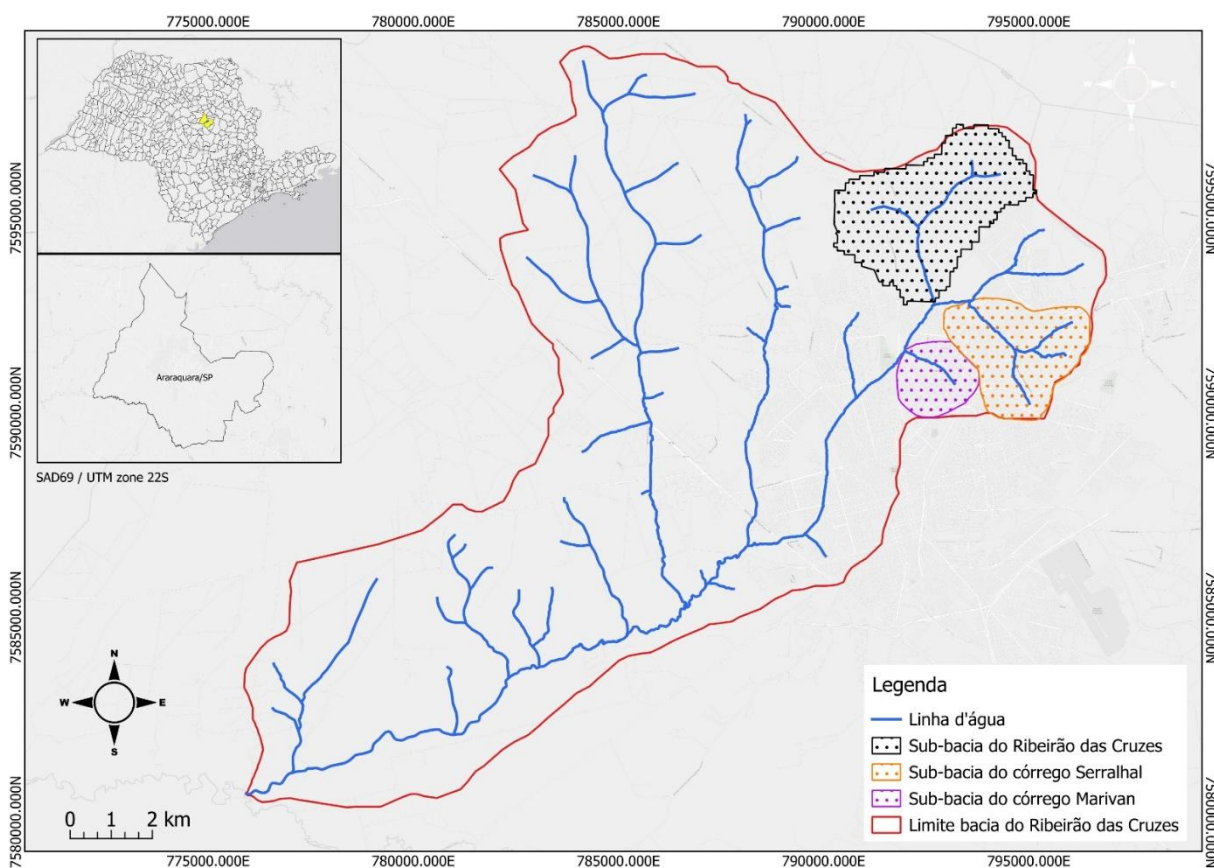
Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

Na sequência temos o córrego das Cruzes - R10 (Figura 2), que por se tratar de uma Bacia hidrográfica, não foi elaborado o mapa de toda sua extensão, mas sim uma fração da sua extensão urbana, onde ocorreu a coleta de dados. Nesta região exposta, temos três nascentes (Atlas das Bacias Hidrográficas do Município de Araraquara-SP, 2023).

O córrego Serralhal - R12 (Figura 2), tributário do Ribeirão das Cruzes, possui uma área de bacia de aproximadamente 718 hectares, com uma extensão do seu corpo hídrico principal de 6 quilômetros e uma Área de Preservação Permanente (APP) de 38 hectares. Possui 3 nascentes (Atlas das Bacias Hidrográficas do Município de Araraquara-SP, 2023).

O último córrego estudado do município de Araraquara é o córrego Marivan - R14 (Figura 2), sendo o menor dos córregos estudados, com uma extensão de aproximadamente 2 quilômetros, apenas uma nascente e uma área de bacia de 288 hectares (Atlas das Bacias Hidrográficas do Município de Araraquara-SP, 2023).

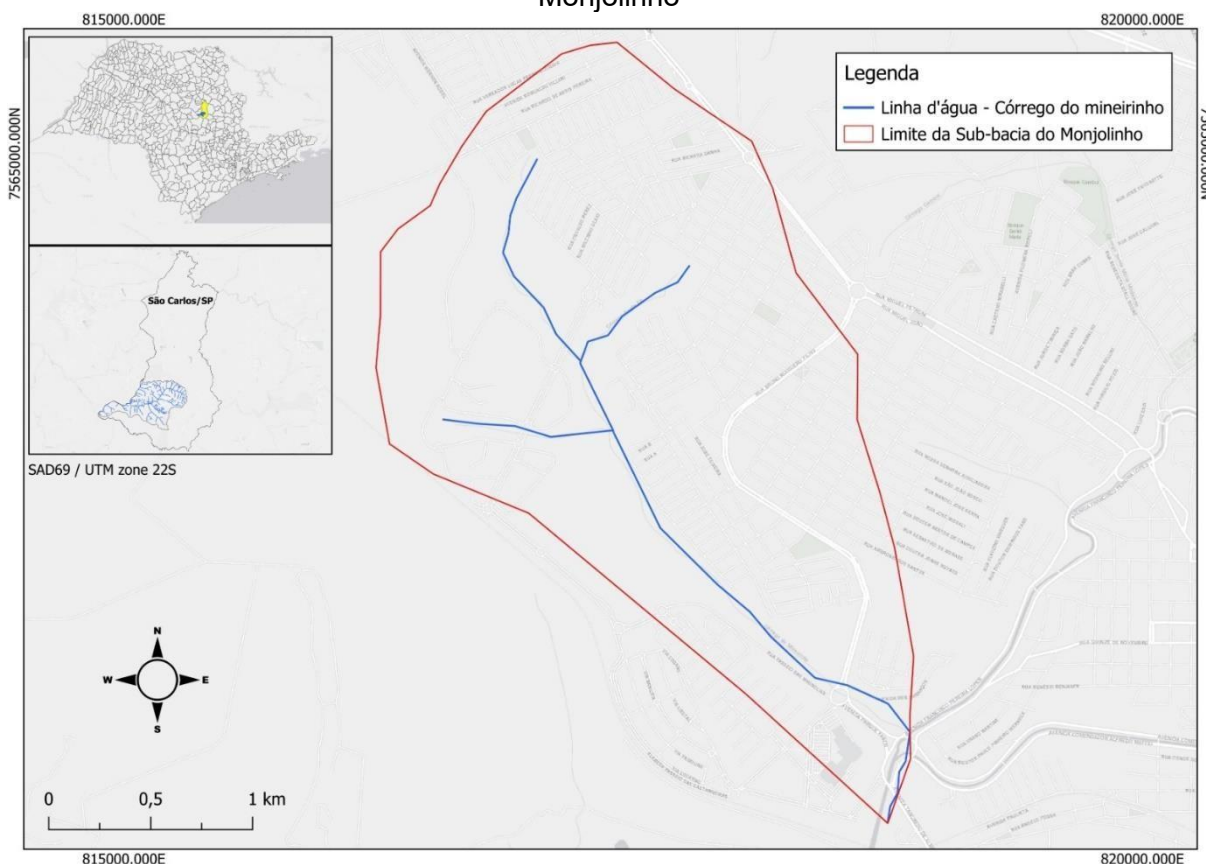
Figura 2. Córregos R10 (Córregos das cruces), R12 (Serralhal) e R14 (Marivan), na Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Cruzes



Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

O próximo córrego é o Mineirinho - R16 (Figura 3), localizado no município de São Carlos, possui uma área de bacia aproximada de 600 hectares. Anteriormente localizada nos limites do perímetro urbano do município, hoje está incorporada à área urbana quase em sua totalidade (Atlas Sanca, 2021).

Figura 3. Córrego R16 (Córrego Mineirinho), na Sub-bacia Hidrográfica do Ribeirão Monjolinho



Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

3.3 Comunidade de Oligoquetos

Para caracterizar os trechos estudados, foram monitoradas características hidrogeomorfológicas básicas, como largura e profundidade. A largura do córrego foi medida com fita métrica em pontos estratégicos ao longo do trecho, enquanto a profundidade foi verificada com bastões de profundidade, em diferentes locais, para garantir a representatividade das condições do leito. Dentro do monitoramento físico e químico da água, foram avaliados, com auxílio de sonda multiparâmetro AKSO AK88, os parâmetros como pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e temperatura da água.

