

DIVERSIDADE DE TESTACEA (PROTOZOA, RHIZOPODA) EM ÁGUAS SUPERFICIAIS DE ÁREAS SUBMETIDAS A ATIVIDADES AGRÍCOLAS EM CAMPO VERDE/MT

Virginia Siqueira da Silva¹
Edna Lopes Hardoim²

RESUMO: O presente trabalho tem por objetivos verificar a contaminação por pesticidas, das águas superficiais de córregos próximos à área cultivo do algodão em Campo Verde/MT, e o impacto destes resíduos sobre assembléias de protozoários. Para tal, substratos de poliuretano foram dispostos em dois córregos, imediatamente após a pulverização com inseticidas, colonizados e coletados após 20 dias. Amostras de água foram coletadas para análise de pesticidas e os espremidos das esponjas foram fixados para levantamento de Testacea. Para cada estação de amostragem, foram calculados a riqueza, a abundância, os índices de diversidade de Simpson e Shannon-Wiener, equitabilidade e o índice de similaridade de Sorensen. A riqueza aumentou ligeiramente durante o período amostrado ao contrário da abundância, que diminuiu no transcorrer do período. Da mesma forma que a riqueza, a equitabilidade e os índices de diversidade também aumentaram gradativamente, em todas as estações, durante o período do estudo; apenas o aumento da diversidade de Simpson entre a 1ª e demais coletas foi significativo indicando um peso maior das espécies comuns na diversidade de espécies das amostras. Os valores baixos de similaridade, observados nas avaliações da 1ª coleta, em todas as estações amostrais, sugerem que as estações apresentam comunidades muito diferentes entre si. As estações Pivô e Ponte, as quais se encontram no mesmo curso d'água, apresentaram maior similaridade, que se manteve estável no decorrer das coletas, indicando que provavelmente sofreram a ação de agentes modificadores de forma bastante semelhante.

Palavras – chave: protozoários aquáticos, Testacea, diversidade, pesticidas.

TESTATE DIVERSITY (PROTOZOA, RHIZOPODA) IN SURFACE WATERS OF A CROPPING AREA IN CAMPO /MT

ABSTRACT: This study has to verify the pesticide contamination, of the streams surface waters near the cotton area cultivation in Campo Verde/MT, and the impact of these residuals on the assemblages of Testate protozoan. Polyurethane substrates of were disposed in two streams, immediately after the pulverization with insecticides, colonized and collected after 20 days. At exposure samples of water were collected for analyses of pesticides and the pressed ones from polyurethane foam were fixed for the development of Testate. For each sampling period, it was calculated the richness, the abundance, the Simpson and Shannon-Wiener diversity indices, evenness and the Sorensen similarity index. The richness slight has increased during the sampled period was the opposite the abundance. The evenness and the diversity indices also increased by degrees, during the period of the studies. Only the increase of the Simpson diversity between the 1st and others collections was significant ($p= 0,012; 0,026$ e $0,009$ with respect to 2nd, 3rd e 4th collections) indicating a higher contribution of the common species in the general species diversity. The low value of similarity, observed in evaluations of the 1st collection, suggest that the study sites demonstrated different communities between each other. The study sites Pivô and Ponte, the ones that were found in the same watercourse, presents most similarity that maintained stabled during the collections, indicating that probably suffered the actions of modified agents from a very similar way.

Key Words: aquatic protozoan, Testate, diversity, pesticide.

