

Clarissa Barbosa de Oliveira

Zooplâncton em córregos sob diferentes usos da
terra na bacia do Rio Preto (Distrito Federal e
Goiás)

São Paulo

2009

Clarissa Barbosa de Oliveira

Zooplâncton em córregos sob diferentes usos da
terra na bacia do Rio Preto (Distrito Federal e
Goiás)

Zooplankton of streams under different land uses in Rio
Preto watershed (Federal District and state of Goiás,
Brazil)

Dissertação apresentada ao Instituto de
Biotecnologia da Universidade de São Paulo,
para a obtenção de Título de Mestre em
Ciências, na Área de Ecologia.

Orientador: Marcelo Luiz Martins Pompêo

São Paulo

2009

Barbosa-Oliveira, Clarissa.

Zooplâncton em córregos sob diferentes usos da terra na bacia do Rio Preto (Distrito Federal e Goiás).

96p.

Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia.

1. Zooplâncton 2. Potamoplâncton
3. Córregos 4. Cerrado I. Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências. Departamento de Ecologia.

Comissão Julgadora:

Prof^a Dr^a Maria José dos Santos Wisniewski

Prof^a Dr^a Ana Lucia Brandimarte

Prof. Dr. Marcelo Luiz Martins Pompêo
(Orientador)

“O aspecto mais impressionante do mundo vivo é a sua diversidade. Não existem dois indivíduos iguais em populações que se reproduzem sexuadamente, nem duas populações, espécies ou táxons mais elevados que sejam iguais. Para onde quer que olhemos na natureza, encontramos singularidade”.

Ernst Mayr, *Isto é Biologia*

Agradecimentos

Sou uma pessoa afortunada, que recebeu apoio e ajuda de muitas pessoas durante o longo percurso que me levou a finalização deste trabalho e, por este motivo, tenho muito a agradecer.

Eu agradeço a minha família pelo amor, apoio incondicional e compreensão durante este período. Especialmente agradeço à minha mãe, Clara, pelo incentivo e suporte, e a minha irmã Illyana, por me abrigar durante as atividades desenvolvidas em Brasília. Sou grata aos meus familiares em São Paulo, Salvador e Aracaju por torcerem por mim, mesmo o meu trabalho sendo uma incógnita para eles. Assim como sou grata ao meu pai, Álvaro, madrastra, Fátima e irmãos menores, por compreenderem a minha ausência neste período.

Agradeço ao meu orientador, Prof. Dr. Marcelo Pompêo, por me receber tão bem em seu laboratório, pela confiança depositada em mim, pelo auxílio durante as várias fases deste trabalho, bem como pela compreensão e conselhos durante os momentos de dúvida ou insegurança e, por fim, por permitir e me dar condições de desenvolver este trabalho interestadual.

Sou muito grata aos membros da minha banca de qualificação, Prof^a Dr^a Ana Lucia Brandimarte, Prof^a Dr^a Gisela Shimizu e Prof. Dr. Roberto Shimizu (USP), pelas sugestões valiosas e críticas sinceras. Agradeço particularmente a Prof^a Dr^a Gisela Shimizu, pela indicação de bibliografia e pelo acesso a vários artigos do JNABS.

Agradeço a Prof^a Dr^a June S. de Freitas (UnB), pelas várias oportunidades que me ofereceu durante a minha graduação, por me iniciar na Limnologia, pela amizade e encorajamento constantes, pelas discussões sobre esse trabalho e apoio às atividades de campo do projeto e de laboratório na Universidade de Brasília. A Prof^a Dr^a Mercedes Bustamante (UnB), por me introduzir a uma Ecologia fascinante. E a Prof^a Dr^a Maria do Socorro Rodrigues (UnB), então coordenadora do Núcleo de Estudos Limnológicos, pelo incentivo e por propiciar que parte do trabalho fosse desenvolvida no Laboratório de Limnologia da Universidade de Brasília. A Prof^a Dr^a Nilda Diniz (UnB), eu agradeço pela amizade e pela orientação durante o período do PET-Bio: o aprendizado neste período me tornou uma profissional mais qualificada.

Agradeço a Dr^a Lucília Parron (Embrapa Cerrados), pelo convite em participar do ‘Projeto do Rio Preto’ e de sua equipe, pelo incentivo, por todo o suporte logístico nas atividades de amostragem e realização de análises de água no CPAC e pelo acesso a dados e informações. Ao Dr. Lineu Neiva Rodrigues (Embrapa Cerrados), agradeço pelo empréstimo do molinete utilizado neste trabalho.

Agradeço especialmente a Ana Lídia Alves Rocha, geógrafa e companheira de estágio na Embrapa Cerrados, que me acompanhou durante todo o campo, com incansáveis bom humor e boa vontade: Ana, sua ajuda foi inestimável. Agradeço aos químicos Carlos José Domingos da Cruz e Wandersson Batista de Jesus (Embrapa Cerrados) pela execução das análises químicas da água – especialmente ao Carlos pelas análises do período chuvoso. Agradeço a José Roberto Leopoldino (Jatobá), técnico da Embrapa Cerrados, por me auxiliar imensamente em campo e na operação da bomba de água.

Agradeço aos funcionários Atayde Francisco de Oliveira, Francisco da Rocha Santiago, Romilde Gomes de Sousa (Bedeu), Ivan Ribeiro Alves e Nelson de Oliveira Pais (Embrapa Cerrados) por dirigirem os carros, e principalmente a Atayde, Bedeu e Santiago pela ajuda voluntária nas coletas. Agradeço também aos estagiários Edson Douglas de Oliveira e Darlan Gilberto Barbosa Silva (Embrapa Cerrados), pelo auxílio em campo.

Agradeço ao efetivo do Campo de Instrução de Formosa (CIF) e ao 6º GLMF, nas pessoas do Cap. Marcolino, Ten. Cesário, Sgt. Dias (que nos auxiliou a fazer o reconhecimento da área) e aos Sd. Edevaldo, Cb. André, Sd. Santos e Sd. Alcebiso, que nos acompanharam na área do Exército e ajudaram voluntariamente no trabalho em campo.

Agradeço aos amigos Miguel Jales Hon e Thiago B. D’Araújo Couto (UnB) pela valiosíssima ajuda em campo e no laboratório, bem como pelas caronas. Podem ter certeza que a ajuda entusiástica de vocês me deu ânimo e tornou as idas a campo mais tranquilas.

Agradeço ao técnico Mardônio Timo (Ecologia/UnB) por me levar ao CPAC durante suas férias e a greve de funcionários da universidade (em carro próprio!) e à June pelo auxílio financeiro na empreitada. A técnica Consolação (Ecologia/UnB), pelo carinho e acolhida quando eu estava na UnB.

Sou grata ao Prof. Dr. Paulo Inácio Prado (USP), pela boa vontade em conversar sobre as minhas dúvidas quanto às análises estatísticas deste trabalho. Agradeço ao Prof. Dr. Glauco Machado (USP), por me levar a ver a Ecologia e a mim mesma de uma maneira nova.

Agradeço aos companheiros do Laboratório de Limnologia da USP, Paula ‘Cookie’, Sheila, Evelyn, Paty, Rafael, Estefânia, Paula Padial, Célia, Carol e Daniel, pelo aprendizado

compartilhado nesse período. A Paula Cookie, Sheila e Evelyn eu agradeço pela amizade, apoio e companhia.

Agradeço aos meus amigos Yonara, Nane, Olívia, Rudolf, Deborah, Bradley, Aryanne, Erli, Camila, Mari, Soha, Regina e Rafael pelo companheirismo, incentivo, por propiciarem preciosos momentos de diversão e por me agüentarem falando entusiasmadamente dos meus “bichinhos” ou do meu trabalho. Sou especialmente grata a Yo, também pela ajuda quando eu precisei resolver assuntos ou transportar material em Brasília e por insistir em me levar e buscar no aeroporto inúmeras vezes. Agradeço ao Rud por se tornar um dos meus referenciais em São Paulo. Thanks to Brad for caring and being there for me.

Aos amigos e companheiros de pós-graduação Thaís (Butantã), Marcela e Pedro (Unicamp), Camila ‘Cobrinha’ e Flávia (USP), vocês tornaram a minha vida mais interessante. Agradeço a Francisco Diogo Sousa (UCB) pela ajuda com os cladóceros, consultas por email e troca de bibliografia.

Aos amigos biólogos da graduação e da pós-graduação da UnB, cuja amizade não diminuiu com a distância: Débora, Fabricius, Karina, Roger, Henrique, Patrícia (adorei trabalhar com você na “nossa Lagoa”) e Regina Sartori. Sou grata a todos os amigos e conhecidos de Brasília que continuaram torcendo por mim e me recebendo com um sorriso em nossos reencontros.

Agradeço as amigas e companheiras de trabalho na Universidade Católica de Brasília, Prof^{as} Dr^{as} Luciana Galvão, Bárbara Fonseca e Lourdes Elmoor Loureiro, pela compreensão durante a finalização desta dissertação.

Por fim, agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de São Paulo, ao Departamento de Ecologia e seus professores e funcionários. À coordenadora da pós-graduação, Prof^a Dr^a Astrid Kleinert, pelo auxílio em diversos momentos, do início ao fim do curso de pós-graduação. Agradeço a Dalva Molnar, pela boa vontade, bom humor e pelo auxílio, a Luís Carlos de Souza pelo suporte técnico, e a Erika Harumi de Camargo e Helder Rossi Souza, pela cortesia com que sempre me atenderam na Secretaria de Pós-Graduação. Agradeço ao conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa concedida (CT-HIDRO 040/2006).

Índice

1. Introdução	01
1.1. Ecossistemas lóticos	01
1.2. Zooplâncton em ambientes lóticos	03
1.3. Alterações ambientais e comunidades aquáticas	04
1.4. Objetivos	05
1.4.1. Objetivo geral	05
1.4.2. Objetivos específicos	05
1.5. Hipóteses	05
2. Material e Métodos	06
2.1. Área de estudo	06
2.2. Estações de amostragem	07
2.3. Período e frequência de amostragem	07
2.4. Amostragem e análise de variáveis físicas e químicas	11
2.5. Amostragem e análise de clorofila <i>a</i>	11
2.6. Amostragem e análise do zooplâncton	12
2.7. Análise de dados	13
3. Resultados	15
3.1. Precipitação	15
3.2. Córrego Estanislau	16
3.2.1. Qualidade da água	16
3.2.2. Clorofila <i>a</i>	28
3.2.3. Comunidade zooplanctônica	29
3.3. Córrego Pindaíba	36
3.3.1. Qualidade da água	36
3.3.2. Clorofila <i>a</i>	47
3.3.3. Comunidade zooplanctônica	48
3.4. Comparação entre os córregos	55
3.4.1. Qualidade da água	55
3.4.2. Clorofila <i>a</i>	64
3.4.3. Comunidade zooplanctônica	64

4. Discussão	70
4.1. Qualidade da água	70
4.2. Clorofila <i>a</i>	78
4.3. Comunidade zooplanctônica	79
<u>Conclusão</u>	<u>85</u>
Resumo	86
<i>Abstract</i>	87
Referências Bibliográficas	88

1. Introdução

1.1. Ecossistemas lóticos

Os ecossistemas lóticos funcionam como sistemas hidrológicos abertos, onde há fluxo contínuo da nascente à foz e esta característica tem grande efeito na composição das comunidades, de maneira que estas são bioindicadores que caracterizam as condições ambientais em distintas zonas de um rio (SCHÄFER, 1984). O fluxo de água gera turbulência e um movimento contínuo de partículas em suspensão e substâncias dissolvidas que são originados na bacia de drenagem do rio (WETZEL & LIKENS, 1991).

O balanço hídrico é crucial para a existência e manutenção de um sistema de fluxo de água, que depende de um abastecimento regular. Diversas características determinam as condições hidrológicas e ecológicas de um rio (WHITTON, 1975; SCHÄFER, 1984; NAIMAN *et al.*, 2000), sendo elas climáticas (são importantes para o balanço hídrico), geomorfológicas (influencia a dinâmica do rio), geológicas (determina os efeitos da passagem de água na paisagem), edáficas (define o intercâmbio químico e hídrico entre lençol freático, água do solo e o rio) e fitossociológicas (influi na forma de escoamento e no comportamento do rio após precipitações). Além disto, há a influência do tipo de ocupação humana na bacia de drenagem.

O Conceito de Contínuo Fluvial (VANNOTE *et al.*, 1980) foi proposto para explicar o gradiente de condições físicas e as respostas biológicas associadas, da nascente à foz de um rio, considerando a sua ordem, o tipo de material particulado e a fauna de invertebrados bentônicos presentes. O conceito é aplicado a ecossistemas lóticos naturais uniformes, sem considerar interferências ou outras entradas de energia no sistema. Algumas modificações foram propostas para incorporar a influência do clima, geologia, geomorfologia (MINSHALL *et al.*, 1985), de impactos antrópicos (NAIMAN *et al.*, 2000), efeito de tributários (BRUNS *et al.*, 1984), da ciclagem de nutrientes (NEWBOLD *et al.*, 1981) e da interrupção do curso de rios por barragens (WARD & STANFORD, 1983). Essas teorias baseiam-se em análises de gradientes que vêem os rios como um contínuo ininterrupto e consideram que o padrão de reciclagem de nutrientes ocorre em função do fluxo do rio. O Conceito de Contínuo Fluvial explora as dimensões longitudinal e temporal dos ambientes lóticos.

O Conceito do Pulso de Inundação (JUNK *et al.*, 1989) foi proposto para explicar os processos que ocorrem nos grandes rios tropicais de planície e que fogem ao padrão proposto

pelo Conceito do Rio Contínuo. Característica hidrológica dos grandes rios de planícies é o pulso de inundação o qual estende o rio sobre a sua planície de inundação. Por um período do ano a planície é alagada e a água fica estagnada. O que controla a biota nos sistemas rios-planície de inundação é o pulso previsível que ocorre na descarga do rio, que alterna fases de inundação e seca. Durante a inundação, o rio recebe água e material dissolvido em suspensão, muitos organismos migram para estas áreas para usar os novos habitats e recursos e outros se desenvolvem neste período a partir de um estado de dormência. Novos nutrientes provenientes da lixiviação dos solos inundados e da decomposição da biomassa das plantas terrestres entram no sistema.

O sistema apresenta alta produtividade. A área alagável também contribui com organismos, como plâncton e peixes (que realizam migrações de desova). Durante a vazante, nutrientes, matéria orgânica e biomassa nova destas áreas são conduzidas para o rio, deixando na planície novos sedimentos. Além disso, muitos dos organismos aquáticos (incluindo plantas aquáticas) que se desenvolveram durante a inundação morrem e são decompostos, liberando nutrientes para plantas e animais terrestres que voltam a colonizar o local. Outra parte dos organismos volta para o rio ou entra em estado de dormência (ex. diapausa e ovos de resistência).

Assim, rios com planícies de inundação apresentam maior biodiversidade (pela existência de maior variedade de habitats) e maior produtividade que rios de porte similar em regiões montanhosas e temperadas. Esta teoria fez com que as planícies de inundação passassem a ser vistas como parte dos ecossistemas lóticos e introduziu a idéia de que a matéria orgânica autóctone que entra no começo do rio pode ter pequena importância para a produtividade primária do sistema se comparada à matéria orgânica produzida e consumida localmente.

O conceito de Pulso de Inundação adicionou a dimensão lateral aos sistemas lóticos. WARD (1989) integrou e atualizou as teorias de rios, explicitando que os ecossistemas lóticos possuem quatro dimensões: longitudinal (zonação longitudinal de características físicas, químicas e biológicas), lateral (envolve as trocas de matéria orgânica, nutrientes e biota entre canal do rio e planície de inundação), vertical (conexão hidráulica entre água subterrânea e a calha do rio) e temporal (relacionada à velocidade do fluxo de água). Raros trabalhos são conduzidos de forma a trabalhar com as quatro dimensões de ambientes lóticos.

1.2. Zooplâncton em ambientes lóticos

O conhecimento da estrutura e padrões de variação das comunidades aquáticas, em diferentes escalas, é fundamental para a compreensão do funcionamento e dos mecanismos de controle dos ecossistemas (ESTEVES, 1998). Os organismos aquáticos que vivem em rios são influenciados pela velocidade do fluxo de água (pela ação no tamanho das partículas do substrato; por afetar as fontes de alimento pelo fornecimento e remoção de nutrientes e de itens alimentares; e por exercer força nos organismos na coluna d'água e no substrato), pelo substrato (por interações complexas com a corrente de água e a matéria orgânica disponível), pela temperatura da água (afeta a ocorrência de organismos, influência mais visível em regiões temperadas onde há maior variação térmica sazonal, pois afeta características como a concentração de oxigênio dissolvido e o metabolismo dos organismos) e o oxigênio dissolvido (pode ser limitante ou não para a biota) (ALLAN, 1995; WETZEL, 2001).

A comunidade zooplanctônica tem uma grande importância na ciclagem de nutrientes, fazendo a ligação entre os produtores e o restante da cadeia, disponibilizando assim energia para os outros níveis tróficos. Além disso, possui grande sensibilidade ambiental e responde rapidamente a diferentes impactos, apresentando assim, alterações na quantidade de organismos ou na composição e diversidade da comunidade (MATSUMURA-TUNDISI, 1997; ESTEVES, 1998; COELHO-BOTELHO, 2003). A interação de fatores como temperatura, condutividade elétrica, pH e concentração de nutrientes forma um conjunto de condições no qual o zooplâncton se desenvolve, assim a sua composição e a diversidade são indicadoras das condições físicas e químicas das massas de água continentais. Alterações na comunidade zooplanctônica indicam também a deterioração do ecossistema, pois estão relacionadas diretamente a fatores de estresse como alta concentração de substâncias tóxicas e aumento da acidez ou basicidade (MATSUMURA-TUNDISI, 1997).

Os rios frequentemente contêm plâncton em abundância, ainda que esses organismos não tenham a capacidade de nadar contra a corrente (WINNER, 1975; RZOSKA, 1978). Apesar de ser pensamento corrente que o plâncton só se desenvolve em grandes rios, muitas espécies (especialmente de rotíferos) podem encontrar condições adequadas para se desenvolver e formar populações densas em riachos (EJSMONT-KARABIN & KRUK, 1998). No entanto, os dados sobre o zooplâncton de rios ainda são escassos na literatura mundial (LAIR, 2006).

A biomassa zooplanctônica em rios tende a ser negativamente correlacionada com a velocidade da água e positivamente correlacionada com a temperatura e a concentração de clorofila *a*. O zooplâncton é composto principalmente por formas pequenas como protistas,

rotíferos, cladóceros e formas juvenis de copépodes (PACE *et al.*, 1992; KOBAYASHI *et al.*, 1998a,b). Em alguns ambientes, os copépodes são representados quase que exclusivamente pelos náuplios (por exemplo: BASS *et al.*, 1997). Dentre os cladóceros, muitas das espécies são formas adaptadas para viver em ambiente litorâneo (ROBERTSON *et al.*, 1995; LAIR, 2006). Essas tendências se confirmaram no trabalho de MOZZER (2003) em ambientes lóticos da bacia do Rio Descoberto (DF).

1.3. Alterações ambientais e comunidades aquáticas

De acordo com ALLAN e FLECKER (1993), a degradação e perda de habitats e a poluição química e orgânica estão entre as maiores ameaças a biodiversidade de rios e córregos. Há muito que se reconhece a forte dependência de rios com o ambiente terrestre da bacia (CUMMINS, 1974; HYNES, 1975), sendo que eles são freqüentemente afetados negativamente por alterações humanas em suas áreas adjacentes (KARR & SCHLOSSER, 1978).

A transformação de áreas de vegetação natural para uso agropecuário leva a alteração das relações físicas e biológicas nos córregos e, normalmente, resulta em degradação de habitat e impactos negativos na biota de rios (KARR & SCHLOSSER, 1978; SCHLOSSER, 1991). A presença de vegetação natural na bacia, ou ao menos de uma zona ripária protegida, é vista como condição para a integridade biológica de rios (GREGORY *et al.*, 1991; SWEENEY, 1992). A vegetação ripária nas margens dos rios funciona como uma zona tampão entre o rio e o resto da bacia hidrográfica, por isso o estado da vegetação ripária influencia a hidrologia, características do substrato, regimes térmicos e a química da água do rio, afetando todos os níveis tróficos (WALLACE *et al.*, 1997).

O desmatamento da zona ripária também diminui a capacidade de ‘tamponamento’ de poluentes de fonte difusa pelos rios (LOWRANCE *et al.*, 1997), uma vez que a presença da vegetação reduz o movimento de nutrientes para eles (KARR & SCHLOSSER, 1978). Muitos trabalhos mostraram que os rios estão suscetíveis à eutrofização causada pelo aumento de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, em decorrência de atividades humanas (SMITH *et al.*, 1999). A agricultura e as atividades urbanas são as maiores fontes de fósforo e nitrogênio para os ambientes aquáticos. Esse tipo de poluição difusa é difícil de medir e regular, pois é causado por atividades dispersas em áreas amplas e varia com o tempo. Nos ambientes aquáticos, o aumento da disponibilidade desses nutrientes causam florações de algas, perda de oxigênio, perda de biodiversidade e morte de peixes, dentre outros efeitos (CARPENTER *et al.*, 1998).

1.4. Objetivos

1.4.1. Objetivo geral

Caracterizar dois córregos da bacia do Rio Preto, médio São Francisco, pela avaliação de comunidades zooplanctônicas e suas relações com características físicas, químicas e biológicas da água, comparando ecossistemas lóticos conservado e sob influência de áreas agrícolas.

1.4.2. Objetivos específicos

- Caracterizar as comunidades zooplanctônicas dos córregos;
- Estudar a variação sazonal do zooplâncton, clorofila *a* e das e características físicas e químicas da água;
- Comparar as comunidades zooplanctônicas entre áreas alteradas, sob uso rural, e áreas conservadas, com presença de vegetação nativa.

1.5. Hipóteses

Considerando que a alteração do uso da terra e a retirada da vegetação ripária levam a degradação de habitat e perda de biodiversidade e que o aumento de nutrientes na água pode provocar aumento de biomassa de algas (que pode ser medida pelo conteúdo de clorofila na água):

- (1) A riqueza do zooplâncton é maior no córrego Pindaíba, em área de vegetação nativa;
- (2) A concentração de clorofila *a* é maior no córrego Estanislau, sob influência agrícola.

2. Material e Métodos

2.1. Área de estudo

A bacia do Rio Preto (10.000km²) localiza-se no Bioma Cerrado e é de uso predominantemente rural. A forma de ocupação da bacia levou a retirada da vegetação nativa e a sua substituição por cultivos em muitas áreas. O rio Preto nasce em Formosa (GO), faz o limite leste do Distrito Federal enquanto percorre 378km até desaguar no rio Paracatu (MG) (BRASIL, 2004). A bacia do Rio Preto faz parte da bacia do Rio São Francisco é uma das bacias de topografia mais suaves do distrito Federal, onde ocupa 23% da área de bacias (ROCHA, 1993).

Os materiais de origem da bacia do Rio Preto na região das sub-bacias estudadas são rochas clásticas. As sub-bacias estão localizadas em terreno relativamente plano e em solos intemperizados, com predomínio de latossolos vermelhos e vermelho-amarelo, caracterizados por textura argilosa a muito argilosa, baixos níveis de nutrientes, elevada acidez, eleva concentração de alumínio e baixa capacidade de troca catiônica (CAMPOS *et al.*, 2006). Além dos latossolos, estão presentes em menor proporção cambissolos e gleissolos na região (REATTO *et al.*, 2004). O clima da região é tropical do tipo Aw, de acordo com a classificação de Köppen, e caracterizado por forte sazonalidade, apresentando uma estação chuvosa (outubro a abril) e uma estação seca com ocorrência de deficiência hídrica (maio a setembro) (SILVA *et al.*, 2008).

Foram amostrados dois córregos na bacia do Rio Preto:

- O córrego Estanislau (Planaltina, Distrito Federal) apresenta águas escuras (possivelmente em decorrência de substâncias húmicas dissolvidas), pronunciada erosão em suas margens e o sedimento é predominantemente arenoso, depositado nos trechos mais lentos, enquanto em trechos mais rápidos encontra-se leito argiloso com presença de cascalho (indicativo de processos de transporte e deposição de sedimentos pelo córrego). O leito do córrego está sobre gleissolo (REATTO *et al.*, 2008). As áreas adjacentes ao córrego são ocupadas por pastos e cultivos agrícolas, com conhecida utilização de fertilizantes (ARAÚJO, 2006). A ocupação da bacia do rio Jardim (do qual o córrego Estanislau é afluente) resultou na degradação e desmatamento da zona ripária (Área de Preservação Permanente, que é protegida pela legislação brasileira: Lei nº 4.771 de 15/09/1965, Lei nº 7.803 de 18/07/1989 e

Resolução CONAMA nº 30 de 20/03/2002) ao longo da bacia, inclusive da mata ciliar do córrego Estanislau;

- O córrego Pindaíba (Formosa, Goiás), afluente do rio Preto, possui águas transparentes e leito argiloso. O tipo de solo é gleissolo (REATTO *et al.*, 2008). Na zona ripária há mata de galeria e campos úmidos. Localiza-se no Centro de Instrução de Formosa, em área pertencente ao Exército Brasileiro. A área constitui mancha de Cerrado com várias formações vegetais, entre áreas de vegetação primária e terrenos que já foram utilizadas para a agricultura ou pecuária há algumas décadas, nos quais a vegetação se recompôs.

2.2. Estações de amostragem

Em cada córrego foram amostrados dois pontos, escolhidos por permitirem acesso aos córregos pela existência de trilhas próximas: P1 (15,79185° S e 47,27826° W, SAD 69) e P2 (15,82912° S e 47,30769° W) no córrego Pindaíba e E1 (15,62426° S e 47,59721° W) e E2 (15,62977° S e 47,55821° W) no córrego Estanislau (Figura 1). Em relação à ordem dos córregos, ponto P1 está em trecho de 1ª ordem, e os pontos P2, E1 e E2 estão em trechos de 2ª ordem – segundo classificação de STRAHLER (1952).

O ponto P1 localiza-se em área de zona úmida, de vegetação de cerrado arbustiva (Figura 2) e possui um “mata-burro” (tipo de ponte feita de toras de madeira) e o ponto P2 localiza-se em área de mata de galeria (Figura 3). Os pontos E1 (Figura 4) e E2 (Figura 5), ambos em trechos de curva do córrego, se localizam dentro de propriedades rurais e se caracterizam por faixa estreita de árvores remanescentes da mata de galeria (a largura da faixa de vegetação chega a ser menor do que 1m em alguns locais próximos ao E2), além da proximidade de campos agrícolas. Adicionalmente, é possível observar maior quantidade de sedimento em suspensão na água no ponto E2, que apresenta águas turvas (Figura 5).

2.3. Período e frequência de amostragem

Os córregos foram amostrados em dias consecutivos por quatro semanas consecutivas em dois períodos: nos meses de julho de 2007 e janeiro de 2008, com objetivo de representar as estações seca e chuvosa, respectivamente. A amostragem dos pontos mais a jusante sempre foi feita antes da amostragem nos pontos mais a montante (ponto E2 antes do ponto E1 e o ponto P2 antes do ponto P1).

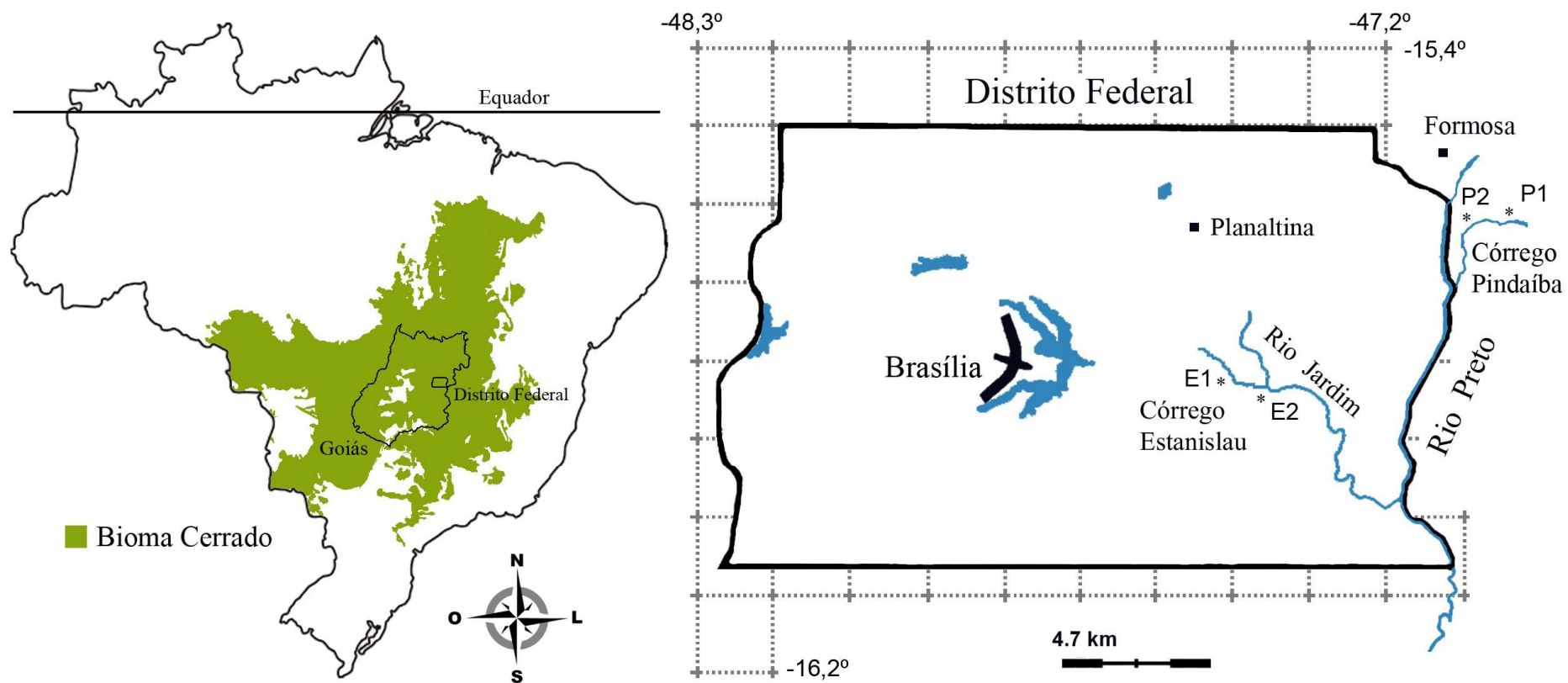


Figura 1. Localização dos córregos Estanislau e Pindaíba e dos pontos de amostragem (E1, E2, P1 e P2).

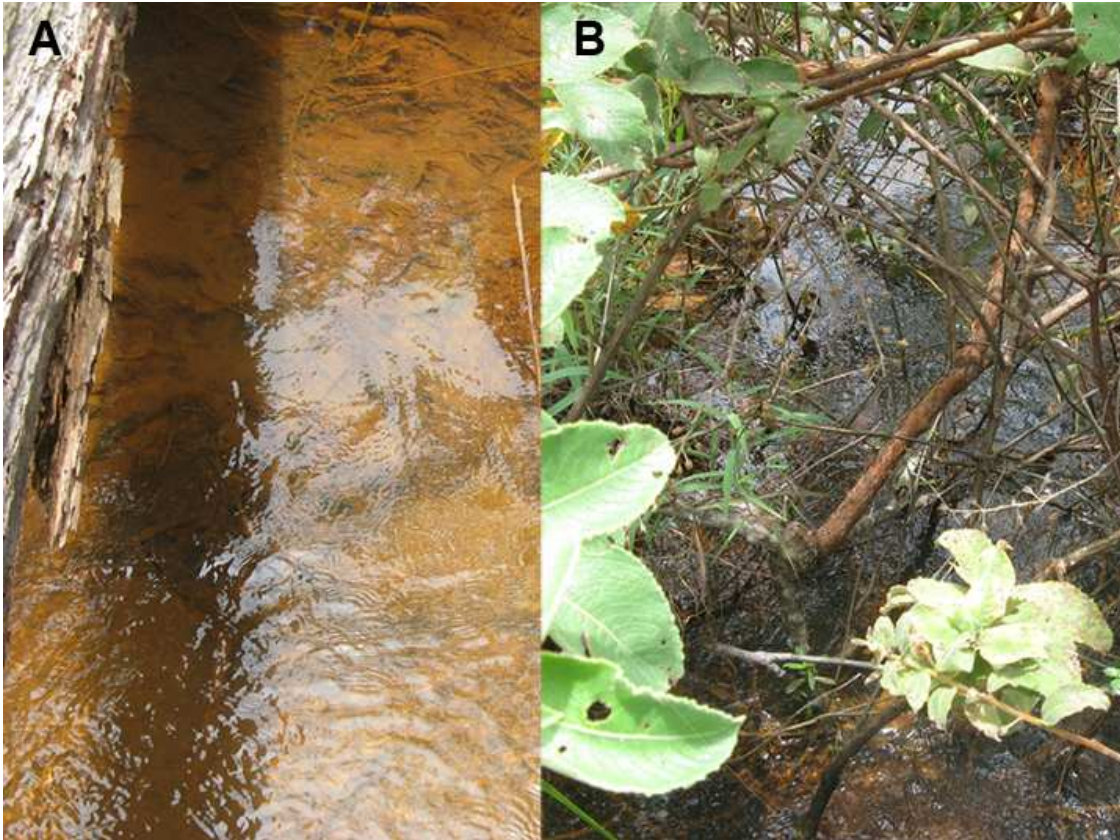


Figura 2. Ponto de amostragem P1 no córrego Pindaíba visto de cima do ‘mata-burro’ (A) e vista do córrego após o local de amostragem, em meio a vegetação (B).



Figura 3. Ponto de amostragem P2 no córrego Pindaíba, com restos de árvore caída.



Figura 4. Ponto de amostragem E1 no córrego Estanislau, com detalhe de mangueira de captação de água (à esquerda) e de elevação no leito do córrego, que se apresenta argiloso e com presença de cascalho (embaixo e à direita).



Figura 5. Ponto de amostragem E2 no córrego Estanislau.

2.4. Amostragem e análise de variáveis físicas e químicas

Os dados de pluviosidade utilizados foram obtidos da estação pluviométrica do CPAC-Embrapa, localizado em Planaltina (DF). A temperatura da água, pH, total de sólidos dissolvidos (TSD) e condutividade elétrica foram medidos em campo com sonda HACH Sension 156. A turbidez foi medida com turbidímetro Hanna Instruments HI 93703. Foram coletadas amostras de 500mL de água, mantidas resfriadas até chegar no laboratório, para determinação das concentrações dos íons nitrato, nitrito, amônio, fosfato, cloreto, sódio, potássio, cálcio e magnésio por meio de Cromatografia Iônica (Metrohm CH-9101, Herisau, Switzerland). A profundidade, a velocidade da corrente e a vazão nos pontos foram medidas com molinete OTT Hydrometrie Z30.

Para análise do oxigênio dissolvido (OD) foram coletados dois frascos por ponto, dos quais foram analisadas duas alíquotas de cada, segundo o método titulométrico de Winkler modificado para Azida Sódica (WRIGHT, 1983). A concentração de oxigênio dissolvido adotada foi a média dos quatro valores obtidos para cada amostra. A alcalinidade total foi medida em laboratório pelo método titulométrico, com utilização de indicador misto e titulação com ácido sulfúrico 0,02N (APHA, 1995).

2.5. Amostragem e análise de clorofila *a*

Para análise da concentração de clorofila *a*, foram coletadas amostras em galões de 1,0L, que foram mantidos resfriados e no escuro até análise em laboratório. Para cada amostra, foi filtrado um volume de água (entre 350 e 500mL, a depender da quantidade de material em suspensão) em filtro de fibra de vidro GF-3 com poros de 0,6µm (Macherey-Nagel) em duplicata. O pigmento foi extraído pelo método do clorofórmio-metanol (WOOD, 1985) e a concentração de clorofila *a* foi determinada por leitura em espectrofotômetro (Biospectro SP-22) nos comprimentos de onda de 665nm e 750nm. A concentração de clorofila *a* utilizada foi a média dos valores obtidos pela leitura dos extratos dos dois filtros. A fórmula utilizada para o cálculo da clorofila *a* foi $\text{Clorofila } a = (P \times (A_{665} - A_{750}) \times 1000V) / (S \times PL)$, onde:

$P = 13,2 \text{ mg.cm/L}$ (constante de proporcionalidade derivada do coeficiente de extração molar do clorofórmio e metanol);

A_{665} = absorção da solução em comprimento de onda 665 nm;

A_{750} = absorção da solução em comprimento de onda 750 nm;

V = volume da solução extratora em mL = 10,0;

S = volume filtrado da amostra em mL;

PL = caminho óptico da cubeta do espectrofotômetro em cm = 1,0.

2.6. Amostragem e análise do zooplâncton

O zooplâncton foi coletado a 20cm sob a superfície por bomba de sucção e filtração de 200L (estação seca) ou 250L (estação chuvosa) de água dos córregos em rede de plâncton de malha de 68 μ m. A porção inferior da rede foi mantida imersa na água, para amortecer o impacto do jato de água da mangueira e evitar destruição dos espécimes. Os organismos foram narcotizados com água gaseificada e corados com Rosa de Bengala e as amostras foram fixadas com solução formol-sacarose a 4% (SCHADEN, 1985). Foi analisado o volume total das amostras e foram considerados constituintes do plâncton náuplios de copépodes, cladóceros e rotíferos (Monogononta) – incluindo as espécies de hábito litorâneo. Foram encontrados poucos exemplares de copepoditos de Harpacticoida e Cyclopoida e raros exemplares de adultos de copépodes Harpacticoida, que não foram identificados por serem de hábito meiobentônico.

Os organismos foram triados em câmara de Bogorov em microscópio estereoscópico Coleman XTB-2B com aumento de 40x a 80x. A contagem e identificação dos organismos em nível de espécie ou subespécie, com exceção dos náuplios de copépodes, foram realizadas em microscópio óptico invertido Zeiss Televal 31 com aumento de 100x a 400x. A identificação dos rotíferos foi baseada em KOSTE (1978), NOGRADY e col. (1993), SEGERS e SARMA (1993), NOGRADY e col. (1995), SEGERS (1995), DE SMET (1996), KOSTE (2000), SEGERS (2003) e SEGERS (2007), enquanto que a identificação dos cladóceros foi baseada em ELMOOR-LOUREIRO (1997), VAN DAMME e col. (2003) e SOUSA e ELMOOR-LOUREIRO (2008).

A densidade do zooplâncton foi calculada como a razão entre o número total de organismos e o volume de água filtrado por amostra. Para verificar quais os táxons mais abundantes em cada período, calculou-se a abundância relativa de cada táxon como a razão entre o número de indivíduos do táxon e o total de organismos amostrados no período. A frequência de ocorrência dos táxons foi calculada como a razão entre o número de amostras em que o táxon esteve presente e o número total de amostras. Os táxons considerados raros foram aqueles que foram pouco frequentes e pouco abundantes, de maneira que foram considerados raros todos os táxons que foram representados por um único indivíduo em um ou em ambos os períodos.

A riqueza de espécies (S) adotada foi o número total de táxons encontrados na amostra. A diversidade das comunidades foi estimada pelo Índice de Diversidade de Simpson, expresso como o complemento 1-D (LANDE, 1996), onde $D = \sum_i^S p_i^2$, onde p_i é a proporção da abundância da espécie i em relação à abundância total (MAGURRAN, 2004). A equitabilidade ($E_{1/D}$) foi calculada como $E_{1/D} = (1/D)/S$ (SMITH & WILSON, 1996). Calculou-se o Índice de Similaridade de Sorensen (QS) entre os dois períodos para cada córrego e entre os dois córregos (BROWER *et al.*, 1990): $QS = 2j/(a + b)$, a é o número de espécies presentes no local A, b é o número de espécies presentes no local B e j é o número de espécies comuns entre os locais A e B.

2.7. Análise de dados

Todas as variáveis (temperatura da água, pH, clorofila a , oxigênio dissolvido, total de sólidos dissolvidos, condutividade elétrica, turbidez, nitrato, nitrito, amônio, ortofosfato, cloreto, cálcio, magnésio, profundidade, velocidade da corrente, vazão e densidade do zooplâncton) e índices (índice de diversidade de Simpson, equitabilidade e riqueza de espécies) foram submetidos a análises de variância, após transformação logarítmica ($\log_{10}(x + 1)$) para ajuste de heterocedasticidade, com exceção do pH. Para cada córrego foi realizada análise de variância com medidas repetidas para testar a existência de diferença entre os períodos e os pontos dentro dos períodos e de interação entre período e ponto, utilizando período como fator, os pontos como blocos e quatro observações por bloco (repetições equivalentes às quatro semanas de amostragem que representam a influência do tempo nas medidas de cada ponto). Para testar a existência de diferenças entre os córregos foi realizada análise de variância bifatorial, utilizando córrego como fator e período como fator aninhado. Foi adotado como nível de significância um valor de probabilidade de 0,05. Para uma análise de diferentes modelos de análise de variância, ver GOTELLI e ELLISON (2004).

A riqueza de espécies dos córregos foi adicionalmente comparada pelo método de rarefação (GOTELLI & GRAVES, 1996) com o programa EcoSim (GOTELLI & ENTSMINGER, 2001). O método de rarefação permite a comparação da riqueza de diferentes comunidades corrigindo o efeito proporcionado por diferenças de abundância. Não foi realizada comparação entre os córregos para cada data amostrada devido à baixa densidade de organismos nas amostras. Segundo TIPPER (1979), ao trabalhar com múltiplas observações de um habitat, se as amostras forem pequenas, o teste perde força e é preferível trabalhar com os

dados das réplicas agrupados. Assim, consideraram-se todos os táxons coletados nos dois pontos durante os dois períodos como representativos de cada córrego.

A existência de correlação entre as características físicas e químicas da água, a clorofila *a*, a riqueza de espécies e a densidade de organismos em cada córrego foi testada pelo teste de correlação de postos de Spearman. As correlações foram consideradas significativas para valores de probabilidade ajustada para comparações múltiplas pelo método de Holm-Bonferroni que fossem menores que 0,05 (HOLM, 1979; WRIGHT, 1992). As análises de variância e os testes de correlação de postos de Spearman foram realizados com o programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2008).