Para o monitoramento da comunidade de Oligochaeta, as coletas foram feitas mensalmente durante um ano em seis córregos, totalizando 30 amostras mensais entre os córregos e 360 amostras ao longo do período total. Cada campanha de amostragem coletou cinco amostras por córrego através do amostrador tipo Corer (Figura 4), apropriado para obtenção de sedimento em ambientes aquáticos. O material coletado, seguindo a Norma Técnica CETESB L5.309 (CETESB, 2003), foi

lavado em peneiras de diferentes malhas para a retirada do excesso de sedimentos finos e facilitar a separação dos organismos. O material foi triado manualmente, em bandejas translúcidas, sobre fontes luminosas, facilitando a visualização dos organismos. Os macroinvertebrados foram separados e conservados em álcool 70% para posterior identificação e análise laboratorial.

Figura 4. Amostrador Tipo Corer



Fonte: Clean Environment Brasil, 2025.

Para identificar os oligoquetos, foi necessário preparar lâminas semipermanentes utilizando lactofenol. Primeiro, os indivíduos preservados em álcool 70% foram transferidos para essa solução, o que ajudou a tornar seus tecidos mais transparentes, facilitando a observação das estruturas internas e externas. Na sequência, cada organismo foi posicionado em lâminas, garantindo que ficassem bem estendidos e sem dobras, facilitando uma boa visualização no microscópio. Depois de cobrir as amostras com lamínulas, deixamos as lâminas em repouso para que o meio de montagem estabilizasse. Posteriormente, foram observadas em microscópio óptico, utilizando os critérios taxonômicos adotados por Brinkhurst e Jamieson (1971), Righi (1984), Brinkhurst e Marchese (1989) e Timm (2009).

4. Análise dos dados

A estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos em cada ponto foi analisada através das métricas de riqueza de espécies (Magurran, 2004), Índice de Dominância de Simpson (Simpson, 1949) e Equitabilidade de Pielou (Pielou, 1966).

Para avaliar as variações na abundância das espécies nos diferentes pontos de amostragem, foi realizada uma análise de Kruskal-Wallis, um teste estatístico não paramétrico. Este método, por não assumir a normalidade dos dados, permite verificar se há diferenças significativas na abundância entre os tempos decorridos de reflorestamento avaliados, oferecendo uma visão detalhada sobre os padrões ecológicos e identificando variações importantes na distribuição das espécies entre os locais (Kruskal & Wallis, 1952).

Com o objetivo de verificar a similaridade na composição da macrofauna dentre os pontos amostrados, foi empregada uma análise de agrupamento (UPGMA) com o índice de similaridade de Morisita. A escolha do índice de Morisita se justifica pela sua maior sensibilidade em cenários com alta variabilidade na abundância das espécies (Morisita, 1959). Este índice é eficaz em dados de contagem de indivíduos, pois leva em consideração a distribuição das abundâncias relativas de cada espécie nas amostras, o que é crucial quando se trabalha com comunidades em que algumas espécies podem ser muito mais abundantes que outras (Magurran, 2004).

A fim de verificar a sensibilidade das espécies às diferentes características físico-químicas e biológicas, foi aplicada a Análise de Espécies Indicadoras (IndVal) (Dufrêne & Legendre, 1997) ($\alpha = 0,2$). Esta análise combina a abundância relativa das espécies com a sua frequência relativa de ocorrência nos córregos amostrados. Esta análise foi realizada utilizando o pacote “indicspecies” (De Cáceres & Legendre, 2009) no software R (R Core Team, 2024), com 9.999 permutações.

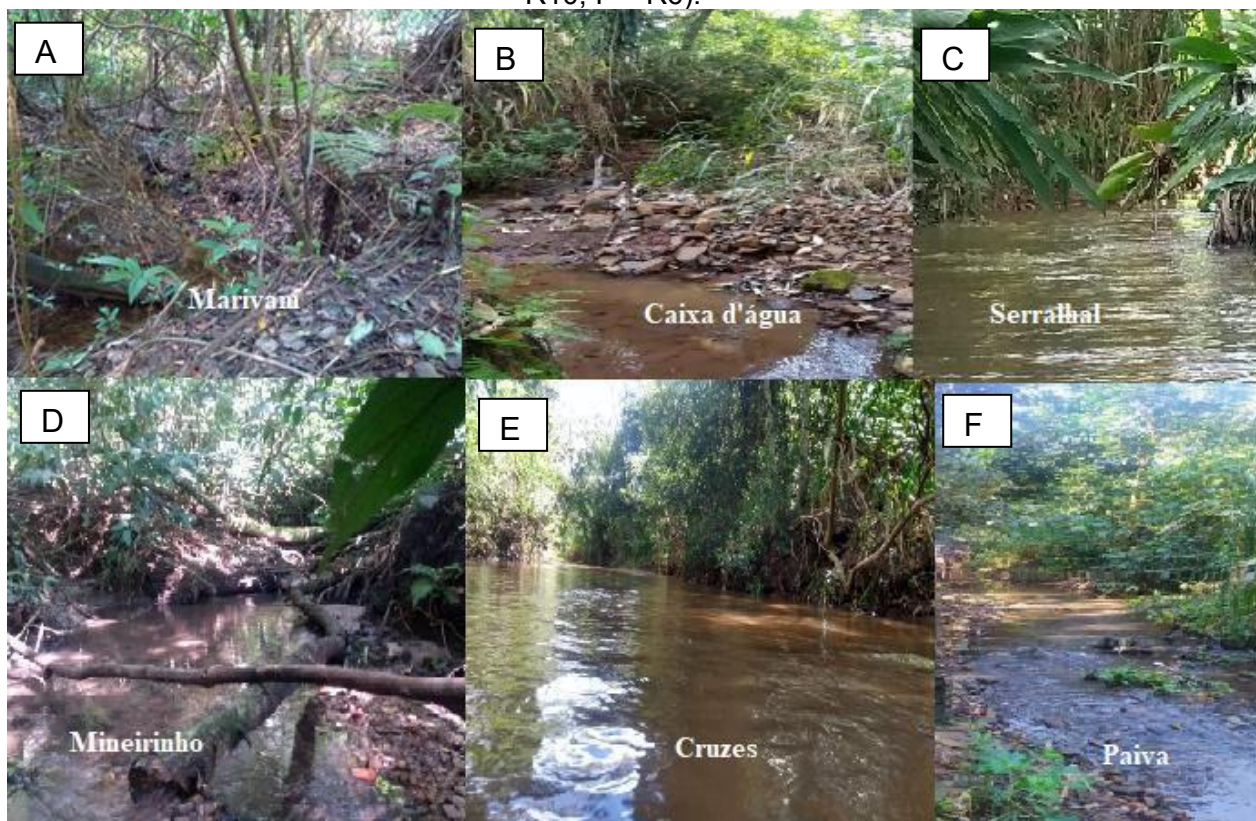
Para a realização das análises dos dados foram utilizados os softwares Palaeontological Statistics (PAST - versão 4.01) (Hammer et al., 2001) e software R versão 3.1.1 (R Core Team, 2024).

5. Resultados

5.1 Córregos estudados

Foi possível observar a presença de Eucaliptos (*Eucalyptus sp.*) (em R6 e R10), Bambus (*Bambusa sp.*) (em R14, R12, R10 e R6), e Capim Colonião (*Panicum maximum*) (em R6, R8, R10, R12 e R14). Também foi observado que em todos os seis ambientes ocorrem ou ocorreram processos erosivos, resultando no alargamento dos trechos onde a água flui. Em particular, no córrego R12, há uma invasão de plantas exóticas, como o Lírio do Brejo (*Hedychium coronarium* ZINGIBERACEAE), que está dominando extensas áreas de ambas as margens, ao longo de grande parte do trecho reflorestado (Abrahão, 2025).

Figura 5. Visão geral dos 6 córregos estudados. (A – R14, B – R8, C – R12, D – R16, E – R10, F – R6).



Fonte: Abrahão, 2025.

Nesta sequência, os dados apresentados são secundários, visto que os parâmetros estudados nos diferentes córregos foram aferidos pelo pesquisador Daniel Abrahão em sua pesquisa.

Os valores médios das variáveis físicas e químicas dos seis córregos estudados estão apresentados a seguir (tabela 2). Nela, são demonstrados os níveis

de pH, oxigênio dissolvido (em % e mg/L), temperatura (°C) e condutividade (μS), permitindo uma comparação entre os diferentes pontos amostrados. Vale salientar que, segundo Gorni (2014), as variáveis físico-químicas, bem como o regime hidrológico local, influenciam diretamente a distribuição das espécies de oligoquetos.

Tabela 2. Média das variáveis Físicas e Químicas nos seis córregos estudados

Córrego/Variáveis	pH	Oxigênio Dissolvido %	Oxigênio Dissolvido mg/L	Temperatura °C	Condutividade μS
R6	7,3	62,9	5,2	20,9	93,1
R8	8,3	80,6	7,0	22,8	38,6
R10	7,1	89,5	7,9	21,1	55,6
R12	7,4	86,3	7,7	20,8	51,9
R14	7,7	68,7	7,0	22,6	56,9
R16	7,8	81,3	7,0	20,0	22,6

Fonte: Abrahão, 2025.

Pode-se observar que o córrego R10 apresentou a maior porcentagem de oxigênio dissolvido, enquanto o córrego R6 registrou a menor concentração. No que diz respeito à condutividade elétrica, o córrego R6 apresentou o maior valor, enquanto o córrego R16 registrou o menor.