¹Universidade Federal de Mato Grosso, Departamento de Ciências Biológicas, Instituto de Ciências Exatas e Naturais, Rod. Rondonópolis – Guiratinga ,km 06, Rondonópolis/MT, Brasil. Virginiass@pop.com.br

²Universidade Federal de Mato Grosso, Departamento de Botânica e Ecologia, laboratório de Taxonomia e Ecologia de Microrganismos Aquáticos. Av. Fernando Correia, S/N, 78800-00, Cuiabá/ MT, Brasil. ehardoim@terra.com.br

INTRODUÇÃO

O Brasil está entre os maiores consumidores mundiais de pesticidas, com uma área total plantada em 2004, de 46.803.042 hectares, segundo levantamento sistemático da produção agrícola realizado pelo IBGE (2005). Para manter esta produção o país utiliza uma grande quantidade de produtos, e segundo dados da ANDEF (2005), considerando o consumo nacional de ingrediente ativo por hectare, o volume de pesticidas vendido no Brasil (3,2 kg/ha) é próximo ao volume vendido nos Estados Unidos (3,4 kg/ha).

O Estado de Mato Grosso contribui com uma parcela considerável na produção agrícola do Brasil, figurando entre os principais consumidores de defensivos agrícolas, com um consumo de 16%, juntamente com São Paulo e Paraná, responsáveis por 22 e 16% do total vendido. No ano anterior, o algodão e a soja juntos, foram responsáveis por cerca de 54,6% do total das vendas dos pesticidas no País (SINDAG, 2002). A região Centro Sul do Estado tem uma vasta área ocupada por lavouras. Durante muitos anos, estas áreas foram utilizadas para monoculturas, predominando a cultura da soja. A manutenção das monoculturas levou as empresas produtoras de pesticidas a investirem cada vez mais no desenvolvimento de novas fórmulas que permitissem o controle das pragas, resultando na utilização de grandes quantidades de produtos, como Triazinas, Trifluralinas, Parathion e organoclorados, entre outros, os quais foram intensamente empregados, durante anos, nas grandes propriedades da região. Com a introdução de novas culturas, como a do algodão e o desenvolvimento das técnicas de plantio direto, houve uma mudança no espectro dos produtos utilizados, sendo adotadas novas substâncias, como Glifosato, Sulfosato, Diuron, Endosulfan e Paraquat entre outros.

Os pesticidas merecem uma atenção especial, por dois motivos: São produzidos especificamente para serem lançados no meio ambiente, e têm como objetivo destruir ou controlar algumas formas de vida consideradas prejudiciais para a produtividade agrícola e para a saúde pública. No entanto, mesmo sendo considerados necessários, seja para manter, ou aumentar a produção de alimentos; seja para a erradicação de vetores de doenças, existem conseqüências indesejáveis resultantes do uso de pesticidas, como a contaminação direta de trabalhadores do campo, e a contaminação ambiental, que se reflete diretamente na saúde e em alguns casos, na sobrevivência de alguns organismos – alvo não intencionais.

Os produtos usados nas lavouras podem alcançar os corpos d'água por vários processos, como a lixiviação, precipitação, deriva física e "run-off" (Frighetto, 1997). O transporte de pesticidas para a água depende de vários fatores, tais como reatividade, solubilidade em água e retenção no solo, entre outros. Vários estudos têm sido conduzidos visando verificar a

contaminação de águas superficiais nos Estados Unidos, Europa e África (Thurman *et al*,1992; Ole-Ntayla, Ngatia, 1993; Skark, Zullei-Seibert, 1995; Walls *et al*,1996; Frighetto,1997; Albanis *et al*, 1998; Barceló *et al*, 1998; Pereira, Hostettler, 1998; Balinova, Mondesky, 1999; Clark *et al*, 1999; Raw *et al*,1999, entre outros. Entretanto, poucos estudos sobre a contaminação de águas por pesticidas têm sido desenvolvidos no Brasil. No Mato Grosso, podem ser citados os trabalhos de Laabs *et al* (1998), Alves (1998) e Dores (2000).