A relação entre os táxons e as variáveis ambientais em cada córrego foi analisada por meio de análise de correspondência canônica (ACC) com o programa CANOCO 4.0 (TER BRAAK & SMILAUER, 1998). Utilizou-se a abundância das espécies do zooplâncton transformada ($\log_{10}(x + 1)$) e todas as variáveis ambientais preditoras foram padronizadas de forma a apresentarem média zero e variância unitária. Para testar a significância das correlações entre as variáveis e a distribuição das espécies, realizou-se teste de Monte Carlo com 999 permutações utilizando a soma de autovalores de todos os eixos canônicos.

A existência de padrões de distribuição e similaridade na estrutura das comunidades dos dois córregos foi verificada por meio de análise de correspondência destendenciada (DCA – *Detrended Correspondence Analysis*, HILL & GAUCH, 1980), ordenando as amostras de acordo com uma matriz de presença e ausência de táxons por amostra dos córregos nos dois períodos. A DCA é bastante utilizada para representar padrões de substituição gradual de espécies ao longo de gradientes ambientais (TER BRAAK, 1995). Esta análise também foi realizada com o programa CANOCO 4.0 (TER BRAAK & SMILAUER, 1998).

3. Resultados

3.1. Precipitação

O padrão sazonal das chuvas foi bem marcado. Durante o período, o mês com maior pluviosidade foi dezembro de 2007 com 297,4mm (Figura 6). O período seco se estendeu de maio a setembro, com ocorrência de evento único de chuva em junho (1,4mm). A precipitação do mês de julho de 2007 foi 0,0mm e a do mês de janeiro de 2008 foi 226,8mm (Figura 7).

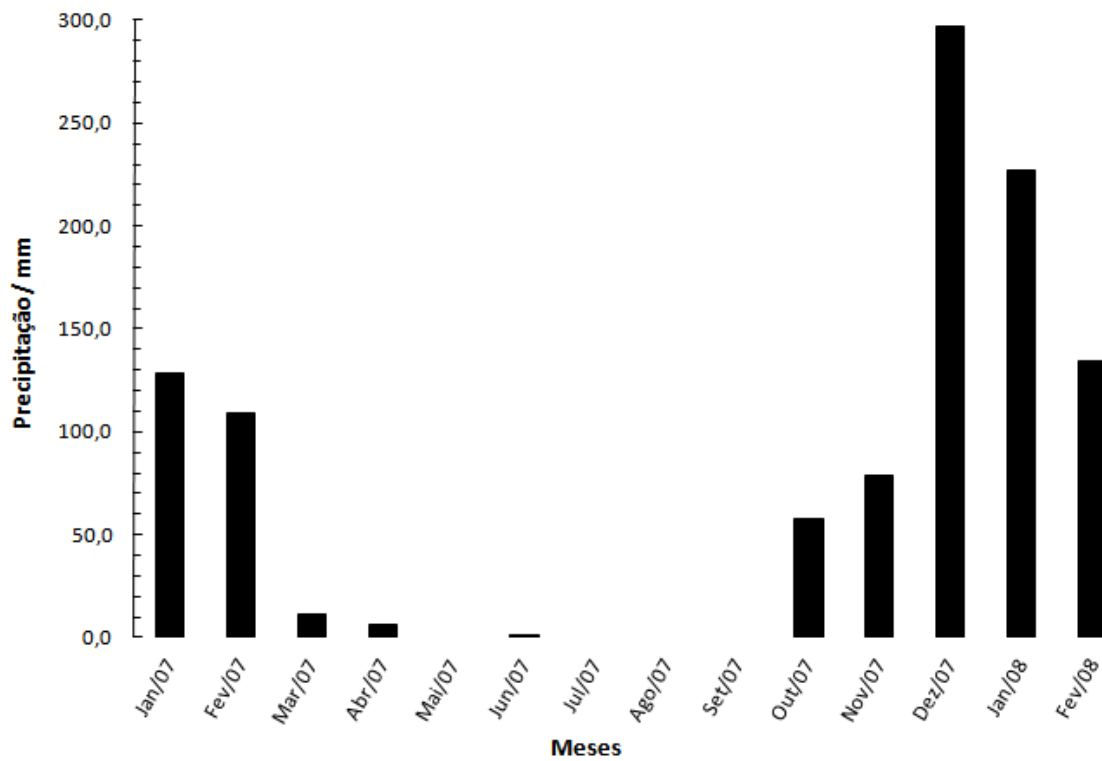


Figura 6. Precipitação mensal na região da Bacia do Rio Preto no Distrito Federal de janeiro de 2007 a fevereiro de 2008. Fonte: Embrapa - CPAC, Estação Principal do CPAC em Planaltina (DF).

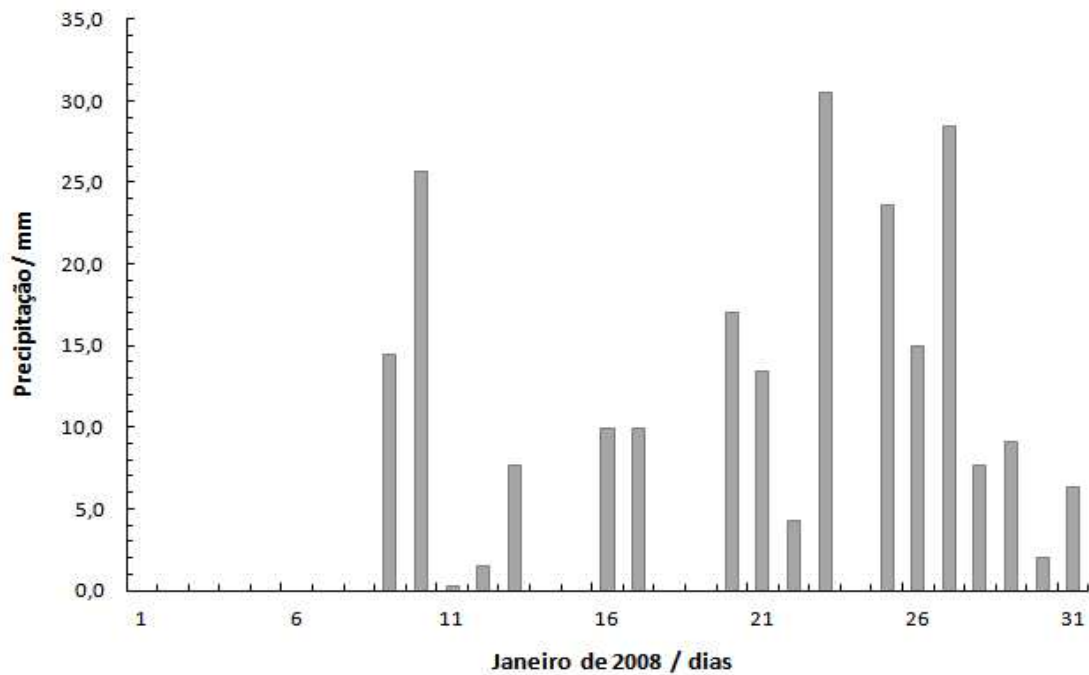


Figura 7. Precipitação diária na região da Bacia do Rio Preto no Distrito Federal em janeiro de 2008. Fonte: Embrapa - CPAC, Estação Principal do CPAC em Planaltina (DF).

3.2. Córrego Estanislau

3.2.1. Qualidade da Água

A temperatura da água foi menor no período seco (Anova, $p < 0,001$), que corresponde ao inverno (Figura 8), com valores 15% maiores no período chuvoso ($21,7 \pm 0,8^\circ\text{C}$) em relação ao período seco ($18,8 \pm 0,7^\circ\text{C}$). Além disso, a temperatura no ponto E1 foi 1°C maior do que no ponto E2 no período seco. A profundidade média no ponto E1 ($0,75 \pm 0,09\text{m}$) foi 39% maior que a no ponto E2 ($0,54 \pm 0,11\text{m}$) (Anova, $p < 0,01$). Não foi encontrada diferença significativa entre a profundidade dos pontos nos dois períodos, $0,64 \pm 0,18\text{m}$ no período seco e $0,65 \pm 0,13\text{m}$ no período chuvoso (Figura 9).

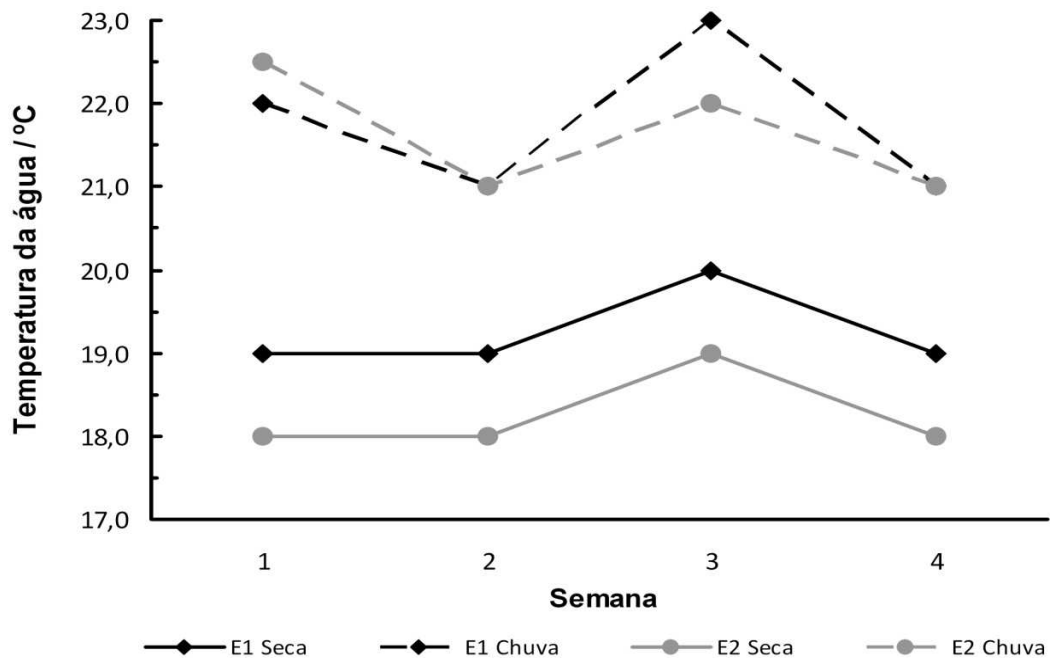


Figura 8. Temperatura da água nos pontos E1 e E2 do córrego Estanislau durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008). Linha contínua: período seco. Linha tracejada: período chuvoso.

A velocidade da corrente diferiu significativamente entre os períodos (Anova, $p < 0,05$), sendo maior no período seco ($0,84 \pm 0,19 \text{ m/s}$) do que no período chuvoso ($0,67 \pm 0,27 \text{ m/s}$) (Figura 10). A velocidade média da corrente no ponto E1 ($0,93 \pm 0,11 \text{ m/s}$) foi 60% maior que no ponto E2 ($0,58 \pm 0,21 \text{ m/s}$) (Anova, $p < 0,001$). Não foi encontrada diferença entre as medidas de vazão dos períodos, média de $0,79 \pm 0,45 \text{ m}^3/\text{s}$ no período seco e $0,80 \pm 0,75 \text{ m}^3/\text{s}$ no período chuvoso (Figura 11), porém houve diferença entre a vazão dos pontos (Anova, $p < 0,001$): a vazão média foi 56% maior no ponto E2 ($1,28 \pm 0,48 \text{ m}^3/\text{s}$) do que no ponto E1 ($0,32 \pm 0,12 \text{ m}^3/\text{s}$).

Os valores de pH da água foram moderadamente ácidos (Figura 12), diferindo entre os períodos (Anova, $p < 0,05$), o pH no período seco ($6,28 \pm 0,35$) foi 8% do que no período chuvoso ($5,82 \pm 0,46$), e entre os pontos (Anova, $p < 0,05$), o pH no ponto E1 ($6,28 \pm 0,41$) foi 8% maior do que no ponto E2 ($5,81 \pm 0,40$).

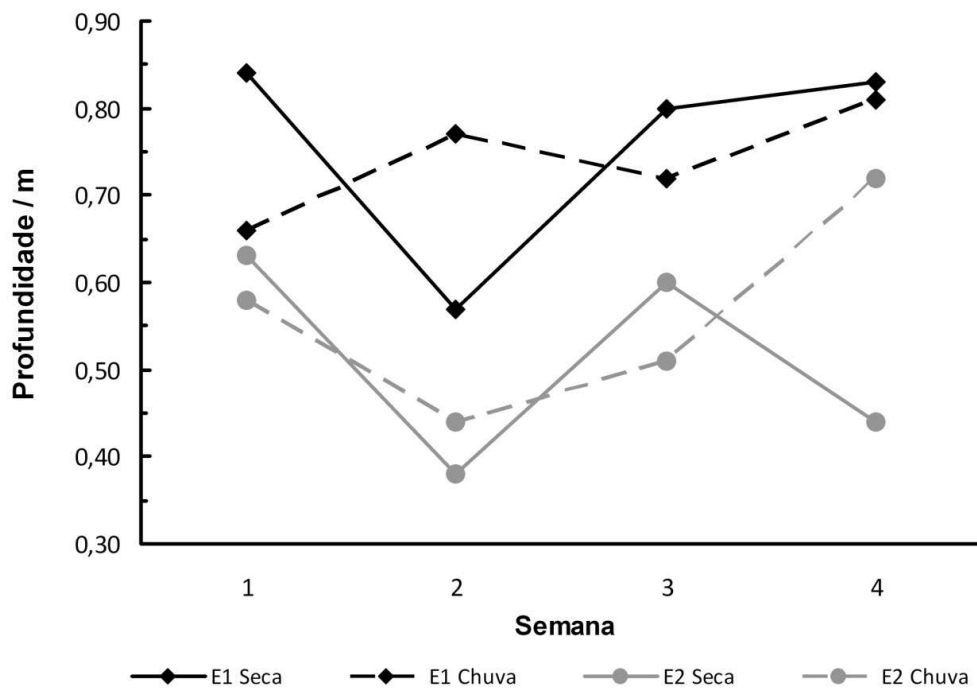


Figura 9. Profundidade dos pontos E1 e E2 do córrego Estanislau durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

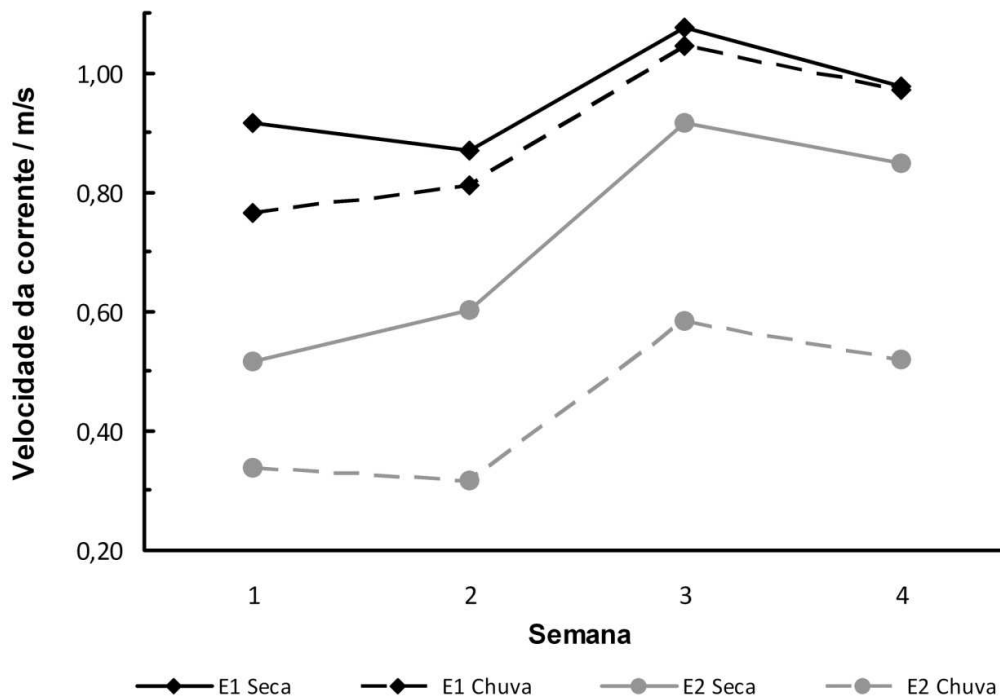


Figura 10. Velocidade da corrente nos pontos E1 e E2 do córrego Estanislau durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

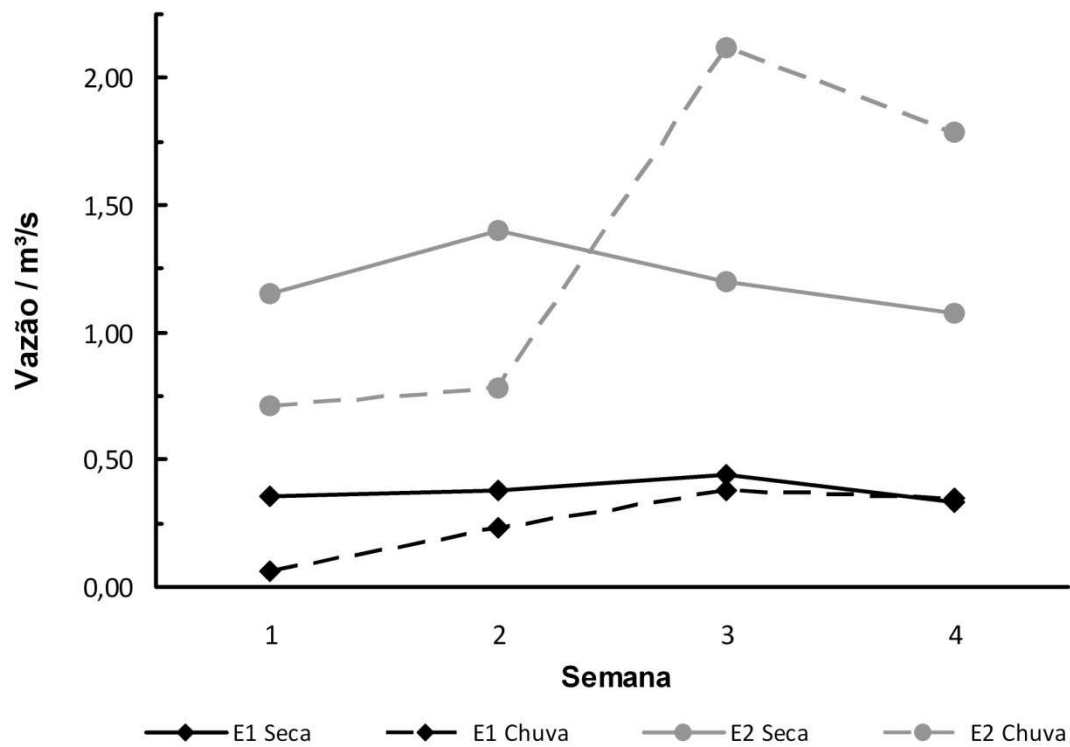


Figura 11. Vazão nos pontos E1 e E2 do córrego Estanislau durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

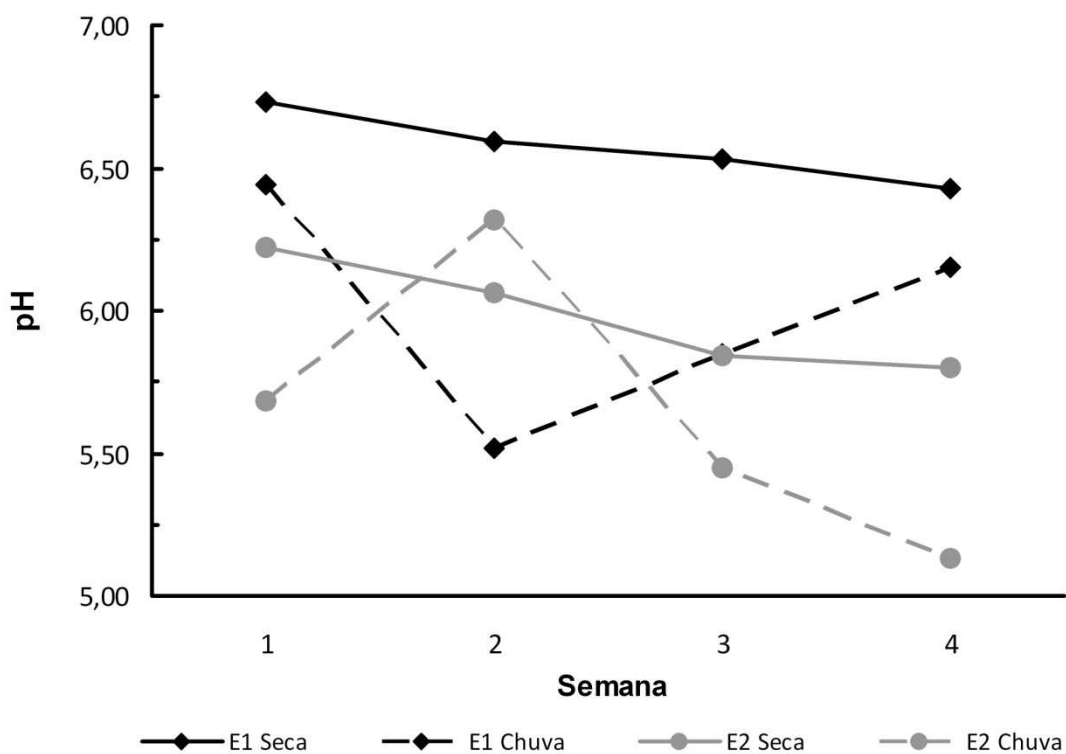


Figura 12. Potencial hidrogeniônico (pH) da água nos pontos E1 e E2 do córrego Estanislau durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

O total de sólidos dissolvidos (TSD) diferiu entre os períodos (Anova, $p < 0,001$), tendo sido 47% maior no período chuvoso (Figura 13): a média do TSD foi $2,14 \pm 0,21 \text{ mg/L}$ no período seco e $3,15 \pm 0,35 \text{ mg/L}$ no período chuvoso. A interação entre período e ponto foi significativa (Anova, $p < 0,01$), devido ao fato dos pontos apresentarem tendências diferentes nos dois períodos. A condutividade elétrica, que é relacionada ao conteúdo de sólidos dissolvidos, foi 39% maior no período chuvoso (Anova, $p < 0,001$). A média da condutividade elétrica no período seco foi $5,54 \pm 0,42 \mu\text{S/cm}$ e a média no período chuvoso, $7,72 \pm 0,73 \mu\text{S/cm}$ (Figura 14). A interação entre período e ponto também foi significativa (Anova, $p < 0,01$).

A alcalinidade total não diferiu entre os períodos seco, $4,52 \pm 4,71 \text{ mg/L}$ de CaCO_3 , e chuvoso, $2,90 \pm 0,49 \text{ mg/L}$ de CaCO_3 , e apresentou um pico de $16,12 \text{ mg/L}$ de CaCO_3 no período seco (Figura 15). A turbidez não diferiu entre os períodos, com média de $12,13 \pm 4,83 \text{ UNT}$ no período seco e $17,56 \pm 8,69 \text{ UNT}$ no período chuvoso, nem entre os pontos (Figura 16). As águas estiveram bem oxigenadas durante o período total de amostragem (Figura 17). Não foi encontrada diferença significativa entre o conteúdo de oxigênio dissolvido na água entre os períodos ou entre os pontos. A média das concentrações de oxigênio dissolvido foi $7,5 \pm 0,3 \text{ mg/L}$ no período chuvoso e $7,3 \pm 0,2 \text{ mg/L}$ no período seco.

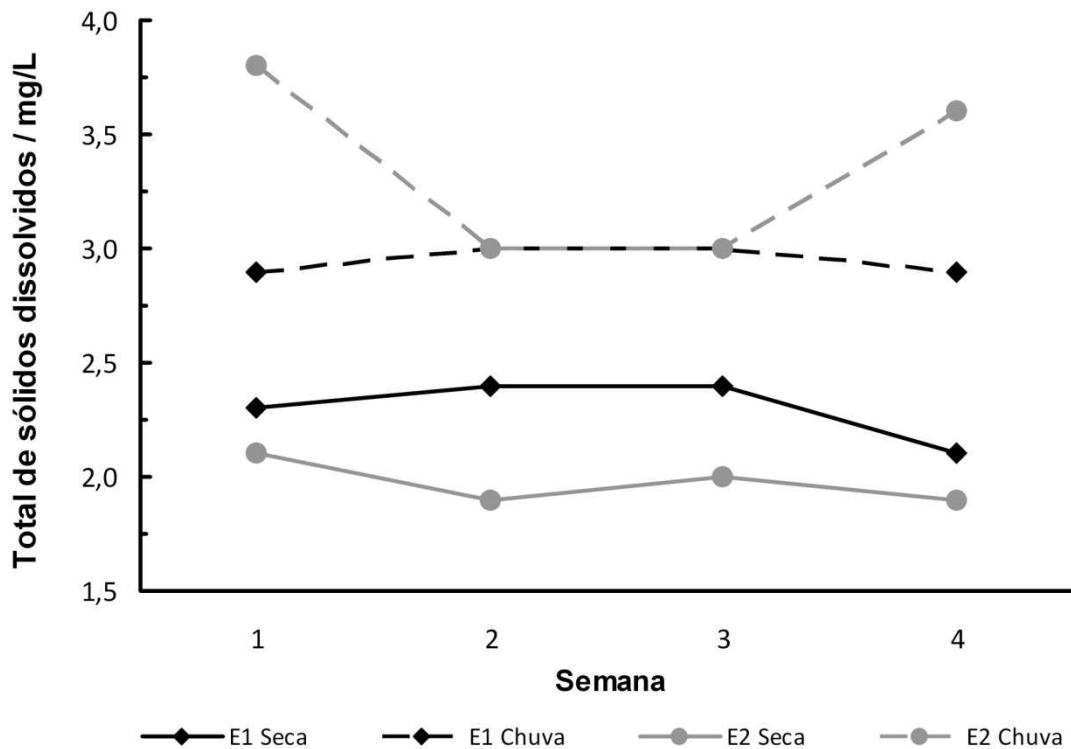


Figura 13. Total de sólidos dissolvidos na água nos pontos E1 e E2 do córrego Estanislaui durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

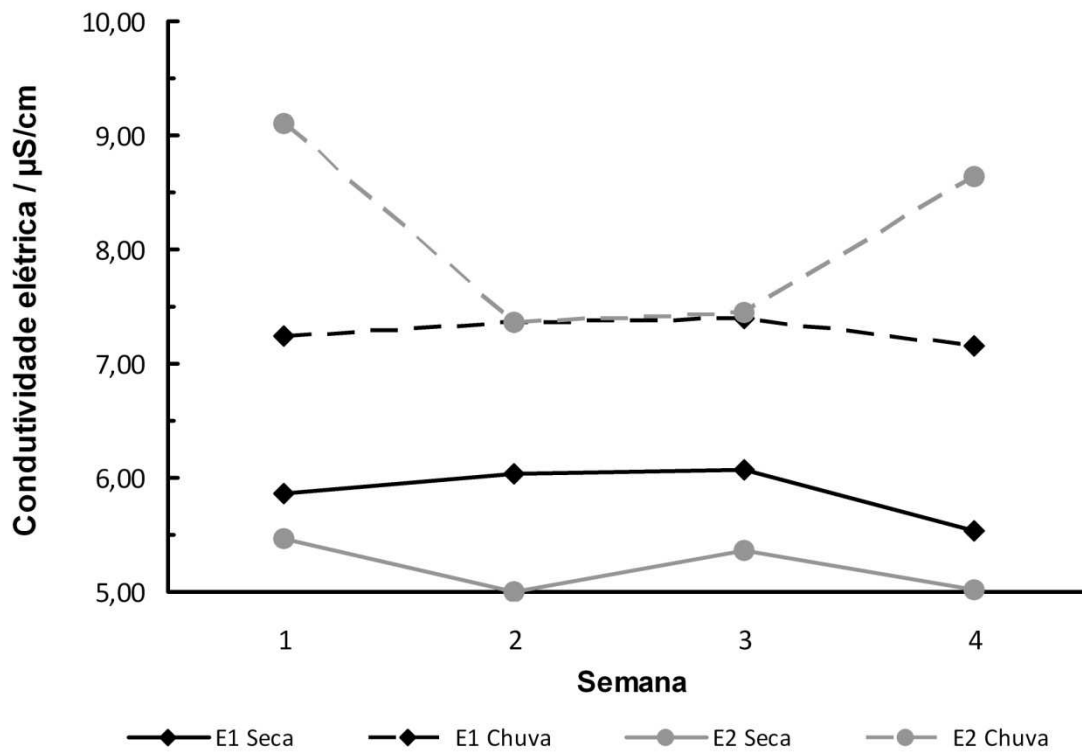


Figura 14. Condutividade elétrica da água nos pontos E1 e E2 do córrego Estanislau durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

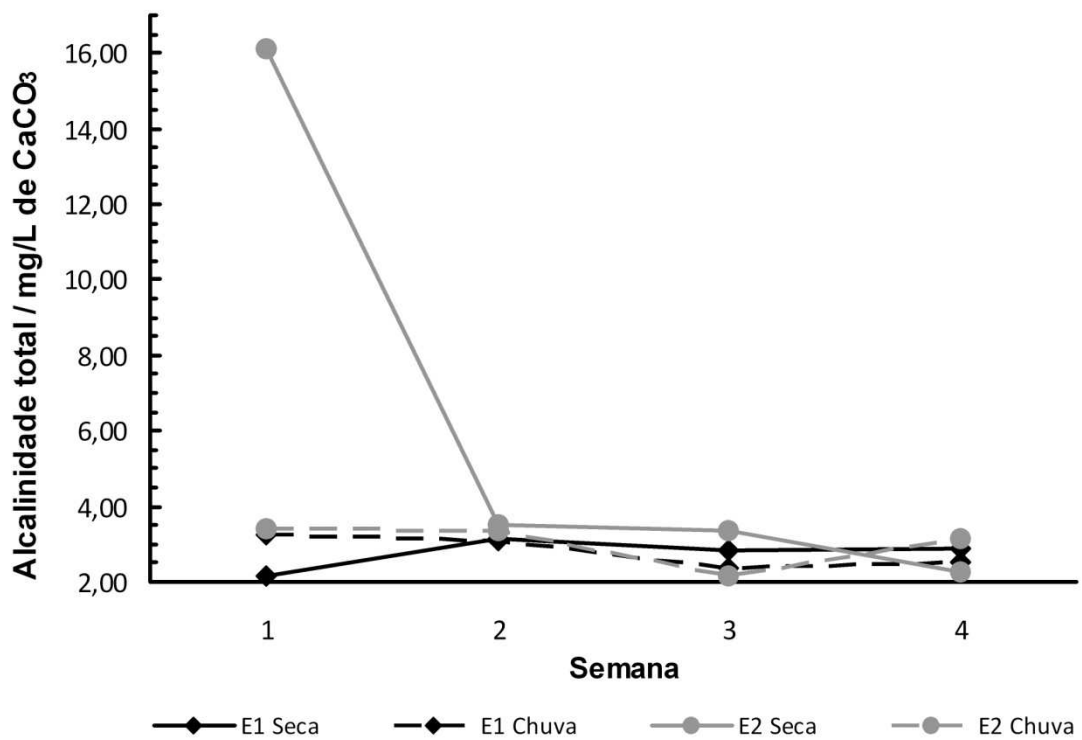


Figura 15. Alcalinidade total da água nos pontos E1 e E2 do córrego Estanislau durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

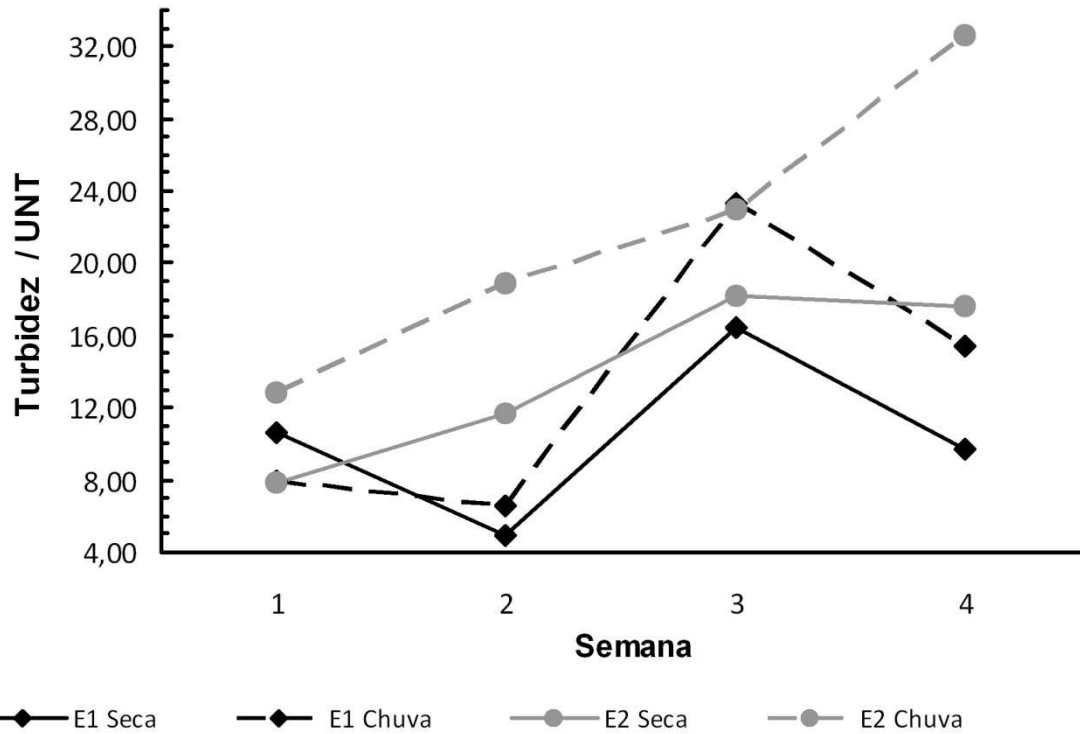


Figura 16. Turbidez da água nos pontos E1 e E2 do córrego Estanislau durante o período de Seca (julho/2007).

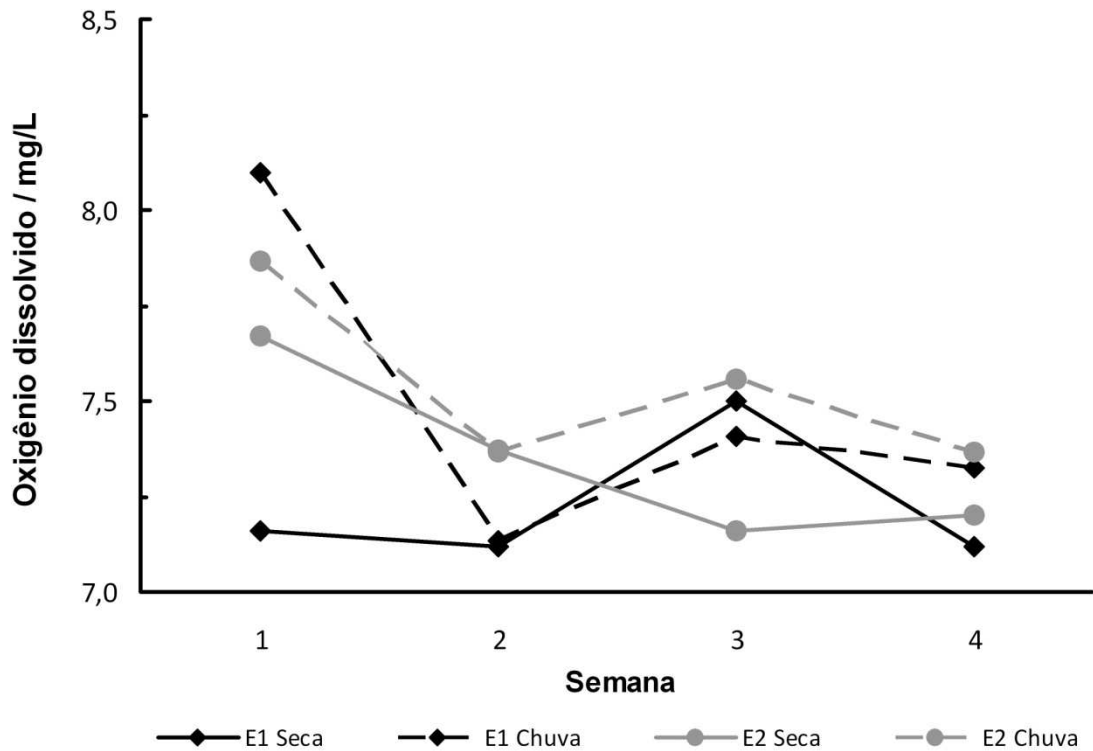


Figura 17. Oxigênio dissolvido na água do córrego Estanislau nos pontos E1 e E2 durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

As concentrações de nitrato não diferiram significativamente entre os períodos ou entre os pontos (Figura 18). A concentração de nitrato foi $0,373 \pm 0,088\text{mg/L}$ no período seco e $0,399 \pm 0,104\text{mg/L}$ no período chuvoso. As concentrações de nitrito e fosfato estiveram abaixo do limite de detecção do método ($0,012\text{mg/L}$ para o nitrito e $0,010\text{mg/L}$ para o fosfato). O amônio foi detectado apenas no ponto E2 na 1ª semana do período seco ($0,022\text{mg/L}$) e no ponto E1 na 1ª ($0,023\text{mg/L}$) e 4ª ($0,020\text{mg/L}$) semanas do período chuvoso – estando abaixo do limite de detecção do método ($0,010$) em todas as outras amostras.

O íon cloreto diferiu entre os períodos (Anova, $p < 0,01$), com concentrações 45% maiores no período chuvoso: média de $0,232 \pm 0,022\text{mg/L}$ no período seco e de $0,337 \pm 0,067\text{mg/L}$ no período chuvoso (Figura 19). A concentração de cálcio não diferiu entre os períodos, com média de $0,570 \pm 0,879\text{mg/L}$ no período seco e de $0,337 \pm 0,048\text{mg/L}$ no período chuvoso, e apresentou um valor extremo de $2,741\text{mg/L}$ no ponto E2 no período seco (Figura 20).