A seguir, na (tabela 3), são apresentados os dados sobre o estoque de matéria orgânica nas amostras coletadas, destacando as quantidades de raízes, aparelho reprodutivo, madeira, folhas, miscelânea, FPOM (*Fine Particulate Organic Matter*) e VFPOM (*Very Fine Particulate Organic Matter*). O FPOM consiste em fragmentos orgânicos finos com diâmetro inferior a 1 mm, enquanto o VFPOM é ainda mais microscópico, com partículas menores que 0,1 mm. Ambos são compostos por restos de matéria vegetal e animal, desempenhando papéis essenciais no ciclo de nutrientes dos ecossistemas aquáticos.

Tabela 3. Estoque de matéria orgânica dos seis córregos analisados

Estoque de Matéria Orgânica G/M²						
	R6	R8	R10	R12	R14	R16
Raiz	0,85	1,4	102,6	1,46	1,1	22,3
Aparelho Reprodutivo (Flor/Semente)	3,41	1,1	0,1	1,11	2,0	0
Madeira	20,0	51,8	48,9	51,8	3,1	3,2
Folha	19,5	8,5	7,6	8,5	4,7	3,1
Miscelânea	24,4	43,3	51,9	43,3	144,3	62,4
FPOM	8,2	7,4	6,6	7,4	34,5	6,1
VFPOM	5,9	2,8	1,4	2,8	22,0	0,4

Fonte: Abrahão, 2025.

Em relação ao estoque de matéria orgânica, observa-se que o córrego R10 apresentou o maior valor em relação à raiz, enquanto o córrego R6 registrou a menor quantidade. Em relação à madeira, os córregos R12 e R8 destacaram-se com os maiores valores, ao passo que o córrego R14 apresentou a menor quantidade.

Na sequência temos a (tabela 4), que apresenta a média da largura e profundidade dos seis córregos estudados, nos fornecendo informações sobre fatores que influenciam diretamente a hidrodinâmica, a disponibilidade de habitat para a biota aquática e os processos de transporte e retenção de matéria orgânica.

Tabela 4. Média da largura e profundidade dos seis córregos estudados

Largura e Profundidade		
Córrego	Largura (m)	Profundidade (m)
R6	3,6	0,1
R8	1,8	0,1
R10	4,3	0,2
R12	2,3	0,1
R14	2,1	0,2
R16	1,4	0,09

Fonte: Abrahão, 2025.

O córrego R10 possui a maior largura, com 4,3 metros em média, enquanto o R16 é o mais estreito, com cerca de 1,4 metros. Já a profundidade varia de 0,09 metros, no caso do R16, até 0,2 metros, registrados nos córregos R10 e R14. Essas

características indicam que os cursos d'água analisados são, em sua maioria, rasos, o que pode estar relacionado a fatores naturais e interferências externas, como o uso do solo e o regime de chuvas na região.

5.2 Oligofauna

Obtivemos como resultado da identificação dos espécimes amostrados neste estudo um total de 187 oligoquetos distribuídos dentre as subfamílias: Naidinae, Pristininae e Rhyacodrilinae (tabela 5).

Tabela 5. Quantificação de espécies de oligoquetos registrados em córregos do Estado de São Paulo (As espécies com frequência relativa entre 1% e 50% serão representadas pelo símbolo “#”, enquanto as espécies com frequência relativa entre 50% e 100% serão indicados por “&”).

Espécies	R6	R8	R10	R12	R14	R16
Família Naididae						
Subfamília Naidinae						
<i>Aulophorus borelli</i>	-	-	-	-	&	-
<i>Aulophorus furcatus</i>	-	-	-	-	&	-
<i>Allonais inaequalis</i>	-	-	-	-	-	&
<i>Chaetogaster diaphanus</i>	-	-	#	-	-	#
<i>Dero digitata</i>	&	-	-	-	#	-
<i>Dero nivea</i>	-	-	-	&	-	-
<i>Haemonais waldvogeli</i>	-	-	-	-	&	-
<i>Nais communis</i>	#	-	#	-	#	-
<i>Nais variabilis</i>	-	-	-	-	&	-
Subfamília Pristininae						
<i>Pristina breviseta</i>	-	-	-	&	#	-
<i>Pristina osborni</i>	#	&	-	-	-	-
<i>Pristina proboscídea</i>	-	-	#	-	#	-
<i>Pristina rosea</i>	#	-	#	-	#	-
<i>Pristina synclites</i>	-	-	&	-	-	-
Subfamília Rhyacodrilinae						
<i>Bothrioneurum sp.</i>	&	#	#	#	#	#

Fonte: Elaborado pelo autor, 2024

Indivíduos do gênero *Bothrioneurum* não estão sendo identificados até a resolução taxonômica de espécie devido as diversas dificuldades e incertezas que existem nos estudos taxonômicos sobre eles. Porém é importante salientar que eles ocupam a maior parte dos indivíduos identificados, o que pode demonstrar a alta plasticidade ambiental desses indivíduos. Na sequência temos a espécie *Pristina rosea* e *Pristina synclites*.

5.3 Métricas das comunidades

O valor-p de 0,020 obtido na análise de Kruskal-Wallis indica que há diferenças estatisticamente significativas entre as distribuições das variáveis nos diferentes córregos comparados. Com um valor-p inferior ao nível de significância de 0,05, podemos rejeitar a hipótese nula, que afirmaria que não há diferenças entre os grupos. Esse resultado sugere que os grupos analisados apresentam características ou padrões distintos, e essas variações não podem ser atribuídas ao acaso.

A análise das métricas da comunidade de oligoquetos foi conduzida através do cálculo da média e do desvio padrão apresentadas na metodologia (riqueza de espécies, Índice de Dominância de Simpson e Equitabilidade de Pielou). A riqueza de espécies foi a primeira métrica avaliada (Gráfico 1). Este gráfico destaca as variações na quantidade de espécies observadas, oferecendo uma visão preliminar sobre a biodiversidade das áreas estudadas.

Gráfico 1. Média e Desvio Padrão da Riqueza de Espécies nos Pontos Amostrados



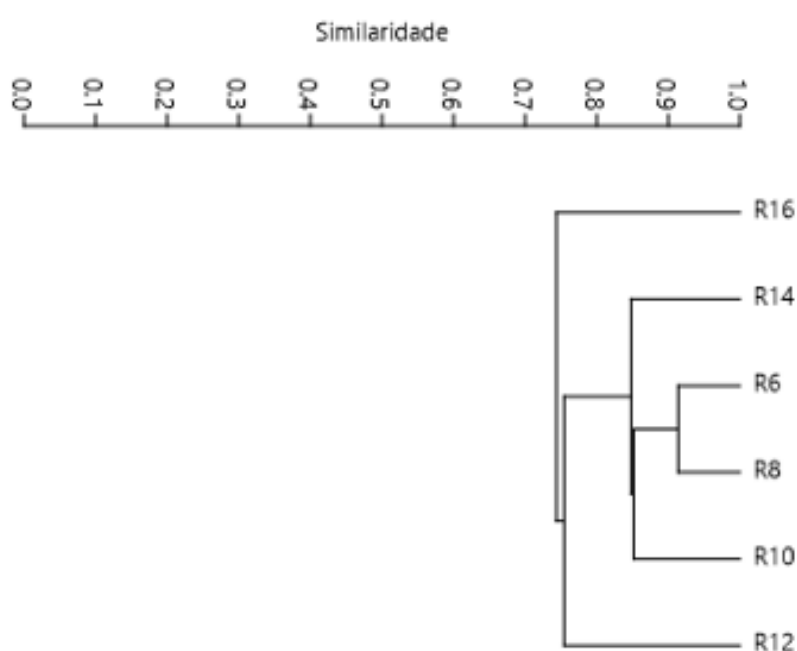
Fonte: Elaborado pelo autor, 2025.

Os resultados indicam que os córregos R8, R12 e R16 apresentaram médias de riqueza de espécies idênticas. Em contrapartida, o córrego R10 se destacou, apresentando a maior média de riqueza de espécies, com um valor de 1,8.

Na sequência, os resultados do Índice de Dominância de Simpson e o Índice de Pielou, permitem uma comparação entre a distribuição das espécies ao longo das diferentes regiões. O valor de 0,20 obtido para o índice de Dominância de Simpson indica uma baixa dominância na comunidade de oligoquetos analisada. Esse valor sugere que a comunidade é relativamente equilibrada, com as abundâncias das espécies distribuídas de maneira mais homogênea, sem uma espécie predominante.

Por outro lado, o valor de 0,93 para o índice de Equitabilidade de Pielou indica que a distribuição das abundâncias das espécies na comunidade é altamente equilibrada. O valor de 0,93 sugere que, apesar de uma leve variação nas abundâncias, a comunidade possui uma estrutura bastante homogênea, o que é um indicativo de alta biodiversidade. Assim, a combinação desses dois índices reforça a ideia de que a comunidade de oligoquetos é diversa e equilibrada, com pouca ou nenhuma espécie dominante. Na sequência, pode se observar o gráfico de análise de agrupamento (UPGMA) com o índice de similaridade de Morisita (gráfico 2) que tem como objetivo comparar os pontos de amostragem com base nas características ambientais e biológicas analisadas.