A concentração da maioria dos pesticidas encontrada em água é geralmente baixa, seja pela baixa solubilidade em água ou pelo efeito da diluição (Higashi, 1991). Isto, no entanto, não exclui a possibilidade de que concentrações muito altas venham a ocorrer após pesadas chuvas, principalmente quando áreas próximas a rios são tratadas com altas doses de pesticidas (Spalding e Snow,1989; Schottler *et al*, 1994), tendo sido detectados pulsos na entrada de pesticidas em águas costeiras (Alegria e Timothy, 1999). Entretanto, mesmo em concentrações baixas, os pesticidas podem representar riscos para algumas espécies de organismos aquáticos e serem concentrados em até 1000 vezes (Eichelberger e Lichtenberg, 1971).

O Mato Grosso é um Estado de vocação predominantemente agrícola, com sua área de 903.357,908km², é o maior produtor nacional de soja e algodão, respondendo com 24,97% e 48,46% da safra nacional, respectivamente. Neste contexto, o município de Campo Verde ocupa posição de destaque no ranking nacional de municípios produtores, sendo o principal produtor estadual de algodão, responsável por 11,9% da produção. A alta produtividade de Campo Verde e municípios vizinhos justifica a crescente preocupação com a contaminação das águas. Desta forma, nos últimos quatro anos, têm sido realizados estudos com o objetivo de monitorar a contaminação em águas de vários compartimentos, na região de Primavera do Leste e Campo Verde (Carbo, 2003). No entanto, há poucas informações no que se refere ao efeito destes poluentes sobre as populações de microrganismos aquáticos, não sendo encontrado na literatura revisada, estudo semelhante ao desenvolvido no presente trabalho, tanto no que se refere à identificação e taxonomia de protozoários na área em estudo, quanto à avaliação de efeitos destes pesticidas sobre as assembléias de protozoários.

Em face ao acima exposto e tendo-se como premissa a grande quantidade de pesticidas que vem sendo utilizado anualmente, para a manutenção das vastas áreas de lavoura, principalmente de soja, milho e algodão, na região sul do Estado; este trabalho visa a confirmação das hipóteses de estar ocorrendo contaminação por pesticidas, das águas superficiais de córregos próximos a área cultivo, em Campo Verde, município do Estado de Mato Grosso, e do impacto destes resíduos sobre a assembléia de protozoários das águas superficiais. Os resultados encontrados deverão contribuir para o conhecimento da fauna de

protozoários em ecossistemas lóticos do Estado, e para futuras estimativas do impacto causado ao meio ambiente, pelo uso de pesticidas na agricultura tropical.

ÁREA DE ESTUDO

O Município de Campo verde tem extensão territorial de 4.794,555 Km² e foi criado em 04 de julho de 1988. Localiza-se nas coordenadas 15° 33' 12"Latitude Sul e 55° 10' 03" Longitude Oeste, no Estado de Mato Grosso, distando 127km da cidade de Cuiabá (Figura 1).Tem como limites, Nova Brasilândia, Primavera do Leste, Dom Aquino, Jaciara, Santo Antonio do Leverger, Chapada dos Guimarães e Cuiabá, e o relevo característico do Planalto Guimarães, Serra dos Coroados e Roncador.

A formação geológica predominante é do tipo coberturas não dobradas de Fanerozóico, sub-bacia ocidental quaternária da Bacia do Paraná e coberturas dobradas do Proterozóico, grupo Aguapeí.

A altitude média é de 735m e o clima Tropical quente e sub-úmido, com 4 meses de seca, de maio a agosto. A precipitação anual é de aproximadamente 1.750mm, com intensidade máxima em dezembro, janeiro e fevereiro. A temperatura média anual é 22°C, a máxima de 40°C, e a mínima 0°C.