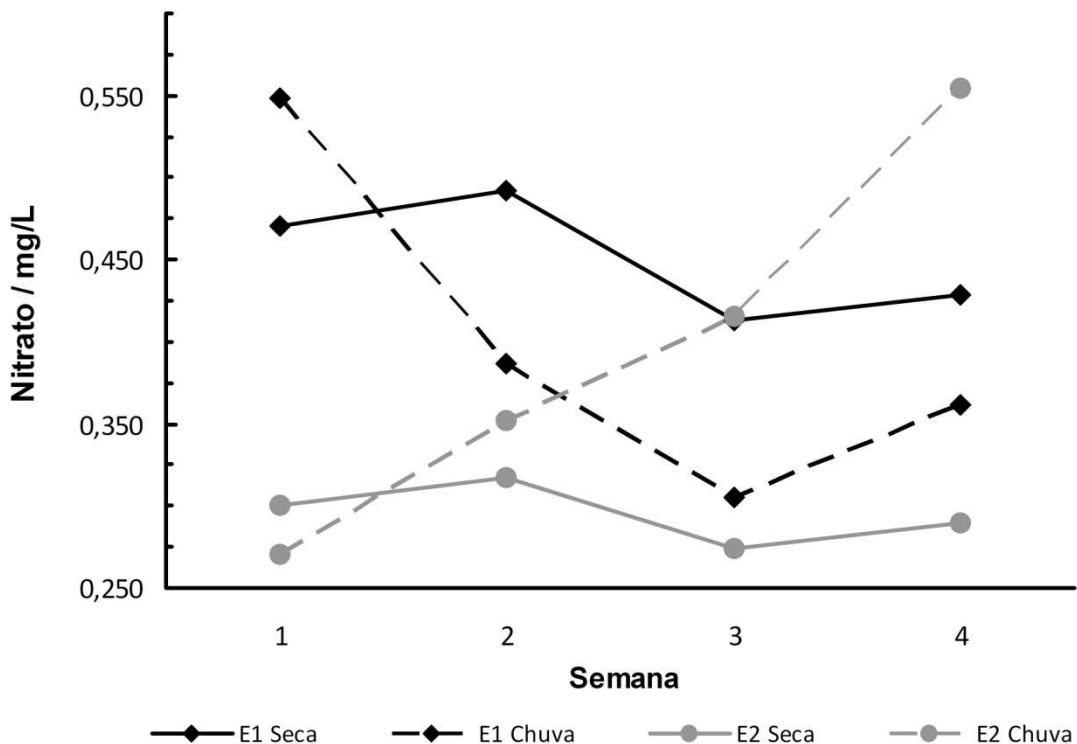


Figura 18. Concentração de nitrato na água do córrego Estanislau nos pontos E1 e E2 durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

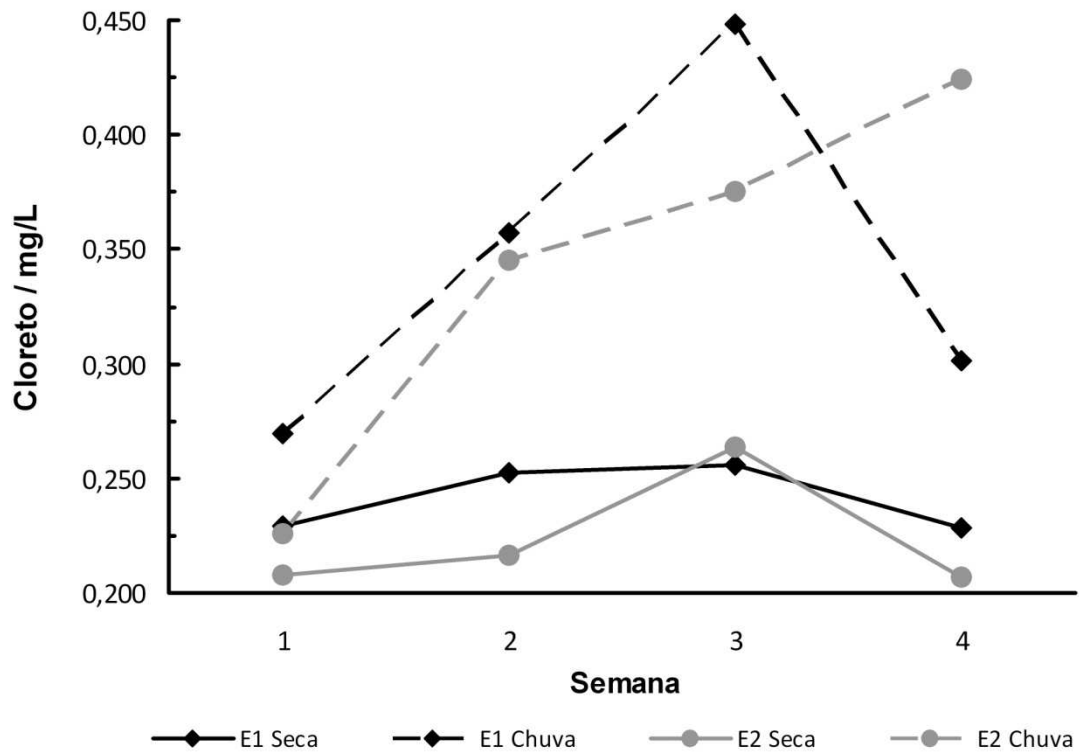


Figura 19. Concentração de cloreto na água do córrego Estanislau nos pontos E1 e E2 durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

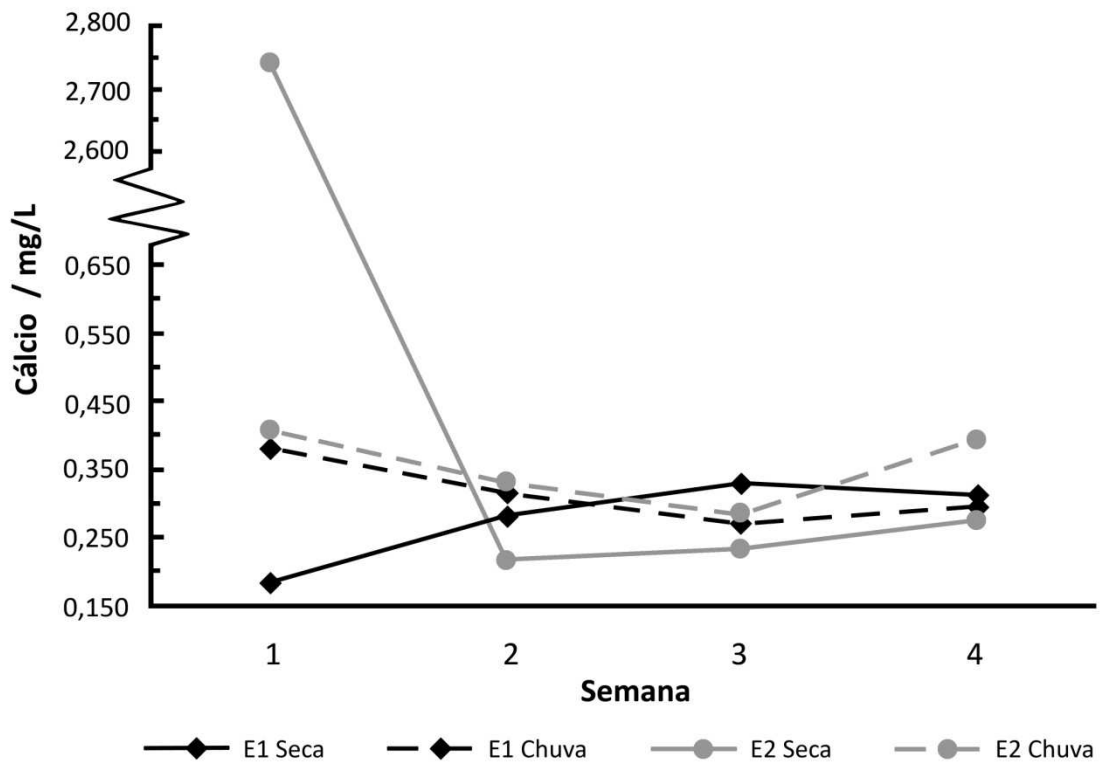


Figura 20. Concentração de cálcio na água do córrego Estanislau nos pontos E1 e E2 durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

A concentração de magnésio foi 42% maior no período chuvoso (Anova, $p < 0,001$). A média da concentração de magnésio foi $0,127 \pm 0,016 \text{ mg/L}$ no período seco e $0,180 \pm 0,025 \text{ mg/L}$ período chuvoso (Figura 21). A concentração de potássio foi 113% maior no período chuvoso (Anova, $p < 0,001$), com média de $0,111 \pm 0,053 \text{ mg/L}$ no período seco e $0,236 \pm 0,047 \text{ mg/L}$ no período chuvoso (Figura 22). A concentração de sódio diferiu entre os períodos (Anova, $p < 0,01$), tendo sido 39% maior no período chuvoso ($0,638 \pm 0,092 \text{ mg/L}$) do que no período seco (média $0,459 \pm 0,102 \text{ mg/L}$). Adicionalmente, a concentração de sódio foi 22% maior no ponto E2 (Anova, $p < 0,05$): média de $0,49 \pm 0,12 \text{ mg/L}$ no ponto E1 e $0,60 \pm 0,13 \text{ mg/L}$ no ponto E2 (Figura 23).

Foram encontradas correlações significativas positivas ao nível de 1% entre as concentrações de cloreto e potássio e ao nível de 0,1% entre condutividade elétrica e temperatura da água, condutividade elétrica e total de sólidos dissolvidos e temperatura da água e total de sólidos dissolvidos (teste de correlação de postos de Spearman, Tabela 1).

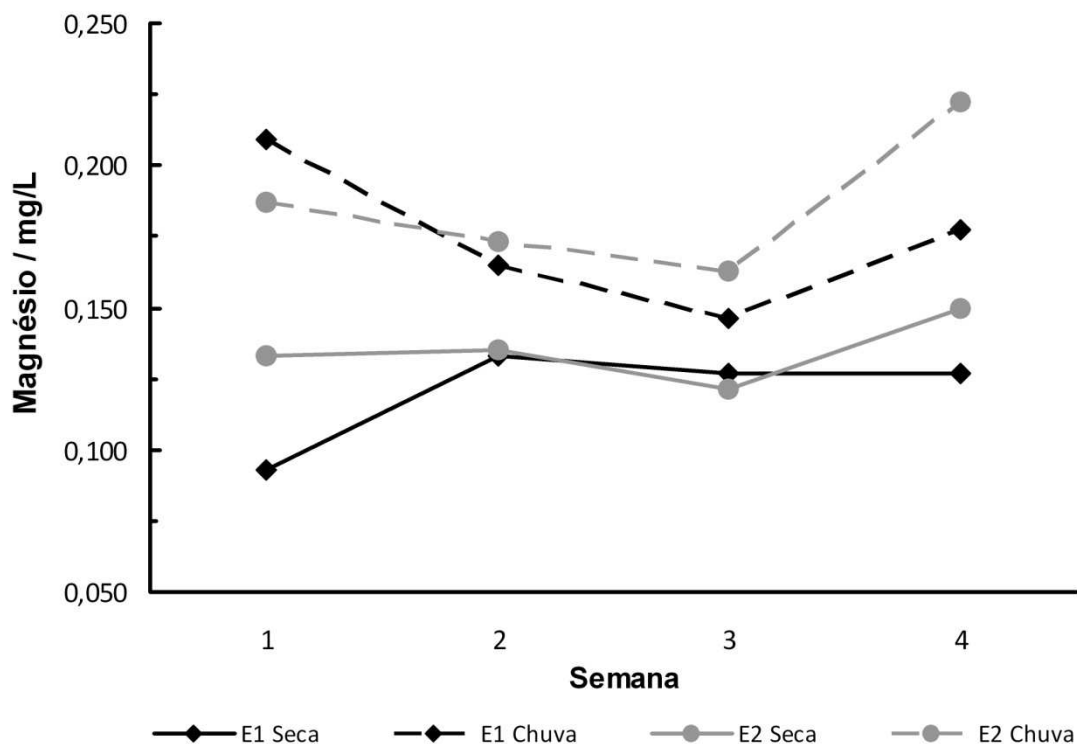


Figura 21. Concentração de magnésio na água do córrego Estanislau nos pontos E1 e E2 durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

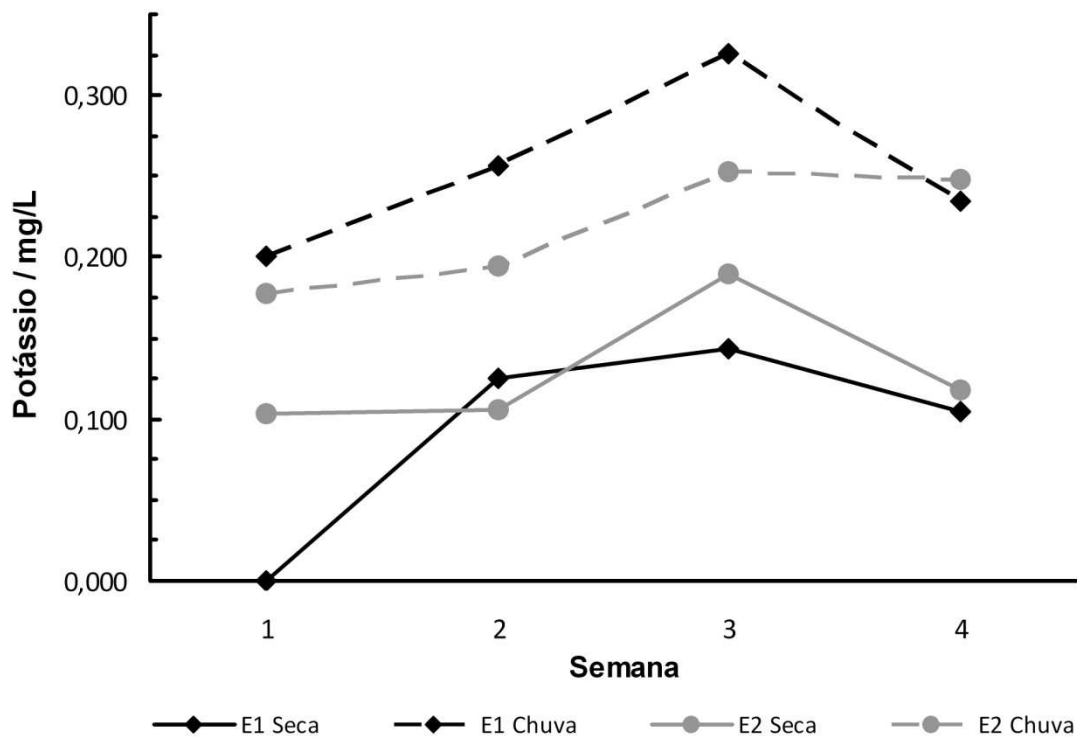


Figura 22. Concentração de potássio na água do córrego Estanislau nos pontos E1 e E2 durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

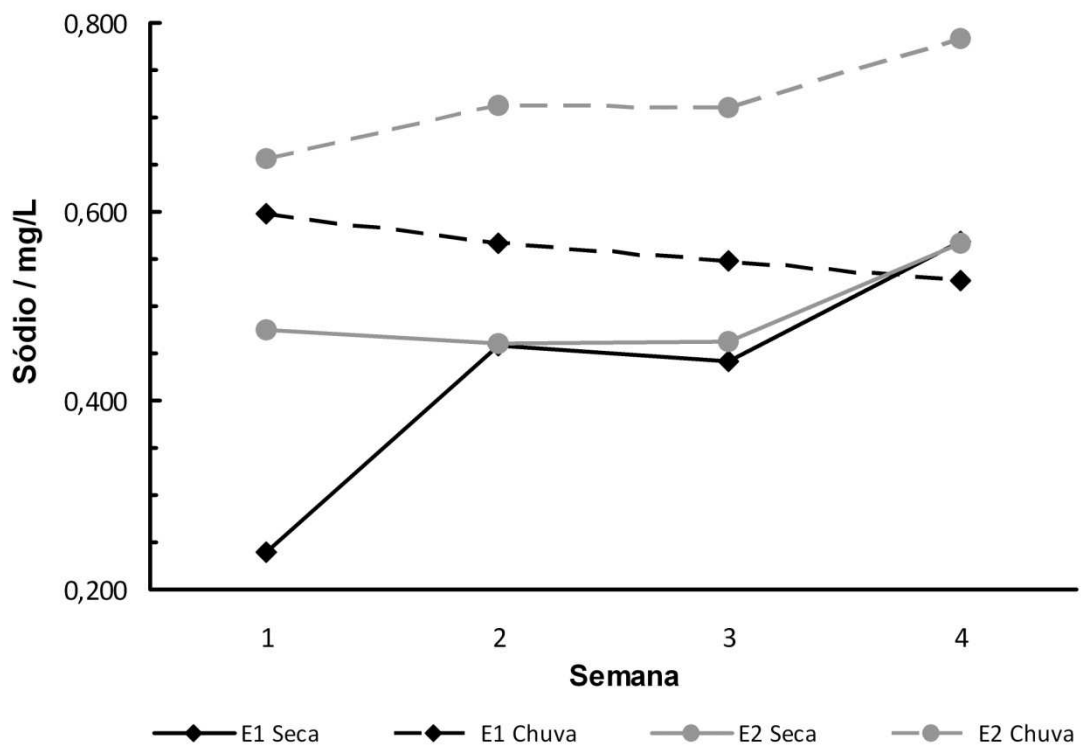


Figura 23. Concentração de sódio na água do córrego Estanislau nos pontos E1 e E2 durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

Tabela 1. Coeficiente de correlação de Spearman entre as características físicas e químicas da água, a clorofila *a*, a riqueza de espécies e a densidade de organismos no córrego Estanislau (n=16).

	Alcal	NH ₄ ⁺	Ca	CE	Cl	Cl <i>a</i>	D Zoo	Mg	NO ₃	OD	pH	K	Prof	S	Na	Temp	TSD	Turb	Vazão	Vcor
Alcal	1																			
NH ₄ ⁺	0,28	1																		
Ca	0,49	0,39	1																	
CE	-0,12	-0,08	0,55	1																
Cl	-0,35	-0,09	0,16	0,70	1															
Cl <i>a</i>	0,26	0,12	0,11	0,14	0,29	1														
D Zoo	-0,15	-0,13	0,02	0,16	0,01	-0,17	1													
Mg	0,20	0,29	0,54	0,67	0,43	0,22	0,13	1												
NO ₃	-0,16	0,08	0,03	0,22	0,40	0,02	0,43	0,11	1											
OD	0,27	0,44	0,57	0,39	0,04	0,12	0,20	0,43	-0,13	1										
pH	-0,06	0,24	-0,16	-0,39	-0,34	-0,42	-0,15	-0,51	0,32	-0,12	1									
K	-0,30	-0,02	0,23	0,71	0,88**	0,27	-0,04	0,62	0,08	0,15	-0,57	1								
Prof	-0,23	0,17	0,07	0,07	0,30	-0,09	-0,14	-0,23	0,46	-0,30	0,37	0,03	1							
S	-0,51	-0,49	0,04	0,44	0,42	-0,10	0,32	0,12	0,21	-0,12	-0,28	0,32	0,10	1						
Na	0,05	0,00	0,55	0,66	0,44	0,26	0,06	0,77	0,09	0,30	-0,59	0,53	-0,20	0,40	1					
Temp	-0,26	0,03	0,42	0,91***	0,70	0,05	-0,04	0,62	0,12	0,42	-0,31	0,78	0,09	0,29	0,57	1				
TSD	-0,05	-0,07	0,57	0,99***	0,70	0,17	0,11	0,69	0,20	0,34	-0,39	0,71	0,08	0,36	0,64	0,89***	1			
Turb	-0,32	-0,35	-0,03	0,37	0,49	0,04	0,07	0,23	-0,17	0,24	-0,50	0,46	-0,12	0,66	0,40	0,35	0,31	1		
Vazão	0,20	-0,31	-0,08	-0,04	-0,03	0,31	0,30	0,00	-0,30	0,28	-0,51	-0,03	-0,60	0,24	0,15	-0,21	-0,08	0,57	1	
Vcor	-0,36	0,23	-0,53	-0,60	-0,19	0,02	0,01	-0,56	0,10	-0,31	0,30	-0,17	0,25	-0,25	-0,63	-0,40	-0,63	-0,37	-0,27	1

Alcal= alcalinidade total; CE= condutividade elétrica; Cl *a*= clorofila *a*; D Zoo= densidade do zooplâncton; OD = oxigênio dissolvido; Prof= profundidade; TSD= total de sólidos dissolvidos; S= riqueza de espécies; Temp= temperatura da água; Turb= turbidez; Vcor= velocidade da corrente. * Significativo ao nível de 5%, ** Significativo ao nível de 1% e *** Significativo ao nível de 0,1%.

3.2.2. Clorofila *a*

A clorofila *a* não diferiu entre os períodos, nem entre os pontos, e apresentou um pico de $4,13\mu\text{g/L}$ no ponto E2 durante o período seco (Figura 24). A média da concentração de clorofila *a* foi $1,22 \pm 1,31\mu\text{g/L}$ no período seco e $1,43 \pm 0,55\mu\text{g/L}$ no período chuvoso.

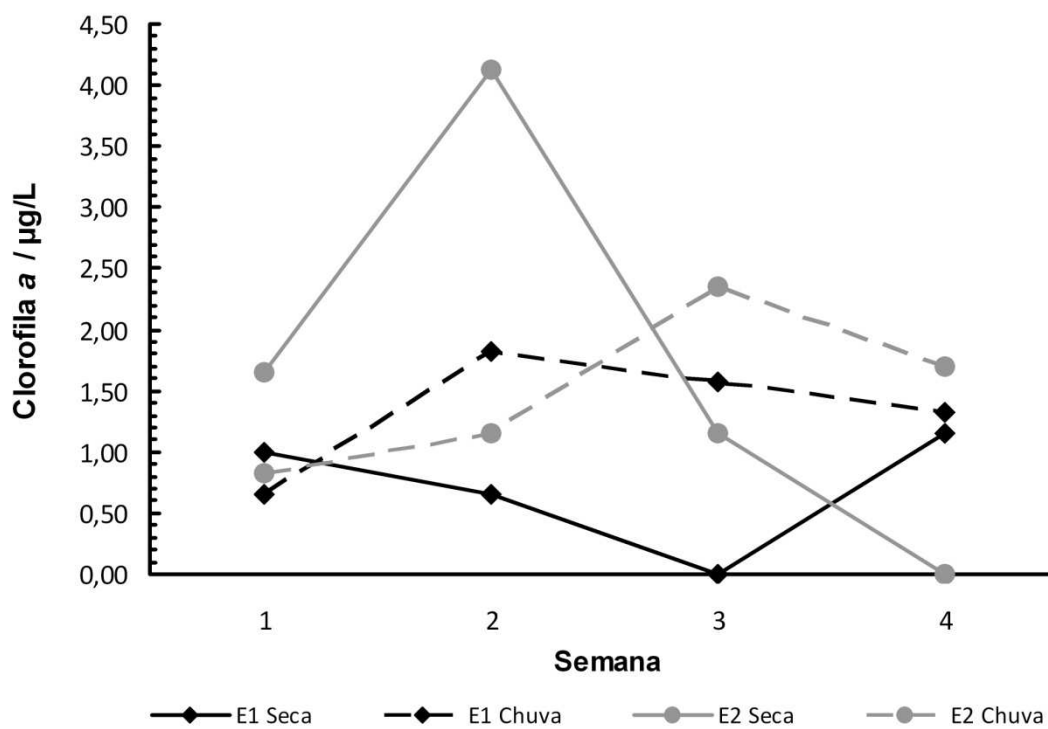


Figura 24. Concentração de clorofila *a* na água do córrego Estanislau nos pontos E1 e E2 durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

3.2.3. Comunidade zooplanctônica

Foram encontrados 41 táxons, incluindo 10 espécies de cladóceros (24%), 29 espécies de rotíferos (71%) e náuplios de copépodes Harpacticoida e Cyclopoida (5%). Sete táxons foram encontrados apenas no período seco, 17 táxons somente no período chuvoso e 17 táxons foram registrados nos dois períodos (Tabela 2). Não houve diferença significativa entre a riqueza de espécies dos períodos (8 ± 3 táxons no período seco e 10 ± 4 táxons no período chuvoso), nem entre a riqueza de espécies dos pontos (Figura 25). Os gêneros com maior número de representantes foram *Lecane* (Rotifera: Monogononta: Lecanidae), com oito táxons, *Alona* (Branchiopoda: Cladocera: Alonidae) e *Cephalodella* (Rotifera: Monogononta: Notommatidae), ambos com cinco táxons.

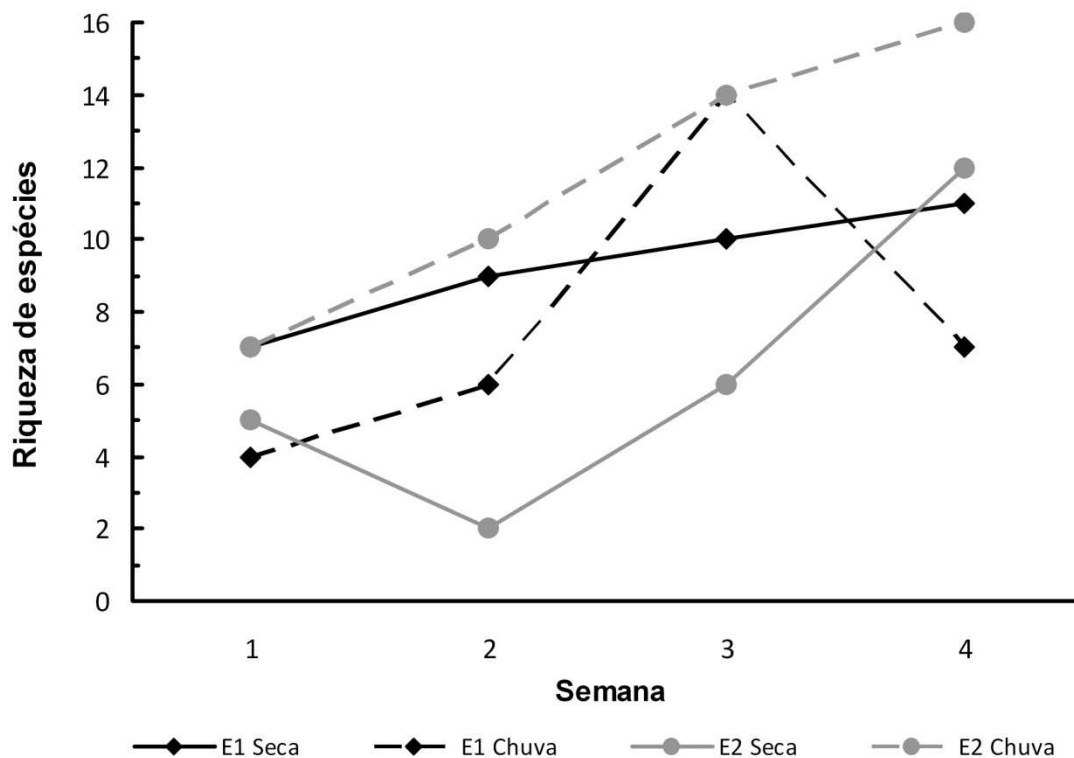


Figura 25. Riqueza de espécies do zooplâncton do córrego Estanislau nos pontos E1 e E2 durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

Os táxons mais abundantes foram Náuplio de Cyclopoida (17% dos indivíduos durante o período de seca e 8% durante a chuva), *Lepadella rhomboides rhomboides* (9% dos indivíduos na seca e 7% na chuva), Náuplio de Harpacticoida (4% dos indivíduos na seca e 6% na chuva), *Lecane bulla* (6% dos indivíduos na chuva), *Lecane lunaris* (4% dos indivíduos na chuva), *Lecane curvicornis* (3% dos indivíduos na chuva) e *Cephalodella aff. stenroosi* (2% dos indivíduos na seca) (Tabela 2).

Tabela 2. Lista de táxons do zooplâncton, frequência de ocorrência, presença e abundância relativa nos períodos de Seca (S) ou Chuva (S) no córrego Estanislau, Planaltina (DF). Frequência de ocorrência = n° de amostras em que a espécie esteve presente / n° total de amostras (n=16). Abundância relativa = abundância do táxon / abundância total (n = 356).

Táxon	Frequência de ocorrência	Período	Abundância relativa	
			Seca	Chuva
Copepoda				
Nauplio Harpacticoida	0,69	S / C	0,039	0,059
Nauplio Cyclopoida	0,94	S / C	0,081	0,174
Cladocera				
<i>Acroperus cf. harpae</i>	0,25	S / C	0,017	0,003
<i>Alona sp.</i>	0,06	S	0,003	0
<i>Alona glabra</i>	0,13	S / C	0,003	0,003
<i>Alona guttata</i>	0,44	S / C	0,017	0,011
<i>Alona iheringula</i>	0,19	S / C	0,014	0,003
<i>Alona verrucosa</i>	0,13	C	0	0,008
<i>Alonella dadayi</i>	0,44	S / C	0,011	0,014
<i>Chydorus eurynotus</i>	0,06	C	0	0,003
<i>Leydigia cf. ciliata</i>	0,06	C	0	0,006
<i>Moina sp.</i>	0,06	C	0	0,003
Rotifera				
<i>Brachionus plicatilis</i>	0,06	C	0	0,003
<i>Cephalodella gibba</i>	0,19	S / C	0,006	0,003
<i>Cephalodella maior</i>	0,06	C	0	0,003
<i>Cephalodella cf. mira</i>	0,06	S	0,003	0
<i>Cephalodella mucronata</i>	0,06	C	0	0,003
<i>Cephalodella aff. stenroosi</i>	0,19	S / C	0,025	0,003
<i>Colurella cf. obtusa</i>	0,06	C	0	0,006
<i>Dipleuchlanis propatula</i>	0,06	S	0,003	0
<i>Euchlanis dilatata f. dilatata</i>	0,06	S	0,003	0
<i>Euchlanis oropha</i>	0,19	S / C	0,006	0,003
<i>Lecane amazonica</i>	0,06	C	0	0,003
<i>Lecane bulla</i>	0,50	S / C	0,011	0,065
<i>Lecane curvicornis</i>	0,50	S / C	0,008	0,034
<i>Lecane leontina</i>	0,13	C	0	0,006
<i>Lecane lunaris</i>	0,81	S / C	0,017	0,039
<i>Lecane lunaris f. crenata</i>	0,13	C	0	0,017
<i>Lecane quadridentata</i>	0,06	C	0	0,003
<i>Lecane signifera</i>	0,19	C	0	0,020
<i>Lepadella patella</i>	0,13	S / C	0,003	0,003
<i>Lepadella rhomboides rhomboides</i>	0,81	S / C	0,087	0,070
<i>Lepadella triptera</i>	0,06	C	0	0,003
<i>Macrochaetus altamirai</i>	0,06	C	0	0,003
<i>Macrochaetus longipes</i>	0,19	S / C	0,011	0,008

Tabela 2. Continuação

Táxon	Frequência de ocorrência	Período	Abundância relativa	
			Seca	Chuva
<i>Monommata maculata</i>	0,13	S / C	0,003	0,003
<i>Notommata copeus</i>	0,06	S	0,006	0
<i>Notommata pseudocerberus</i>	0,06	C	0	0,011
<i>Notommata pachyura</i>	0,13	S	0,008	0
<i>Platyias quadricornis</i> f. <i>brevispinus</i>	0,19	C	0	0,017
<i>Trichocerca elongata</i>	0,06	S	0,003	0

A comunidade caracterizou-se por muitos táxons raros – que apresentaram frequência de ocorrência baixa, de até 13%, e abundância relativa máxima de 0,3% em um ou nos dois períodos – e poucos táxons comuns – com elevada frequência de ocorrência (Tabela 2). Os táxons mais frequentes nas amostras (ou comuns) foram Náuplio de Cyclopoida (94%), *Lecane lunaris* (81%), Náuplio de Harpacticoida (69%), *Lecane bulla* (50%), *Lecane curvicornis* (50%), *Alona guttata* (44%) e *Alonella dadayi* (44%).

Os táxons raros foram *Alona* sp., *Alona glabra*, *Chydorus eurynotus*, *Moina* sp., *Brachionus plicatilis*, *Cephalodella maior*, *Cephalodella* cf. *mira*, *Cephalodella mucronata*, *Dipleuchlanis propatula*, *Euchlanis dilatata* f. *dilatata*, *Lecane amazônica*, *Lecane quadridentata*, *Lepadella patella*, *Lepadella triptera*, *Monommata maculata* e *Trichocerca elongata*. A espécie identificada como *Alona* sp. é provavelmente uma espécie nova.

A densidade de organismos foi muito baixa, $0,089 \pm 0,050$ ind./L no período seco e $0,111 \pm 0,064$ ind./L no período chuvoso. A densidade máxima registrada foi 0,192 ind./L no ponto E2 durante o período chuvoso (Figura 26). A média do Índice de Diversidade de Simpson foi $0,77 \pm 0,13$ no período seco e $0,80 \pm 0,09$ no período chuvoso (Figura 27). A média da equitabilidade foi $0,72 \pm 0,17$ no período seco e $0,64 \pm 0,18$ no período chuvoso (Figura 28). Não houve diferença significativa entre as densidades de organismos, nem entre os índices de diversidade ou equitabilidade entre os períodos ou pontos. O Índice de Similaridade de Sorensen entre os períodos foi de $QS=0,59$. Esse valor indica que cerca de 40% da composição de espécies da comunidade se altera de um período para o outro.

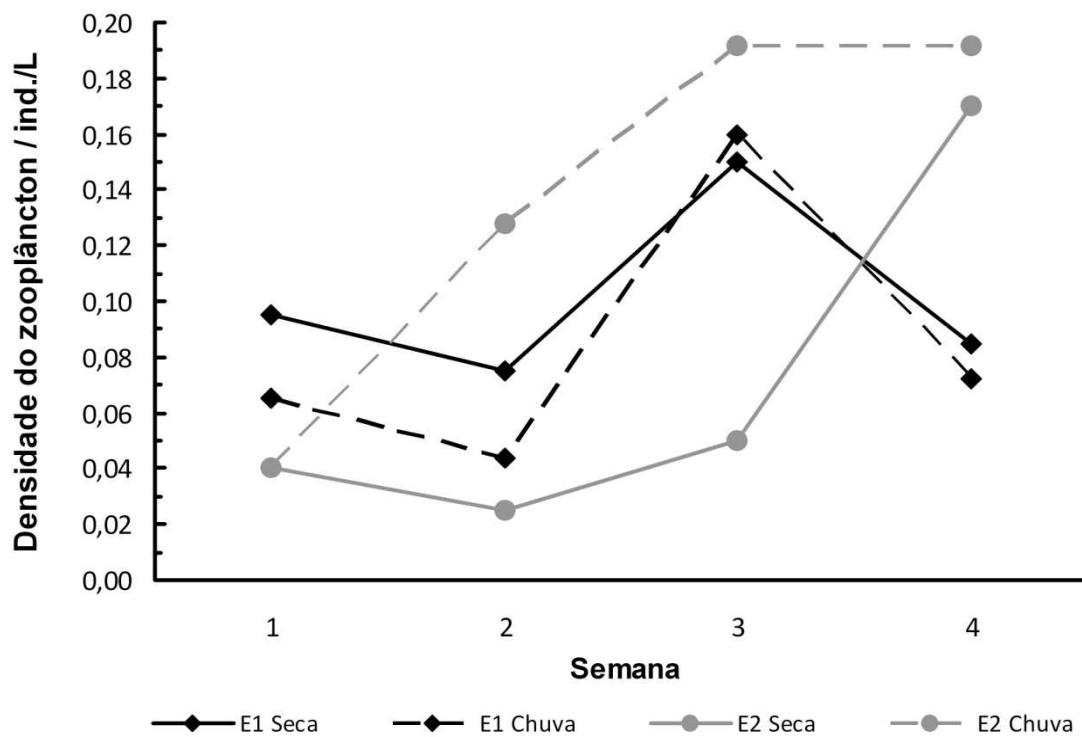


Figura 26. Densidade do zooplâncton do córrego Estanislau nos pontos E1 e E2 durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

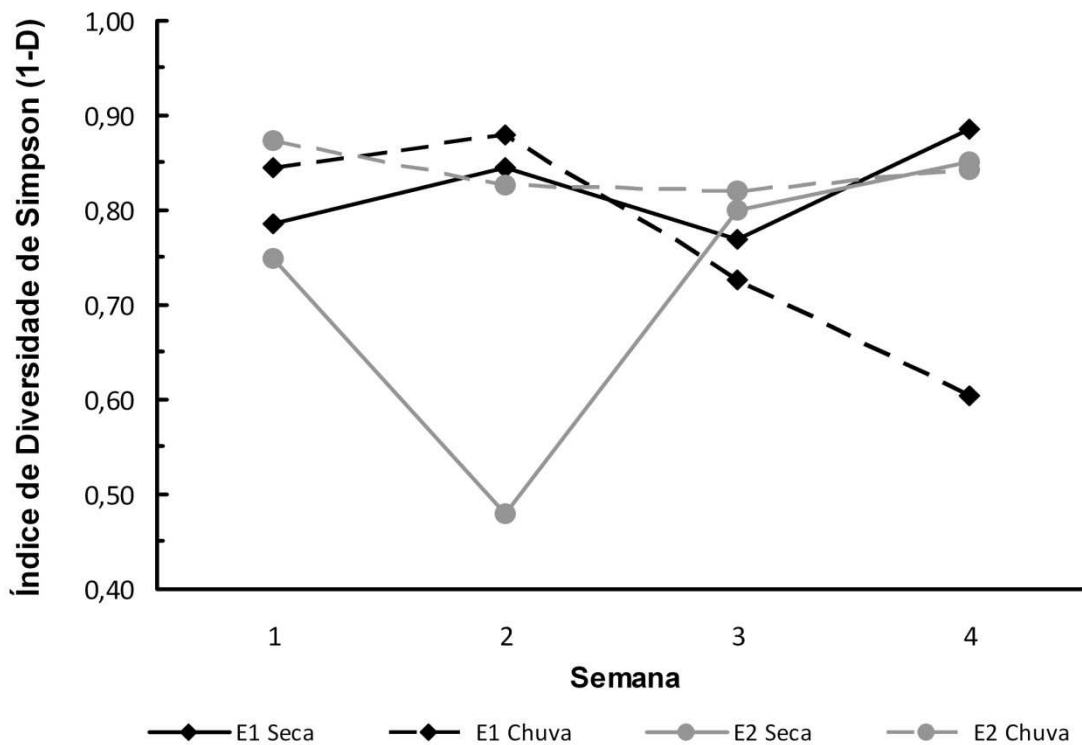


Figura 27. Índice de Diversidade de Simpson para o zooplâncton do córrego Estanislau nos pontos E1 e E2 durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

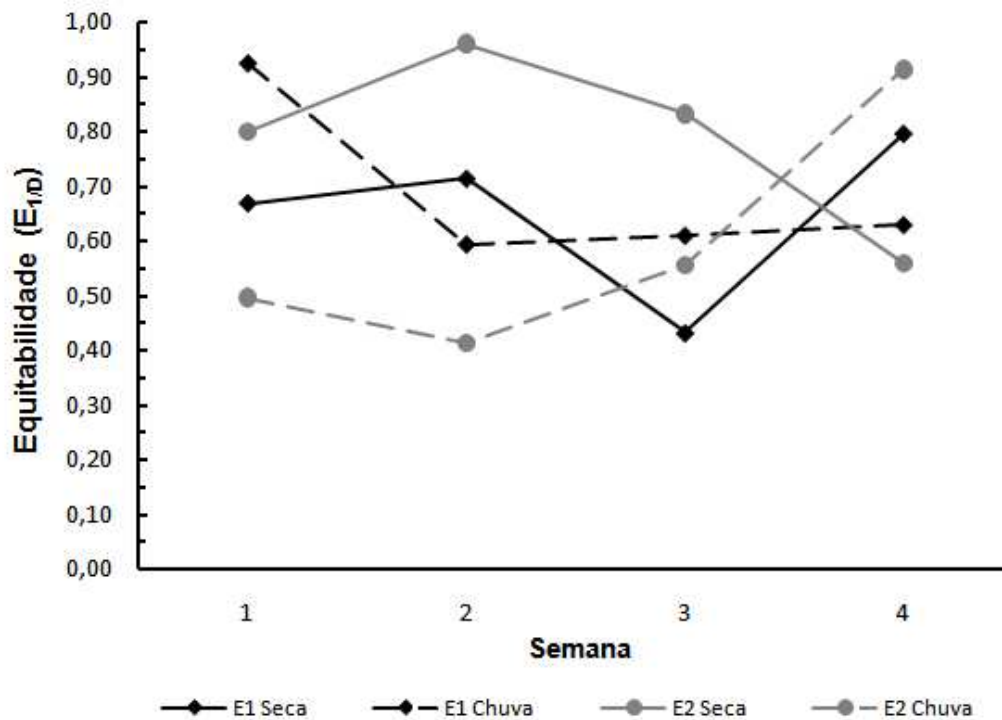


Figura 27. Equitabilidade do zooplâncton do córrego Estanislau nos pontos E1 e E2 durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

Os autovalores dos eixos da ACC foram 0,37 (1º eixo) e 0,32 (2º eixo), que juntos explicam 30% da variância total das médias ponderadas dos táxons (Figura 29). Os coeficientes de correlação entre os táxons e as variáveis ambientais foram 0,99 para o eixo 1 e 1,00 para o eixo 2, indicando forte relação entre os táxons e as características da água nos dois eixos. O eixo 1 foi positivamente correlacionado com o pH e negativamente correlacionado com o cloreto, clorofila *a*, condutividade elétrica, vazão, magnésio, sódio e potássio. O eixo 2 foi positivamente correlacionado com a velocidade da corrente e negativamente correlacionado com a vazão (Tabela 3). As abundâncias dos táxons e as variáveis ambientais foram significativamente correlacionadas nos eixos (teste de permutação de Monte Carlo com a soma do total de autovalores, $p < 0,05$).

Tabela 3. Coeficientes de correlação entre as variáveis ambientais e os dois primeiros eixos da ACC do córrego Estanislau (Planaltina - DF).

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
Cálcio	0,04	-0,09
Clorofila <i>a</i>	-0,53	0,16
Cloreto	-0,75	-0,01
Condutividade elétrica	-0,43	-0,23
Magnésio	-0,52	-0,41
Nitrato	-0,46	-0,46
Oxigênio dissolvido	0,01	-0,17
pH	0,52	0,23
Potássio	-0,49	0,26
Sódio	-0,44	-0,37
Temperatura da água	-0,33	0,25
Vazão	-0,42	-0,51
Velocidade da corrente	0,18	0,62

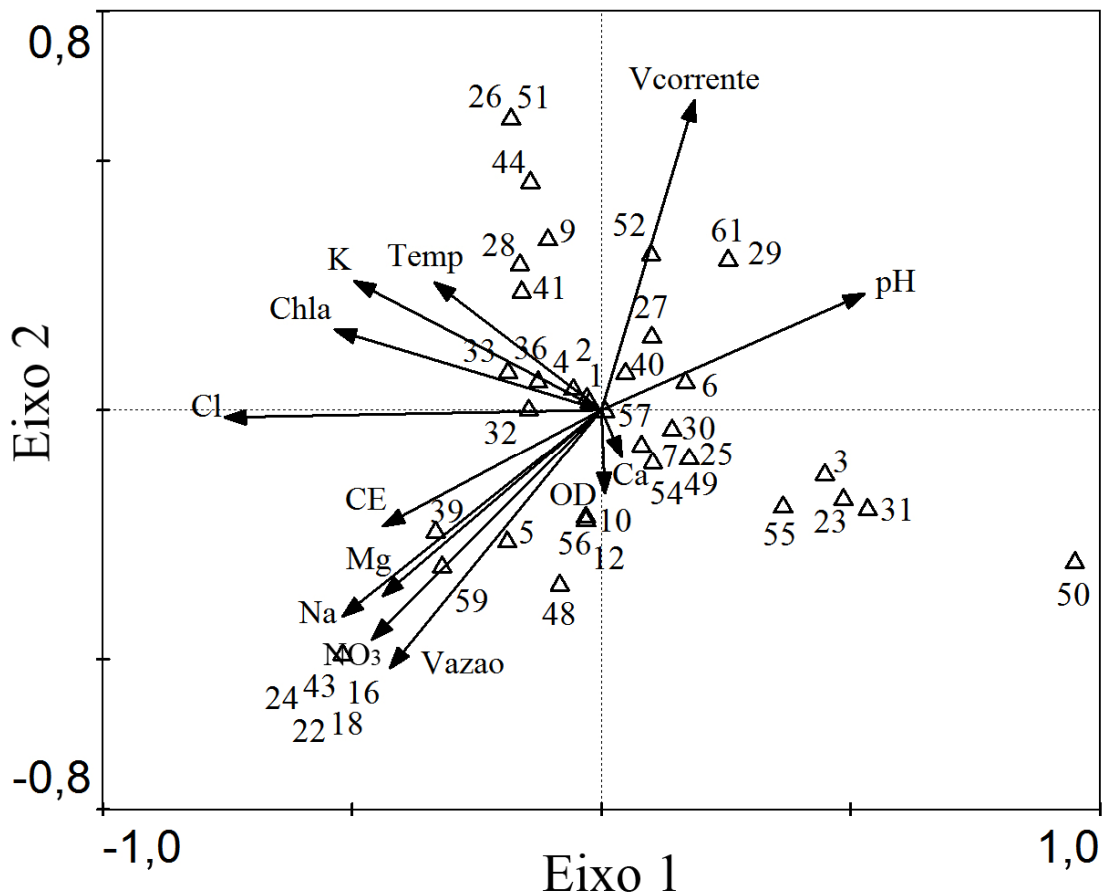


Figura 29. Diagrama de ordenação de análise de correspondência canônica (ACC) com táxons do zooplâncton (triângulos) e variáveis ambientais (setas) no córrego Estanislau (Planaltina - DF). Os autovalores dos eixos 1 e 2 são 0,37 e 0,32, respectivamente, e explicam 30% da variância total das médias ponderadas dos táxons. As variáveis ambientais são: cálcio (Ca), clorofila *a* (Chla), cloreto (Cl), condutividade elétrica (CE), magnésio (Mg), nitrato (NO₃), oxigênio dissolvido (OD), pH, potássio (K), sódio (Na), temperatura da água (Temp), vazão (Vazao) e velocidade da corrente (Vcorrente). Os táxons zooplancctônicos são: Nauplio Harpacticoida (1), Nauplio Cyclopoida (2), *Acroperus* cf. *harpa*e (3), *Alona* sp. (4), *Alona glabra* (5), *Alona guttata* (6), *Alona iheringula* (7), *Alona verrucosa* (9), *Alonella dadayi* (10), *Chydorus eurynotus* (12), *Leydigia* cf. *ciliata* (16), *Moina* sp. (18), *Brachionus plicatilis* (22), *Cephalodella gibba* (23), *Cephalodella maior* (24), *Cephalodella* cf. *mira* (25), *Cephalodella mucronata* (26), *Cephalodella* aff. *stenroosi* (27), *Colurella* cf. *obtusa* (28), *Dipleuchlanis propatula* (29), *Euchlanis dilatata* f. *dilatata* (30), *Euchlanis oropha* (31), *Lecane amazonica* (32), *Lecane bulla* (33), *Lecane curvicornis* (36), *Lecane leontina* (39), *Lecane lunar*is (40), *Lecane lunar*is f. *crenata* (41), *Lecane quadridentata* (43), *Lecane signifera* (44), *Lepadella patella* (48), *Lepadella rhomboides rhomboides* (49), *Lepadella triptera* (50), *Macrochaetus altamirai* (51), *Macrochaetus longipes* (52), *Monommata maculata* (54), *Notommata copeus* (55), *Notommata pseudocerberus* (56), *Notommata pachyura* (57), *Platytias quadricornis* f. *brevispinus* (59) e *Trichocerca elongata* (61).