Gráfico 2. Análise de Agrupamento (Cluster) dos Pontos de Amostragem com o índice de similaridade de Morisita. Correlação cofenética: 0,82.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2025.

A análise do dendrograma revela que todas as amostras (R6, R8, R10, R12, R14 e R16) apresentam um nível de similaridade superior a 0,70, indicando um padrão altamente homogêneo entre elas. Esse resultado sugere que as áreas analisadas compartilham características ecológicas semelhantes.

No entanto, dentro desse grupo maior, há subdivisões que indicam diferenças. As amostras R6, R8, R10 e R14 formam um subgrupo mais próximo, sugerindo que apresentam maior proximidade em relação às variáveis analisadas. Já as amostras R12 e R16, embora ainda mantenham alta similaridade com o conjunto, se agrupam de forma separada dentro da hierarquia, o que pode indicar variações ambientais ou estruturais.

A Análise de Espécies Indicadoras (INDVAL) (tabela 6) tem como objetivo identificar espécies indicadoras para os diferentes grupos de amostras, permitindo compreender quais espécies estão mais fortemente relacionadas aos diferentes córregos analisados.

Tabela 6. Análise de Espécies Indicadoras (INDVAL). Valores de espécies indicadoras obtido por 9.999 permutações

Espécie	Córrego	INDVAL	P
<i>Pristina breviseta</i>	R12	0.481	0.114*
<i>Pristina osborni</i>	R8	0.468	0.146*
<i>Pristina synclites</i>	R10	0.661	0.0191*
<i>Allonais inaequalis</i>	R16	0.577	0.0589*
<i>Chaetogaster diaphanus</i>	R16	0.530	0.0643*

Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

A Análise (tabela 6) apresentada, evidencia a distribuição das espécies de oligoquetos ao longo dos diferentes pontos de amostragem, permitindo identificar possíveis padrões ecológicos específicos para cada córrego. Observa-se que *Pristina breviseta* está associada ao ponto de amostragem R12, o que sugere uma forte relação dessa espécie com as condições ambientais particulares desse córrego. De forma semelhante, *Pristina osborni* e *Pristina synclites* estão associadas aos pontos R8 e R10, respectivamente, indicando que estas espécies podem estar adaptadas a variáveis específicas desses locais, como parâmetros físico-químicos da água (por exemplo, oxigênio dissolvido, pH e concentração de nutrientes) ou características do substrato. Por sua vez, as espécies *Allonais inaequalis* e *Chaetogaster diaphanus*,

encontradas no ponto R16, podem indicar condições ambientais distintas, possivelmente relacionadas à estrutura do habitat ou à qualidade da água naquele córrego.

6. Discussão

A análise dos parâmetros físico-químicos revela importantes diferenças associadas ao tempo de reflorestamento. Dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio (O₂) é um dos mais importantes na dinâmica e caracterização de ecossistemas aquáticos (Esteves, 1998). Os dados do oxigênio dissolvido (OD) mostram que o Córrego R10, apresentou o maior percentual de oxigênio dissolvido (89,5%) e a maior concentração em mg/L (7,9). Esses valores indicam que o reflorestamento nesse córrego tem favorecido a recuperação da qualidade da água, promovendo condições ideais para a vida aquática. Em contraste, o Córrego R6 apresentou os menores valores de OD (62,9% e 5,2 mg/L), sugerindo que o reflorestamento ainda não foi suficientemente eficaz para melhorar as condições de oxigenação da água, refletindo a necessidade de mais tempo para a recuperação ambiental. Os baixos níveis de oxigênio apontam para uma relação inversamente proporcional à condutividade elétrica (Alves; Lucca, 2000)

A concentração de poluentes orgânicos no meio é evidenciada, indiretamente, pelos valores da condutividade elétrica. Na medida em que sólidos dissolvidos são adicionados à água, a condutividade elétrica aumenta (Lopes, et al. 2019). O Córrego R6 apresentou a maior condutividade (93,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$), o que pode indicar uma maior concentração de poluentes ou sais dissolvidos. Em contrapartida, o Córrego R16, apresentou a menor condutividade (22,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$), sugerindo que a água desse córrego é menos afetada por poluentes e sólidos dissolvidos, possivelmente devido à maior maturidade do reflorestamento e à recuperação da mata ciliar. Segundo a CETESB (2009), valores de condutividade elétrica superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ são indicativos de ambientes impactados. Assim, o Córrego R6 está próximo de ser classificado como um ambiente com impactos significativos.

Não obstante, o reflorestamento é fundamental para a recuperação ambiental, especialmente para a restauração da mata ciliar, que ajuda a filtrar poluentes e estabilizar o solo (Poggiani, 1979; Naiman et al., 2005). Porém, para reverter totalmente a situação do córrego R6, outras ações integradas também são necessárias, como o controle de fontes pontuais e difusas de poluição, o tratamento adequado de efluentes e a gestão sustentável das áreas urbanas adjacentes (Novotny, 2003; Allan, 2004). Somente assim será possível garantir a melhoria da

qualidade da água e a recuperação completa do ecossistema aquático (Meyer et al., 2005).

Á respeito do estoque de matéria orgânica, Girolli (2019) nos diz que ambientes organicamente poluídos modificam a estrutura e composição da assembleia de Oligochaeta. Tal informação é confirmada por trabalhos anteriores, onde elevadas densidades de oligoquetos ocorreram em ambientes altamente poluídos (Chapman et al., 1980; Rosenberg; Resh, 1993; Reynoldson; Rodriguez, 1999; Collado; Schmelz 2001; Suriani et al., 2007; Behrend et al., 2012). Outros trabalhos também mostraram que ambientes enriquecidos organicamente desestruturam a comunidade de macroinvertebrados favorecendo alguns grupos taxonômicos, especialmente os oligoquetos (Zinchenko, 1992; Pamplin, 2004; Rodrigues, 2003).

O córrego R10, de modo geral, apresentou maior quantidade de estoque de matéria orgânica, o que pode estar relacionado com suas características hidrogeomorfológicas, visto que é o córrego com maior largura e profundidade. Características como essas, influenciam diretamente a deposição e o acúmulo de matéria orgânica, uma vez que córregos mais largos e profundos apresentam menor velocidade de fluxo em determinadas seções, favorecendo a sedimentação de partículas orgânicas finas e detritos alóctones (Casatti et al., 2002; Allan & Castillo, 2007). Além disso, esses ambientes podem ter maior capacidade de retenção de galhos, folhas e troncos, contribuindo para a complexidade do habitat e para o aumento da disponibilidade de matéria orgânica para os organismos bentônicos (Abelho, 2001). A presença de poções e áreas de deposição pode intensificar esse acúmulo, funcionando como sumidouros naturais de matéria orgânica (Minshall et al., 1992).

Em relação ao pH, o Córrego R8 apresentou o valor mais elevado, o que pode estar associado à maior presença da espécie *Pristina osborni*, que foi mais abundante nesse córrego. Gorni (2015) apresenta dados de um diagrama da Análise de Correspondência Canônica, que relaciona a comunidade de Oligochaeta com as variáveis ambientais, indicando que os indivíduos dessa espécie estiveram associados a condições semelhantes de pH.

Quanto a comunidade de oligoquetos, indivíduos do gênero *Bothrioneurum sp.*, pertencente a subfamília Rhyacodrilinae, representam 59,89% de toda a fauna encontrada. Suas espécies são consideradas cosmopolitas, comumente encontradas na Europa, Ásia, América do Norte e do Sul e África (Brinkhurst; Jamieson, 1971;

Brinkhurst; Marchese, 1989). Geralmente, este gênero é encontrado em sedimentos com matéria orgânica abundante (Marchese, 1987; Montanholimartins; Takeda, 1999; Behrend et al., 2009; Lafont et al., 2012). Resultados similares foram obtidos por Alves et al. (2006), Dornfeld et al. (2006), Suriani et al. (2007), Martins et al. (2008), e Behrend et al. (2012), onde altas abundâncias da subfamília Rhyacodrilinae mostraram-se associados ao enriquecimento orgânico. Neste estudo, foi possível encontrar este gênero em todos os pontos amostrados, embora tenha sido mais abundante nos córregos R6, que apresentaram menor quantidade de matéria orgânica, e R10 com maior quantidade de matéria orgânica. Esses resultados indicam que o gênero possui alta plasticidade ambiental, sendo capaz de se adaptar a diferentes condições de qualidade da água e variabilidade no aporte de matéria orgânica. Estudos apontam este gênero como tolerantes a ambientes poluídos (Verdonschot, 1989; Pasteris et al., 1999; Marchese; Ezcurra de Drago 1999; Suriani et al., 2007; Lin; Yo, 2008; Behrend et al., 2012; Lafont et al., 2012; Zhao; Liu, 2012; Zeybek et al., 2018; Gorni et al., 2018)

Pristina rosea, a segunda espécie mais encontrada neste trabalho, também se apresenta como espécie tolerante e amplamente distribuída, comumente encontrada em ampla distribuição em habitats de corpos d'água de diversos tamanhos (Nijboer et al., 2004).