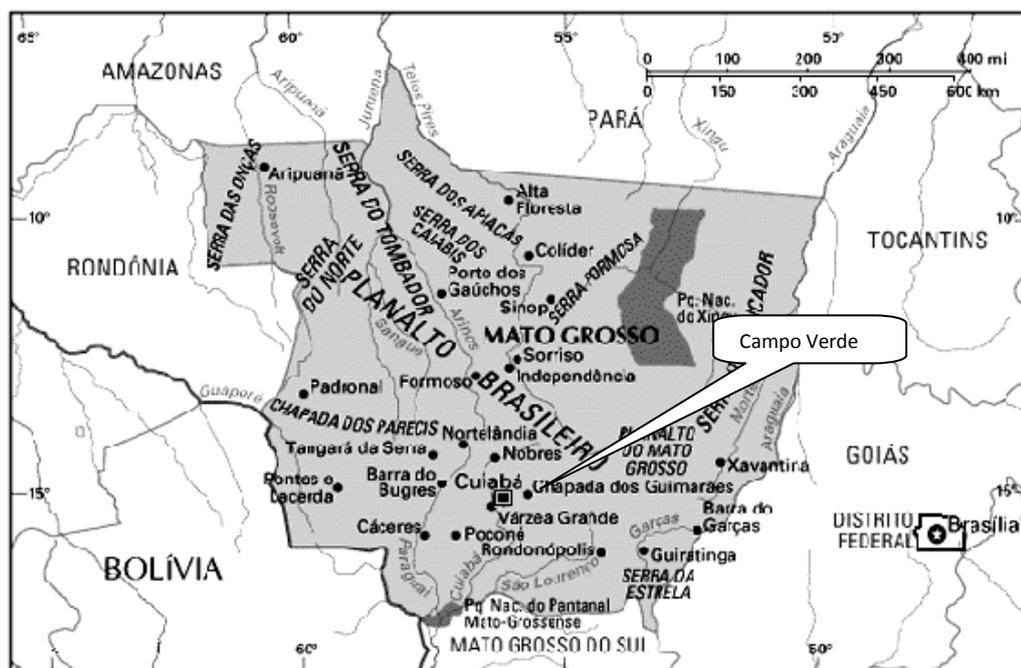


FIGURA 1. Mapa político e geográfico do Estado de Mato Grosso.

Estações de amostragem:

A área de estudo compreende três estações de amostragens selecionadas em dois córregos próximos, denominados Azul e Ilha; ambos são afluentes do rio das Mortes, Sub-bacia Alto rio das Mortes, da Bacia do Araguaia (PRODEAGRO, 1995). Estão localizados na Fazenda Filadélfia, em região agrícola sob plantio direto com rotação de cultura, no município de Campo Verde, em Mato Grosso.

Os córregos foram selecionados por sua posição em relação a área de plantio, e as estações de amostragem foram denominadas: Pivô, Ponte e Ilha.

O córrego Azul (Figura 2) percorre uma grande extensão da propriedade, apresenta mata ciliar preservada na maior do percurso. No entanto, a mata foi removida em alguns locais para a captação de águas, e nestes pontos, as águas que escorrem das lavouras podem alcançar o córrego livremente. Devido à proximidade deste córrego com as lavouras e as falhas na mata ciliar, foram selecionadas neste, as seguintes estações de amostragem:



FIGURA 2. Estações de amostragens Pivô e Ponte no córrego Azul, e Ilha no córrego da Ilha - Imagem de satélite (Land Sat – 7 Ponto Z26 base 071 - IBGE).

Pivô – localizada no córrego Azul, na latitude 15° 18' 18,8" Sul e longitude 54° 57' 34,5" Oeste. Neste local, a mata foi removida na margem direita para a captação de água para abastecimento do Pivô central, usado intensamente no cultivo durante os meses de estiagem.

Ponte – localizada no córrego Azul, na latitude 15° 17' 56,4" Sul e longitude 54° 56' 52,0" Oeste. Nesta estação, a mata foi removida à margem esquerda, sendo que a jusante, as duas margens foram desmatadas, e ligadas por uma ponte, onde passa a estrada de acesso à sede da propriedade. Neste trecho o desmatamento foi mais intenso, permitindo a entrada de caminhões pipa que abastecem de água a sede. O local é também usado para atividades recreativas.

Ilha – localizada a 15° 17' 56,4" de latitude Sul e 54° 51' 52,8" de longitude Oeste.