3.3. Córrego Pindaíba

3.3.1. Qualidade da Água

A temperatura da água foi 24% menor no período seco (Anova, $p < 0,001$), durante o inverno (Figura 30). A média da temperatura da água foi $18,2 \pm 1,3^\circ\text{C}$ no período seco e $22,6 \pm 1,4^\circ\text{C}$ no período chuvoso. O ponto P1 apresentou valores de temperatura ($21,19 \pm 2,42^\circ\text{C}$) 8% maiores do que o ponto P2 ($19,62 \pm 2,67^\circ\text{C}$) (Anova, $p < 0,05$). A profundidade média no ponto P2 ($0,96 \pm 0,22\text{m}$) foi 123% maior que a profundidade média no ponto P1 ($0,43 \pm 0,04$) (Anova, $p < 0,001$). Não foi encontrada diferença significativa entre a profundidade dos pontos no período seco ($0,69 \pm 0,31\text{m}$) e chuvoso ($0,69 \pm 0,34\text{m}$) (Figura 31).

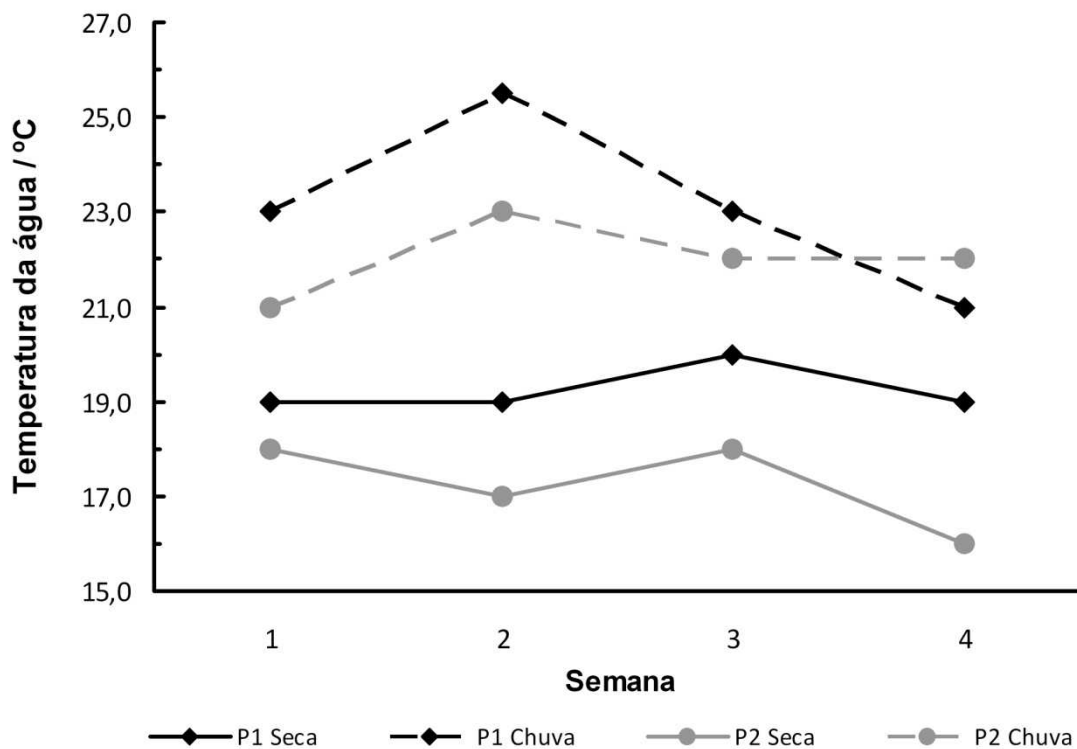


Figura 30. Temperatura da água nos pontos P1 e P2 do córrego Pindaíba durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008). Linha contínua: período seco. Linha tracejada: período chuvoso.

A velocidade da corrente não diferiu significativamente entre os períodos (Figura 32): média de $0,52 \pm 0,40\text{m/s}$ no período seco e $0,56 \pm 0,45\text{m/s}$ no período chuvoso. A velocidade média da corrente no ponto P2 ($0,94 \pm 0,10\text{m/s}$) foi 527% maior que a velocidade média da corrente no ponto P1 ($0,15 \pm 0,02\text{m/s}$) (Anova, $p < 0,001$). Não foi encontrada diferença significativa entre as medidas de vazão dos períodos (Figura 33), média de $0,22 \pm 0,06\text{m}^3/\text{s}$ no

período seco e $0,24 \pm 0,07 \text{ m}^3/\text{s}$ no período chuvoso, porém a vazão média do ponto P2 ($0,28 \pm 0,05 \text{ m}^3/\text{s}$) foi 56% maior do que a do ponto P1 ($0,18 \pm 0,04 \text{ m}^3/\text{s}$) (Anova, $p < 0,001$).

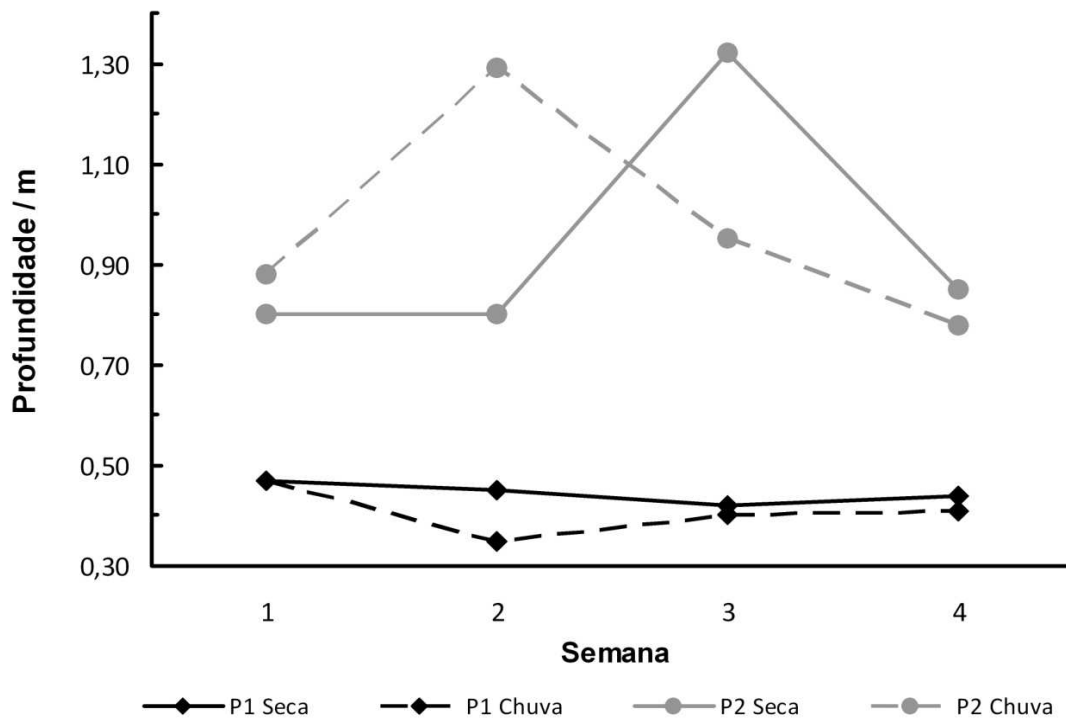


Figura 31. Profundidade dos pontos P1 e P2 do córrego Pindaíba durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

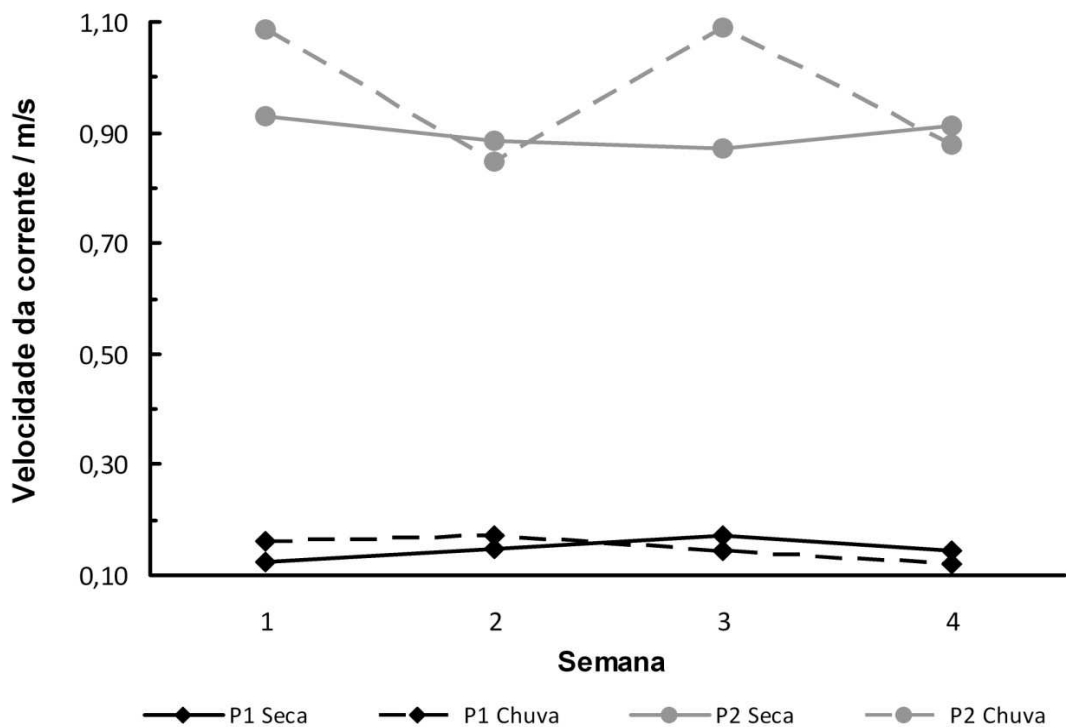


Figura 32. Velocidade da corrente nos pontos P1 e P2 do córrego Pindaíba durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

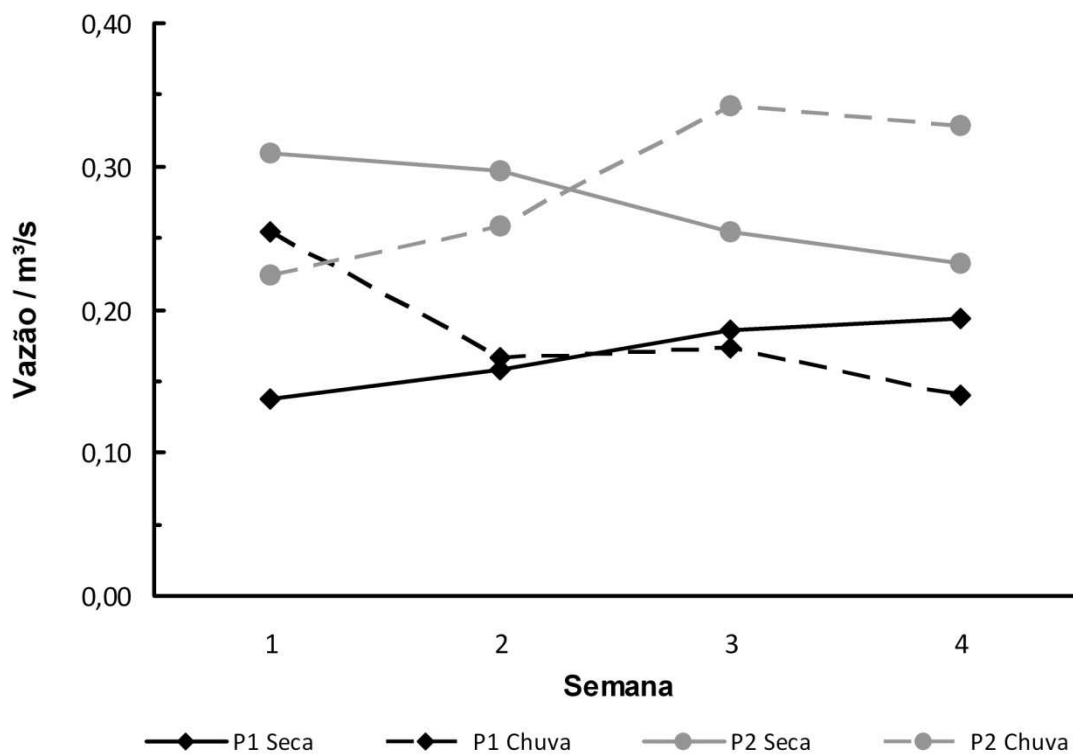


Figura 33. Vazão nos pontos P1 e P2 do córrego Pindaíba durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

Os valores de pH da água variaram de moderadamente ácidos a quase neutros (Figura 34), porém não diferiram entre os períodos: média $6,38 \pm 0,30$ no período seco e $6,14 \pm 0,55$ no período chuvoso. O pH diferiu entre os pontos (Anova, $p < 0,05$), tendo sido 8% maior no ponto P1 ($6,49 \pm 0,30$) do que no ponto P2 ($6,02 \pm 0,46$).

O total de sólidos dissolvidos (Figura 35), a condutividade elétrica (Figura 36) e a alcalinidade total (Figura 37) não diferiram entre os períodos, porém apresentaram valores maiores no ponto P2. A média do TSD foi $38,05 \pm 9,47$ mg/L no período seco e $38,31 \pm 14,34$ mg/L no período chuvoso. A média do TSD no ponto P2 ($48,99 \pm 4,28$ mg/L) foi 79% maior do que o TSD médio no ponto P1 ($27,38 \pm 3,21$ mg/L) (Anova, $p < 0,001$) e a interação entre período e ponto foi significativa (Anova, $p < 0,05$), pois o ponto P1 apresentou valores maiores de TSD no período seco e o oposto ocorreu no ponto P2. A média da condutividade elétrica foi $80,49 \pm 19,72$ μS/cm no período e $80,57 \pm 30,29$ μS/cm no período chuvoso. A condutividade elétrica no ponto P2 ($103,22 \pm 8,87$ μS/cm) foi 78% maior do que a no ponto P1 ($57,84 \pm 7,10$ μS/cm) (Anova, $p < 0,05$). A média da alcalinidade total foi $42,32 \pm 10,72$ mg/L de CaCO_3 no período seco e $40,84 \pm 14,87$ mg/L de CaCO_3 no período chuvoso. A alcalinidade total média do ponto P1 ($30,16 \pm 4,58$ mg/L de CaCO_3) foi 76% menor do que a do ponto P2 ($53,01 \pm 4,21$ mg/L de CaCO_3) (Anova, $p < 0,001$).

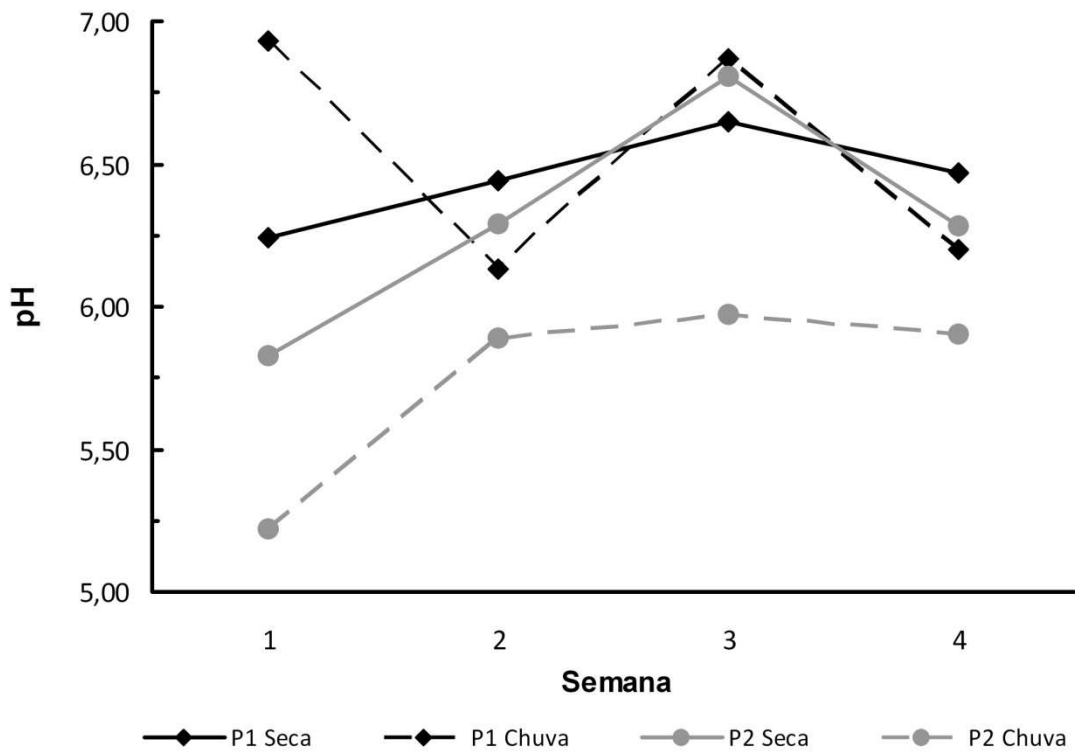


Figura 34. Potencial hidrogeniônico (pH) nos pontos P1 e P2 do córrego Pindaíba durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

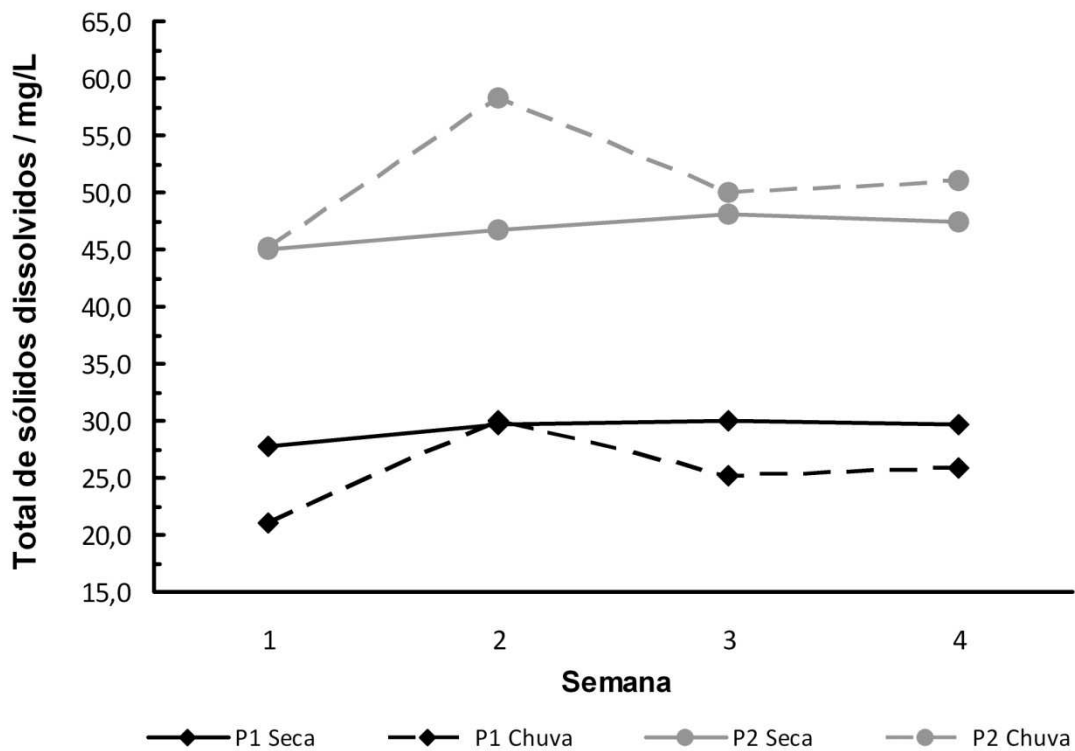


Figura 35. Total de sólidos dissolvidos nos pontos P1 e P2 do córrego Pindaíba durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

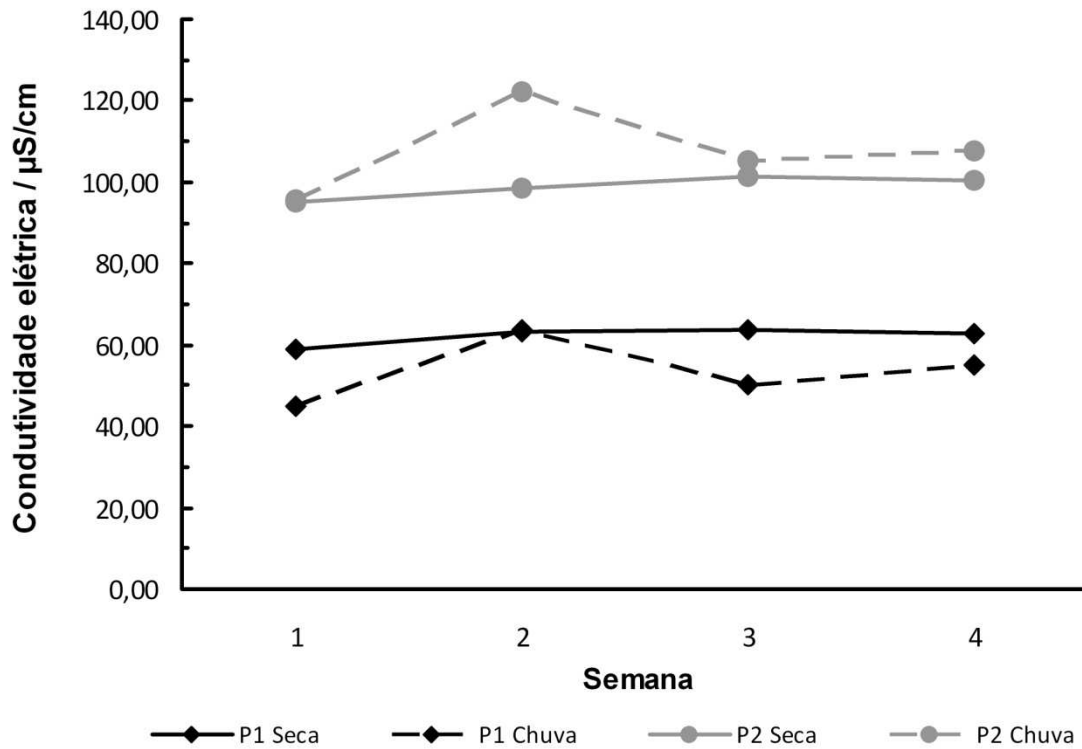


Figura 36. Condutividade elétrica nos pontos P1 e P2 do córrego Pindaíba durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

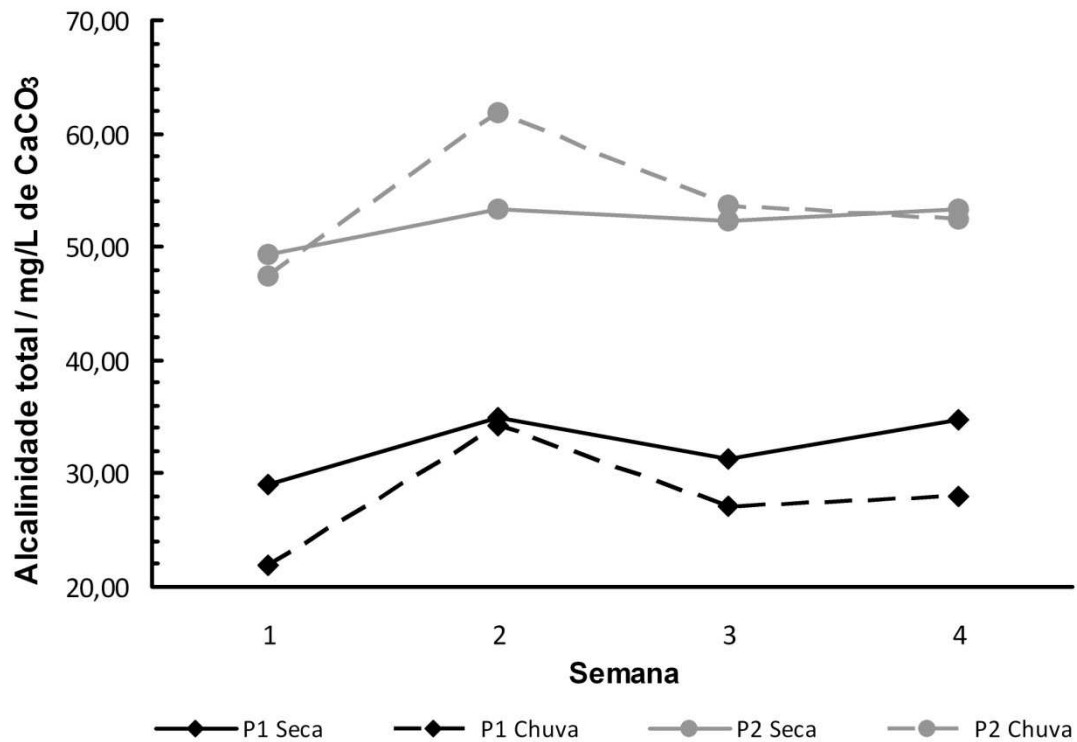


Figura 37. Alcalinidade total nos pontos P1 e P2 do córrego Pindaíba durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

A turbidez não diferiu entre os períodos, $8,40 \pm 6,08$ UNT no período seco e $9,99 \pm 14,79$ UNT no período chuvoso, nem entre os pontos, mas apresentou interação significativa entre período e ponto (Anova, $p < 0,05$), pelo ponto P1 ter apresentado maiores valores no período seco e o ponto P2, maiores valores no período chuvoso. Foi registrado um valor extremo de 45,82 UNT no ponto P2 no período chuvoso (Figura 38). O oxigênio dissolvido (OD) diferiu entre os períodos (Anova, $p < 0,001$), entre os pontos (Anova, $p < 0,001$) e apresentou interação significativa entre período e ponto (Anova, $p < 0,05$), devido ao ponto P2 ter apresentado maiores valores no período chuvoso e o ponto P1, não. A média de OD foi $6,85 \pm 1,51$ mg/L no período seco e $6,08 \pm 0,92$ mg/L no período chuvoso (Figura 39). O OD médio no ponto P2 ($7,58 \pm 0,74$ mg/L) foi 42% maior do que o OD médio no ponto P1 ($5,35 \pm 0,32$ mg/L).

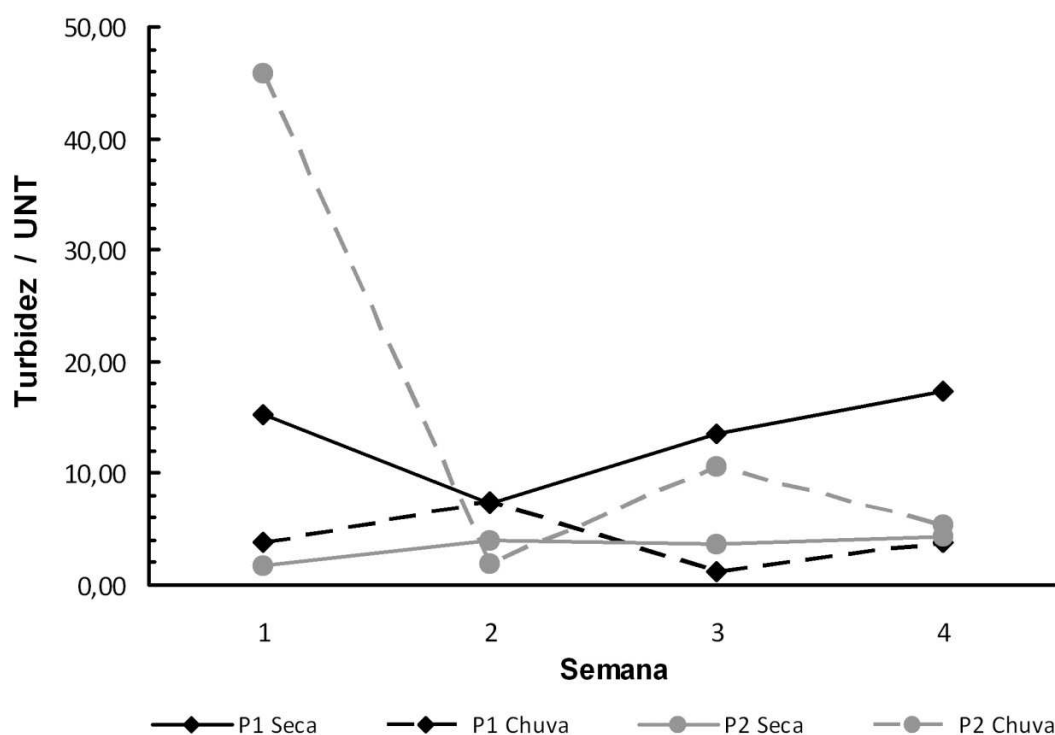


Figura 38. Turbidez da água nos pontos P1 e P2 do córrego Pindaíba durante o período de Seca (julho/2007).

As concentrações de fosfato, nitrato e nitrito estiveram abaixo do limite de detecção do método em todas as amostras (0,010 mg/L para o fosfato, 0,006 mg/L para o nitrato e 0,012 mg/L para o nitrito). O amônio foi detectado apenas no ponto P1 na 3ª semana do período seco (0,055 mg/L) e na 4ª semana do período chuvoso (0,040 mg/L) e no ponto P2 na 3ª semana (0,205 mg/L) do período chuvoso – estando abaixo do limite de detecção do método

(0,010) em todas as outras amostras. Não houve diferença significativa entre as concentrações de amônio dos períodos. O íon cloreto não diferiu entre os períodos (Figura 40) e apresentou concentração de $0,106 \pm 0.102\text{mg/L}$ no período chuvoso e de $0,087 \pm 0.060\text{mg/L}$ no período seco. O cloreto esteve abaixo do limite de detecção ($0,030\text{mg/L}$) em uma amostra do período chuvoso.

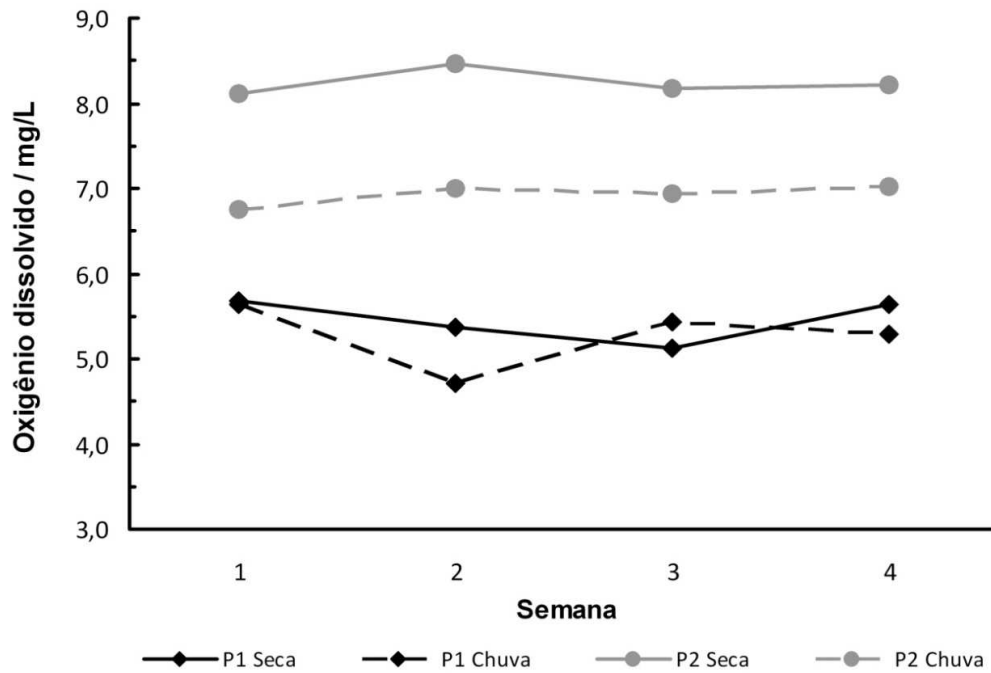


Figura 39. Oxigênio dissolvido na água do córrego Pindaíba nos pontos P1 e P2 durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

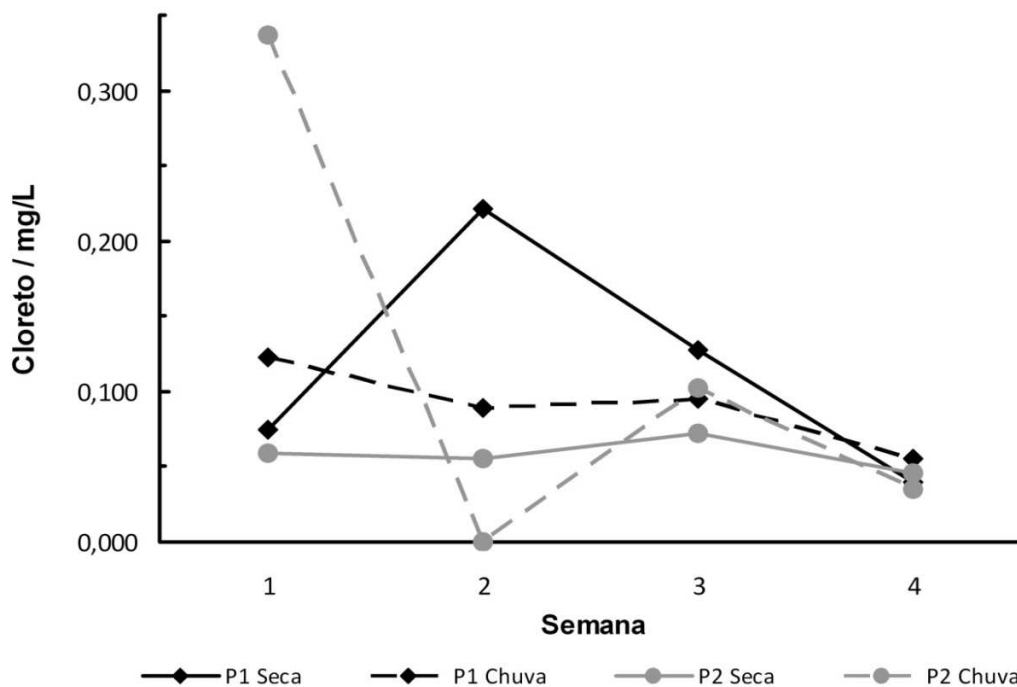


Figura 40. Concentração de cloreto nos pontos P1 e P2 do córrego Pindaíba durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

A concentração de cálcio não diferiu entre os períodos: $12,736 \pm 2,980\text{mg/L}$ no período seco e $12,831 \pm 5,080\text{mg/L}$ no período chuvoso (Figura 41). A concentração média de cálcio no ponto P2 ($16,164 \pm 2,075\text{mg/L}$) foi 72% maior que a concentração média no ponto P1 ($9,403 \pm 2,065\text{mg/L}$) (Anova, $p < 0,001$). A interação entre período e ponto foi significativa (Anova, $p < 0,05$), com os pontos apresentando tendências opostas: a concentração de cálcio no ponto P1 foi maior no período seco e a no ponto P2, maior no período chuvoso.

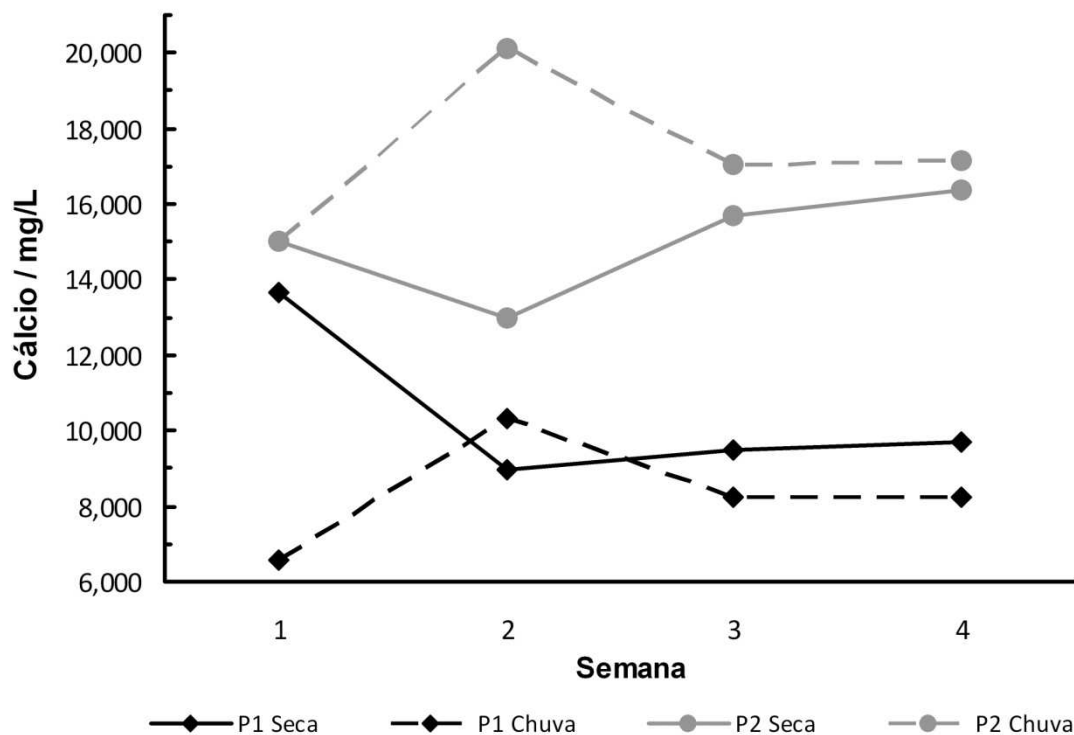


Figura 41. Concentração de cálcio nos pontos P1 e P2 do córrego Pindaíba durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

A concentração de magnésio não diferiu entre os períodos e apresentou média de $1,104 \pm 0,216\text{mg/L}$ no período chuvoso e de $1,113 \pm 0,045\text{mg/L}$ no período seco (Figura 42). A concentração média de magnésio no ponto P2 ($1,199 \pm 0,121\text{mg/L}$) foi 18% maior que a concentração média no ponto P1 ($1,018 \pm 0,125\text{mg/L}$) (Anova, $p < 0,01$).

Devido a concentração de potássio estar abaixo do limite de detecção do método ($0,040\text{mg/L}$) na maior parte das amostras, principalmente no período seco, optou-se por não realizar a análise de variância para esta variável (Figura 43). A média da concentração de potássio no período chuvoso ($0,307 \pm 0,358\text{mg/L}$) é claramente maior que a média da concentração no período seco ($0,029 \pm 0,054\text{mg/L}$).

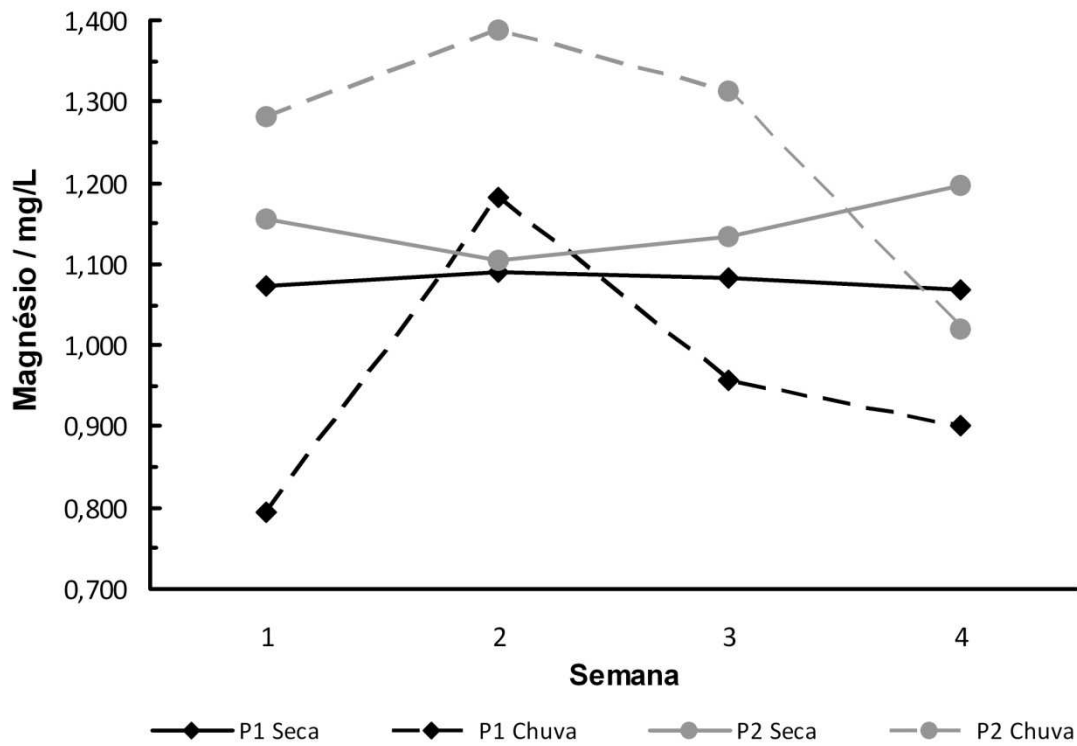


Figura 42. Concentração de magnésio nos pontos P1 e P2 do córrego Pindaíba durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

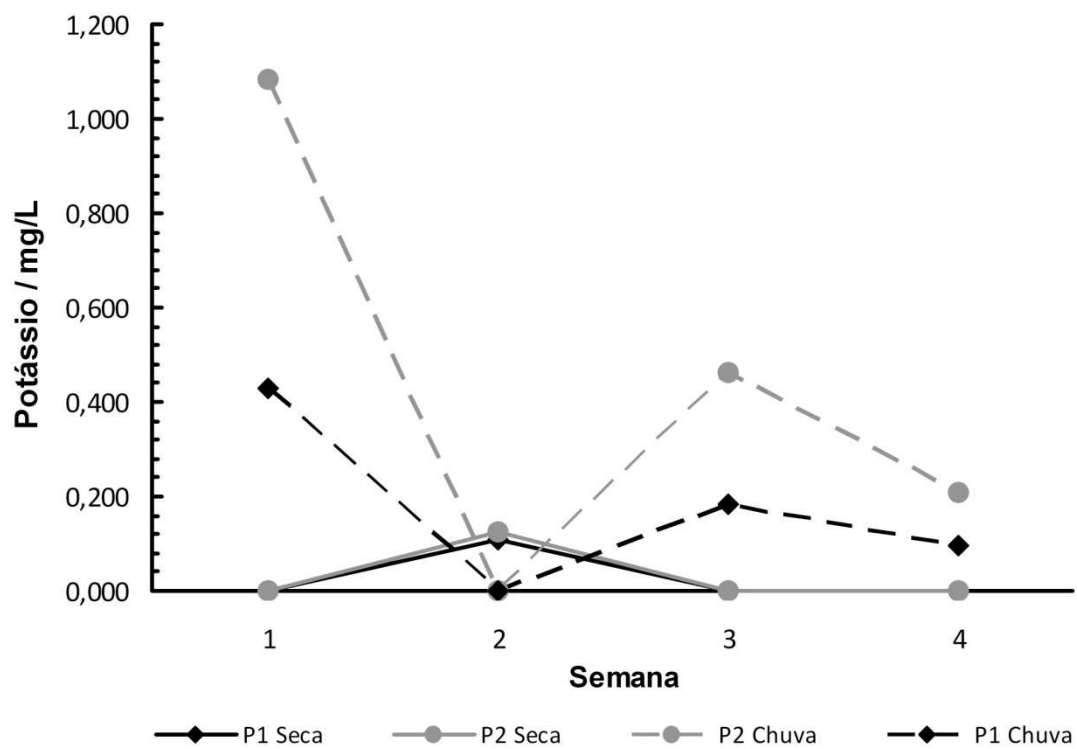


Figura 43. Concentração de potássio nos pontos P1 e P2 do córrego Pindaíba durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

A concentração de sódio diferiu entre os períodos (Anova, $p < 0,001$), entre os pontos (Anova, $p < 0,001$) e apresentou interação significativa entre período e ponto (Anova, $p < 0,05$). A média das concentrações de sódio no período chuvoso, $0,468 \pm 0,186 \text{ mg/L}$, foi 26% maior do que no período seco, $0,370 \pm 0,121 \text{ mg/L}$ (Figura 44). A concentração média de sódio no ponto P2 ($0,558 \pm 0,097 \text{ mg/L}$) foi 99% maior que no ponto P1 ($0,280 \pm 0,039 \text{ mg/L}$).