A relação entre a abundância de organismos e o índice de Pielou revela um padrão relevante. O córrego R6 que apresenta a maior abundância de organismos, também apresenta o índice de diversidade mais baixo, indicando que, apesar da elevada densidade de indivíduos, o ecossistema é dominado por poucas espécies. Esse fenômeno pode refletir um desequilíbrio ecológico, possivelmente associado à poluição ou a outros fatores ambientais que limitam a diversidade biológica. Em contraste, o córrego R10 embora possua uma abundância moderada, apresenta o maior índice de diversidade, sugerindo que, apesar do número relativamente menor de indivíduos, a comunidade biológica é mais equitativa e diversa. Esse padrão sugere que o córrego R10 oferece um ambiente mais estável e menos impactado, promovendo condições favoráveis à coexistência de uma variedade maior de espécies.

A análise de agrupamento demonstrou alinhamento consistente com as características físico-químicas e biológicas avaliadas neste estudo, bem como com o tempo de reflorestamento de cada córrego. Para avaliar a qualidade do ajuste dos

dados ao modelo de agrupamento, foi realizada a análise de correlação cofenética, que apresentou valores superiores a 0,8, conforme os critérios estabelecidos por Rohlf e Fisher (1968). Esses resultados reforçam a robustez do método empregado e a confiabilidade das relações ecológicas inferidas a partir das variáveis analisadas. A formação de subgrupos bem definidos sugere que fatores ambientais específicos, como variações na composição do substrato, disponibilidade de matéria orgânica e as características físico-químicas, desempenham um papel determinante na diferenciação ecológica entre as áreas analisadas (Legendre & Legendre, 2012).

Referente ao tempo de reflorestamento, a análise de agrupamento (gráfico 2) nos confirma a similaridade entre os córregos R6 e R8. Já o córrego R16, apresenta baixa similaridade com os outros córregos. Esses dados estão de acordo com a literatura de autores como Nessimian et al. (2008), Roque e Trivinho-Strixino (2000) e Roque et al. (2003), que destacam que reflorestamentos mais antigos promovem uma redução na incidência de luz, a recuperação de dispositivos naturais de retenção de leitos e uma menor perda de sedimentos. Esses fatores contribuem para o enriquecimento dos habitats aquáticos e, conseqüentemente, para o aumento da riqueza de macroinvertebrados bentônicos, incluindo oligoquetos. Por outro lado, áreas com reflorestamentos mais recentes demonstraram sinais de perturbação ambiental, como maior sedimentação no leito dos córregos, processos erosivos, mata ciliar menos densa e substrato menos desenvolvido, o que pode comprometer a qualidade do habitat e a diversidade biológica associada.

A análise de espécies indicadoras (INDVAL) revelou espécies específicas associadas a cada córrego, refletindo as características particulares de seus respectivos ambientes. A espécie *Pristina breviseta* foi registrada como indicadora do córrego R12, que se caracteriza por níveis relativamente elevados de oxigenação, temperatura equilibrada e um estoque moderado de matéria orgânica, com destaque para a alta quantidade de madeira e miscelânea presentes. Esses dados corroboram a literatura de Moretto et al. (2013) e Dornfeld et al. (2006), que indicam a preferência da espécie por ambientes com partículas maiores de sedimento e temperaturas adequadas, como observado neste córrego.

A segunda espécie, do mesmo gênero, é *Pristina osborni*, que foi registrada como indicadora do córrego R8. A literatura aponta que essa espécie está associada a variáveis como largura do córrego, velocidade do fluxo, vazão e pH (Gorni, 2015). Esses dados estão em consonância com os resultados deste estudo, uma vez que o

córrego R8 é o que apresenta o maior valor de pH entre os córregos analisados. Estudos indicam que espécies deste gênero *Pristina* estão frequentemente associadas a características ambientais específicas, como condições hidrodinâmicas e disponibilidade de matéria orgânica (Collado & Schmelz, 2001). Além disso, *P. osborni* foi registrada em ambientes tropicais com diferentes composições químicas da água, sugerindo uma plasticidade ecológica em relação a variáveis físico-químicas, incluindo o pH (Rodrigues et al., 2020).

Pristina synclites foi apontada como espécie indicadora do córrego R10 associando-se à baixa concentração de oxigênio dissolvido (Alves et al. 2006) e a grandes quantidades de matéria orgânica (Fusari & Fonseca-Gessner, 2006). Embora o córrego R10 apresente o maior valor de oxigenação, o que contradiz a literatura em relação à espécie, a elevada quantidade de matéria orgânica encontrada no córrego corrobora com as informações existentes na literatura, sugerindo que a matéria orgânica pode ser um fator mais determinante para a presença dessa espécie do que os níveis de oxigênio dissolvido.

As espécies *Allonais inaequalis* e *Chaetogaster diaphanus* foram identificadas como indicadoras do córrego R16, que apresenta um pH ligeiramente alcalino, oxigênio dissolvido adequado, temperatura moderada e condutividade baixa. Essas condições físico-químicas oferecem um cenário favorável para a ocorrência dessas espécies, refletindo sua plasticidade ecológica, ou seja, a capacidade de se adaptar e resistir a diferentes variações ambientais, demonstrando sua flexibilidade em diversos habitats

A espécie *Allonais inaequalis*, da subfamília Naidinae, é nativa do Brasil e está comumente associada a ambientes aquáticos com maior disponibilidade de matéria orgânica, frequentemente impactados por atividades antrópicas, devido à sua alta tolerância a variações ambientais (Schenkova & Helešic, 2006). Além disso, como organismo bentônico, *A. inaequalis* passa grande parte do tempo em contato com o substrato e com a coluna d'água, o que aumenta a exposição a substâncias tóxicas, tornando-a um bom indicador de poluição (Rocha et al., 2018; Neto et al., 2019). Estudos toxicológicos têm mostrado que essa espécie é eficaz na identificação da toxicidade de substâncias, como cádmio e mercúrio, com sensibilidade superior a outras espécies utilizadas em climas temperados, como *Lumbriculus variegatus* (Gazonato, 2018; Corbi et al., 2015). A facilidade de cultivo, baixo custo e a ampla distribuição geográfica de *A. inaequalis* são características que tornam essa espécie

uma excelente candidata para bioensaios e programas de biomonitoramento (Martins, 2013; Brentano, 2006).

Outra espécie observada foi *Chaetogaster diaphanus*, também pertencente à subfamília Naidinae (Naididae), é uma espécie de pequeno porte frequentemente encontrada em levantamentos de biomonitoramento em córregos e habitando sedimentos variáveis, de finos a grossos. Sua presença é característica de habitats superficiais, e sua ocorrência na interface entre águas subterrâneas e superficiais pode indicar infiltração de água de superfície. Essa espécie é considerada resistente à poluição química, o que está em consonância com as características do córrego R16, que, entre os outros córregos analisados, apresenta menor profundidade (Timm, 2009; Corbi et al., 2015).

Os resultados desta pesquisa revelam que o tempo dedicado ao reflorestamento influencia de maneira significativa tanto a qualidade da água quanto a composição das comunidades de oligoquetos. Os dados indicam uma relação positiva entre as variáveis físico-químicas da água e a estrutura das comunidades biológicas. Córregos com reflorestamento recente, como o R6, apresentam sinais de degradação ambiental, sugerindo que o processo de recuperação ainda necessita de um tempo considerável para alcançar uma estabilidade ecológica. Por outro lado, córregos com reflorestamento mais avançado, como o R10 e R16, demonstram condições mais favoráveis à biodiversidade, refletidas em uma maior riqueza de espécies e em uma estrutura comunitária mais equilibrada.

7. Considerações finais

A análise dos parâmetros físico-químicos e biológicos dos córregos estudados revelou interações importantes entre o tempo de reflorestamento e a qualidade ambiental. Os dados de oxigênio dissolvido (OD) destacaram o impacto positivo do reflorestamento na recuperação das condições aquáticas, como observado no córrego R10, que apresentou o maior índice de OD e a maior riqueza de espécies. Por outro lado, córregos com reflorestamento mais recente, como o R6, mostraram maior vulnerabilidade a impactos ambientais, evidenciada pela menor oxigenação, maior condutividade elétrica e menor riqueza de oligofauna. Esses resultados indicam que o tempo decorrido desde o início do reflorestamento é um fator crucial para a restauração ecológica eficaz.

As diferenças nos índices de diversidade e riqueza de espécies reforçam a importância de ambientes equilibrados para promover a coexistência de diferentes organismos. A presença abundante de oligoquetos tolerantes, como *Bothrioneurum sp.* e *Pristina spp.*, especialmente em córregos potencialmente poluídos, destaca o papel desses organismos como indicadores de degradação ambiental. Além disso, esses organismos ajudam a ilustrar a relação entre a qualidade do habitat e a composição faunística.

Nesse contexto, o reflorestamento desempenha um papel essencial na recuperação dos ecossistemas aquáticos, com especial ênfase na restauração das matas ciliares. Essas áreas vegetadas não apenas protegem os recursos hídricos, mas também são fundamentais para manter a qualidade da água e promover o reabastecimento dos aquíferos. Essa dinâmica é importante para garantir a sustentabilidade dos ecossistemas, tanto aquáticos quanto terrestres, ao criar uma relação equilibrada entre os diversos grupos que dependem desses ambientes.