O córrego da Ilha nasce dentro da propriedade, a poucos metros do local selecionado para amostragem e tem as margens mais protegidas pela mata ciliar, em relação às estações do córrego Azul.

MATERIAIS E MÉTODOS

As amostras para as análises do perifiton foram obtidas a partir de espremidos substratos colonizados. As coletas foram realizadas no período entre os meses de dezembro/01 a julho de 2002, durante a safra da cultura do algodão, obedecendo ao seguinte cronograma:

1ª coleta – realizada no mês de dezembro, durante o preparo do solo para o plantio.

2ª coleta – realizada no mês de fevereiro, após a aplicação dos inseticidas Teflubenzuron e Endosulfan nas dosagens de 0,1 e 1,8L/hectare, respectivamente.

3ª coleta – realizada no mês de junho após a aplicação de Endosulfan na mesma dosagem utilizada anteriormente.

4ª coleta – realizada no mês de julho durante a colheita do algodão.

A relação dos pesticidas utilizados na cultura do algodão na região de estudo, durante o período avaliado, com os respectivos nomes comerciais, ingredientes ativos, categorias de uso e quantidades aplicadas de cada substância foi obtida junto ao grupo Sementes Bom futuro, responsável pela produção agrícola na área utilizada neste estudo.

Foram utilizados como substratos artificiais, esponjas de poliuretano para a colonização, indicadas para a coleta e estudo da composição de comunidades naturais (DeLorenzo *et al*, 1999 e Niederlehner *et al*, 1990).

As unidades de poliuretano com dimensões de 4 X 5 X 6 cm foram presas com fios de nylon à suportes e posicionadas a aproximadamente 0,3m abaixo da superfície conforme descrito em DeLorenzo *et al*, 1999, logo após a aplicação dos pesticidas.

Para verificar o tempo necessário à colonização dos substratos foram realizadas campanhas piloto, nas quais os substratos foram coletados após 7, 15 e 20 dias. A escolha do período de 20 dias de colonização levou em consideração a pouca diferença entre o material colonizado em 15 e 20 dias e o fato de permitir uma melhor programação no transporte e preparo de material.

Devido ao pequeno volume de água dos córregos, os substratos foram fixados em pontos próximos, distribuídos pela largura do leito, sendo coletados em tréplica.

As coletas foram realizadas no período vespertino, e o material coletado foi transportado em sacolas de plástico com água do local, sob refrigeração. As amostras para análise foram obtidas, fixadas e mantidas conforme descrito na literatura (DeLorenzo *et al*, 1999). Amostras de água forma coletadas em frascos de vidro âmbar devidamente preparados, transportados sob refrigeração para a análise de pesticidas, conforme descrito por Carbo (2003).

As análises de pesticidas foram realizadas no Laboratório de Química, do Instituto de Ciências Exatas e da Terra na Universidade Federal de Mato Grosso.

As análises microscópicas foram realizadas no Laboratório de Taxonomia e Ecologia de Microrganismos Aquáticos e Simbiontes (LATEMAS), do Instituto de Biociências na Universidade Federal de Mato Grosso. As amostras foram homogeneizadas, sendo analisadas em alíquotas de 0,5 mL/lâmina, medidas em pipeta graduada. Foram observadas um total de 18 lâminas, ou 9,0 mL para cada unidade amostral.

A identificação das espécies de protozoários Testacea foi realizada observando-se a morfologia e por meio de biometria da carapaça. Para tal, foram tomadas as medidas de diâmetro, altura, comprimento e largura das carapaças e do pseudostoma. A identificação taxonômica baseou-se na comparação dos organismos observados com os descritos em literatura específica, como os trabalhos de Deflandre (1926, 1929a, 1929b, 1937); Jung (1942); Gauthier-lièvre (1953); Gauthier-lièvre e Thomas (1958); Chardez (1969, 1967 a, 1967 b, 1987, 1990, 1991); Grospietsch (1964, 1965); Schönborn (1965); Decloitre (1956, 1976, 1977, 1978, 1979 a, 1979 b, 1986); Ogden (1983); Coûtex *et al* (1979); Wanner (1988); Lüftenegger *et al* (1988); Foissner e Korganova (1995), Alekperov e Snegovaya (2000), entre outros.