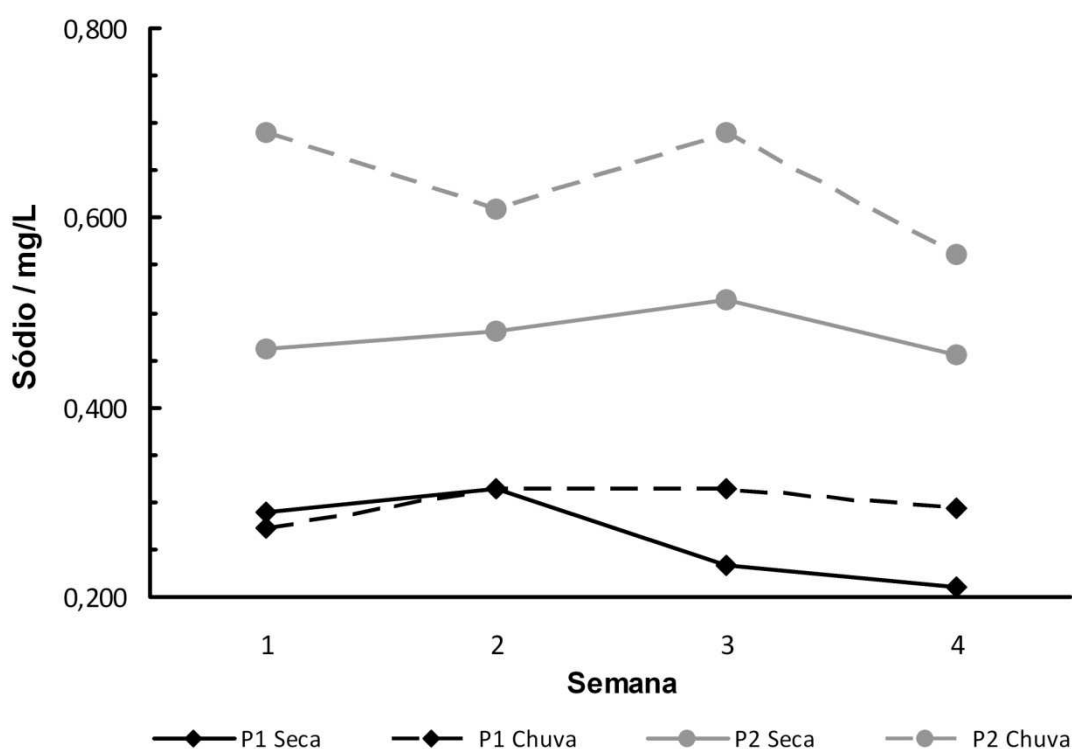


Figura 44. Concentração de sódio nos pontos P1 e P2 do córrego Pindaíba durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

Foram encontradas correlações significativas positivas ao nível de 5% entre oxigênio dissolvido e profundidade e entre vazão e velocidade da corrente, ao nível de 1% entre alcalinidade total e concentração de cálcio e ao nível de 0,1% entre condutividade elétrica e alcalinidade total, condutividade elétrica e concentração de cálcio, alcalinidade total e total de sólidos dissolvidos, total de sólidos dissolvidos e concentração de cálcio, total de sólidos dissolvidos e condutividade elétrica e entre riqueza de espécies e densidade do zooplâncton (teste de correlação de postos de Spearman, Tabela 4).

Tabela 4. Coeficiente de correlação de Spearman entre as características físicas e químicas da água, a clorofila *a*, a riqueza de espécies e a densidade de organismos no córrego Pindaíba (n=16).

	Alcal	NH ₄ ⁺	Ca	Cl	Cl <i>a</i>	CE	D Zoo	Mg	OD	pH	K	Prof	S	Na	Temp	TSD	Turb	Vazão	Vcor	
Alcal	1,00																			
NH ₄ ⁺	-0,03	1,00																		
Ca	0,86**	-0,07	1,00																	
Cl	-0,47	0,28	-0,51	1,00																
Cl <i>a</i>	0,00	0,06	0,03	-0,02	1,00															
CE	0,94***	0,03	0,92***	-0,42	0,01	1,00														
D Zoo	0,21	0,31	0,05	0,26	0,28	0,22	1,00													
Mg	0,76	0,00	0,71	-0,05	0,18	0,72	0,07	1,00												
OD	0,75	-0,33	0,69	-0,51	-0,10	0,66	-0,09	0,41	1,00											
pH	-0,51	-0,03	-0,64	0,23	-0,36	-0,53	-0,12	-0,59	-0,24	1,00										
K	-0,03	0,14	-0,13	0,43	0,32	-0,04	0,74	-0,15	0,00	-0,08	1,00									
Prof	0,73	-0,11	0,73	-0,14	0,01	0,72	0,03	0,62	0,82*	-0,36	0,17	1,00								
S	0,39	0,26	0,27	0,08	0,46	0,40	0,91***	0,25	0,11	-0,38	0,70	0,25	1,00							
Na	0,75	-0,08	0,73	-0,12	0,29	0,78	0,44	0,66	0,61	-0,61	0,40	0,75	0,58	1,00						
Temp	-0,30	0,13	-0,17	0,21	0,47	-0,17	0,37	-0,12	-0,57	-0,09	0,35	-0,36	0,31	0,04	1,00					
TSD	0,94***	0,01	0,92***	-0,42	0,02	1,00***	0,21	0,73	0,66	-0,54	-0,04	0,72	0,39	0,78	-0,15	1,00				
Turb	-0,04	0,19	0,02	0,33	-0,08	-0,02	0,10	0,12	-0,27	-0,15	0,09	-0,03	0,15	-0,18	-0,05	-0,02	1,00			
Vazão	0,71	0,01	0,64	-0,34	-0,09	0,72	0,18	0,39	0,70	-0,31	0,27	0,66	0,31	0,63	-0,06	0,71	-0,22	1,00		
Vcor	0,74	0,03	0,69	-0,06	0,08	0,75	0,21	0,70	0,64	-0,53	0,25	0,74	0,38	0,76	-0,21	0,75	0,06	0,80*	1,00	

Alcal= alcalinidade total; CE= condutividade elétrica; Cl *a*= clorofila *a*; D Zoo= densidade do zooplâncton; OD = oxigênio dissolvido; Prof= profundidade; S= riqueza de espécies; Temp= temperatura da água; TSD= total de sólidos dissolvidos; Turb= turbidez; Vcor= velocidade da corrente. * Significativo ao nível de 5%, ** Significativo ao nível de 1% e *** Significativo ao nível de 0,1%.

3.3.2. Clorofila *a*

A concentração de clorofila *a* diferiu entre os períodos (Anova, $p < 0,01$). A média da concentração de clorofila *a* no período chuvoso ($0,77 \pm 0,16 \mu\text{g/L}$) foi 97% maior que no período seco ($0,39 \pm 0,21 \mu\text{g/L}$), Figura 45.

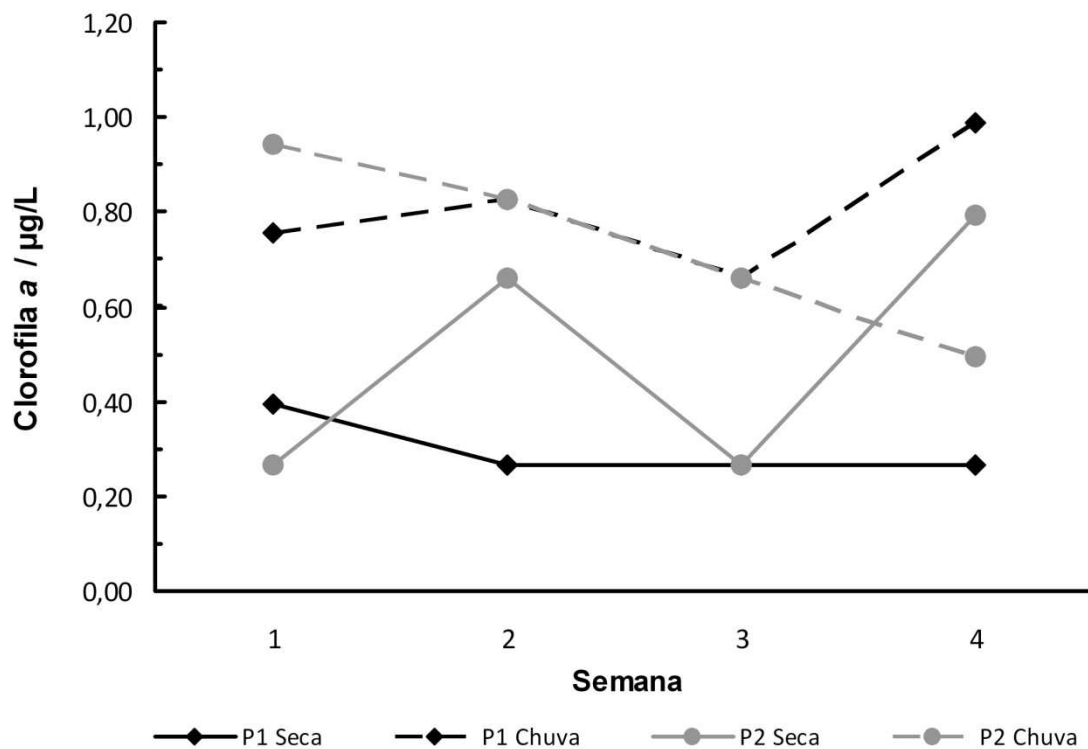


Figura 45. Concentração de clorofila *a* na água do córrego Pindaíba nos pontos P1 e P2 durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

3.3.3. Comunidade zooplanctônica

Foram encontrados 47 táxons, incluindo 14 espécies de cladóceros (30%), 31 espécies de rotíferos (66%) e náuplios de copépodes Harpacticoida e Cyclopoida (4%). Seis táxons foram encontrados somente no período seco, 21 táxons só no período chuvoso e 20 táxons foram registrados nos dois períodos (Tabela 5). A riqueza de espécies diferiu entre os períodos (Anova, $p < 0,01$): 10 ± 3 táxons no período seco e 15 ± 5 táxons no período chuvoso (Figura 46). A riqueza de espécies também diferiu entre os pontos (Anova, $p < 0,05$), com média de 10 ± 1 táxons no ponto P1 e 15 ± 6 táxons no ponto P2, e apresentou interação significativa entre período e ponto (Anova, $p < 0,01$), pois os pontos apresentaram tendências diferentes. Os gêneros com maior número de representantes foram *Lecane* (Rotifera: Monogononta: Lecanidae), com 13 táxons, e *Alona* (Branchiopoda: Cladocera: Alonidae), com cinco táxons.

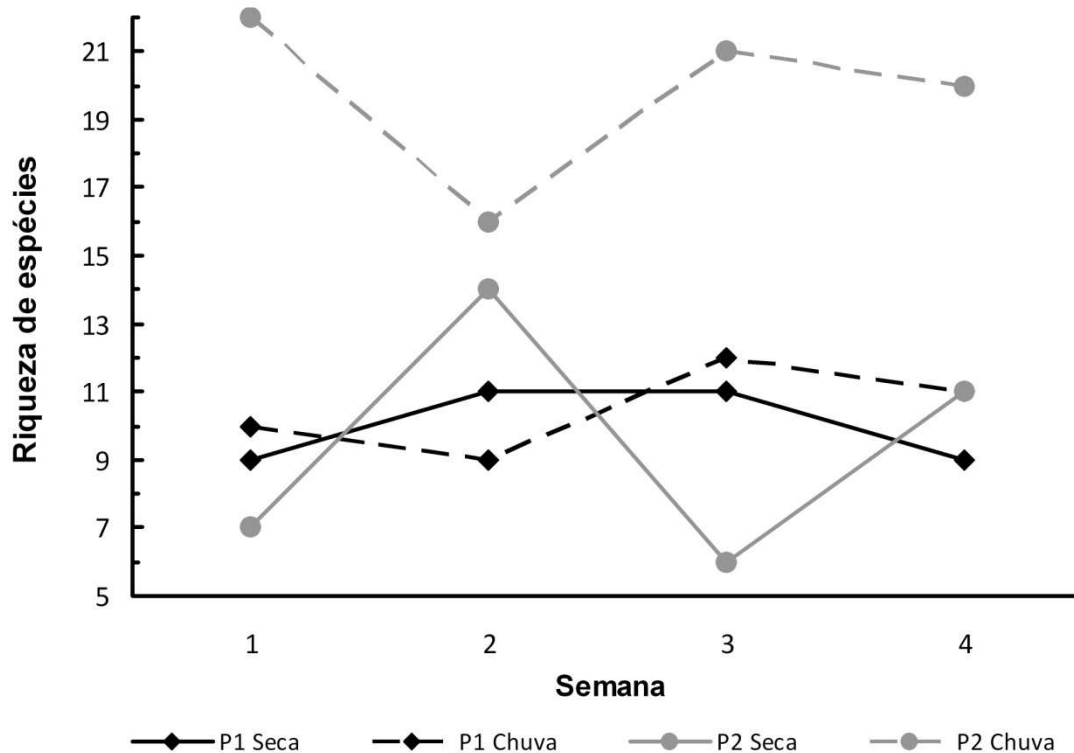


Figura 46. Riqueza de espécies do zooplâncton do córrego Pindaíba nos pontos P1 e P2 durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

Os táxons mais abundantes foram Náuplio de Cyclopoida (11% dos indivíduos durante o período de seca e 13% durante a chuva), *Lecane bulla* (3% dos indivíduos na seca e 14% na chuva), *Macrochaetus longipes* (2% dos indivíduos na seca e 9% na chuva), *Lecane cornuta* (6% dos indivíduos na chuva), *Lecane curvicornis* (4% dos indivíduos na chuva), *Lecane*

quadridentata (2% dos indivíduos na chuva), *Lecane leontina* (2% dos indivíduos na chuva), *Notommata copeus* (2% dos indivíduos na chuva) e *Alona guttata* (2% dos indivíduos na seca) (Tabela 5).

Tabela 5. Lista de táxons do zooplâncton, frequência de ocorrência, presença e abundância relativa nos períodos de Seca (S) ou Chuva (S) no córrego Pindaíba, Formosa (GO). Frequência de ocorrência = nº de amostras em que a espécie esteve presente / nº total de amostras (n=16). Abundância relativa = abundância do táxon / abundância total (n = 907).

Táxon	Frequência de ocorrência	Período	Abundância relativa	
			Seca	Chuva
Copepoda				
<i>Nauplio Harpacticoida</i>	0,63	S / C	0,019	0,019
<i>Nauplio Cyclopoida</i>	1,00	S / C	0,112	0,131
Cladocera				
<i>Acroperus cf. harpae</i>	0,31	S / C	0,007	0,006
<i>Alona glabra</i>	0,13	S	0,003	0
<i>Alona guttata</i>	0,63	S / C	0,024	0,015
<i>Alona iheringula</i>	0,06	C	0	0,002
<i>Alona poppei</i>	0,19	S	0,004	0
<i>Alona verrucosa</i>	0,50	S / C	0,006	0,010
<i>Celsinotum laticaudatum</i>	0,06	C	0	0,003
<i>Chydorus eurynotus</i>	0,06	C	0	0,001
<i>Chydorus nitidulus</i>	0,06	C	0	0,001
<i>Ephemeroporus hybridus</i>	0,13	C	0	0,004
<i>Graptoleberis occidentalis</i>	0,13	C	0	0,002
<i>Macrothrix elegans</i>	0,06	C	0	0,001
<i>Nicsmirnovius aff. fitzpatricki</i>	0,13	C	0	0,002
<i>Pleuroxus similis</i>	0,06	S	0,001	0
Rotifera				
<i>Beauchampiella eudactylota</i>	0,06	S	0,001	0
<i>Cephalodella gibba</i>	0,13	S / C	0,002	0,002
<i>Cephalodella aff. stenroosi</i>	0,06	C	0	0,001
<i>Dipleuchlanis propatula</i>	0,44	S / C	0,002	0,017
<i>Euchlanis dilatata f. dilatata</i>	0,50	S / C	0,019	0,012
<i>Euchlanis oropha</i>	0,06	S	0,001	0
<i>Lecane bulla</i>	0,94	S / C	0,028	0,139
<i>Lecane closterocerca</i>	0,06	S	0,001	0
<i>Lecane cornuta</i>	0,50	S / C	0,004	0,058
<i>Lecane curvicornis</i>	0,63	S / C	0,004	0,045
<i>Lecane hamata</i>	0,13	C	0	0,002
<i>Lecane hornemanni</i>	0,06	C	0	0,001
<i>Lecane leontina</i>	0,44	S / C	0,001	0,023
<i>Lecane lunaris</i>	0,19	C	0	0,007

Tabela 5. Continuação

Táxon	Frequência de ocorrência	Período	Abundância relativa	
			Seca	Chuva
<i>Lecane lunaris</i> f. <i>crenata</i>	0,31	S / C	0,004	0,007
<i>Lecane papuana</i>	0,13	C	0	0,002
<i>Lecane quadridentata</i>	0,31	S / C	0,004	0,021
<i>Lecane signifera</i>	0,06	C	0	0,001
<i>Lecane stenroosi</i>	0,13	C	0	0,006
<i>Lepadella minuta</i>	0,06	C	0	0,001
<i>Lepadella ovalis</i>	0,50	S / C	0,003	0,014
<i>Lepadella rhomboides rhomboides</i>	0,38	S / C	0,008	0,015
<i>Macrochaetus longipes</i>	0,94	S / C	0,020	0,087
<i>Mytilina ventralis</i> var. <i>macracantha</i>	0,13	S / C	0,001	0,001
<i>Notommata copeus</i>	0,38	S / C	0,002	0,023
<i>Notommata pachyura</i>	0,06	C	0	0,003
<i>Plationus patulus patulus</i>	0,25	C	0	0,018
<i>Platyias quadricornis</i> f. <i>brevispinus</i>	0,19	S / C	0,001	0,003
<i>Testudinella patina</i>	0,06	C	0	0,002
<i>Trichocerca flagellata</i>	0,19	C	0	0,003
<i>Trichotria tetractis similis</i>	0,06	C	0	0,001

A comunidade caracterizou-se pela presença de muitos táxons raros – que apresentaram frequência de ocorrência baixa, de até 13%, e abundância relativa máxima de 0,1% em um ou nos dois períodos – e poucos táxons comuns – com alta frequência de ocorrência (Tabela 5). Os táxons mais frequentes nas amostras (ou comuns) foram Náuplio de Cyclopoida (100%), *Lecane bulla* (94%), *Macrochaetus longipes* (94%), Náuplio de Harpacticoida (63%), *Alona guttata* (63%), *Lecane curvicornis* (63%), *Alona verrucosa* (50%), *Euchlanis dilatata* f. *dilatata* (50%), *Lecane cornuta* (50%), *Lepadella ovalis* (50%), *Dipleuchlanis propatula* (44%) e *Lecane leontina* (44%).

Os táxons raros foram *Chydorus eurynotus*, *Chydorus nitidulus*, *Macrothrix elegans*, *Pleuroxus similis*, *Beauchampiella eudactylota*, *Cephalodella* aff. *stenroosi*, *Euchlanis oropha*, *Lecane closterocerca*, *Lecane hornemanni*, *Lecane signifera*, *Lepadella minuta*, *Mytilina ventralis* var. *macracantha* e *Trichotria tetractis similis*.

A densidade de organismos foi bastante baixa, $0,162 \pm 0,072$ ind./L no período seco e $0,338 \pm 0,176$ ind./L no período chuvoso. A densidade diferiu significativamente entre os períodos (Anova, $p < 0,05$) e a densidade média do zooplâncton no período chuvoso foi 108% maior do que no período seco. A densidade máxima registrada foi 0,620 ind./L no ponto P2

durante o período chuvoso (Figura 47). O Índice de Diversidade de Simpson diferiu entre os períodos (Anova, $p < 0,05$), média do Índice de Diversidade de $0,76 \pm 0,07$ no período seco e $0,84 \pm 0,06$ no período chuvoso (Figura 48), e entre os pontos (Anova, $p < 0,05$), com média no ponto P1 de $0,76 \pm 0,08$, 8% menor que a média de $0,83 \pm 0,06$ no ponto P2. A equitabilidade não diferiu entre os períodos, média de $0,48 \pm 0,20$ no período seco e $0,48 \pm 0,14$ no período chuvoso (Figura 49), nem entre os pontos, porém a interação entre período e ponto foi significativa (Anova, $p < 0,05$), pois os pontos apresentaram tendências diferentes. O Índice de Similaridade de Sorensen entre os períodos foi de $QS=0,60$, indicando que 40% da composição da comunidade se alteram de um período para outro.

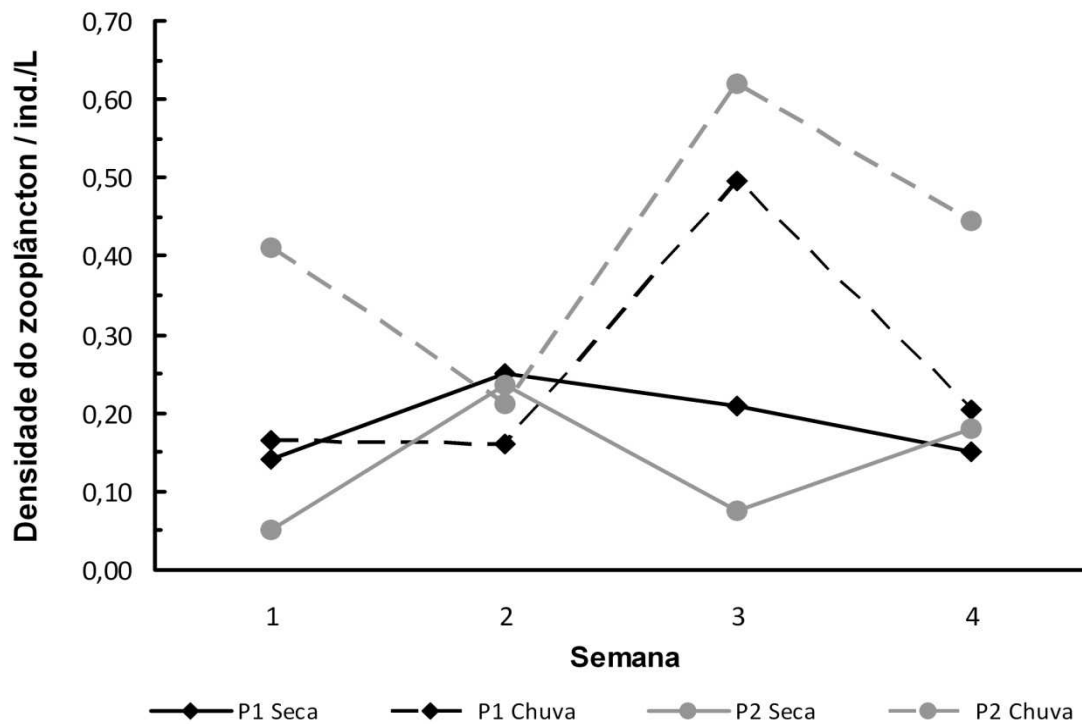


Figura 47. Densidade do zooplâncton do córrego Pindaíba nos pontos P1 e P2 durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

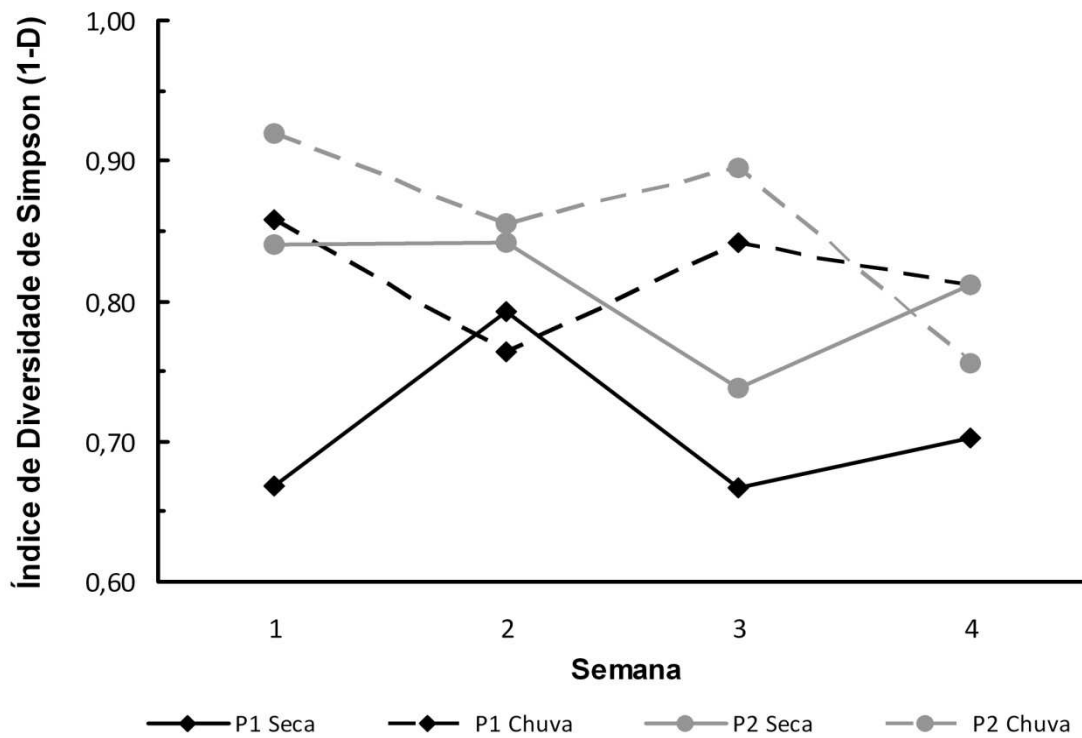


Figura 48. Índice de Diversidade de Simpson para o zooplâncton do córrego Pindaíba nos pontos P1 e P2 durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

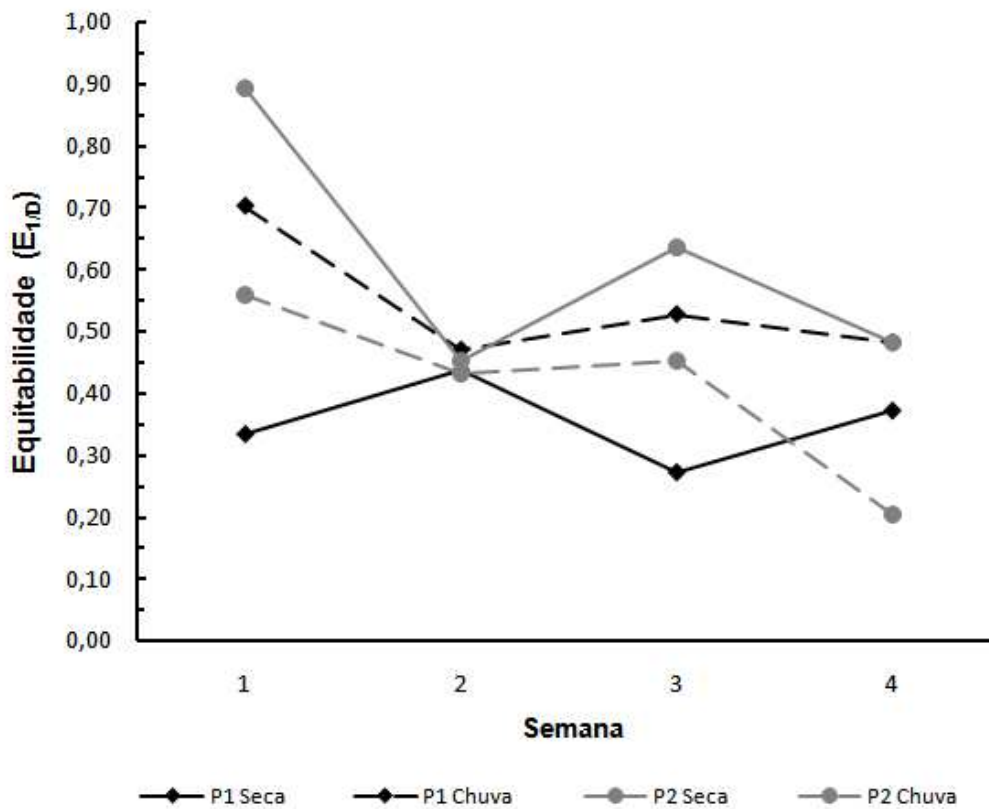


Figura 49. Equitabilidade do zooplâncton do córrego Pindaíba nos pontos P1 e P2 durante os períodos de Seca (julho/2007) e Chuva (janeiro/2008).

Os autovalores dos eixos da ACC foram 0,36 (1º eixo) e 0,25 (2º eixo), que juntos explicam 39% da variância total das médias ponderadas dos táxons (Figura 50). Os coeficientes de correlação entre os táxons e as variáveis ambientais foram 0,99 para o eixo 1 e 0,99 para o eixo 2, indicando forte relação entre os táxons e as características da água nos dois eixos. O eixo 1 foi positivamente correlacionado com o pH e negativamente correlacionado com o sódio, velocidade da corrente, vazão, cálcio, potássio, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e clorofila *a*. O eixo 2 foi positivamente correlacionado com o pH e negativamente correlacionado com o cloreto e o magnésio (Tabela 6). As abundâncias dos táxons e as variáveis ambientais foram significativamente correlacionadas nos eixos (teste de permutação de Monte Carlo com a soma do total de autovalores, $p < 0,05$).

Tabela 6. Coeficientes de correlação entre as variáveis ambientais e os dois primeiros eixos da ACC do córrego Pindaíba (Formosa - GO).

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
Cálcio	-0,65	-0,11
Clorofila <i>a</i>	-0,37	-0,20
Cloreto	-0,12	-0,51
Condutividade elétrica	-0,59	0,06
Magnésio	-0,30	-0,43
Oxigênio dissolvido	-0,55	0,19
pH	0,61	0,43
Potássio	-0,61	-0,41
Sódio	-0,83	-0,23
Temperatura da água	-0,17	0,03
Vazão	-0,71	0,37
Velocidade da corrente	-0,79	-0,12

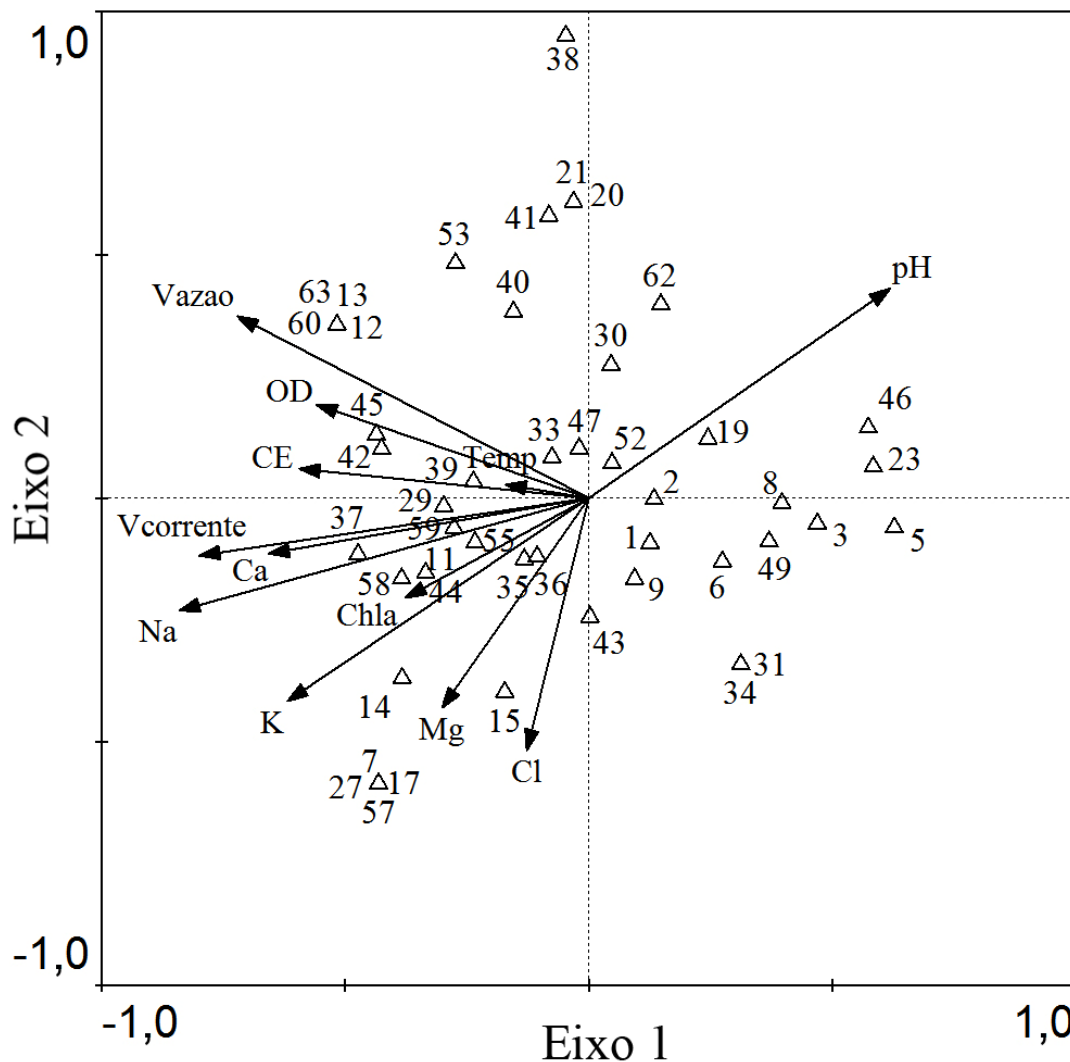


Figura 50. Diagrama de ordenação de análise de correspondência canônica (ACC) com táxons do zooplâncton (triângulos) e variáveis ambientais (setas) no córrego Pindaíba (Formosa - GO). Os autovalores dos eixos 1 e 2 são 0,36 e 0,25, respectivamente, e explicam 39% da variância total das médias ponderadas dos táxons. As variáveis ambientais são: cálcio (Ca), clorofila *a* (Chla), cloreto (Cl), condutividade elétrica (CE), magnésio (Mg), oxigênio dissolvido (OD), pH, potássio (K), sódio (Na), temperatura da água (Temp), vazão (Vazao) e velocidade da corrente (Vcorrente). Os táxons zooplantônicos são: Nauplio Harpacticoida (1), Nauplio Cyclopoida (2), *Acroperus* cf. *harpae* (3), *Alona glabra* (5), *Alona guttata* (6), *Alona iheringula* (7), *Alona poppei* (8), *Alona verrucosa* (9), *Celsinotum laticaudatum* (11), *Chydorus eurynotus* (12), *Chydorus nitidulus* (13), *Ephemeroporus hybridus* (14), *Graptoleberis occidentalis* (15), *Macrothrix elegans* (17), *Nicsmirnovius* aff. *fitzpatricki* (19), *Pleuroxus similis* (20), *Beauchampiella eudactylota* (21), *Cephalodella gibba* (23), *Cephalodella* aff. *stenroosi* (27), *Dipleuchlanis propatula* (29), *Euchlanis dilatata* f. *dilatata* (30), *Euchlanis oropha* (31), *Lecane bulla* (33), *Lecane closterocerca* (34), *Lecane cornuta* (35), *Lecane curvicornis* (36), *Lecane hamata* (37), *Lecane hornemanni* (38), *Lecane leontina* (39), *Lecane lunaris* (40), *Lecane lunaris* f. *crenata* (41), *Lecane papuana* (42), *Lecane quadridentata* (43), *Lecane signifera* (44), *Lecane stenroosi* (45), *Lepadella minuta* (46), *Lepadella ovalis* (47), *Lepadella rhomboides rhomboides* (49), *Macrochaetus longipes* (52), *Mytilina ventralis* var. *macracantha* (53), *Notommata copeus* (55), *Notommata pachyura* (57), *Platyonus patulus patulus* (58), *Platytias quadricornis* f. *brevispinus* (59), *Testudinella patina* (60), *Trichocerca flagellata* (62) e *Trichotria tetractis similis* (63).

3.4. Comparação entre os córregos

3.4.1. Qualidade da Água

A temperatura da água não diferiu entre os córregos (Figura 51), mas foi maior no período chuvoso para ambos os rios (Anova, $p < 0,001$). A profundidade não diferiu entre os córregos ou períodos (Figura 52). A velocidade da corrente (Anova, $p < 0,05$) e a vazão (Anova, $p < 0,001$) foram maiores no córrego Estanislau (Figuras 53 e 54, respectivamente).

O pH da água foi mais alto no período seco (Anova, $p < 0,05$) e não diferiu entre os córregos (Figura 55). O TSD foi maior no córrego Pindaíba (Anova, $p < 0,001$) e no período chuvoso para ambos os córregos (Anova, $p < 0,05$) e encontrou-se interação significativa entre córrego e período (Anova, $p < 0,05$), pois os córregos apresentaram tendências diferentes (Figura 56, Figura 13 e Figura 35).

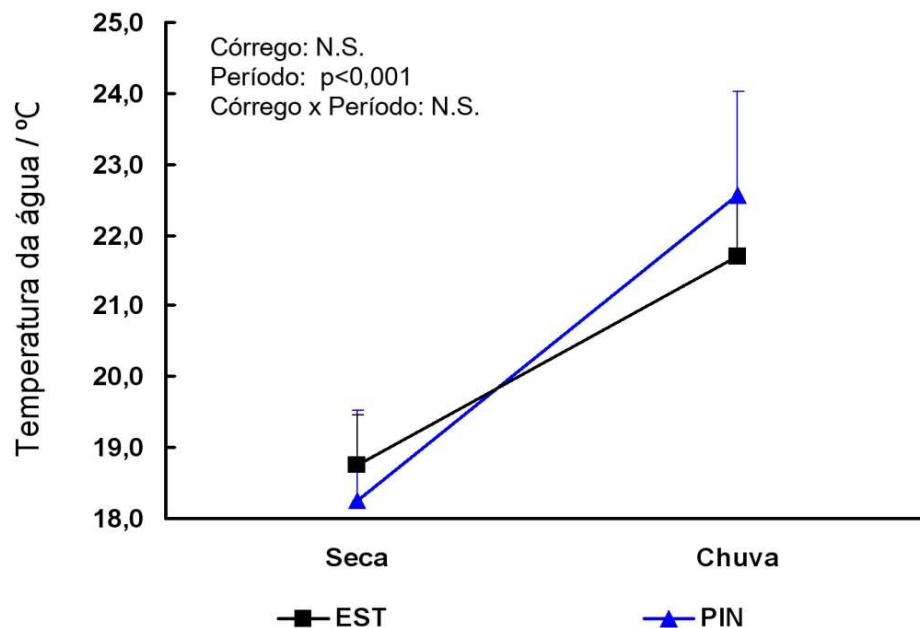


Figura 51. Média e desvio padrão da temperatura da água nos córregos Estanislau (EST) e Pindaíba (PIN) nos períodos seco (Seca) e chuvoso (Chuva) e resultados da análise de variância. N.S.= não significativo.