Por fim, o tempo de reflorestamento se mostrou determinante para a recuperação dos habitats aquáticos e das comunidades biológicas associadas. A análise de agrupamento revelou uma maior similaridade entre córregos com reflorestamento recente, enquanto os córregos com reflorestamento mais antigo, como o R16, apresentaram diferenças nítidas e visíveis. Esses achados destacam a importância de continuar com estratégias de monitoramento contínuo das áreas reflorestadas, utilizando bioindicadores como oligoquetos e variáveis físico-químicas.

Isso permitirá avaliar a efetividade das ações e orientar futuras práticas de manejo e conservação dos ecossistemas.

Referências

- ABELHO, M. (2001). From litterfall to breakdown in streams: a review. **The Scientific World Journal**, 1, 656-680.
- ABRAHÃO, D. P. Avaliação da produção secundária em córregos urbanos pela análise da comunidade de macroinvertebrados aquáticos, 2025. 107p. **Tese (Doutorado)** – Escola de engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- ABRAHÃO, D. P. Avaliação da produção secundária em córregos de Cerrado pela análise da comunidade de macroinvertebrados aquáticos, 2017. 98p. **Dissertação (Mestrado)** – Escola de engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- AB'SABER, Aziz et al. Identificação de área para o reflorestamento no espaço total do Brasil. **Estudos Avançados** – Universidade de São Paulo. São Paulo.1990, p. 26 –40 –64.
- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, Paraná, v.1, n.1, p. 70-78, 2005.
- ALLAN, J. D., & CASTILLO, M. M. (2007). Stream Ecology: Structure and function of running waters. **Springer Science & Business Media**.
- ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, p. 257-284, 2004.
- ALBA-TERCEDOR, J. **Macroinvertebrados Acuáticos y Calidad De Las Águas De Los Rios**. IV Simposio del agua en Andalucía (SIAGA), Almeria, vol. II: p. 203-213, 1996.
- ALVES, R. G.; GORNI, G. R. Naididae species (Oligochaeta) associated with submersed aquatic macrophytes in two reservoirs (São Paulo, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensis**, v.19, n. 4, p. 407-413, 2007.
- ALVES, R. G, LUCCA, J. V. Oligochaeta (Annelida: Clitellata) como indicador de poluição orgânica em dois córregos pertencentes à Bacia do Ribeirão do Ouro – Araraquara (São Paulo-Brasil). **Brazilian Journal of Ecology**, v. 4, n. 1-2, p. 112-117, 2000.
- ALVES, R. G.; MARCHESE, M. R.; ESCARPINATI, S. C. Oligochaeta (Annelida, Clitellata) in lotic environments in the state of São Paulo, Brazil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 96, n. 4, p. 431-435. 2006.
- ALVES, R. G.; MARCHESE, M. R.; MARTINS, R. T. Oligochaeta (Annelida, Clitellata) of lotic environments at Parque Estadual Intervales (São Paulo, Brasil). **Biota Neotropica**, v. 8, n. 1, p. 69-72, 2008.

ARAÚJO NETO, L.; HANAI, F.Y.; NASCIMENTO, R.C.M.; ROSSO PINTO, M.J. **Atlas das Bacias Hidrográficas do Município de Araraquara-SP**. Araraquara-SP: PMA. São Carlos: UFSCar. 2023.

ARCOVA, F.C.S.; CESAR, S.F.; CICCIO, V. Qualidade da água em microbacias recobertas por floresta de Mata Atlântica, Cunha, São Paulo. **Revista do Instituto Florestal de São Paulo**, São Paulo, v.10, n.2, p.185-96, 1998.

BEHREND, R. D. L.; FERNANDES, S.E.P.; FUJITA, D. S.; TAKEDA, A.M. Eight years of monitoring aquatic Oligochaeta from the Baía and Ivinhema Rivers. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 2, p. 559-571, 2009.

BEHREND, R. D. L.; TAKEDA, A. M.; GOMES, L. C.; FERNANDES, S. E. P. Using Oligochaeta assemblages as an indicator of environmental changes. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 72, n. 4, p. 873-884, 2012.

BRENTANO, D. M. Desenvolvimento e aplicação do teste de toxicidade crônica com *Daphnia magna*: avaliação de efluentes tratados de um aterro sanitário. 2006. 145p. **Dissertação (Mestrado)**. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2006.

BRINKHURST, R. O.; JAMIESON, B. G. M. Aquatic Oligochaeta of the world. **University of Toronto Press**, p. 860, 1971.

BRINKHURST, R.O; MARCHESE, M.R. Guia para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamerica. Asociación Ciencias Naturales del Litoral. Argentina. **Colección Climax**, v. 5, p. 179, 1989.

CALLISTO, M. et al. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde dos riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Florianópolis, v.1, n.6, p.71-82, 2001.

CALLISTO, M. & GONÇALVES, J.F.Jr. A vida nas águas das montanhas. **Ciência Hoje** 31 (182): 68-71. 2002

CALLISTO, M.; GONÇALVES JUNIOR, J. F.; MORENO, P. Invertebrados Aquáticos como Bioindicadores. In: Goulart, E. M. A. (Eds). **Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais**. Belo Horizonte, p. 555-567, 2005.

CASATTI, L., MENDES, H. F., & FERREIRA, K. M. (2002). Ecologia da ictiofauna de um córrego de cabeceira da bacia do alto rio Paraná, no estado de São Paulo, sudeste do Brasil. **Iheringia. Série Zoologia**, 92(3), 69-78.

Catálogo de plantas e fungos do Brasil, volume 2 / [organização Rafaela Campostrini Forzza. et al.]. - Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson Estúdio: **Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro**, v.2. 2010.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Relatório de Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo** 2009. São Paulo. 2017. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas->

interiores/wpcontent/uploads/sites/12/2013/11/Cetesb_QualidadeAguasInteriores_2017_02-06_VF.pdf. Acesso em: 30 set. 2024

CHAPMAN, P. M.; CHURCHLAND, L. M.; THOMSON, P. A.; MICHNOWSKY, E. Heavy metal studies with oligochaetes. In: Aquatic oligochaete biology. **Springer**, Boston, MA, p. 477-502, 1980.

COLLADO, R.; SCHMELZ, R. M. Oligochaete distribution patterns in the Iberian Peninsula. **Hydrobiologia**, v. 463, p. 89–98, 2001.

COLLADO, R.; SCHMELZ, R. M. Oligochaete distribution patterns in two German hardwater lakes of different trophic state. **Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters**, 31(4), p. 317-328, 2001.

CORBI, J. J., GORNI, G. R. & CORREA, R. C. An evaluation of Allonais inaequalis Stephenson, 1911 (Oligochaeta: Naididae) as a toxicity test organism. **Ecotoxicology and Environmental Contamination**, 10(1), 7–11. 2015.

CORBI, J. J.; JANCOS, M. A.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; FRAGOSO, E. N. Occurrence of Oligochaeta living on larvae of Odonata from Ipeúna (São Paulo state, Brazil). **Biota neotropica**, v.4, n2, p. 1-3, 2004.

CORREIA, L.C.S.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Macroinvertebrados da Rizosfera de Scirpus cubensis na lagoa do Infernã (Estação Ecológica de Jataí – SP): Estrutura e função. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.10, n.1, p. 37-47, 1998.

COUTINHO, L. M.; MARCHIORO, E. Influência da morfometria e da ação antrópica sobre ocorrências de inundações na bacia hidrográfica do Córrego Amarelo, Cachoeiro de Itapemirim-ES. **Revista Espaço & Geografia**, v. 27, 2024.

DE CACERES, M.; LEGENDRE, P.; Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. **Ecological Society of America**. v.90, p.35663574, 2009.

DINIZ, F. G.; SILVA, M. S. F.; ANDRADE, M. H. S. Impactos socioambientais e a conservação do Córrego Bandeira em Campo Grande-MS. **Revista Monografias Ambientais**, v. 20, 2021.

DORNFELD, C.B.; ALVES, R.G.; LEITE, M.A.; ESPÍNDOLA, E.L.G. Oligochaeta in eutrophic reservoir: the case of Salto Grande reservoir and their main affluent (Americana, São Paulo, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.18, n.2, p.189197, 2006.

DUFRENE, M. AND LEGENDRE, P.; Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. **Ecological Monographs**. v.67, p.345-366, 1997.

ERSÉUS, C.; ENVAL, I.; DE WIT, P.; GUSTAVSSON, L. M. Molecular data reveal a tropical freshwater origin of Naidinae (Annelida, Clitellata, Naididae). **Molecular Phylogenetics and Evolution**. v. 115. 2017.

ESTEVEES, F. A. Fundamentos de limnologia. 2ªed. Rio de Janeiro: **Interciência**, p. 602, 1998.

FREITAS, D. E SANTOS, S. A. M. **Atlas histórico socioambiental das regiões hidrográficas de São Carlos** – SP [recurso eletrônico]. 2. Ed. São Carlos: Mota Produções. 2021. Disponível em: https://drive.google.com/file/d/1zqYvC_32lm98m3wfZ8exJcRsosUv3kVv/view. Acesso em: 17 de set. de 2024

FUSARI, L. M.; FONSECA-GESSNER, A. A. Environmental assessment of two small reservoirs in southeastern Brazil, using macroinvertebrate community metrics. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.18, n. 1, p. 89-99, 2006.