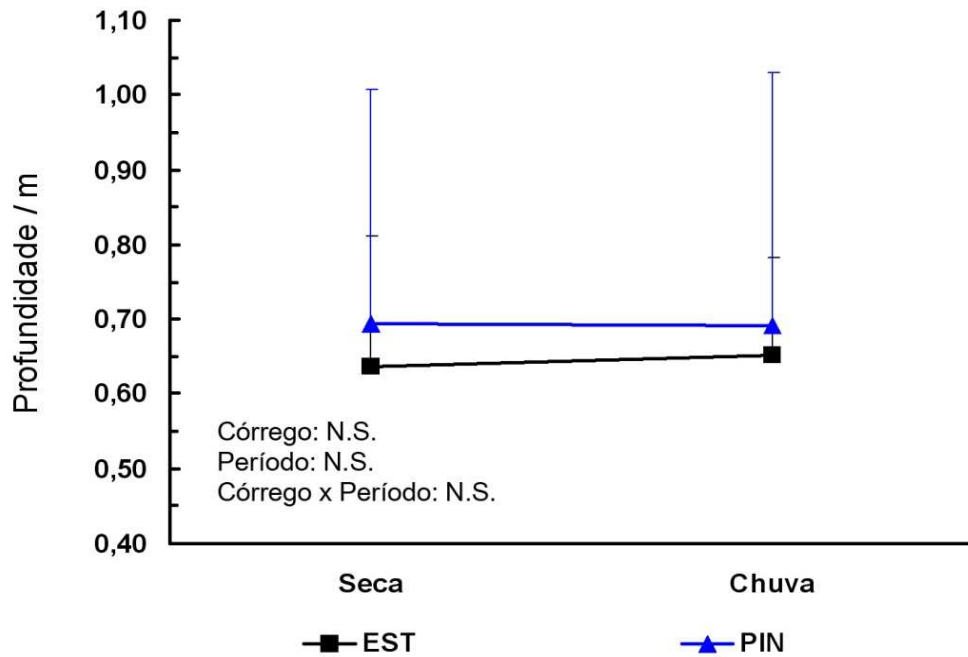


Figura 52. Média e desvio padrão da profundidade da água nos córregos Estanislau (EST) e Pindaíba (PIN) nos períodos seco (Seca) e chuvoso (Chuva) e resultados da análise de variância. N.S.= não significativo.

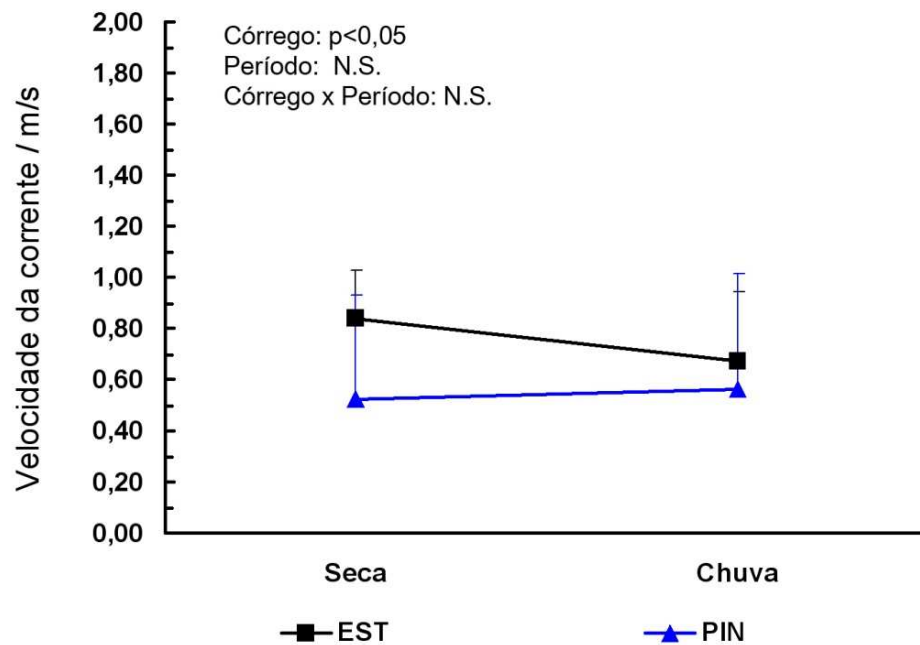


Figura 53. Média e desvio padrão da velocidade da corrente nos córregos Estanislau (EST) e Pindaíba (PIN) nos períodos seco (Seca) e chuvoso (Chuva) e resultados da análise de variância. N.S.= não significativo.

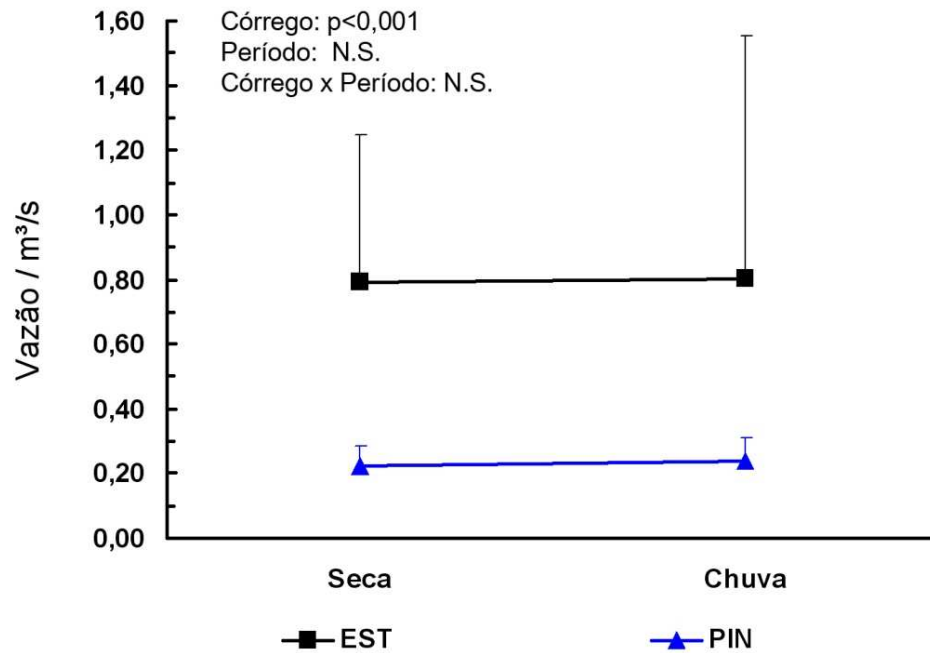


Figura 54. Média e desvio padrão da vazão dos córregos Estanislau (EST) e Pindaíba (PIN) nos períodos seco (Seca) e chuvoso (Chuva) e resultados da análise de variância. N.S.= não significativo.

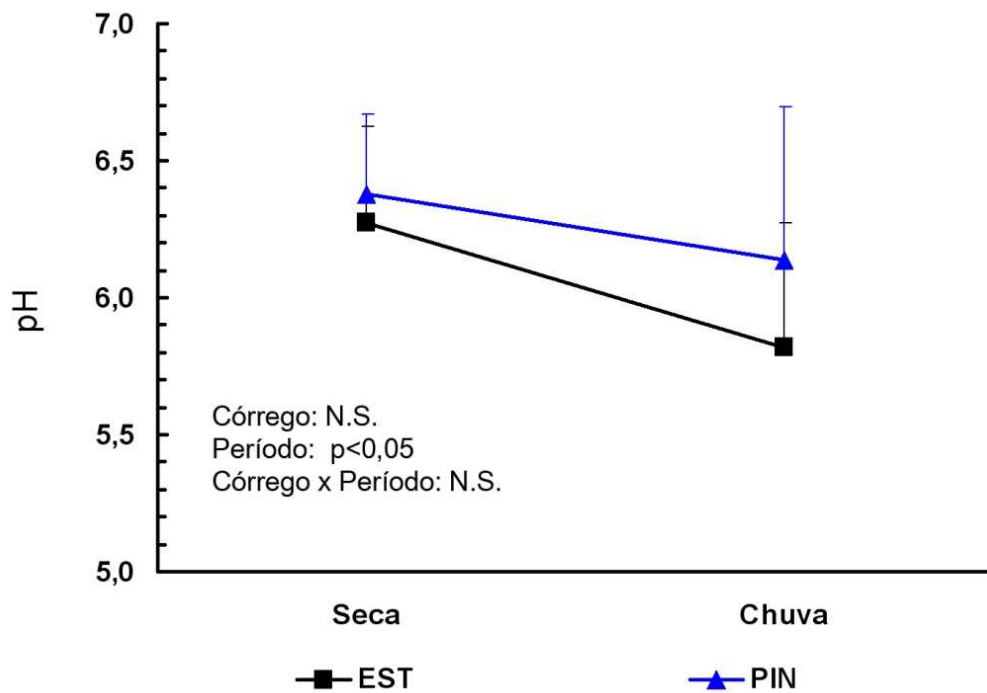


Figura 55. Média e desvio padrão do pH da água dos córregos Estanislau (EST) e Pindaíba (PIN) nos períodos seco (Seca) e chuvoso (Chuva) e resultados da análise de variância. N.S.= não significativo.

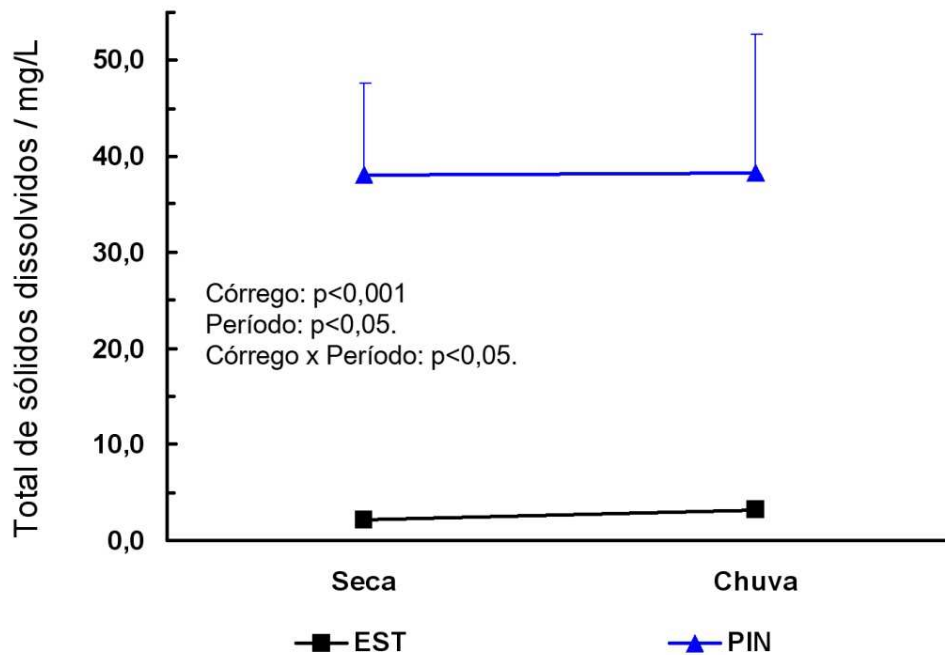


Figura 56. Média e desvio padrão do total de sólidos dissolvidos na água dos córregos Estanislau (EST) e Pindaíba (PIN) nos períodos seco (Seca) e chuvoso (Chuva) e resultados da análise de variância. N.S.= não significativo.

A condutividade elétrica (Anova, $p < 0,001$), Figura 57, e a alcalinidade total (Anova, $p < 0,001$), Figura 58, foram maiores no córrego Pindaíba. A turbidez foi maior no córrego Estanislau (Anova, $p < 0,01$), Figura 59. A concentração de oxigênio dissolvido também foi maior no córrego Estanislau (Anova, $p < 0,01$), Figura 60. A concentração de nitrato foi maior no córrego Estanislau, uma vez que foi detectada neste ambiente enquanto esteve abaixo do limite de detecção no córrego Pindaíba.

A concentração de cloreto foi maior no córrego Estanislau (Anova, $p < 0,001$) e maior no período chuvoso em ambos os ambientes (Anova, $p < 0,05$), Figura 61. A concentração de cálcio foi maior no córrego Pindaíba (Anova, $p < 0,001$), Figura 62.

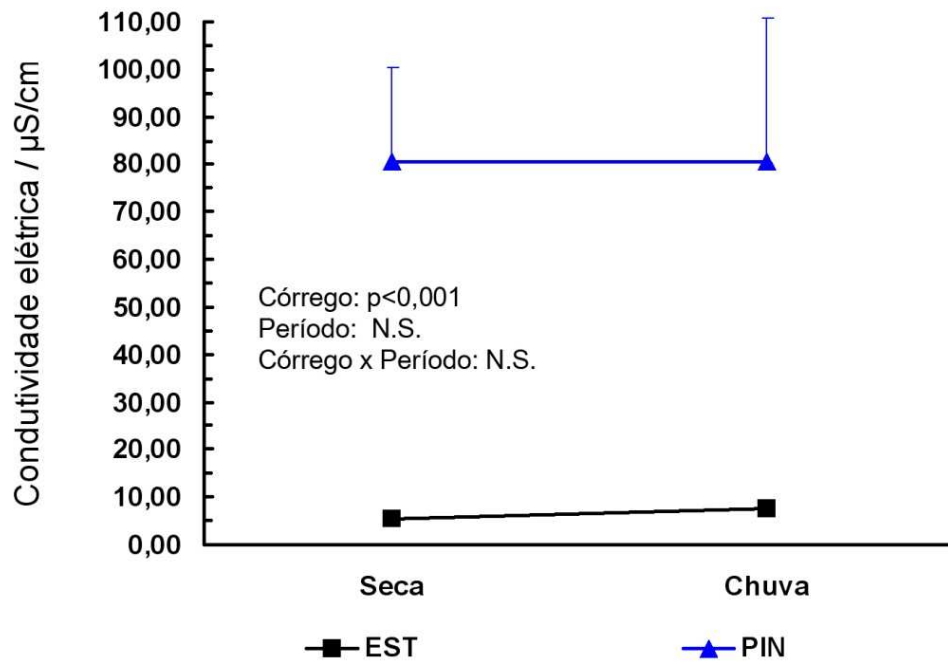


Figura 57. Média e desvio padrão da condutividade elétrica da água dos córregos Estanislau (EST) e Pindaíba (PIN) nos períodos seco (Seca) e chuvoso (Chuva) e resultados da análise de variância. N.S.= não significativo.

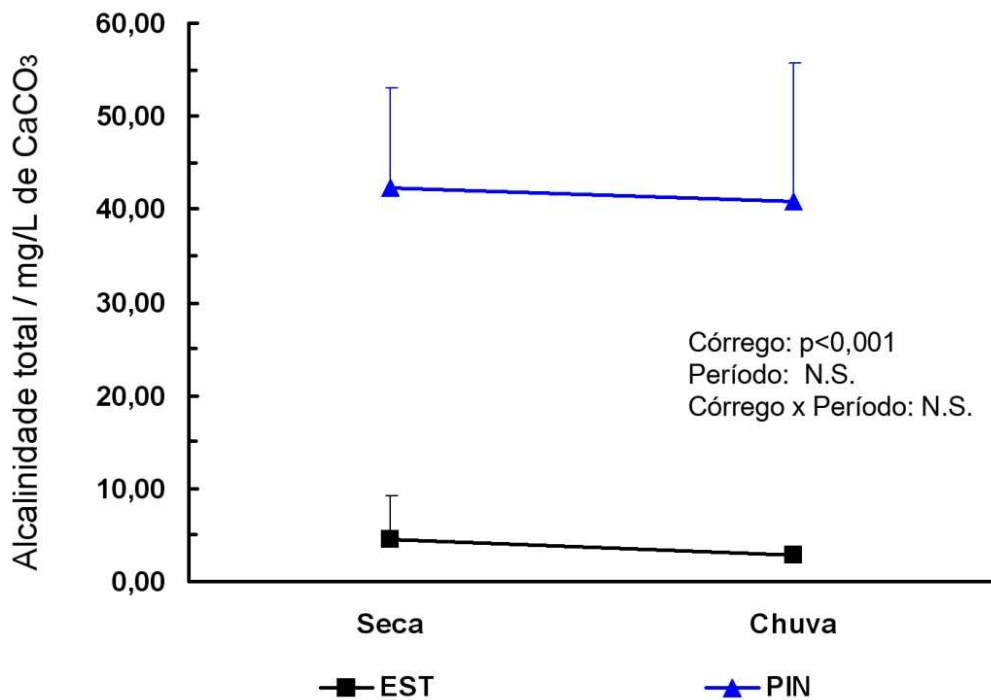


Figura 58. Média e desvio padrão da alcalinidade total da água dos córregos Estanislau (EST) e Pindaíba (PIN) nos períodos seco (Seca) e chuvoso (Chuva) e resultados da análise de variância. N.S.= não significativo.

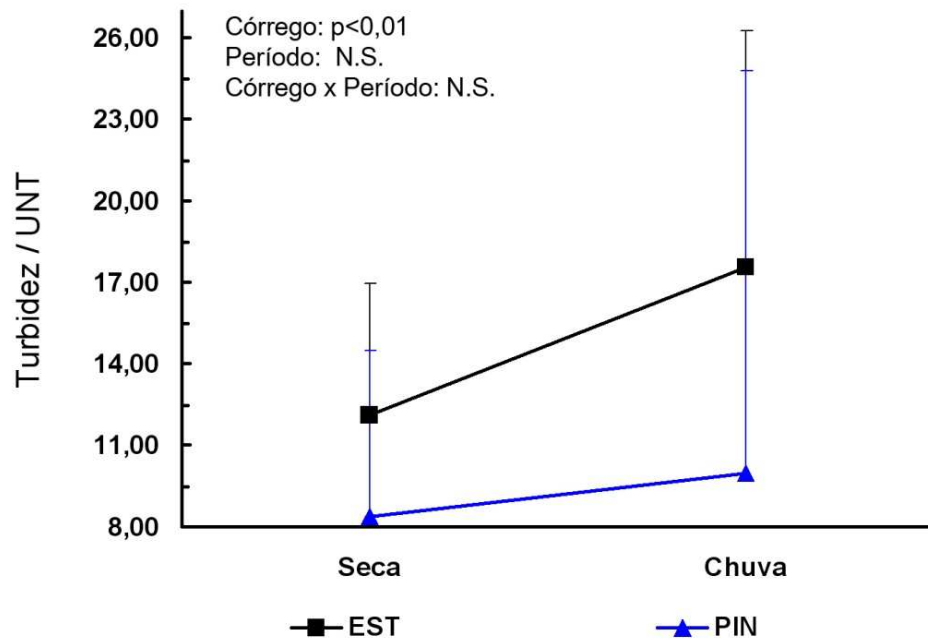


Figura 59. Média e desvio padrão da turbidez da água dos córregos Estanislau (EST) e Pindaíba (PIN) nos períodos seco (Seca) e chuvoso (Chuva) e resultados da análise de variância. N.S.= não significativo.

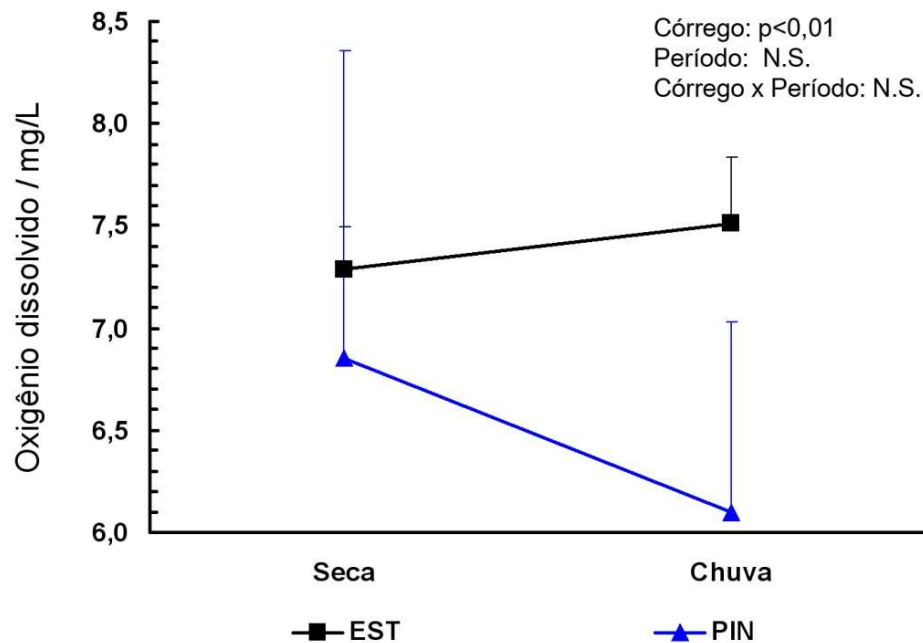


Figura 60. Média e desvio padrão do oxigênio dissolvido na água dos córregos Estanislau (EST) e Pindaíba (PIN) nos períodos seco (Seca) e chuvoso (Chuva) e resultados da análise de variância. N.S.= não significativo.

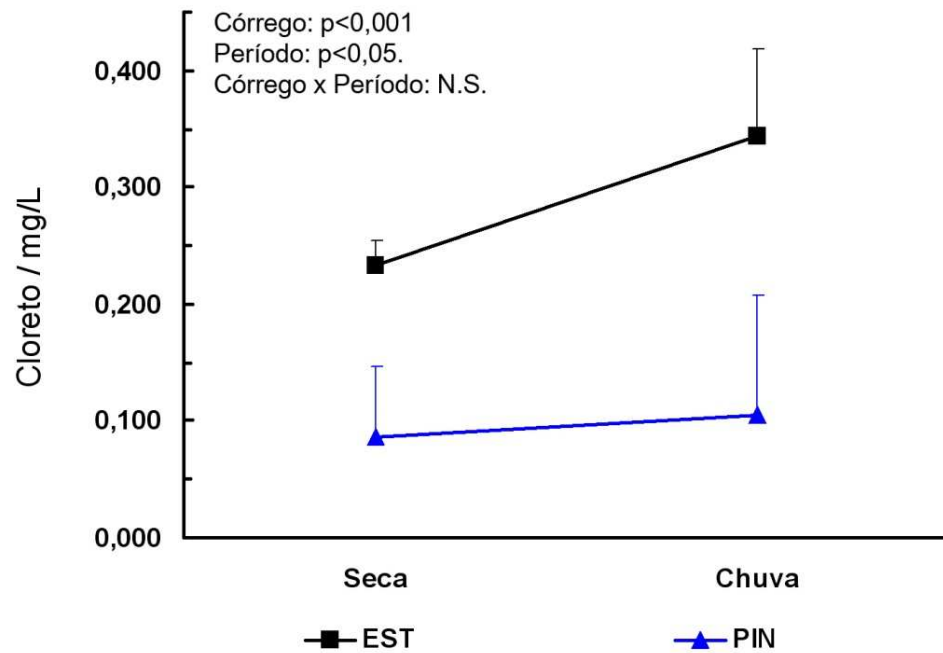


Figura 61. Média e desvio padrão da concentração de cloreto nos córregos Estanislau (EST) e Pindaíba (PIN) nos períodos seco (Seca) e chuvoso (Chuva) e resultados da análise de variância. N.S.= não significativo.

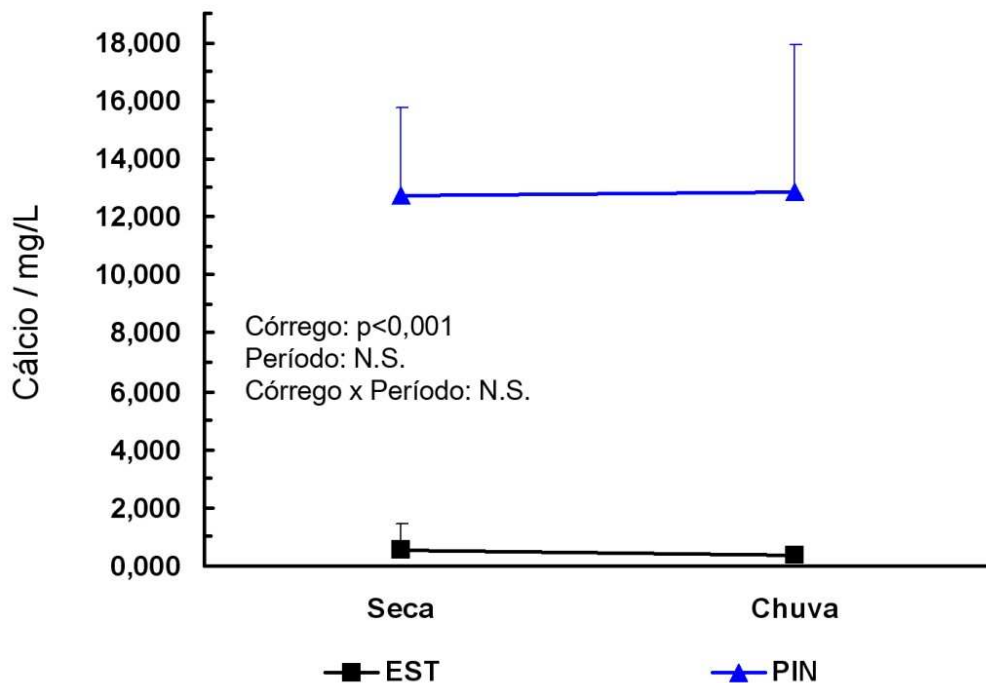


Figura 62. Média e desvio padrão da concentração de cálcio nos córregos Estanislau (EST) e Pindaíba (PIN) nos períodos seco (Seca) e chuvoso (Chuva) e resultados da análise de variância. N.S.= não significativo.

A concentração de magnésio foi maior no córrego Pindaíba (Anova, $P < 0,001$) e maior no período chuvoso (Anova, $p < 0,01$). Além disto, a interação entre córrego e período foi significativa (Anova, $p < 0,001$), uma vez que os córregos apresentaram tendências distintas (Figura 63). A concentração de potássio foi maior no período chuvoso (Anova, $p < 0,01$), Figura 64, e a concentração de sódio foi maior no córrego Estanislau (Anova, $p < 0,01$) e maior no período chuvoso (Anova, $p < 0,01$), Figura 65.

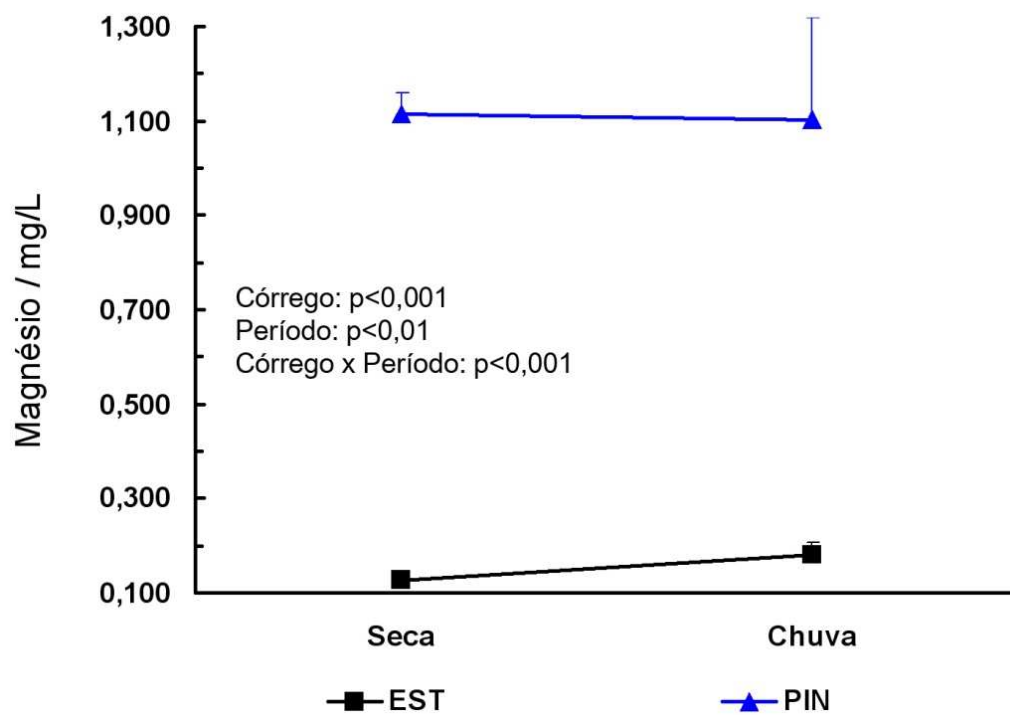


Figura 63. Média e desvio padrão da concentração de magnésio nos córregos Estanislau (EST) e Pindaíba (PIN) nos períodos seco (Seca) e chuvoso (Chuva) e resultados da análise de variância. N.S.= não significativo.

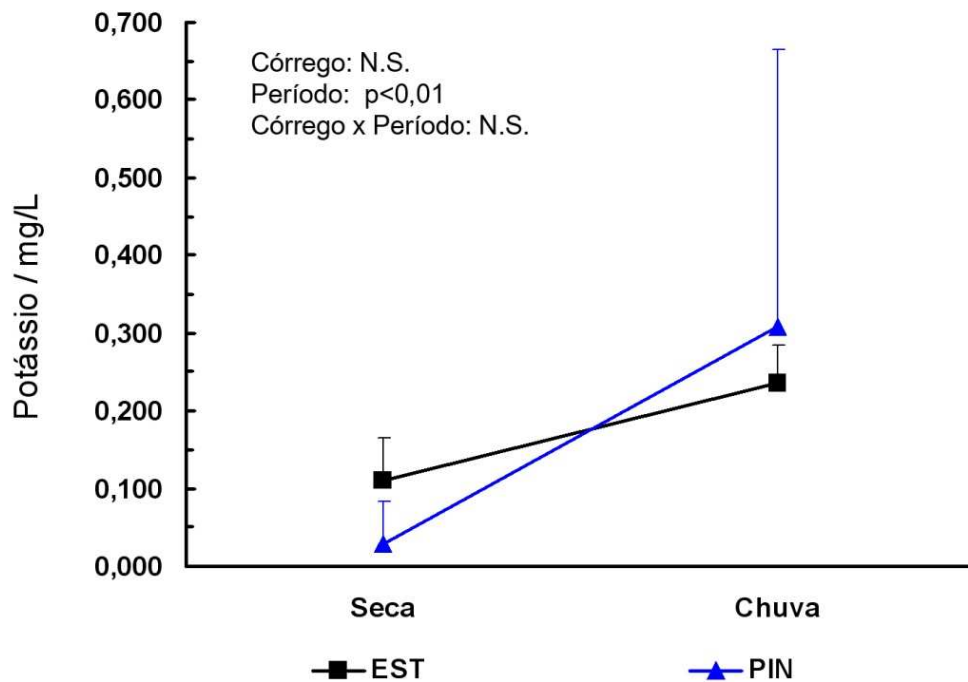


Figura 64. Média e desvio padrão da concentração de potássio nos córregos Estanislau (EST) e Pindaíba (PIN) nos períodos seco (Seca) e chuvoso (Chuva) e resultados da análise de variância. N.S.= não significativo.

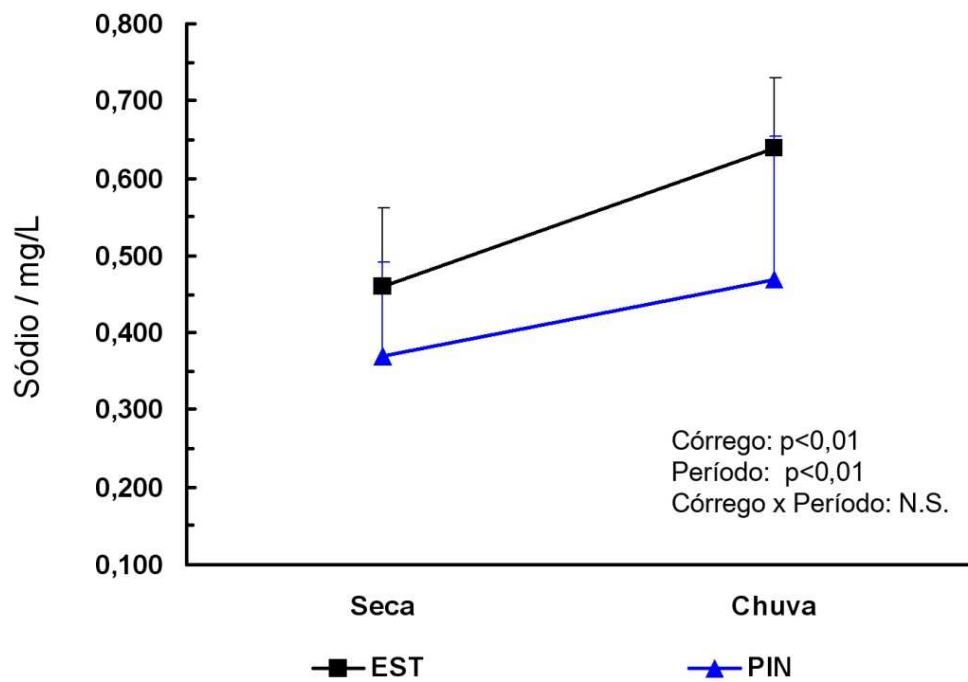


Figura 65. Média e desvio padrão da concentração de sódio nos córregos Estanislau (EST) e Pindaíba (PIN) nos períodos seco (Seca) e chuvoso (Chuva) e resultados da análise de variância. N.S.= não significativo.

3.4.2. Clorofila *a*

A concentração de clorofila *a* foi maior no córrego Estanislau (Anova, $p < 0,01$) e no período chuvoso (Anova, $p < 0,05$), Figura 66.

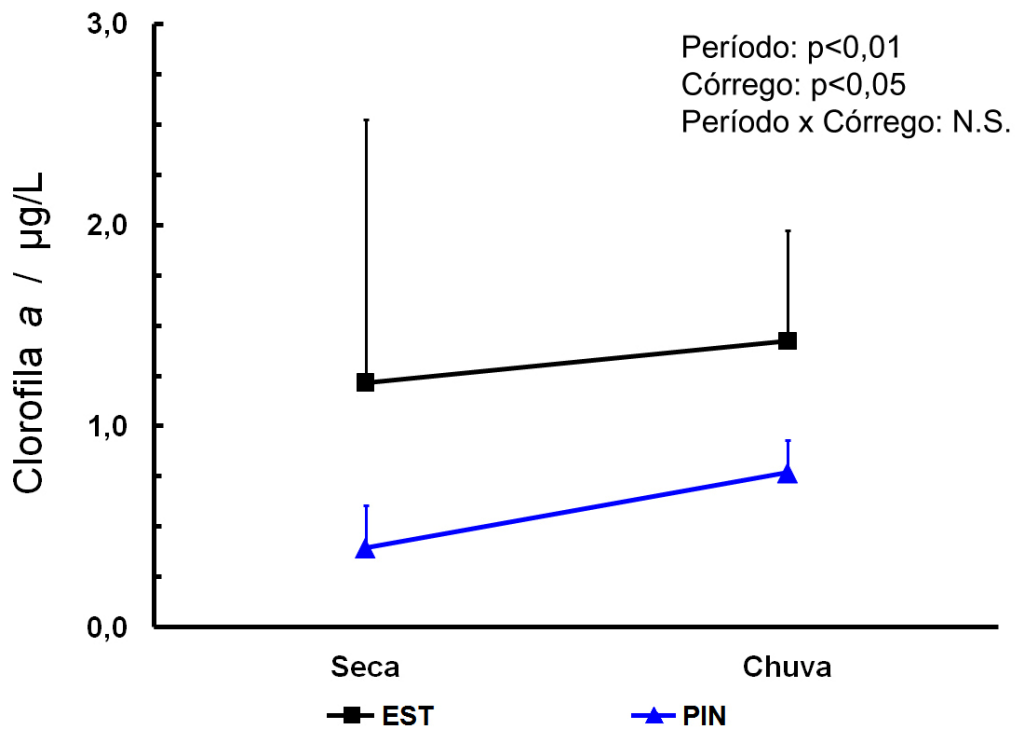


Figura 66. Média e desvio padrão da concentração de clorofila *a* nos córregos Estanislau (EST) e Pindaíba (PIN) nos períodos seco (Seca) e chuvoso (Chuva) e resultados da análise de variância. N.S.= não significativo.

3.4.3. Comunidade zooplanctônica

Ao todo, foram registrados 63 táxons para os dois córregos. Os rotíferos apresentaram a maior riqueza de espécies nas duas comunidades (31 táxons no córrego Pindaíba e 29 no córrego Estanislau). A ocorrência de espécies de cladóceros foi maior no córrego Pindaíba (14 espécies, 30% dos táxons) do que no Estanislau (10 espécies, 24% dos táxons). O Índice de Similaridade de Sorensen entre os córregos foi $QS = 0,57$, com os córregos apresentando, ao todo, 25 táxons em comum. As comunidades tiveram 14 táxons em comum no período seco ($QS = 0,56$) e 20 táxons em comum no período chuvoso ($QS = 0,53$). O total de táxons encontrados no período chuvoso foi maior que o total do período seco para os dois córregos. A relação dos táxons comuns aos dois córregos com os respectivos períodos de ocorrência

encontra-se na Tabela 7.

Tabela 7. Lista de táxons do zooplâncton comuns aos córregos Estanislau e Pindaíba e sua ocorrência nos períodos de Seca (S) ou Chuva (C).

Táxon	Período
Copepoda	
Nauplio Harpacticoida	S/C
Nauplio Cyclopoida	S/C
Cladocera	
<i>Acroperus</i> cf. <i>harpae</i>	S/C
<i>Alona glabra</i>	S
<i>Alona guttata</i>	S/C
<i>Alona iheringula</i>	C
<i>Alona verrucosa</i>	C
<i>Chydorus eurynotus</i>	C
Rotifera	
<i>Cephalodella gibba</i>	S/C
<i>Cephalodella</i> aff. <i>stenroosi</i>	C
<i>Dipleuchlanis propatula</i>	S
<i>Euchlanis dilatata</i> f. <i>dilatata</i>	S
<i>Euchlanis oropha</i>	S
<i>Lecane bulla</i>	S/C
<i>Lecane curvicornis</i>	S/C
<i>Lecane leontina</i>	C
<i>Lecane lunaris</i>	C
<i>Lecane lunaris</i> f. <i>crenata</i>	C
<i>Lecane quadridentata</i>	C
<i>Lecane signifera</i>	C
<i>Lepadella rhomboides rhomboides</i>	S/C
<i>Macrochaetus longipes</i>	S/C
<i>Notommata copeus</i>	S
<i>Notommata pachyura</i>	S/C
<i>Platylabus quadricornis</i> f. <i>brevispinus</i>	C

As comunidades dos dois córregos se caracterizaram pela baixa densidade e pelo grande número de táxons pouco frequentes e pouco abundantes (Tabelas 2 e 5). Vários táxons foram raros, tendo sido representados apenas por um único indivíduo em um ou nos dois períodos. *Chydorus eurynotus* foi o único táxon raro em comum para as comunidades dos dois córregos.

Três dos táxons estiveram entre os mais abundantes nos dois córregos (Náuplio de Cyclopoida, *Lecane bulla* e *L. curvicornis*), sendo que Náuplio de Cyclopoida foi o táxon mais abundante nos dois córregos. Cinco dos táxons estiveram entre os mais frequentes nos dois córregos: Náuplio de Cyclopoida, Náuplio de Harpacticoida, *Lecane bulla*, *L. curvicornis* e *Alona guttata*. *Lecane cornuta* esteve entre os táxons mais abundantes e mais frequentes do córrego Pindaíba, mas não foi encontrada no córrego Estanislau.

A riqueza de espécies foi maior no córrego Pindaíba (Anova, $p < 0,05$) e no período chuvoso (Anova, $p < 0,05$), Figura 67. A densidade do zooplâncton também foi maior no córrego Pindaíba (Anova, $p < 0,001$) e no período chuvoso (Anova, $p < 0,05$), Figura 68. Não houve diferença significativa entre o Índice de Diversidade de Simpson entre os córregos ou entre os períodos, Figura 69. Entretanto, a equitabilidade diferiu entre os córregos (Anova, $p < 0,05$), tendo apresentado valores maiores no córrego Estanislau, Figura 70.

As curvas de rarefação (Figura 71) mostraram que para valores menores de abundância (como os registrados para o córrego Estanislau), a riqueza de espécies esperada não difere significativamente entre os córregos. Porém, as tendências das curvas indicam que, caso o zooplâncton do córrego Estanislau estivesse presente em abundâncias maiores, a riqueza esperada seria maior no córrego Estanislau. Essas tendências não se confirmam, uma vez que a riqueza de espécies foi maior no córrego Pindaíba nos dois períodos (Figura 67).

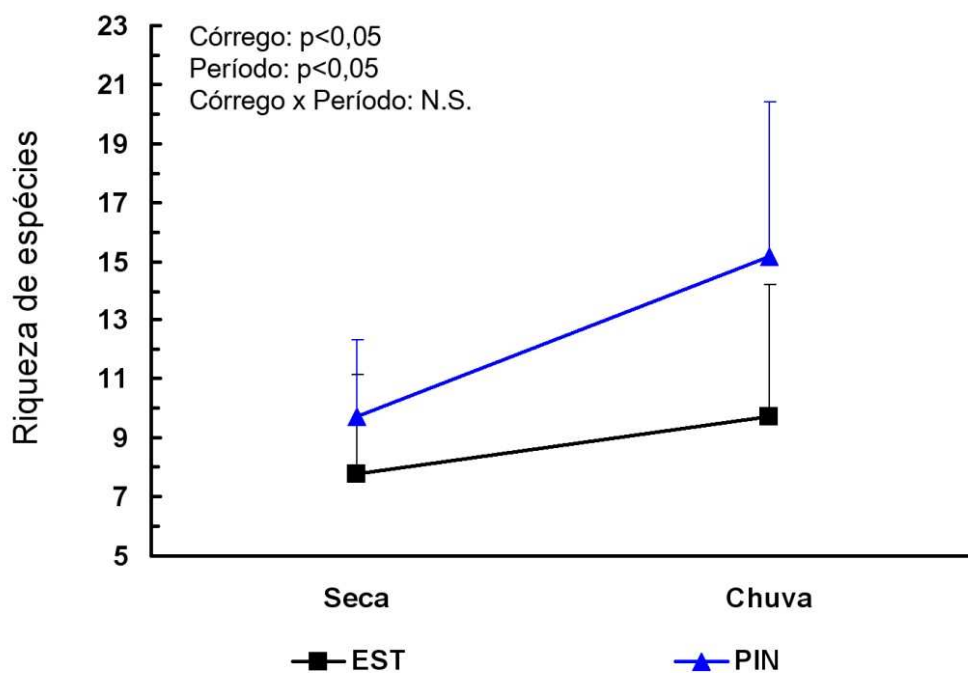


Figura 67. Média e desvio padrão da riqueza de espécies do zooplâncton dos córregos Estanislau (EST) e Pindaíba (PIN) nos períodos seco (Seca) e chuvoso (Chuva) e resultados da análise de variância. N.S.= não significativo.

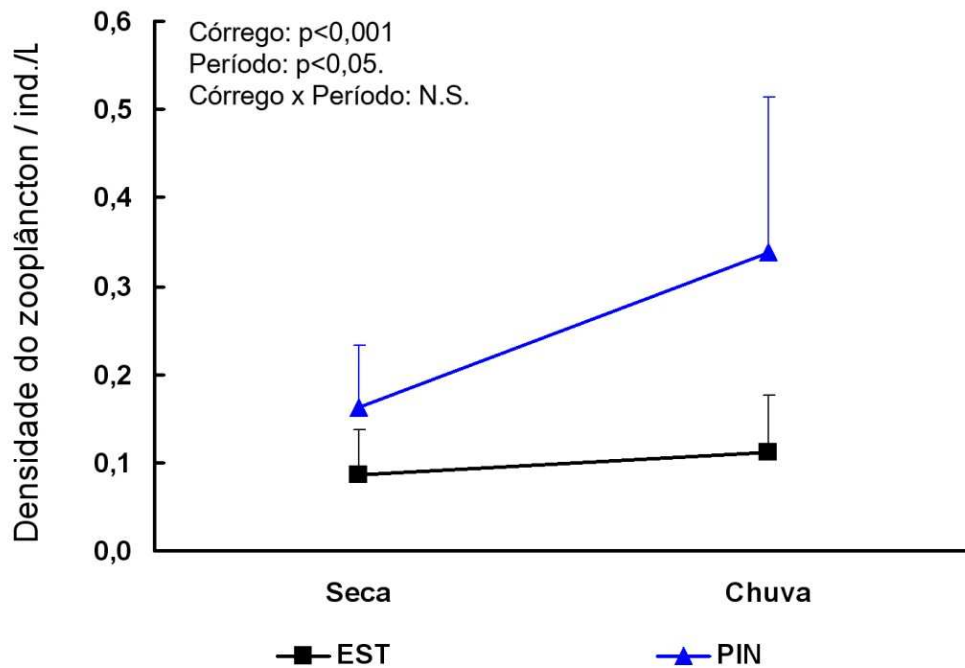


Figura 68. Média e desvio padrão da densidade do zooplâncton nos córregos Estanislau (EST) e Pindaíba (PIN) nos períodos seco (Seca) e chuvoso (Chuva) e resultados da análise de variância. N.S.= não significativo.

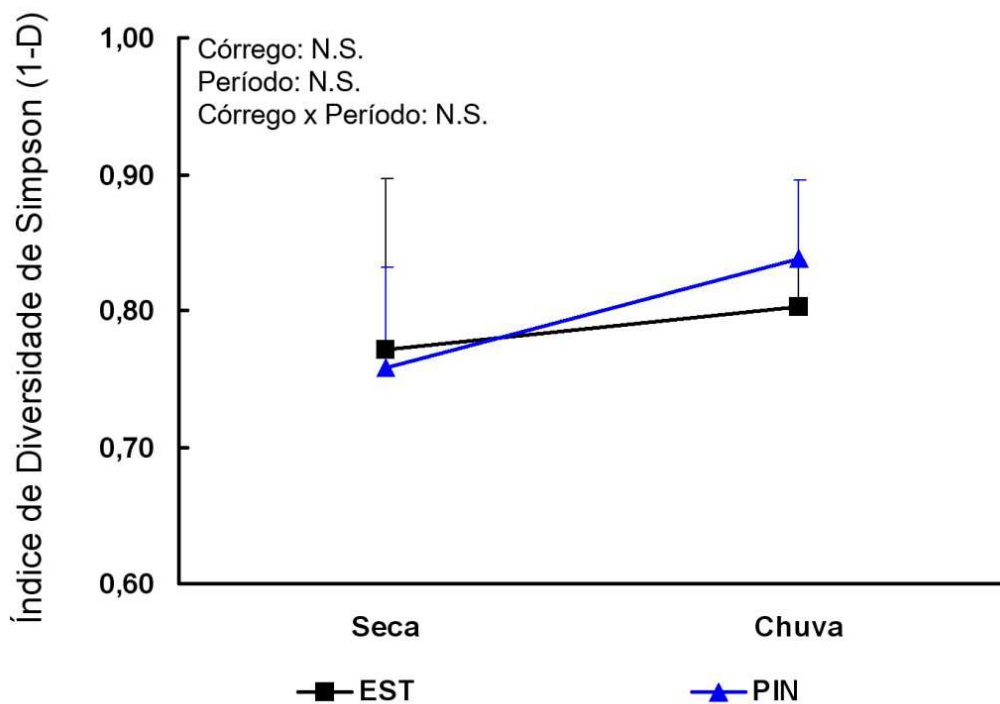


Figura 69. Média e desvio padrão do Índice de Diversidade de Simpson para o zooplâncton dos córregos Estanislau (EST) e Pindaíba (PIN) nos períodos seco (Seca) e chuvoso (Chuva) e resultados da análise de variância. N.S.= não significativo.

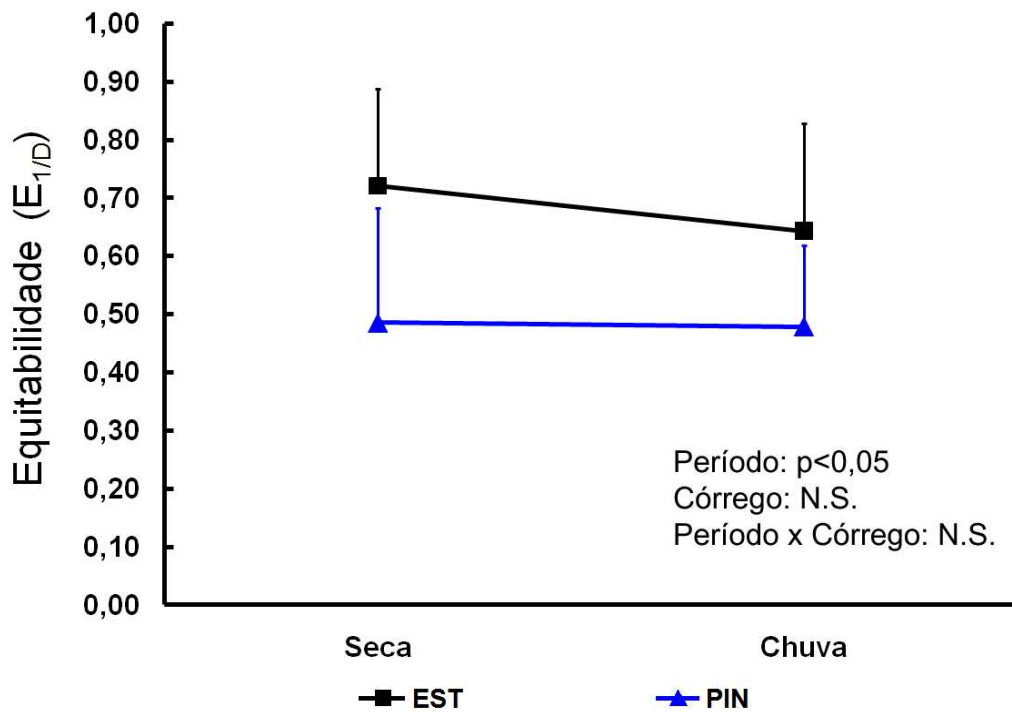


Figura 70. Média e desvio padrão da equitabilidade do zooplâncton dos córregos Estanislau (EST) e Pindaíba (PIN) nos períodos seco (Seca) e chuvoso (Chuva) e resultados da análise de variância. N.S.= não significativo.

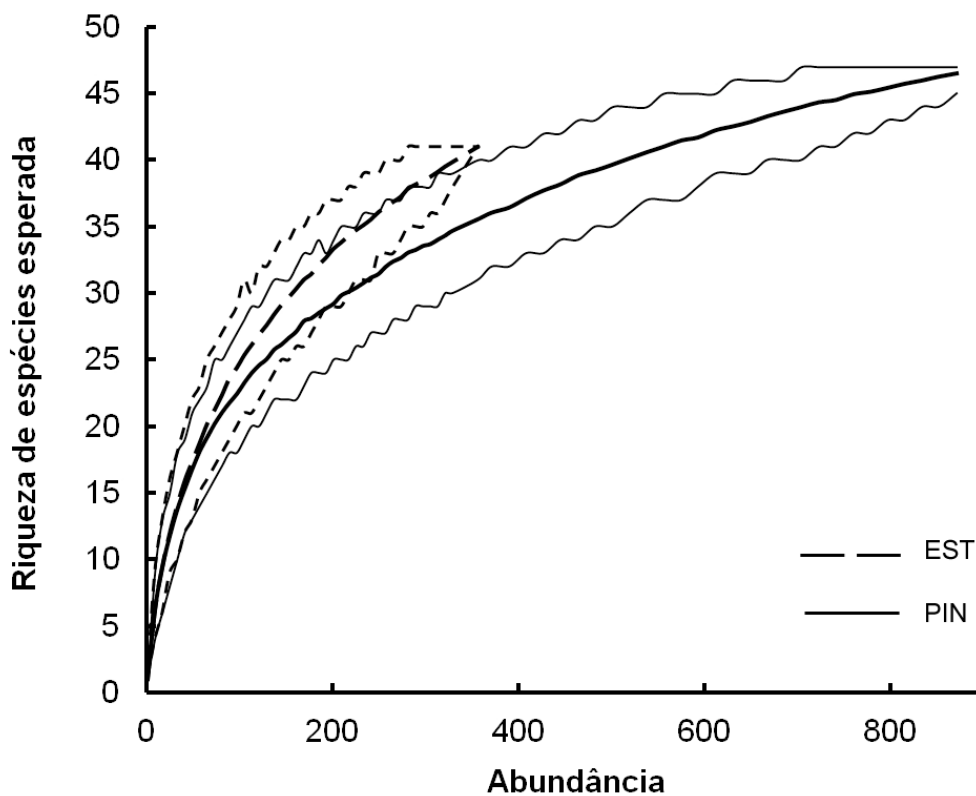


Figura 71. Curvas de rarefação para as comunidades zooplanctônicas dos córregos Estanislau (EST) e Pindaíba (PIN). As linhas mais finas representam o intervalo de confiança de 95%.

O primeiro eixo da DCA explicou 14,4% e o segundo eixo, 7,3%, da variância na matriz de ocorrência dos 63 táxons. Apesar da maior parte da variabilidade da composição de espécies em cada amostra não ser explicada por diferenças entre os córregos, foi possível observar separação entre as amostras dos córregos Estanislau e Pindaíba e dos períodos seco e chuvoso do córrego Estanislau ao longo dos dois eixos (Figura 72). O primeiro eixo da DCA representa o gradiente entre os córregos e o segundo eixo, o gradiente entre os períodos.

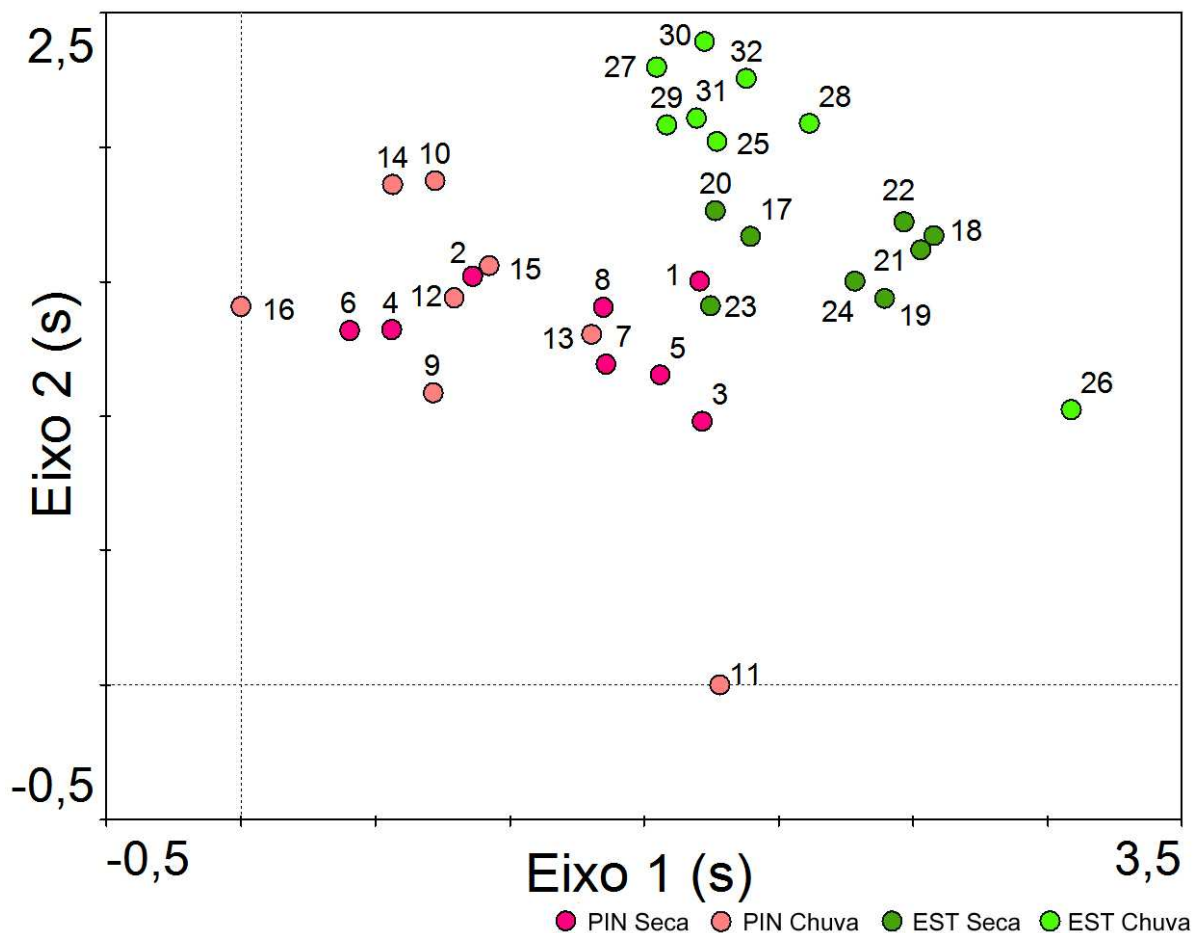


Figura 72. Ordenação das amostras obtidas nos córregos Pindaíba (PIN) e Estanislau (EST) nos períodos seco (Seca) e chuvoso (Chuva) por análise de correspondência destendenciada (DCA). s = desvio padrão.

4. Discussão

4.1. Qualidade da água

A temperatura da água foi maior no período chuvoso, que corresponde ao verão, nos dois córregos, tendência comum na região e que foi observada em outros trabalhos desenvolvidos em Goiás e no Distrito Federal em ambientes lênticos (VELHO *et al.*, 2001; GOMES, 2007) e lóticos (SILVA, 2007). Não houve diferença nas temperaturas registradas entre os dois córregos.

Os maiores valores de temperatura registrados nos pontos E1 e P1 em relação aos pontos mais a jusante nos respectivos córregos se devem ao aquecimento diurno. Uma vez que a amostragem dos pontos mais a montante foi feita posteriormente a dos pontos a jusante, os pontos E2 e P2 foram amostrados pela manhã e os pontos E1 e P1 foram amostrados após as 12 horas, período do dia de temperatura mais alta. Outro fator que deve ter influenciado os valores mais altos de temperatura da água no ponto P1 é a estrutura da vegetação arbustiva no local, que não forma uma cobertura uniforme sobre o curso de água. A vegetação florestal fechada sobre cursos de água mantém o ambiente sombreado e cria um microclima de temperaturas mais amenas (WETZEL & LIKENS, 2001).

A profundidade dos pontos não variou significativamente com o maior entrada de água no período chuvoso em nenhum dos córregos e também não diferiu entre os córregos. A profundidade do leito do córrego pode apresentar pequenas variações conforme variações no fluxo de água e no transporte de sedimentos e ambientes lóticos que têm a sua zona ripária desmatada estão mais sujeitos a entrada de sedimento por erosão (SILVA *et al.*, 2007). A diferença da profundidade entre os pontos de cada córrego era esperada, devido à heterogeneidade presente no leito dos córregos.

A vazão não diferiu entre os períodos em nenhum dos córregos, mas foi maior no córrego Estanislau. A variabilidade entre os pontos foi maior que a variabilidade entre os períodos: a vazão foi maior nos pontos E2 e P2, localizados mais a jusante, o que indica o aumento do volume de água em direção a foz dos córregos – consequência do aumento da área drenada que contribui com água para o sistema lótico.

Rios possuem alta heterogeneidade espacial e temporal e a vazão é característica importante para a sua ecologia, assim, variações sazonais no regime de chuvas acarretam

flutuações no volume de água, na extensão do leito do rio, na taxa de erosão e na quantidade de material em suspensão (REID & WOOD, 1976). Por isso, mudanças dinâmicas na vazão, características químicas da água e biota são comuns, pois estas são resultados da capacidade de resposta rápida dos rios a eventos de precipitação dentro da bacia de drenagem (WETZEL, 2001).

É preciso considerar que há intenso uso da água para irrigação e abastecimento na região onde fica o córrego Estanislau (bacia do rio Jardim) – e que o próprio córrego é utilizado para esses fins. Ainda em 1996, DOLABELLA chegou à conclusão de que os recursos hídricos da bacia do rio Jardim estavam sendo superexplorados. A retirada de água diminui a quantidade de água nos córregos e ocorre mesmo no período chuvoso, uma vez que é comum a ocorrência de veranicos, períodos sem chuva, durante o período chuvoso (ASSAD *et al.*, 1993. E é justamente no período de chuvas em que são cultivados milho e soja na região (SANO *et al.*, 2005).

Na 1ª semana de amostragem no período chuvoso, havia alguns dias em que não chovia, e na 2ª semana, a amostragem ocorreu em dias sem chuva (Figura 7). Assim, as vazões registradas nos pontos E1, E2e P2 durante as duas primeiras amostragens do período chuvoso foram mais parecidos com os valores o do período seco (Figuras 11 e 33), o que ocasionou a não diferenciação entre os valores de vazão dos períodos. Ainda é possível observar que a vazão foi maior na 3ª e 4ª semanas do período chuvoso, quando houve aumento da intensidade e frequência de precipitação (Figura 7) e que o incremento na vazão registrada para o córrego Estanislau (Figura 11) foi relativamente maior do que o incremento na vazão do córrego Pindaíba (Figura 33). Há duas possíveis explicações para essa diferença na resposta: pode ter sido efeito de menor captação de água do córrego Estanislau para irrigação das lavouras, após o começo de dias com chuva; ou houve diferença porque rios em áreas agrícolas respondem mais rapidamente a eventos de precipitação com mudanças na vazão do que rios que drenam áreas florestadas, porque áreas de floresta densa restringem o escoamento superficial e aumentam a infiltração da água da chuva (GREGORY & WALLING, 1973). A tendência diferenciada da vazão no ponto P1 pode ser por causa de diferenças na dinâmica hidrológica das áreas úmidas adjacentes.

A velocidade da corrente foi maior no período seco no córrego Estanislau e não diferiu entre os períodos no córrego Pindaíba. Adicionalmente, a velocidade da corrente foi maior no córrego Estanislau do que no córrego Pindaíba. A variabilidade entre os pontos foi maior que a variabilidade entre os períodos: a velocidade da corrente foi maior nos pontos E1 e P1.

O fluxo de água, e conseqüentemente a velocidade da corrente, de um rio é muito heterogêneo e apresenta variações longitudinais relacionadas à morfologia do curso do rio e variações verticais em relação à configuração do canal nos diferentes trechos (NEWBURY & BATES, 2007). A falta de correlação entre velocidade da corrente e vazão nos córregos no córrego Estanislau (Tabela 1) pode ser explicada pela alta variabilidade nas medidas de velocidade da corrente e pela atividade de captação de água no córrego. A velocidade da corrente e a vazão foram positivamente correlacionadas no córrego Pindaíba (Tabela 4).

Segundo TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI (2008), os ambientes aquáticos da região Centro-Oeste do Brasil possuem águas ácidas. Isso ocorre porque os solos do cerrado são ácidos (PELÁEZ-RODRIGUES *et al.*, 2000), o que faz com que a água de rios que drenam regiões de Cerrado fiquem ácidas. Os valores de pH da água moderadamente ácidos estão em acordo com os valores registrados para outros corpos d'água naturais do Distrito Federal (STARLING, 2000; MOZZER, 2003; SALCEDO, 2006; GOMES, 2007).

O pH não diferiu entre os períodos no córrego Pindaíba, mas foi menor no período chuvoso no córrego Estanislau. Não houve diferença nos valores de pH entre os córregos. Valores de pH menores no período chuvoso também foram registrados por FERNANDES (2007) e SILVA (2007) para outros córregos do Distrito Federal e por PELÁEZ-RODRIGUES (2001) para ambientes lóticos na bacia do rio Jacaré-Guaçu (em de área de vegetação de cerrado onde o principal uso da terra é agrícola, no estado de São Paulo).

O pH pode diminuir nas águas pelo aumento da dissociação do dióxido de carbono eliminado na decomposição da matéria orgânica que entra nos rios após eventos de chuva (ESTEVES, 1998). Os valores menores de pH no córrego Estanislau no período chuvoso provavelmente são conseqüência do aumento da precipitação, que pode ter causado maior entrada de matéria orgânica, que foi decomposta.

A condutividade elétrica da água é a capacidade da água conduzir corrente elétrica e depende da presença de íons (GOLTERMAN *et al.*, 1978) e o total de sólidos dissolvidos (TSD) é constituído de sais inorgânicos e pequenas quantidades de matéria orgânica que estão dissolvidos na água (APHA, 1995), de maneira que essas variáveis são relacionadas e é possível estimar o TSD multiplicando o valor de condutividade elétrica por um fator (GOLTERMAN, 1975). Por este motivo, os valores de condutividade elétrica e TSD apresentaram a mesma tendência em cada ambiente (Figuras 13 e 14 para o córrego Estanislau e Figuras 35 e 36 para o córrego Pindaíba).

Os valores de TSD e condutividade elétrica foram muito baixos no córrego Estanislau, porém maiores no período chuvoso, o que deve estar relacionado às chuvas, que lavam o solo e carregam substâncias químicas e sedimento para os corpos de água (SILVA *et al.*, 2007). A ordem dos valores de condutividade elétrica registrados para o córrego Estanislau foi comparável aos baixos valores encontrados por GOMES (2007), por SILVA (2007) no córrego Brejinho, em estação amostral de cabeceira dentro da Estação Ecológica de Águas Emendadas, e por MOZZER (2003) no rio Descoberto, em estação amostral em trecho com a mata de galeria conservada e localizado em área agrícola. ROCHA (1993) afirma que a condutividade elétrica raramente ultrapassa o valor de $10\mu\text{S}/\text{cm}$ nos ambientes lóticos do Distrito Federal.

No córrego Pindaíba, os valores de TSD e condutividade elétrica não diferiram entre os períodos (apenas entre os pontos) e, apesar de não terem sido muito altos, esses parâmetros foram bem maiores que os valores registrados para o córrego Estanislau. Ao analisar os dados dos dois córregos juntos, é possível observar tendência de ocorrência de valores maiores de TSD no período chuvoso (Figura 56). GOMES (2007) registrou maiores valores de condutividade elétrica no período chuvoso na Lagoa Bonita, lagoa natural oligotrófica localizada na Estação Ecológica de Águas Emendadas, em Planaltina (DF), e MOZZER (2003) encontrou maiores valores de condutividade elétrica no período de transição seca-chuva em ambientes lóticos na bacia do rio Descoberto.

Segundo ALLAN (1995), a geologia da bacia de drenagem, o regime de chuvas e as atividades antrópicas influenciam a composição iônica nos ambientes aquáticos. O conteúdo de íons nas águas continentais é composto principalmente pelos cátions sódio, potássio, cálcio e magnésio e pelos ânions carbonato, bicarbonato, sulfato e cloreto (ALLAN & CASTILLO, 2007). No córrego Pindaíba, a tendência dos valores de condutividade elétrica e TSD foi a mesma dos valores de alcalinidade total (Figuras 35, 36 e 37), indicando que o conteúdo de íons carbonato e bicarbonato foi o principal responsável pelos maiores valores dessas variáveis, associado ao maior conteúdo de cálcio, magnésio e sódio no ponto P2. Foram encontradas correlações positivas entre as variáveis alcalinidade total, concentração de cálcio, condutividade elétrica e total de sólidos dissolvidos (Tabela 4).

De acordo com BORGES (2008), nas regiões de vales na porção norte da bacia do rio Preto (onde se localizam os córregos Estanislau e Pindaíba), as rochas sedimentares clásticas "apresentam pequena espessura e estão sobrepostas a lentes de calcário, que afloram em

algumas porções dos vales", assim, os valores maiores de alcalinidade total e de concentração de cálcio e magnésio provavelmente são de ocorrência natural no córrego Pindaíba.

A alcalinidade total apresentou valores bem baixos no córrego Estanislau. Esses valores são compatíveis com os valores encontrados em julho (período seco) e outubro (começo do período chuvoso) na água subterrânea da região por ARAÚJO (2006), que monitorou a água em poços na bacia do rio Jardim e verificou que as águas mais alcalinas foram medidas no período de maior precipitação – resultado não encontrado no presente trabalho, onde a alcalinidade total não diferiu entre os períodos nos dois córregos. No estudo de FERNANDES (2007), a alcalinidade total dos córregos também não diferiu entre os períodos e valores baixos e compatíveis com os medidos no córrego Estanislau ocorreram em córregos menos impactados por atividades humanas.

A alcalinidade total do córrego Pindaíba foi bem maior do que no córrego Estanislau (Figura 58), diferença que parece ser natural. Assim como a alcalinidade total no córrego Pindaíba esteve associada a maiores valores de íons como cálcio, magnésio e sódio, os baixos valores desse parâmetro no córrego Estanislau estiveram associados a baixas concentrações iônicas e o valor extremo de alcalinidade total no ponto E2 no período seco foi acompanhado por valor extremo de concentração de cálcio no mesmo local e data.

O cálcio é o íon mais abundante nos rios do mundo. Ele se origina principalmente da erosão de rochas carbonadas, assim como o magnésio, o potássio e outros íons se originam da erosão de rochas de diferentes composições químicas. O sódio é geralmente encontrado associado com o cloreto, o que indica a sua origem comum. A erosão de rochas que contêm cloreto de sódio é responsável pela origem da maior parte do cloreto e do sódio encontrada em rios. A poluição por esgotos domésticos, fertilizantes ou sais de estradas também são fontes importantes desses íons (ALLAN & CASTILLO, 2007). Foi estimado que 28% do sódio em rios em todo o mundo tem origem antropogênica (BERNER & BERNER, 1987).

KRUSCHE e col. (2005), investigando a relação entre mudanças no uso da terra e a biogeoquímica de rios na Amazônia, verificaram que as concentrações de sódio, cloreto, potássio, dentre outras variáveis, possuem relação significativa com a área de pasto nas sub-bacias. Enquanto BIGGS e col. (2004) observaram que quanto mais altos o grau de desmatamento e urbanização, maiores as concentrações de cloreto e sulfeto em córregos amazônicos. SILVA (2008) observou que córregos localizados em áreas rurais apresentaram maiores valores de condutividade elétrica, alcalinidade, magnésio, potássio, sódio, cloreto e sulfato do que córregos localizados em áreas naturais. No presente trabalho, o córrego

Estanislau, localizado em área de uso rural, apresentou valores maiores de sódio e cloreto (além de nitrato) do que o córrego Pindaíba.

A concentração do íon cloreto foi maior no período chuvoso no córrego Estanislau, não diferiu entre os períodos no córrego Pindaíba e foi maior no córrego Estanislau e maior no período chuvoso, quando se analisa os dados dos dois ambientes juntos (Figura 61). Já a concentração de cálcio não diferiu entre os períodos para nenhum dos córregos, mas foi muito maior no córrego Pindaíba (Figura 62). A concentração de magnésio foi maior no período chuvoso no córrego Estanislau, mas não diferiu entre os períodos no córrego Pindaíba. A concentração de magnésio foi maior no córrego Pindaíba e maior no período chuvoso para os dados dos córregos considerados juntos. A concentração de sódio foi maior no período chuvoso em ambos os córregos, e as concentrações do córrego Estanislau foram maiores. A concentração de potássio também foi maior em ambos os córregos no período chuvoso.

A correlação positiva entre temperatura da água e total de sólidos dissolvidos no córrego Estanislau se deve ao fato dos maiores valores de TSD ocorrerem no período chuvoso, quando as temperaturas são maiores. E a correlação positiva entre cloreto e potássio no córrego Estanislau (Tabela 1) indica que esses íons possuem origem comum, possivelmente de fertilizantes (como o cloreto de potássio). Segundo ARAÚJO (2006), a aplicação de fertilizantes na bacia do rio Jardim é feita junto com o plantio, nos meses de outubro a dezembro, logo após o começo das chuvas.

A correlação positiva entre oxigênio dissolvido e profundidade no córrego Pindaíba se deve a concordância do padrão de distribuição dos valores dessas variáveis no ponto P1. A correlação positiva entre vazão e velocidade da corrente no córrego Pindaíba poderia ser explicada por variação sazonal no volume de água, porém, não houve diferença significativa entre a vazão ou a velocidade da corrente entre os períodos. O que se verificou foi concordância entre as tendências para os dois pontos, com valores maiores no ponto P2.

A turbidez resulta da quantidade de material em suspensão, matéria em estado coloidal, matéria orgânica e inorgânica dissolvida e presença plâncton e microorganismos (APHA, 1995). A turbidez não diferiu entre os períodos, nem entre os pontos, nos dois córregos, mas foi maior no córrego Estanislau, o que pode indicar que os processos erosivos que causam a entrada de sedimento em suspensão neste córrego independam da ocorrência de chuvas e ocorram constantemente ao longo do ano (provavelmente devido à zona ripária degradada).

MEDEIROS (1997), FERNANDES (2002), SALCEDO (2006) e SILVA (2007) encontraram maiores valores de turbidez no período chuvoso em vários córregos do Distrito Federal, localizados tanto em áreas conservadas, quanto em áreas sob influência de atividades humanas. Os valores de turbidez no córrego Estanislau foram da mesma ordem que os valores de turbidez registrados por SILVA (2007) para córregos menos impactados na bacia do ribeirão Mestre D'Armas.

Os valores extremos de turbidez, cloreto e potássio no ponto P2 na 1ª semana do período chuvoso podem ser explicados por contaminação (por exemplo, por uma pelota de sedimento ou um pedaço de matéria orgânica), uma vez que apenas as amostras desta data e ponto apresentaram-se anômalos em relação aos demais e não foi acompanhado por valores discrepantes de nutrientes, condutividade elétrica ou TSD.

Não houve diferença na concentração de oxigênio dissolvido entre os períodos no córrego Estanislau, enquanto no córrego Pindaíba o oxigênio dissolvido foi maior no período seco. A concentração de oxigênio dissolvido foi maior no córrego Estanislau (Figura 60). As águas estiveram bem oxigenadas nos dois córregos, com valores similares aos encontrados em outros ambientes lóticos da região. De acordo com ROCHA (1993), a concentração de oxigênio dissolvido costuma variar entre 7 e 10mg/L nos ambientes lóticos do Distrito Federal. FERNANDES (2007) não observou diferença na concentração de oxigênio dissolvido entre os períodos seco e chuvoso, com variação entre 6 e 7mg/L, e a variação registrada por MOZZER (2003) foi de 6,1 a 7,8mg/L de oxigênio dissolvido em ambientes lóticos na bacia do rio Descoberto.

Os menores valores de oxigênio dissolvido no ponto P2 no período chuvoso estiveram associados a menores valores de pH no mesmo ponto durante todo o período. Considerando que a entrada de matéria orgânica da zona ripária adjacente é maior na ocorrência de chuvas, esses valores podem ser explicados pela decomposição da matéria orgânica alóctone no córrego, que provoca diminuição do pH da água. Já os maiores de oxigênio dissolvido no córrego Estanislau podem ser explicados pela maior velocidade da corrente e vazão, que ocasionam maior turbulência no fluxo de água e conseqüentemente maior difusão do oxigênio atmosférico na água.

Os córregos do Distrito Federal que ainda se encontram em suas condições naturais possuem, geralmente, concentrações muito baixas de nutrientes (ROCHA, 1993). As principais fontes artificiais de entrada de nitrogênio em córregos incluem fertilizantes agrícolas,

deposição atmosférica, cultivo de plantas fixadoras de nitrogênio, esgotos e resíduos de animais (BOYER *et al.*, 2002).

A concentração de nitrato foi maior no córrego Estanislau, uma vez que este nutriente esteve abaixo do limite de detecção no córrego Pindaíba, e não diferiu entre os períodos. Isso indica que a entrada de nutrientes no córrego esteja ocorrendo ao longo do ano, provavelmente associada à irrigação das áreas cultivadas, já que os valores não apresentaram diferença em relação à ocorrência de chuvas. As concentrações de nitrato medidas no córrego Estanislau foram maiores do que as medidas em outros ambientes lóticos por MOZZER (2003).

A concentração de nitrato manteve o mesmo padrão para os dois pontos do córrego Estanislau durante o período seco, porém variou bastante no período chuvoso. Esse comportamento pode ser explicado pela não-uniformidade da distribuição das chuvas no período chuvoso, de maneira que, apesar dos eventos de precipitação ocasionarem a entrada de mais nutrientes no córrego, esses eventos possuem distribuição e intensidade irregulares ao longo do período.

Além da distribuição e intensidade irregulares das chuvas, o trabalho de SILVA (2008) mostrou que a resposta de córregos a eventos de precipitação é dinâmica e rápida, uma vez que análises de água coletada durante eventos de precipitação tiveram concentrações de nutrientes maiores do que as concentrações medidas ao longo do período chuvoso – a condutividade elétrica, a alcalinidade e as concentrações médias de nitrato, potássio, sódio e cloreto foram maiores nos córregos localizados em áreas rurais durante os eventos de precipitação do que ao longo do período chuvoso.

SILVA (2008) observou que córregos em áreas rurais apresentam concentrações de amônio, nitrato e nitrito maiores do que as concentrações medidas em córregos localizados em áreas naturais de cerrado no Distrito Federal. ARAÚJO (2006) encontrou poços de água com elevadas concentrações de nitrato (até 21mg/L) pelo uso intensivo de fertilizantes na bacia do rio Jardim (notadamente NPK) – Teores de nitrato superiores a 5mg/L são considerados forte indicativo da entrada de cargas poluidoras em corpos d'água (HEM, 1986). Assim, a diferença nas concentrações de nitrato entre os córregos sinalizam a contaminação por fertilizantes na bacia do córrego Estanislau.

A elevada concentração de alumínio, associada à acidez dos solos do Cerrado, contribui para diminuir a disponibilidade de vários nutrientes, especialmente os fosfatos que são absorvidos pelos íons Al^{3+} na fração argilosa do solo (GOEDERT *et al.*, 1997). Dessa forma, considerando o registro de valores anômalos de nitrato em águas subterrâneas de região

(ARAÚJO, 2006), as características do solo podem explicar as baixas concentrações de nutrientes e a não detecção de fosfato nas amostras dos dois córregos.

Ao olhar os dados como um todo é possível observar que os pontos E1, E2 e P2 (trechos de 2ª ordem) funcionam de forma mais similar entre si, em termos hidrológicos e biogeoquímicos, do que o ponto P1 (trecho de 1ª ordem). Isso se deve a diferença nas características geomorfológicas e de tipo de zona ripária associada (área úmida). Os pontos de trechos de 2ª ordem apresentaram tendências similares de associação de aumento de valores de parâmetros com maior entrada de água no sistema, porém com funcionamentos distintos:

- Os pontos E1 e E2 apresentaram maior condutividade elétrica, TSD, concentração de cloreto, sódio, potássio e magnésio associados ao período chuvoso, indicativo que a entrada dos íons no corpo d'água seja por lixiviação do solo;

- O ponto P2 apresentou maior condutividade elétrica, TSD, alcalinidade total, concentração de oxigênio dissolvido, cálcio, sódio e magnésio associados a maiores valores de vazão, velocidade da corrente e profundidade, indicativos de que o aumento das variáveis físicas e químicas mencionadas esteja relacionado com a ocorrência de maior fluxo de água no córrego (seja por aumento das chuvas ou da área da bacia drenada ao longo do curso do córrego).

4.2. Clorofila *a*

A clorofila *a* é um indicativo da biomassa de microalgas presentes na coluna d'água (ESTEVES, 1998). A concentração de clorofila *a* não diferiu entre os períodos no córrego Estanislau, enquanto foi maior no período chuvoso no córrego Pindaíba. A concentração maior do pigmento no córrego Pindaíba está associada ao aumento na concentração de nutrientes nos corpos de água que ocorre de maneira natural durante períodos de precipitação. Por outro lado, os valores de clorofila *a* no córrego Estanislau foram bem maiores do que os do córrego Pindaíba. Os maiores valores e a falta de variação sazonal significativa na clorofila *a* no córrego Estanislau ocorreu concomitantemente a maiores valores de nitrato, também sem variação sazonal significativa, neste córrego. Esses dados corroboram a hipótese de que o córrego Estanislau está sofrendo conseqüências do uso de fertilizantes na bacia.

O aumento no uso de fertilizantes nas culturas agrícolas tem provocado a poluição de corpos d'água pela infiltração e escoamento superficial das chuvas, que carregam os nutrientes adicionados ao solo pelos fertilizantes para os ambientes aquáticos (MANAHAN, 2005). Esses

nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, causam crescimento excessivo da biomassa de algas e eutrofização artificial nos corpos d'água receptores (ALLAN & CASTILLO, 2007).

Outro fator a ser considerado é a maior turbidez no córrego Estanislau, constante nos dois períodos. A elevação da turbidez diminui a entrada de luz na água e limita a fotossíntese e o crescimento de microalgas, de forma que é possível que apesar da maior biomassa de microalgas e da maior quantidade de nutrientes disponíveis, o crescimento do fitoplâncton e fitobentos esteja sendo limitado pela turbidez.

4.3. Comunidade zooplanctônica

A riqueza e a diversidade do zooplâncton em rios podem ser elevadas devido à grande variedade de refúgios naturais existentes nos diversos segmentos de um rio (HENRY, 2003). Os córregos Pindaíba e Estanislau ilustram de que os ecossistemas aquáticos lóticos do Cerrado possuem elevada diversidade. Nos dois córregos foram encontrados 63 táxons nos períodos amostrados. MOZZER (2003) estudou quatro córregos na bacia do Rio Descoberto (Distrito Federal) e encontrou riquezas variando de 18 a 36 espécies, com o total de 44 espécies registradas. FREITAS e JOKO (2008) amostraram 23 estações no rio Paranã (GO) e seus tributários nos períodos de seca e chuva e encontraram 43 táxons.

A riqueza encontrada nos córregos é elevada quando comparada com a riqueza registrada por trabalhos em rios de grande porte que foram amostrados em maior extensão: 30 espécies de rotíferos para o Rio Tâmsa na Inglaterra (MAY & BASS, 1998), 72 espécies zooplanctônicas no rio Caura na Venezuela (SAUNDERS & LEWIS, 1988), 77 espécies de rotíferos ao longo do estuário do rio Elba na Alemanha (HOLST *et al.*, 1998), 79 espécies zooplanctônicas no rio Aliakmon na Grécia (MARIA-HELENI *et al.*, 2000) e 53 espécies zooplanctônicas no rio Waikato na Nova Zelândia (BURGER *et al.*, 2002).

A riqueza de espécies e a densidade de organismos do zooplâncton foram maiores no córrego Pindaíba, apesar de não haver diferença no Índice de Diversidade de Simpson, pois a Equitabilidade foi maior no córrego Estanislau. A maior Equitabilidade se deve ao grande número de espécies raras e às pequenas abundâncias das espécies no córrego Estanislau. A maior abundância do zooplâncton do córrego Pindaíba é um dos motivos da maior riqueza de espécies nesse ambiente. Entretanto, algo limita o desenvolvimento do zooplâncton no córrego Estanislau – uma evidência é a tendência indicada pelas curvas de rarefação de que a

riqueza esperada para o córrego Estanislau não é diferente da riqueza esperada para o córrego Pindaíba.

As densidades do zooplâncton foram bem baixas, ainda menores do que as baixas densidades encontradas nos córregos da bacia do rio Descoberto por MOZZER (2003). É possível que isto seja devido à pequena ordem dos córregos ou que esta seja a condição normal dos córregos da região, uma vez que no estudo de MOZZER (2003) foram estudados rios de maior ordem e córregos em áreas sob influência de atividades agropecuárias (alguns dos quais com concentrações de nitrato e nitrito elevadas). FERRARI e col. (1989) observaram que o aumento nas taxas de fluxo (e da velocidade da corrente) em rios leva a diminuição da densidade do zooplâncton (inclusive dos rotíferos).

Não se observou correlação entre a densidade de organismos e a velocidade da corrente nos córregos Estanislau ou Pindaíba. A maior velocidade da corrente no córrego Estanislau esteve associada à maior vazão, que indica maior volume de água. O maior volume de água, em condições naturais, estaria associado à maior abundância de organismos, se estivesse associado à maior disponibilidade de recursos, ou à menor abundância de organismos, se o córrego fosse um ambiente de fluxo muito rápido ou com a presença de corredeiras – o que não é o caso do córrego Estanislau, que possui vários meandros e fluxo pouco turbulento. Por outro lado, observam-se maiores quantidades de nitrato e clorofila *a* no córrego Estanislau, o que indica maior disponibilidade de recursos alimentares para o zooplâncton. Por fim, o ponto P2 possui valores de velocidade da corrente equivalente aos valores medidos para os pontos E1 e E2, mas ainda assim apresenta maior densidade do zooplâncton, ou seja, nesse córrego a velocidade não limita o desenvolvimento do zooplâncton.

As diferenças observadas na densidade e na riqueza do zooplâncton no Estanislau devem estar relacionadas à alteração das características da água dos córregos ou à degradação do ambiente físico. A degradação do ambiente físico da bacia provoca a diminuição da diversidade de habitats e, conseqüentemente, das espécies que utilizam esses ambientes. Ao estudar pequenos rios que drenam áreas agrícolas e plantações de pinheiros (*Pinus* sp.) na Polônia, EJSMONT-KARABIN e KRUK (1998) concluíram que a simplificação da estrutura da paisagem provocou diminuição da diversidade e densidade de rotíferos. HARDING *et al.* (1998) compararam a diversidade de invertebrados e peixes de córregos e viram que a atividade agrícola pode levar a mudanças de longo prazo e a redução na diversidade de organismos

aquáticos, mesmo quando a atividade foi desenvolvida em décadas passadas e as bacias são reflorestadas.