GALDEAN N., CALLISTO M., & BARBOSA F. A. R. Lotic Ecosystems of Serra do Cipó, southeast Brazil: water quality and a tentative classification based on the benthic macroinvertebrate community. **Aquatic Ecosystem Health and Management** 3, 545-552. 2000.

GAZONATO NETO, A. J. Avaliação da toxicidade de metais e pesticidas, isolados e em mistura, sobre duas espécies de oligochaeta nativos neotropicais. **Tese de doutorado**. UFSCar. 2018.

GILLER, P. S., et. al. Biodiversity effects on ecosystem functioning: emerging issues and their experimental test in aquatic environments. **Oikos** 104. 2004.

GIROLLO, D. A.; Oligochaeta (Annelida: Clitellata) como indicadores da qualidade da água e sedimento em reservatórios no Estado de São Paulo; **Dissertação (Mestrado)** – Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente, Universidade de Araraquara; Araraquara, 2019.

GORNI, G. R.; ALVES, R. G. Naididae (Annelida, Oligochaeta) associated with briophytes in Brotas, State of São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.24, n.2, p. 518- 519, 2007.

GORNI, G. R.; ALVES, R. G. Oligochaeta (Annelida: Clitellata) em córregos de baixa ordem do Parque Estadual de Campos do Jordão (São Paulo-Brasil). **Biota Neotropica**, v. 8, n. 4, p. 161-165. 2008.

GORNI, G. R.; ALVES, R. G. Influência de variáveis ambientais sobre a comunidade de oligoquetos (Annelida: Clitellata) em um córrego neotropical. **Revista Biotemas**, 28 (1). 2015.

GORNI, G. R.; PEIRÓ, D. F.; SANCHES, N. Aquatic Oligochaeta (Annelida: Clitellata) from State of São Paulo, Brazil: Diversity and Occurrence review. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 15, n. 1, p. 1-8. 2015.

GORNI, G. R., SANCHES, N. A. D. O., COLOMBO-CORBI, V., & CORBI, J. J. Oligochaeta (Annelida: Clitellata) in the Juruena River, MT, Brazil: species indicators of substrate types. **Biota Neotropica**, 18(4). 2018.

GOULART, M.; CALLISTO, M.; Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, 2003.

GREEN, J. A note on the food of *Chaetogaster diaphanus*. *Annals and Magazine of Natural History: Series 12*, 7:83, 842-844. 1954. DOI: 10.1080/00222935408651798

GUIMARÃES, R. Z., GONÇALVES, M. L., & MEDEIROS, S. W. (2008). *A silvicultura e os recursos hídricos superficiais*. **Pesquisa Florestal Brasileira**, (56), 79–85.

HAMMER O, HARPER DAT, RYAN PD.; PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. **Paleontol. Electron.** 2001.

HELLAWELL, J. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. **Elsevier Applied Science Publ.** 546p. London & New York. 1986.

HOMEM, V.P. – A cultura do eucalipto: sua importância no melhoramento dos solos. **Anuário brasileiro de economia florestal**, Rio de Janeiro, 11 (11): 146-54, 1959.

IMOUBE, T.O.T., OHIOZEBAU, E. Pollution status of a tropical forest river using aquatic insects as indicators. *Afr. J. Ecol.* 48, 232–238. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.2009.01153.x>. 2010.

JABLONSKA, A. Oligochaete communities of highly degraded urban streams in Poland, Central Europe. *Northwest J. Zool.* 1, 74–82. 2014.

KARR, J. R. Defining and measuring river health. **Freshwater Biology** 4: p. 221-234, 1999.

KRUSKAL, W.H., & WALLIS, W.A. (1952). Use of ranks in one-criterion variance analysis. **Journal of the American Statistical Association**, 47(260), 583–621.

LAFONT, M.; TIXIER, G.; MARSALEK, J.; JÉZÉQUEL, C.; BREIL, P.; SCHMITT, L. From research to operational biomonitoring of freshwaters: a suggested conceptual framework and practical solutions. **Ecohydrology & hydrobiology**, v. 12, n. 1, p. 920, 2012.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. Numerical Ecology. 3rd ed. Elsevier, 2012.

LIN, K. J.; YO, S. P. The effect of organic pollution on the abundance and distribution of aquatic oligochaetes in an urban water basin, Taiwan. **Hydrobiologia**, v. 596, n. 1, p. 213- 223, 2008.

LOPES, M. G.; SANCHES, N. A. O.; GORNI, G. R. Qualidade da água em nascentes do município de Araraquara-SP: Uma abordagem utilizando bioindicadores ambientais. **Revista Brasileira Multidisciplinar – REBRAM**. v. 22, n.1. 2019.

LOURENSONI G.A importância do reflorestamento para garantir a qualidade de vida. **Painel Florestal**. p. 63. 2013.

MAGURRAN, A. E. & MCGILL., B. Biological Diversity. **OxfordUniversity** Press, Oxford. 2011.

MAGURRAN, A.E. (2004). Measuring Biological Diversity. **Blackwell Publishing**.

MARCHESE, M. R. (2019). Benthic oligochaetes as indicators of environmental conditions: A review. **Ecological Indicators**, 102, 725–738.

MARCHESE, M.R. The ecology of some Benthic Oligochaeta from the Parana River Argentina. **Hydrobiologia**, 155, 209– 214. 1987.

MARCHESE, M. & I. EZCURRA DE DRAGO. Use of benthic macroinvertebrates as organic pollution indicators in lotic environments of the Paraná River drainage basin. Pol. Arch. **Hydrobiol.** 46: 233-255. 1999.

MARTIN, P., MARTINEZ-ANSEMIL, E., PINDER, A., TIMM, T., & WETZEL, M. J. (2008). Global diversity of oligochaetous clitellates ("Oligochaeta"; Clitellata) in freshwater. **Hydrobiologia**, 595, 117–127.

MARTINS, R. T.; SILVEIRA, L. S.; ALVES, R. G. Colonization by oligochaetes (Annelida: Clitellata) in decomposing leaves of Eichhornia azurea (SW.) Kunth (Pontederiaceae) in a neotropical lentic system. **Annales of limnologie**, v. 47, p. 339-346, 2011.

MARTINS, J. G.; Efeitos tóxicos de biocidas (hipoclorito de sódio e bionopol) no custráceo cladóceros Daphnia magna. **Dissertação (Mestrado)**. Universidade do Porto, Portugal. P.69. 2013.

MARTINS, R. T.; STEPHAN, N. N. C.; ALVES, R. G. Tubificidae (Annelida: Oligochaeta) as an indicator of water quality in an urban stream in southeast Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 20, n. 3, p. 221-226, 2008.

MATSUMURA-TUNDISI, T. Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil. In: HENRY, R. **Ecologia de reservatórios** São Paulo: FAPESP/FUNDIBIO, 1999. p.4154.

METCALFE, J. L. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. **Environmental Pollution**, v. 60, p. 101-39, 1989.

MEYER, J. L. et al. Effects of urbanization on streams: watershed-scale controls on macroinvertebrate communities. **Hydrobiologia**, v. 518, n. 1-3, p. 61-73, 2005.

MINSHALL, G. W., PETERSEN, R. C., CUMMINS, K. W., BOTT, T. L., SEDELL, J. R., CUSHING, C. E., & VANNOTE, R. L. (1992). Stream ecosystem dynamics of the Salmon River, Idaho: an 8th order system. **Journal of the North American Benthological Society**, 11(2), 111-137.

MONTANHOLI-MARTINS, M. C.; TAKEDA, A. M. Communities of benthic oligochaetes in relation to sediment structure in the Upper Paraná River, Brazil.

Studies Neotropical Fauna & Environment, v. 34, p. 52-58, 1999.

MORETTI, M., & CALLISTO, M. (2005). Bioindicação da qualidade das águas utilizando macroinvertebrados bentônicos: proposta para o Estado de Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 10(2), 149–163.

MORETTO, Y.; SIMÕES, N.R.; BENEDITO, E.; HIGUTI, J. Effect of trophic status and sediment particle size on diversity and abundance of aquatic Oligochaeta (Annelida) in neotropical reservoirs. **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology**, v.49, n. 1, p. 65-78, 2013.

MORISITA, M. (1959). Measuring of the dispersion of individuals and analysis of the distributional patterns. **Mem. Fac. Sci. Kyushu Univ., Ser. E (Biol.)**, 2, 215-235.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J.; BAPTISTA, D. Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. **Technical Books Editora**, 176 p., 2010.

NAIMAN, R. J., et. al. Origins, Patterns, and Importance of Heterogeneity in Riparian Systems. In: **Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes**, G.M. Lovett, M.G. 2005.

NAIMAN, R. J.; DECAMPS, H.; POLLOCK, M. Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities. **Elsevier**, 2005.

NASCIMENTO, H.L.S.; ALVES, R.G. The effect of temperature on the reproduction of *Limnodrilus hoffmeisteri* (Oligochaeta: Tubificidae). **Zoologia**, v.26, n.1, p.191-193, 2009.

NESSIMIAN, J.L., VENTICINQUE, E.M., ZUANON, J. et al. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in central Amazonian streams. **Hydrobiologia** 614, 117–131. 2008.

NETO A. J. G.; MOREIRA, R. A; DOS SANTOS LIMA, J. C. Freshwater neotropical oligochaetes as native test species for the toxicity evaluation of cadmium, mercury and their mixtures. **Ecotoxicology** 28(2):133–142. <https://doi.org/10.1007/s10646018-2006-5>. 2019.