BERZINS e PEJLER (1987) afirmam que o pH pode limitar ou aumentar a presença e abundância de certas espécies de rotíferos e que espécies indicadoras de oligotrofia geralmente possuem um pH ótimo para ocorrência abaixo de 7,0. Os autores também observaram que rotíferos encontrados em águas ácidas frequentemente possuem hábito semi-planctônico.

Era esperado que os córregos apresentassem uma relativa similaridade na composição das comunidades zooplanctônicas, demonstrada pelas 25 espécies em comum e pelo Índice de Similaridade de Sorensen maior do que 50%. Alguns táxons, especialmente os táxons raros, apresentam diferença de ocorrência entre os períodos seco e chuvoso, porém a densidade de organismos, a riqueza de espécies e o índice de diversidade não variaram entre os períodos no córrego Estanislau. Isso sugere que haja substituição de espécies ao longo da escala temporal.

Os rotíferos contribuíram com o maior número de espécies (43 táxons) e com a maior abundância dentre os organismos do zooplâncton. Os rotíferos são organismos oportunistas, que possuem altas taxas de consumo e assimilação de um amplo espectro de recursos alimentares, o que permite a eles colonizar mesmos os ambientes mais instáveis (ALLAN, 1976). A predominância de rotíferos no zooplâncton de rios é generalizada e creditada ao seu tempo de geração mais curto em relação aos outros grupos zooplanctônicos (LAIR, 2006). Diferentes trabalhos realizados no Brasil registram os rotíferos como o grupo mais diverso do zooplâncton tanto em ambientes oligotróficos e quanto em eutróficos (NOGUEIRA, 2001). Muitos estudos registram os rotíferos como o grupo mais abundante e diverso do zooplâncton de rios, por exemplo: BURGER e col. (2002), KOBAYASHI e col. (1998b), MARIA-HELENI e col. (2000) e WILLIAMS (1966).

A presença de muitas espécies de rotíferos dos gêneros *Lecane* e *Lepadella* é característica de ambientes aquáticos tropicais (GREEN, 1972; DUSSART *et al.*, 1984). Por exemplo, o gênero *Lecane* é o mais especioso da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS), com 45 espécies registradas (JOKO *et al.*, 2008). FREITAS e JOKO (2008) também encontraram muitas espécies de *Lecane* no vale do rio Paranã (GO). É sabido que as espécies de rotífero loricadas (como as pertencentes ao gênero *Lecane*, *Lepadella* e *Brachionus*) predominam em ambientes lóticos pela habilidade de crescer mesmo em condições de fluxo de água (PICARD & LAIR, 2003).

A alta riqueza de cladóceros litorâneos (18 espécies) é evidenciada quando comparada

com inventários de diversos ambientes aquáticos litorâneos em áreas de Cerrado (lagoas, áreas úmidas e rios) que registraram 39 espécies em nove ambientes (ELMOOR-LOUREIRO, 2007) e 18 espécies em cinco ambientes (SOUSA & ELMOOR-LOUREIRO, 2008).

A diferença entre a composição de cladóceros nos córregos Estanislau (10 táxons) e Pindaíba (14 táxons) poderia ser resultado de diferenças nas comunidades de peixes, que são importantes predadores deste grupo (BRADL, 2002), ou, ainda, de diferenças na concentração de sólidos em suspensão, em especial argila, porque altas concentrações de sedimento em suspensão diminuem as taxas de ingestão de algas por cladóceros, afetando o desenvolvimento e a sobrevivência desses organismos (ARRUDA, 1980 apud MARZOLF, 1990; ARRUDA *et al.*, 1983).

A ocorrência de maior número de espécies de cladóceros no córrego Pindaíba esteve associada à maior riqueza de espécies e maior densidade de organismos. Por outro lado, a proporção de espécies de cladóceros no total de táxons também foi maior no córrego Pindaíba. É provável que a maior riqueza de cladóceros no córrego Pindaíba seja devido à diferenças nas características e condições dos córregos. O córrego Pindaíba possui áreas úmidas adjacentes conservadas, ambiente que é propício para o desenvolvimento de cladóceros litorâneos (DODSON & FREY, 2001), enquanto o córrego Estanislau teve a sua vegetação ripária (e presumíveis zonas úmidas previamente existentes) degradada e possui maior turbidez, enquanto as águas do córrego Pindaíba apresentam-se transparentes. A presença de sedimentos em suspensão (especialmente partículas de argila), o que caracteriza a turbidez, favorece o desenvolvimento de rotíferos e inibe o desenvolvimento de cladóceros, uma vez que o excesso de partículas em suspensão interfere na alimentação dos cladóceros (KIRK & GILBERT, 1990).

RELYEA (2005) testou o efeito de diferentes pesticidas em comunidades aquáticas (algas e animais) e observou que alguns pesticidas diminuem a riqueza de espécies de comunidades aquáticas (inclusive do zooplâncton) e, particularmente, que inseticidas a baixas concentrações reduzem a diversidade do zooplâncton eliminando algumas espécies de cladóceros, mas não os copépodes - entretanto, o inseticida carbaril chegou a eliminar quase todas as espécies do zooplâncton quando em concentrações maiores de 0,1mg/L no ambiente. Neste mesmo estudo foi observado que um pesticida a base de glifosato (herbicida) afetou a sobrevivência de uma das espécies de copépode Calanoida.

O glifosato é bastante utilizado na bacia do rio Jardim (ARAÚJO, 2006). ARAÚJO (2006) não encontrou o herbicida glifosato, nem outros pesticidas na água subterrânea de

poços monitorados na bacia, apesar de observar o uso dessas substâncias na bacia. O glifosato livre no solo é degradado rapidamente pela atividade microbiana e o glifosato adsorvido é degradado lentamente (AMARANTE-JUNIOR & SANTOS, 2002), além disso, o solo da região possui alta capacidade de adsorção de compostos (ARAÚJO, 2006).

Na ACC do córrego Estanislau, o eixo 1 representa o gradiente de condições ambientais referente aos períodos seco e chuvoso, caracterizado principalmente por diferenças nas concentrações de íons, que influenciam o pH, a condutividade elétrica e biomassa de algas (representada pela concentração de clorofila *a*), enquanto que o eixo 2 representa a heterogeneidade das condições entre os pontos, evidenciadas principalmente por diferenças na vazão e na velocidade da corrente. Os dois eixos da ACC representaram gradientes fortes existentes nas variáveis ambientais.

Para a ACC do córrego Pindaíba, os dois eixos representam as diferenças entre os dois pontos (P1 e P2) referentes à heterogeneidade das condições ambientais, com aparente aumento do volume de água e das concentrações de nutrientes em direção a foz do córrego. O eixo 1 representa os valores maiores de concentração de cálcio, potássio, sódio, oxigênio dissolvido e de condutividade elétrica, vazão e velocidade da corrente no ponto P2, além de valores menores de pH neste ponto. O eixo 2 também representa maiores valores de pH no ponto P1 e maiores concentrações de magnésio no ponto P2. A ordenação evidencia a ocorrência de muitas espécies raras, representadas nas regiões periféricas do gráfico.

De acordo com TER BRAAK e VERDONSCHOD (1995), autovalores maiores que 0,30 sugerem gradientes fortes, porém, as ACCs não conseguiram explicar nem 50% da variabilidade da abundância dos táxons. É possível que as variáveis ambientais medidas sejam insuficientes para explicar a distribuição das espécies. Outra explicação é que, devido à variabilidade das condições ambientais do córrego ser muito grande, à escala temporal de geração dos organismos ser curta e à própria natureza de um ambiente em constante mudança das águas correntes, não é possível observar um padrão forte de distribuição das espécies em pequenas escalas temporais ou físicas.

A sazonalidade foi bem marcada pela variação de parâmetros de qualidade da água medidos, o que ficou evidenciado nas ACCs e na DCA. Além disso, foi possível diferenciar os córregos tanto pela concentração de clorofila *a* e as características físicas e químicas da água, como pela distribuição e abundância dos organismos e pela composição das comunidades.

O Cerrado possui alta riqueza de espécies e é um bioma com alto grau de endemismo

(MYERS *et al.*, 2000), porém o conhecimento sobre a diversidade de organismos aquáticos ainda é pequeno (CAVALCANTI & JOLY, 2002). Apesar disso, essa diversidade está ameaçada pela ocupação acelerada com aumento das áreas do bioma convertidas em pastagens, áreas agrícolas e áreas urbanas (KLINK & MACHADO, 2005). A riqueza do zooplâncton dos córregos deve ser bem maior do que a encontrada nesse trabalho, dado a concentração temporal das amostragens e a natureza variável dos córregos. KOSTE (2000) identificou 149 espécies de rotíferos (sendo três espécies novas) em uma única amostra do litoral de uma lagoa marginal ao Rio Branco (Roraima), em área de Cerrado. AQUINO (2008) encontrou 28 espécies de peixes (sendo 12 espécies novas) em córregos de uma unidade de conservação no Distrito Federal. Esses estudos caracterizam a alta diversidade de organismos aquáticos presentes no bioma e o relativo desconhecimento desta.

Dos táxons registrados neste trabalho, *Acroperus cf. harpae* e *Nicsmirnovius aff. Fitzpatricki* estão em processo de redescrição como espécies exclusivas do Brasil (SOUZA, F.D.R., comunicação pessoal), enquanto *Cephalodella aff. stenroosi* possui discrepâncias em relação a descrição da espécie e *Alona sp.* é uma espécie nova, relacionada ao gênero *Armatalona* Sinev, 2004, que só foi registrado para Austrália, Nova Zelândia e Tailândia (SINEV, 2004; SINEV *et al.*, 2007).

Este trabalho é o primeiro a investigar a existência de efeitos da utilização agrícola e da degradação do ambiente da bacia do Rio Jardim em comunidades de organismos aquáticos. Uma vez que as características dos solos onde se encontram os córregos fazem com que boa parte dos nutrientes que entram no sistema seja adsorvida no solo, não sendo detectados em análises químicas de água, é importante que os estudos que venham a ser realizados na região considerem também os dados biológicos. Por fim, maiores concentrações de nitrato e de clorofila *a* e menor riqueza e diversidade indicam a influência negativa no córrego Estanislau do uso excessivo de agroquímicos e da retirada da vegetação.

É necessário implementar programas de monitoramento desses córregos e de outros corpos hídricos na bacia, não apenas pela perda de diversidade ou pela interferência em processos ecológicos (que suportam serviços do ecossistema, como a manutenção do ciclo hidrológico com a recarga dos lençóis freáticos e rios), mas também pelos possíveis problemas de saúde que podem atingir as pessoas da região, que utilizam córregos como o Estanislau para abastecimento, irrigação e recreação. É imprescindível que sejam conduzidos mais estudos nos corpos hídricos do Bioma Cerrado, tanto para inventariar os organismos que nele ocorrem, como para monitorar os efeitos das transformações a que o bioma tem sido submetido.

Conclusão

A hipótese (1), de que a riqueza do zooplâncton é maior no córrego Pindaíba, em área de vegetação nativa, foi corroborada, assim como a hipótese (2) de que a concentração de clorofila *a* é maior no córrego Estanislau, sob influência agrícola. O córrego Estanislau possui indícios de estar sofrendo impactos negativos do uso rural de sua bacia. A menor riqueza do zooplâncton no córrego Estanislau esteve associada à menor densidade de organismos, enquanto as maiores concentrações de clorofila *a* no córrego Estanislau estiveram associadas à maiores concentrações de nitrato na água.

É recomendável que mais estudos sejam realizados nos ecossistemas aquáticos, especialmente rios e zonas úmidas, do Cerrado, uma vez que há um grande potencial de biodiversidade que não é conhecida e já está ameaçada de desaparecer pelas pressões do desenvolvimento urbano e econômico da região.

Resumo

O zooplâncton possui grande sensibilidade ambiental e responde rapidamente a alterações ambientais com alterações na abundância e riqueza de organismos. Ainda se conhece muito pouco sobre os organismos aquáticos do Cerrado, assim como há poucos estudos sobre o zooplâncton de ambientes lóticos no Brasil. Esse trabalho teve como objetivo caracterizar dois córregos da bacia do Rio Preto, médio São Francisco, pela avaliação de comunidades zooplanctônicas e suas relações com características físicas, químicas e biológicas da água, comparando córregos em áreas de vegetação nativa conservada e sob influência de áreas agrícolas. Foram amostradas duas sub-bacias do Rio Preto, localizadas em área de Cerrado (DF e GO) durante quatro semanas nos períodos seco e chuvoso. Em dois pontos de amostragem por córrego, foram coletadas amostras de zooplâncton e de água. Variáveis físicas e químicas da água e a concentração de a clorofila *a* foram determinadas. Os dois córregos apresentaram tendência de aumento de íons no período chuvoso. O córrego Estanislau (em área agrícola) apresentou maiores concentrações de nitrato, sódio, cloreto e clorofila *a* em relação ao córrego Pindaíba (em área de vegetação nativa). O zooplâncton se caracterizou por densidades muito baixas e alta riqueza de espécies, com 63 táxons registrados ao todo. A riqueza de espécies e a densidade de organismos do zooplâncton foram maiores no córrego Pindaíba. O córrego Estanislau possui indícios de estar sofrendo impactos negativos do uso rural de sua bacia.

Palavras-chave: Zooplâncton, Potamoplâncton, Córregos, Cerrado.

Abstract

The zooplankton community has high environmental sensitivity and quickly responds to changes in the environment with changes in its abundance and diversity. Yet, little is known about the aquatic organisms of the Cerrado, as well there had been few investigations on the zooplankton of Brazilian lotic environments. This work had the aims to characterize two streams of Rio Preto watershed, part of the Rio São Francisco watershed; to assess their zooplankton communities and the relationships between chlorophyll *a* and physical and chemical characteristics of water; and to contrast forested and agricultural streams. Two streams, located in the Cerrado Biome (Federal District and the state of Goiás), were sampled for four weeks in dry and rainy seasons. Zooplankton and water samples were taken in two sampling points per stream. Physical and chemical characteristics of water and chlorophyll *a* concentration were determined. Ionic concentration was higher on rainy season in both streams. The agricultural stream (Estanislau) had higher concentrations of nitrate, sodium, chloride, and chlorophyll *a* than the forested stream (Pindaíba). Zooplankton was characterized by very low densities and high species richness, with a total of 63 taxa recorded on both streams. Zooplankton density and species richness were higher in Pindaíba stream. Estanislau stream has signs to be suffering negative impacts from the agricultural land use of its watershed.

Keywords: Zooplankton, Potamoplankton, Streams, Cerrado.

Referências Bibliográficas

- ALLAN, J. D. **Life patterns in zooplankton**. American Naturalist, v. 110, n. 971, p. 65-180, 1976.
- ALLAN, J.D. **Stream Ecology**: Structure and function of running waters. London: Chapman & Hall, 1995. 400p.
- ALLAN, J.D.; FLECKER, A.S. Biodiversity conservation in running waters. **Bioscience**, v. 43, p. 32-43, 1993.
- ALLAN, J.D.; CASTILLO, M.M. **Stream Ecology**: Structure and function of running waters. 2. ed. London: Chapman & Hall, 2007. 436.
- AMARANTE-JUNIOR, O.P.; SANTOS, T.C.R. Glifosato: Propriedades, Toxicidade, Usos e Legislação. **Química Nova**, v. 25, n. 4, p. 589-593, 2002.
- APHA, American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19. ed. New York: APHA, 1995. 1268p.
- AQUINO, P.P.U. **Distribuição da taxocenose íctica em córregos de cabeceira da bacia do Alto Rio Paraná, DF**. Brasília, 2008. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Universidade de Brasília.
- ARAÚJO, S.F. **Hidroquímica dos aquíferos freáticos da bacia do rio Jardim – DF**. Brasília, 2006. Dissertação (Mestrado em Geologia), Universidade de Brasília. 73p.
- ARRUDA, J.A., MARZOLF, G.R.; FAULK, R.T. The role of suspended sediments in the nutrition of zooplankton in turbid reservoirs. **Ecology**, v. 64, p. 1225-1235, 1983.
- ASSAD, E.D.; SANO, E.E.; MASUTOMO, R.; CASTRO, L.H.R. de; SILVA, F.A.M. da. Veranicos na região dos cerrados brasileiros: frequência e probabilidade de ocorrência. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.28, n.9, p.993-1003, 1993.
- BASS, J.A.B.; PINDER, L.C.V.; LEACH, D.V. Temporal and spatial variation in zooplankton populations in the River Great Ouse: an ephemeral food resource for larval and juvenile fish. **Regulated Rivers: Research & Management**, v. 13, p. 245-258, 1997.
- BERNER, E.K.; BERNER, R.A. **The Global Water Cycle**. Englewood Cliffs: Prentice-Hall, 1987.
- BERZINS, B.; PEJLER, B. Rotifer occurrence in relation to pH. **Hydrobiologia**, v. 147, p. 107-116, 1987.
- BIGGS, T.W.; DUNNE, T.; DOMINGUES, T.F.; MARTINELLI, L.A. Natural controls and human impacts on stream nutrients concentrations in a deforested region of the Brazilian Amazon basin. **Biogeochemistry**, v. 68, p. 227-257, 2004.
- BORGES, M.E.S. **Mapeamento geomorfológico da bacia do rio Preto e sua relação com o uso agrícola**. Brasília, 2008. Dissertação (Mestrado em Geografia), Universidade de Brasília. 68p.
- BOYER, E.W., GOODALE, C.L.; JAWORSKI, N.A.; HOWARTH, R.W. Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern USA. **Biogeochemistry**, v. 57, p. 137-169, 2002.

- BRANDL, Z. Methodology and general ecology. In: Fernando, C.H. (ed.). **A guide to tropical freshwater zooplankton: identification, ecology and impact on fisheries**. Leiden: Backhuys Publishers, 2002. P. 1-21.
- BRASIL, Organização dos estados americanos. **Projeto de Gerenciamento Integrado das Atividades Desenvolvidas em Terra na Bacia do Rio São Francisco**: Programa de ações estratégicas para o gerenciamento integrado da Bacia do Rio São Francisco e da sua Zona Costeira. Relatório final. Brasília: ANA/GEF/PNUMA/OEA, 2004. 336p.
- BROWER, J.E.; ZAR, J.H.; VON ENDE C.N. **Field and laboratory methods for general ecology**. 3.ed. Dubuque: Wm C. Brown Publishers, 1990. 273 p.
- BRUNS, D.A.; MINSHALL, G.W.; CUSHING, C.E.; CUMMINGS, K.W.; BROCK, J.T.; VANNOTE, R.L. Tributaries as modifiers of the river continuum concept: analysis by polar ordination and regression models. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 99, p.208-220. 1984.
- BURGER, D.F.; HOGG, I.D.; GREEN, J.D. Distribution and abundance of zooplankton in the Waikato River, New Zealand. **Hydrobiologia**, v. 479, p. 31-38, 2002.
- CAMPOS, J.E.G.; MONTEIRO, C.F. RODRIGUES, L.N. **Geologia e zoneamento hidrogeológico da bacia do Rio Preto**. Série Documentos. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2006. 52p.
- CARPENTER, S.R.; CARACO, N.F.; CORRELL, D.L.; HOWARTH, R.W.; SHARPLEY, A.N.; SMITH, V.H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological Applications**, v. 8, p. 559-568, 1998.
- CAVALCANTI, R.B.; JOLY, C.A. Biodiversity and conservation priorities in the Cerrado Region. In: Oliveira, P.S.; Marquis, R.J. (eds.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York: Columbia University Press, 2002. P. 351-367.
- COELHO-BOTELHO, M. J. Dinâmica da comunidade zooplanctônica e sua relação com o grau de trofia em reservatórios. In: **Simpósio de Avaliação do Programa Biota/Fapesp, IV**, 2003, Águas de Lindóia, 2003. Anais... São Paulo: Fapesp, 2003. 5p. Disponível em: <<http://www.biota.org.br/info/historico/simp2003/textos/zooplancton.pdf>>. Acesso em: 07 out. 2006.
- CUMMINS, K.W. Structure and function of stream ecosystems. **Bioscience**, v. 24, p. 631-641, 1974.
- DE SMET, W.H. **Rotifera. Volume 4: The Proalidae (Monogononta)**. Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World, v. 9. The Hague: SBP Academic Publishing, 1996. 102p.
- DODSON, S.I.; FREY, D.G. Cladocera and Other Branchiopoda, p. 849-913. In: THORP, J.H.; COVICH, A.P. (eds.). **Ecology and Classification of north American freshwater invertebrates**. 2. ed. San Diego: Academic Press, 2001. 1056p.
- DOLABELLA, R.H.C. **Caracterização agroambiental e avaliação da demanda e da disponibilidade dos recursos hídricos do Rio Jardim-DF**. Brasília, 1996. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Universidade de Brasília. 105p.
- DUSSART, B.H.; FERNANDO, C.H.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; SHIEL, R.J. A review of systematics, distribution and ecology of tropical freshwater zooplankton. **Hydrobiologia**, v. 113, p. 77-91, 1984.

- EIJSMONT-KARABIN, J.; KRUK, M. Effects of contrasting land use on free-swimming rotifer communities of streams in Masurian Lake District, Poland. **Hydrobiologia**, v. 387/388, p. 241-249, 1998.
- ELMOOR-LOUREIRO, L.M.A. **Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil**. Brasília: Universa, 1997. 156p.
- ELMOOR-LOUREIRO, L.M.A. Phytophilous cladocerans (Crustacea, Anomopoda and Ctenopoda) from Paranã River Valley, Goiás, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 2, p. 344-352, 2007.
- ESTEVEZ, F.A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciencia/FINEP, 1998. 575p.
- FERNANDES, A.C.M. **Influência da descarga orgânica de esgotos na comunidade de macroinvertebrados bentônicos no Rio Melchior (sub-bacia do Rio Descoberto), DF**. Brasília, 2002. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Universidade de Brasília. 68p.
- FERNANDES, A.C.M. **Macroinvertebrados bentônicos como indicadores biológicos de qualidade da água: proposta para elaboração de um índice de integridade biológica**. Brasília, 2007. Tese (Doutorado em Ecologia), Universidade de Brasília. 220p.
- FERRARI, I.; FARABEGOLI, A.; MAZZONI, R. Abundance and diversity of planktonic rotifers in the Po River. **Hydrobiologia**, v. 186/187, p. 201-208, 1989.
- FREITAS, J.S.; JOKO, C.Y. Comunidade zooplânctônica do vale do Paranã. In: Silva, M.J.M. (org.). **Inventário da biota aquática com vistas a conservação e utilização sustentável do Bioma Cerrado (Serra e Vale do rio Paranã)**. Brasília, 2008. p. 105-110.
- GOEDERT, W.J.; LOBATO, E.; LOURENÇO, S. Nutrient use efficiency in Brazilian acid soils: nutrient management and plant efficiency. In: Moniz, A.C., A.M.C. Fulani, R.E. Schaffert, N.K. Fageria, C.A. Rosolem; Cantarella, H. (eds.). **Plant-soil interactions at low pH: Sustainable agriculture and forestry production**. Brasília: SBCS, 1997. P. 97-104.
- GOLTERMAN, H.L. **Physiological Limnology**. Amsterdam: Elsevier, 1975. 489p.
- GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; OHNSTAD, M.A.M. **Methods for physical & chemical analysis of fresh waters**. 2. ed. IBP Handbook No 8. London: Blackwell Scientific Publications, 1978. p. 49-57.
- GOMES, P.P. **Variação espacial e temporal da comunidade fitoplânctônica da Lagoa Bonita, DF**. Brasília, 2007. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Universidade de Brasília. 66p.
- GOTELLI, N.J.; GRAVES, G.R. **Null Models in Ecology**. Washington: Smithsonian Institution Press, 1996. 368p.
- GOTELLI, N.J.; ELLISON, A.M. **A Primer of Ecological Statistics**. Sunderland: Sinauer Associates, 2004. 510p.
- GOTELLI, N.J.; ENTSMINGER, G.L. **EcoSim**: Null models software for ecology. Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Kesity-Bear. 2001. Disponível em: <<http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>>. Acesso em: 3 nov. 2008.
- GREEN, J. Freshwater ecology in the Mato Grosso, Central Brazil. III. Associations of Rotifera in meander lakes of the Rio Suiá Missú. **Journal of Natural History**, v. 6, p. 229-241, 1972.

- GREGORY, K.J.; WALLING, D.E. **Drainage Basin Form and Process**. London: Edward Arnold, 1973. 458p.
- GREGORY, S.V.; SWANSON, F.J.; MCKEE, W.A.; CUMMINS, K.W. An ecosystem perspective of riparian zones: focus on links between land and water. **Bioscience**, v. 41, p. 540-551, 1991.
- HARDING, J.S.; BENFIELD, E.F.; BOLSTAD, P.V.; HELFMAN, G.S.; JONES, E.B.D., III. Stream biodiversity: The ghost of land use past. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 95, p. 14843-14847, 1998.
- HENRY, R. Estudo de aplicação entre lagoas marginais ao Rio Paranapanema na zona de desembocadura na Represa do Jurumirim. In: Henry, R. (ed). **Os ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**: Conceito, tipos, processos e importância. São Carlos: RiMa, 2003. P. 1-28.
- HEM, J.D. **Study and interpretation of the chemical characteristics of natural waters**. 3. ed. USGS Water Supply paper n. 2254, 1986. 263p.
- HILL, M.O.; GAUCH, H.G. Detrended Correspondence Analysis: An Improved Ordination Technique. **Vegetatio**, v. 42, n. 1-3, p. 47-58, 1980.
- HOLM, S. A Simple Sequentially Rejective Multiple Test Procedure. **Scandinavian Journal of Statistics**, v. 6, n. 2, p. 65-70, 1979.
- HOLST, H.; ZIMMERMANN, H.; KAUSCHA, H.; KOSTE, W. Temporal and Spatial Dynamics of Planktonic Rotifers in the Elbe Estuary during Spring. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 47, p. 261-273, 1998.
- HYNES, H.B.N. The stream and its valley. **Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 19, p. 1-15, 1975.
- JOKO, C.Y.; LANSAC-TÔHA, F.A.; MURAKAMI, E.A.; BONECKER, C.C. Novas ocorrências de Lecane no plâncton de distintos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 30, n. 2, p. 165-171, 2008.
- JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B.; SPARKS, R.E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 196: p. 110-127, 1989.
- KARR, J.R.; SCHLOSSER, I.J. Water resources and the land-water interface. **Science**, v. 201, p. 229-234, 1978.
- KIRK, K.L.; GILBERT, J.J. Suspended clay and the population dynamics of planktonic rotifers and cladocerans. **Ecology**, v. 71, n. 5, p. 1741-55, 1990.
- KLINK, C.A. MACHADO, R.B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, v. 19, p. 707-713, 2005.
- KOBAYASHI, T.; SHIEL, R.J.; GIBBS, P. Size structure of river zooplankton: seasonal variation, overall pattern and functional aspect. **Marine Freshwater Research**, v. 49, p. 547-552, 1998a.
- KOBAYASHI, T.; SHIEL, R.J.; GIBBS, P.; DIXON, P.I. Freshwater zooplankton in the Hawkesbury-Nepean River: comparison of community structure with other rivers. **Hydrobiologia**, v. 377, p. 133-145, 1998b.

- KOSTE, W. **Rotatoria**. Die Radertiere mitteleuropas. Ein Bestimmungswerk, begründet von Max Voigt. Überordnung Monogononta. Berlin: Gebrüder Bornetraeger, 1978. 673p.
- KOSTE, W. Study of the Rotatoria-Fauna of the Littoral of the Rio Branco, South of Boa Vista, Northern Brazil. **International Review of Hydrobiology**, v. 85, p. 433–469, 2000.
- KRUSCHE, A.V.; BALLESTER, M.V.R.; VICTORIA, R.L.; BERNARDES, M.C.; LEITE, N.K.; HANADA, L.; VICTORIA, D.C.; TOLEDO, A.M.; OMETTO, J.P.; MOREIRA, M.Z.; GOMES, B.M.; BOLSON, M.A.; NETO, S.G. ;BONELLI, N.; DEEGAN, L.; NEILL, C.; THOMAS, S.; AUFDENKAMPE, A.K.; RICHEY, J.E. Efeitos do uso da terra na biogeoquímica doscorpos d'água da bacia do rio Ji-Paraná, Rondônia. **Acta Amazonica**, v. 35, n.2, p. 197-205, 2005.
- LAIR, N.A. review of regulation mechanisms of metazoan plankton in riverine ecosystems: aquatic habitat versus biota. **River Research and Applications**, v. 22, p. 567-593, 2006.
- LANDE, R. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. **Oikos**, v. 76, p. 5-13, 1996.
- LOWRANCE, R.; ALTIER, L.S.; NEWBOLD, J.D.; SCHNABEL, R.R.; GROFFMAN, P.M.; DENVER, J.M.; CORRELL, D.L.; GILLIAM, J.W.; ROBINSON, J.L.; BRINSFIELD, R.B.; STAVER, K.W.; LUCAS, W.; TODD, A.H. Water quality functions of riparian forest buffers in the Chesapeake Bay Watershed. **Environmental Management**, v. 21, p. 87-712, 1997.
- MAGURRAN, A.E. **Measuring biological diversity**. Oxford, Blackwell Publishing Company, 2004. 256p.
- MANAHAN, S.E. **Environmental Chemistry**. 8. ed. Boca Raton: CRC Press, 2005. 816p.
- MARIA-HELENI, Z.; MICHALOUDI, E.; BOBORI, D.C.; MOURELATOS, S. Zooplankton abundance in the Aliakmon River, Greece. **Belgian Journal of Zoology**, v. 130, sup. 1, p. 29-33, 2000.
- MARZOLF, G.R. Reservoirs as environments for zooplankton. In: Thornton, K.W.; Kimmel, B.L.; Payne, F.E. (eds.). **Reservoir Limnology: ecological perspectives**. New York: John Wiley & Sons, 1990. P. 195-208.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. **Estudo de diversidade de espécies de zooplâncton lacustre do Estado de São Paulo**. [S.l. : s.n.], 1997. 19p. Disponível em: <www.biota.org.br/info/historico/workshop/revisoes/zooplancton.pdf>. Acesso em: 07 out. 2006.
- MAY, L.; BASS, J.A.B. A study of rotifers in the River Thames, England, April–October, 1996. **Hydrobiologia**, v. 387/388, p. 251-257, 1998.
- MEDEIROS, M.B. **Caracterização das comunidades de macroinvertebrados bentônicos da bacia do córrego Riacho Fundo, Brasília-DF, e uso destas como bioindicadoras de qualidade de água**. Brasília, 1997. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Universidade de Brasília. 82p.
- MINSHALL, G.W.; CUMMINGS, K.W.; PETERSEN, R.C.; CUSHING, C.E; BRUNS, D.A.; SEDELL, J.R.; VANNOTE, R.L. Developments in stream ecosystem theory. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 42, p.1045-1055. 1985.
- MOZZER, G.B. **Comparação de comunidades zooplanctônicas e variáveis físicas e químicas entre ambientes lênticos e lóticos na bacia do Rio Descoberto, DF**. Brasília, 2003. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Universidade de Brasília. 82p.

- MYERS, N.R.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.
- NAIMAN, R.J.; ELLIOTT, S.R.; HELFIELD, J.M.; O'KEEFE, T.C. Biophysical interactions and the structure and dynamics of riverine ecosystems: the importance of biotic feedbacks. **Hydrobiologia**, v.410, p.79-86. 2000.
- NEWBOLD, J.D.; ELWOOD, J.W.; O'NEIL, R.V.; VANWINKLE, W. Measuring nutrient spiraling in streams. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 38, p.860-863. 1981.
- NEWBURY, R.W.; BATES, D.J. Dynamics of Flow. In: Hauer, F.R.; Lamberti, G.A. (eds.). **Methods in Stream Ecology**. 2. ed. Oxford: Elsevier, 2007. P.79-100. 1006p
- NOGRADY, T.; WALLACE, R.L.; SNELL, T.W. **Rotifera. Volume 1: Biology, Ecology and Systematics**. Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World, v. 4. The Hague: SBP Academic Publishing, 1993. 142p.
- NOGRADY, T.; POURRIOT, R.; SEGERS, H. **Rotifera. Volume 3: The Notommatidae and the Scaridiidae**. Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World, v. 8. The Hague: SBP Academic Publishing, 1995. 228p.
- NOGUEIRA, M.G. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 455, p. 1-18, 2001.
- PACE, M.L.; STUART, E.G.; LINTS, D. Zooplankton in Advective Environments: The Hudson River Community and a Comparative Analysis. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 49, p. 1060-1069, 1992.
- PELÁEZ-RODRIGUES, M. **Avaliação da qualidade da água da bacia do Alto Jacaré-Guaçu/SP (ribeirão do Feijão e rio do Monjolinho) através das variáveis físicas, químicas e biológicas**. São Carlos, 2001. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental), Universidade de São Paulo. 147p.
- PELÁEZ-RODRIGUES, M.; PERIET, A.M.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. Análise da qualidade da água e aplicação do Índice de Proteção da Vida Aquática (IVA) em duas sub-bacias da bacia hidrográfica do rio Jacaré-guaçu. In: Espindola, E.L.G.; Paschoal, C.M.R.B.; Rocha, O.; Boher, M.B.C.; Neto, A.L.O. (eds.). **Ecotoxicologia: perspectivas para o século XXI**. São Carlos: Rima, 2000. P. 95-145.
- PICARD, V.; LAIR, N. Laboratory approach of the growth of rotifers sampled in Middle Loire (France) under turbulence. **Journal de Recherche Oceanographique**, v. 28, p. 196-199, 2003.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2008. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 15 jun. 2008.
- REATTO, A.; MARTINS, E.S.; FARIAS, M.F.R.; SILVA, A.V.; CARVALHO JÚNIOR, O.A. **Mapa pedológico digital-SIG atualizado do Distrito Federal escala 1:100.000 e uma síntese do texto explicativo**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2004. 31p.
- REATTO, A.; CORREIA, J.R.; SPERA, S.T.; MARTINS, E.S. Solos do Bioma Cerrado – aspectos pedológicos. In: Sano, S.M.; Almeida, S.P.; Ribeiro, J.F. (eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. V. 1. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. P. 107-149.

- REID, G.K.; WOOD, R.D. **Ecology of inland waters and estuaries**. New York: Nostrand Company, 1976. 485p.
- RELYEA, R.A. The impact of inseticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities. **Ecological Applications**, v. 15, n. 2, p. 618-627, 2005.
- ROBERTSON, A.L.; LANCASTER, J.; HILDREW, A.G. Stream hydraulics and the distribution of microcrustacea: A role for refugia? **Freshwater Biology**, v. 33, p. 469-484, 1995.
- ROCHA, A.J.A. Caracterização limnológica do Distrito Federal. In: Pinto, M.N. (org.). **Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas**. 2. ed. Brasília: Ed. UnB, 1993. P.469-492.
- RZÓSKA J. **Zooplankton of the Nile System**. In: The Nile: Biology of Ancient River. The Hague: Junk Publishers, 1976. P. 333-344.
- SALCEDO, A.K.M. **Variação temporale espacial e importância ecológica de macroinvertebrados aquáticos num córrego periurbano do Distrito Federal**. Brasília, 2006. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Universidade de Brasília. 71p.
- SANO, E.E.; LIMA, J.E.E.W.; SILVA, E.M.; OLIVEIRA, E.C. Estimativa da variação na demanda de água para irrigação por pivô-central no Distrito Federal entre 1992 e 2002. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 2, p. 508-515, 2005.
- SAUNDERS, J.F., III; LEWIS, W.M., Jr. Zooplankton Abundance in the Caura River, Venezuela. **Biotropica**, v. 20, n. 3, p. 206-214, 1988.
- SCHADEN, R. **Manual de técnicas para a preparação de coleções zoológicas**, 10: Rotifera. São Paulo: Sociedade Brasileira de Zoologia, 1985. 17p.
- SCHÄFER, A. **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais**. Porto Alegre: Editora da Universidade, UFRGS, 1984. P. 295-241.
- SCHLOSSER, I.J. Stream fish ecology: a landscape perspective. **Bioscience**, v. 4, p. 704-712, 1991.
- SEGERS, H. **Rotifera. Volume 2: The Lecanidae (Monogononta)**. Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World, v. 6. The Hague: SBP Academic Publishing, 1995. 226p.
- SEGERS, H. A biogeographical analysis of rotifers of the genus *Trichocerca* Lamarck, 1801 (*Trichocercidae*, Monogononta, Rotifera), with notes on taxonomy. **Hydrobiologia**, v. 500: p. 103-114, 2003.
- SEGERS, H. Annotated checklist of the rotifers (Phylum Rotifera) with notes on nomenclature, taxonomy and distribution. **Zootaxa**, v. 1564: 1-104, 2007.
- SEGERS, H.; SARMA, S.S.S. Notes on some new or little known Rotifera from Brazil. **Revista Hydrobiologia Tropical**, v. 26, n. 3, p. 175-185, 1993.
- SILVA, J.S.O. **Características químicas da água de córregos do Distrito Federal sob diferentes usos e cobertura do solo**. Brasília, 2008. Tese (Mestrado em Ecologia), Universidade de Brasília. 153p.
- SILVA, N.T.C. **Macroinvertebrados bentônicos em áreas com diferentes graus de preservação ambiental na Bacia do Ribeirão Mestre d'Armas, DF**. Brasília, 2007. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Universidade de Brasília. 99p.

- SILVA, A.M.; SCHULTZ, H.E.; CAMARGO, P.B. **Erosão e hidrossedimentologia em bacias hidrográficas**. 2. ed. São Carlos: RiMa, 2007. 158p.
- SILVA, F.A.M. da; ASSAD, E.D.; EVANGELISTA, B.A. Caracterização climática do bioma Cerrado. In: Sano, S.M.; Almeida, S.M.P.; Ribeiro, J.F. (eds.). **Cerrado: Ecologia e Flora**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. P. 69-87.
- SINEV, A.Y. *Armatalona* gen. n. – a new genus of subfamily Aloninae (Anomopoda, Chydoridae), separated from genus *Alona* Baird, 1840. **Hydrobiologia**, v. 520, p. 29-47, 2004.
- SINEV, A.Y.; NACHAI, S.; SANOAMUANG, L. Occurrence of Australian cladoceran *Armatalona macrocopa* (Sars, 1984) (Cladocera: Anomopoda: Chydoridae) in Thailand. **Invertebrate Zoology**, v. 4, n. 1, p. 25-29, 2007.
- SMITH, B.; WILSON, J.B. A consumer's guide to evenness measures. **Oikos**, v. 76: p. 70-82, 1996.
- SMITH, V.H.; TILMAN G.D.; NEKOLA, J.C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. **Environmental Pollution**, v. 100, p. 179-196, 1999.
- SWEENEY, B.W. Streamside forest and the physical, chemical, and trophic characteristics of Piedmont streams in eastern North America. **Water Science and Technology**, v. 26, p. 2653-2673, 1992.
- SOUSA, F.D.R.; ELMOOR-LOUREIRO, L.M.A. Cladóceros fitófilos (Crustacea, Branchiopoda) do Parque Nacional das Emas, estado de Goiás. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 1, p. 159-166, 2008.
- STARLING, F.L. do R.M. Comparative study of the zooplankton composition of six lacustrine ecosystems in Central Brazil during the dry season. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, n. 1, p. 101-111, 2000.
- STRAHLER, A.N. Dynamic basis of geomorphology. **Geological Society of America Bulletin**, v. 63, p. 923-938, 1952.
- TER BRAAK, C.J.F. Ordination. P. 91-173. In: Jongman, R.H.; ter Braak, C.J.F.; Van Tongeren, O.F.R. (eds.). **Data analysis in community and landscape ecology**. Chicago: Cambridge University Press, 1995. 199p.
- TER BRAAK, C.J.F.; VERDONSCHOT, P.F.M. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. **Aquatic Sciences**, v. 57, n. 3, p. 255-289, 1995.
- TER BRAAK, C.J.F., AND P. SMILAUER. **CANOCO reference manual and user's guide to CANOCO for Windows: software for canonical community ordination (version 4)**. New York: Microcomputer Power, 1998.
- TIPPER, J.C. Rarefaction and rarefaction-the use and abuse of a method in paleoecology. **Paleobiology**, v. 5, p. 423-434, 1979.
- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 632p
- VAN DAMME, K.; CHIAMBENG, G.; MAIPHA, S.; DUMONT, H.J. New species in the rheophilous genus *Nicsmirnovius* Chiambeng & Dumont, 1999 (Branchiopoda:

- Anomopoda: Chydoridae) and reassignment of *Alona eximia* Kiser, 1948 and *Alonella fitzpatricki* Chien, 1970. **Hydrobiologia**, v. 499, p. 25-49, 2003.
- VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINGS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. The continuum river concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, p. 130-137. 1980.
- VELHO, L.F.M.; LANSAC-TÔHA, F.A.; BONECKER, C.C.; BINI, L.M.; ROSSA, D.C. The longitudinal distribution of copepods in Corumbá Reservoir, State of Goiás, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 453/454, p. 385-391, 2001.
- WALLACE, J.B.; EGGERT, S.L.; MEYER, J.L.; WEBSTER, J.R. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. **Science**, v. 277, p. 102-104, 1997.
- 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.; STANFORD, J.A. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: FONTAINE, T.D.; BARTELL, S.M. (eds.). **Dynamics of lotic ecosystems**. Ann Arbor: Ann Arbor Science, 1983. P. 29-42.
- WARD, J.V.; ROBINSON, C.T.; TOCKNER, K. Applicability of ecological theory to riverine ecosystems. **Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 28: p. 443-450, 2002.
- WETZEL, R.G. **Limnology: Lake and river ecosystems**. 3. ed. San Diego: Academic Press, 2001. 1006p.
- WETZEL, R.G.; LIKENS, G.E. **Limnological analyses**. 2. ed. New York: Springer-Verlag, 1991. 391p.
- WHITTON, B.A. **River ecology**. Oxford: Blackwell, 1975. 725p.
- WILLIAMS, L.G. Dominant planktonic rotifers of major waterways of the United States. **Limnology and Oceanography**, v. 11, p. 83-91, 1966.
- WINNER, J.M. Zooplankton. In: Whitton, B.A. (ed.). **River Ecology**. Oxford: Blackwell Scientific, 1975. P. 155-169.
- WOOD, L.W. Chloroform-methanol extraction of chlorophyll a. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 42, p. 38-43. 1985.
- WRIGHT, R.C. A Modified Field Version of the Winkler Determination of Dissolved Oxygen for Testing Remote Sources of Water. **New Phytologist**, v. 95, n. 1, p.37-40, 1983.
- WRIGHT, S.P. Adjusted P-Values for Simultaneous Inference. **Biometrics**, v 48: 1005-1013, 1992.