NIJBOER, R. C.; WETZEL, M. J.; VERDONSCHOT, P. F.M. Diversity and distribution of Tubificidae, Naididae and Lumbriculidae (Annelida: Oligochaeta) in the Netherlands: an evaluation of twenty years of monitoring data. **Hydrobiologia**, v. 520, n. 1-3, p. 127-141, 2004.

NOVOTNY, V. Water quality: diffuse pollution and watershed management. **Wiley**, 2003.

ODA, F. H.; PETSCH, D. K.; RAGONHA, F. H.; et al. *Dero* (Allodero) *lutzi* Michaelsen, 1926 (Oligochaeta: Naididae) associated with *Scinax fuscovarius* (Lutz, 1925) (Anura: Hylidae) from Semideciduous Atlantic Rain Forest, southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 75, p. 86-90, 2015.

PAMPLIN, P. A. Z. Estudo comparativo da estrutura da comunidade bentônica de duas represas com diferenças no grau de eutrofização. **Tese de Doutorado**, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, p. 125, 2004.

PASTERIS, A.; VECCHI, M.; BONOMI, G. A comparison among different population models for *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparède (Oligochaeta, Tubificidae). **Hydrobiologia**, 406, p. 183-189, 1999

PEREIRA, V.P. Solo: manejo e controle de erosão hídrica. Jaboticabal: **FCAV**. P. 56. 1997.

PETSCH, D. K.; PINHA, G. D.; RAGONHA, F. H.; et al. Influência dos fatores ambientais sobre a distribuição da comunidade de invertebrados bentônicos em canais de uma planície de inundação neotropical. **Biotemas**, Florianópolis, v. 26, p. 127- 138, 2013.

PETSCH, D. K.; RAGONHA, F. H.; GIMENEZ, B. C. G.; et al. Partitioning beta diversity of aquatic Oligochaeta in different environments of a Neotropical floodplain. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 37, n. 1, p. 41, 2015.

PIELOU, E.C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. **Journal of Theoretical Biology**, 13, 131-144.

POGGIANI, F. Ecologia e Reflorestamento. **Circular Técnica** nº61, ISSN 0100-3453.IPEF: FILOSOFIA DE TRABALHO DE UMA ELITE DE EMPRESAS FLORESTAIS BRASILEIRAS, agosto 1979. Disponível em: <https://www.ipef.br/publicacoes/ctecnica/nr061.pdf> . Acesso em: 20 de outubro de 2024.

POGGIANI, F. C. Restauração ecológica: princípios e técnicas. São Paulo: **Edusp**, 1979.

POTTER, J. et al. Riparian buffers for water quality protection: general principles and best practices. **Journal of Environmental Management**, v. 78, n. 3, p. 212-224, 2005.

QUEIROZ, J.F.; TRIVINO-STRIXINO, S.; NASCIMENTO, V.M.C.; Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade das águas da bacia do médio São Francisco. **Embrapa Meio Ambiente**, v. 3, p. 1-4, 2000.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria, 2024.

REYNOLDSON, T. B.; RODRIGUEZ, P. Field methods and interpretation for sediment bioassessment. In: Mudroch, A., Azcue, J.M. & Mudroch, P. (eds.). Manual of bioassessment of aquatic sediment quality. **Lewis Publishers**, Boca Raton. p.135-175, 1999.

RIGHI, G. Anelídeos Oligoquetos. In Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: Invertebrados de água doce. v. 4 (D. Ismael, W. C. Valenti, T. Matsumara-Tundisi, O. Rocha eds.). **FAPESP**, São Paulo, 2002.

RIGHI, G.; Manual de identificação de invertebrados límnicos do Brasil. **CNPq/Coordenação Editorial**, Brasília, p. 48, 1984

ROCHA, O., NETO, A. J. G., DOS SANTOS, J. C. L. et al. Sensitivities of three tropical indigenous freshwater invertebrates to single and mixture exposures of diuron and carbofuran and their commercial formulations. **Ecotoxicology**, 27(7), 834–844. <https://doi.org/10.1007/s10646-018-1921-9>. 2018.

RODRIGUES, L. C.; TAKEDA, A. M.; GORNI, G. R. Oligochaeta (Annelida, Clitellata) community structure and ecological interactions in tropical floodplain lakes. **Limnologia**, v. 83, p. 125812, 2020.

RODRIGUEZ, P.; REYNOLDSON, T. B. The Pollution Biology of Aquatic Oligochaetes. **Ed. Springer Science**, 2011.

ROHLF, F.J., AND D.R. FISHER. Tools for hierarchical structure in random sets. **Syst. Zool.** 17:407–412. 1968.

ROQUE, F. O.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Avaliação preliminar da qualidade da água dos córregos do município de Luis Antônio (SP) utilizando macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores: subsídios para o monitoramento ambiental. **Ciências Biológicas e do Ambiente**, v. 2, n. 1, p. 21-34, 2000.

ROQUE, F. O.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G.; et al. Benthic macroinvertebrates in streams of the Jaraguá State Park (Southeast of Brazil) considering multiple spatial scales. **Journal of Insect Conservation**, v. 7, n. 2, p. 63-72, 2003.

ROSENBERG, D. M. & RESH, V.H. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. (eds.) Rosenberg, D.M. and Resh, V.H. Chapman and Hall, New York, pp. 1-9. 1993.

SANCHES, N. A. O.; GORNI, G. R. Preferência de Habitat de Oligochaeta (Annelida, Clitellata) em Macrófitas Aquáticas na Represa Ribeirão das Anhumas (Américo BrasilienseSp). **ReBraM**, v. 17, n. 1, p. 165-173, 2014.

SCHENKOVÁ, J.; HELEŠIC, J. Habitat preferences of aquatic Oligochaeta (Annelida) in the Rakovnický Brook (Central Bohemia, Czech Republic). **Hydrobiologia**, v. 564, p. 117–126, 2006.

SIMPSON, E.H. (1949). Measurement of diversity. **Nature**, 163(4148), 688.

SMITH, D. P., J. H. KENNEDY & K. L. DICKSON, 1991. An evaluation of a nauid oligochaete as a toxicity test organism. **Envir. Toxicol. Chem.** 10: 1459-1465. 1991.

SURIANI, A. L.; FRANÇA, R. S.; PAMPLIN, P. A. Z.; MARCHESE, M.; LUCCA, J. V.; ROCHA, O. Species richness and distribution of oligochaetes in six reservoirs on Middle and Low Tietê River (SP, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, vol. 19, no. 4, p. 415-426, 2007.

TIMM, T et al. Scaling percentages and distributional patterns of benthic foraminifera with flux rates of organic carbon. **J Foraminiferal. Res** 29: 173–185. 1999.

TIMM, T. A guide to the freshwater Oligochaeta and Polychaeta of Northern and Central Europe. **Lauterbornia** 66: p. 1-235, 2009.

TIMM, T. Some peculiar freshwater oligochaete worms (Annelida, Clitellata) from Southeast Asia. **Zoosystematics and Evolution**, v. 85, p. 45–51, 2009.

TOGORO, A. H.; SILVA, J. D. S.; CAMPOS, J. D. et al. Reflorestamento ciliar com espécies nativas ao reservatório de Furnas. **Anais I Seminário de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul: o Eucalipto e o Ciclo Hidrológico**, Taubaté, Brasil, 07-09. 2007.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; CORREIA, L. C. S.; SONODA, K. Phytophilous Chironomidae (Diptera) and other macroinvertebrates in the ox-bow Infernã Lake (Jataí Ecological Station, Luiz Antônio, SP, Brazil). **Revista Brasileira de Biologia**, v.60, n.3, p.527- 535, 2000.

TURNER, C.G. JONES, AND K.C. Weathers (Editors). **Springer**, New York, pp. 279309. 2005.

VAZHEMIN, I.G. Chemical composition of natural waters in the VYG river basin in relation to the soil of Central Karelia. Soviet Soil Science, **Silver Spring**, v.4, n.1, p.90-101. 1972.

VERDONSCHOT, P. F. M. The role of oligochaetes in the management of waters. **Hydrobiologia**, v. 180, n. 1, p. 213-227, 1989.

VÖRÖSMARTY, C. J. Global threats to human water security and river biodiversity. **Nature** 467, 555–561 (2010).

WARD, D.; HOLMES, N. & JOSÉ, P. The New Rivers & Wildlife Handbook. RSPP, NRA e The Wildlife Trusts, **Bedfordshire**. p.426. 1995.

ZEYBEK, M.; ŞAHİN, S. K.; YILDIZ, S. The Aquatic Oligochaeta (Annelida) Fauna of the Karasu Stream. **LIMNOFISH** 4(1): p.30-35, 2018.

ZINCHENKO, T. D. Long-term (30 years) dynamics of Chironomidae (Diptera) fauna in the Kuibyshev water reservoir associated with eutrophication processes. **Netherland Journal of Aquatic Ecology**, 26(2-4), p. 533-542, 1992.

ZHAO, Y.; LIU, X. Community structure of macrozoobenthos in the littoral zone of the Chaohu lake. Resour. **Environ. Yangtze Basin** 21, p.39-44, 2012.