TRATAMENTO DOS DADOS

A montagem gráfica das variáveis bióticas foi realizada com o auxílio de planilhas do software Microsoft Office Excel 2000.

A partir dos dados levantados, foram calculados os seguintes parâmetros:

Abundância de espécies - representada número de indivíduos de uma espécie presente nas amostras.

Frequência relativa - foi calculada conforme descrito em Lobo e Leighton (1986), e representa a relação entre a ocorrência das espécies e o número total de amostras, expressa em percentagem.

Riqueza de espécies - determinada considerando-se o número total de espécies amostradas (Ricklefs, 1996).

Para auxiliar na caracterização das comunidades de protozoários Testacea, foram utilizados os seguintes índices de diversidade:

Índice de Simpson – D; índice de diversidade que atribui peso maior às espécies comuns (Ricklefs, 1996).

Índice de Shannon-Wiener - H' ; é o índice mais amplamente utilizado (Abel, 1989), sendo proporcional ao logaritmo do número de espécies (Magurran 1989).

Similaridade - Para verificar a similaridade entre as populações em dois pontos foi utilizado o índice de similaridade de Sorensen (1948).

Equitabilidade – E

A participação relativa da diversidade real (H') em função da diversidade máxima teoricamente esperada (H_{\max}) foi calculada segundo Pielou (1966 apud Magurran 1989).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A relação dos pesticidas usados durante o cultivo do algodão na área de estudo, indica a utilização de 8 substâncias, sendo 75% inseticidas (Tabela 1). Destes, apenas o Endosulfan, foi identificado em uma avaliação preliminar, sendo que os demais pesticidas encontrados (Heptachlor, Atrazina e Clorpirifós), não foram usados durante o período estudado.

TABELA 1. Pesticidas usados na cultura do algodão durante o período de estudo.

Nome comercial	Ingrediente ativo	Categoria de uso	Quantidade aplicada
Actara	thiametoxan	inseticida	0,15kg/ha
Curacron	Metamidophos	inseticida	0,3 + 0,3L/ha
Mospilan	acetamiprid	inseticida	0,15 + 0,15 + 0,15kg/ha
Poast	sethoxydim	herbicida	1,3L/ha
Marshal	carbosulfan	inseticida	0,3L/ha
Nomolt	Teflubenzuron	inseticida	0,1L/ha
Thiodan	endosulfan	inseticida	1,8 + 1,8L/ha
Derosal	carbendazin	fungicida	0,6L/ha

A análise de resíduos de pesticidas por Cromatografia Líquida demonstrou a presença do inseticida Teflubenzuron em apenas uma das estações de amostragem – a estação Pivô, na concentração de $1,16\mu\text{g.L}^{-1}$.

Os resultados de abundância, riqueza, equitabilidade e diversidade das comunidades de Testacea foram calculados para cada observação, e estão expressos na Tabela 2.

TABELA 2. Abundância, riqueza, equitabilidade e diversidade das comunidades tecamebianas das observações nas quatro épocas de coleta.

Observações	Riqueza	Abundância	Diversidade(H')	Simpson	Equitabilidade
Ilha I	38	585	1,438	0,481	0,395
Pivô I	17	484	0,777	0,7010	0,274
Ponte I	7	30	1,259	0,411	0,647
Ilha II	65	296	2,56	0,209	0,613
Pivô II	52	297	2,667	0,195	0,675
Ponte II	56	325	2,579	0,219	0,641
Ilha III	53	266	3,163	0,08	0,797
Pivô III	68	619	3,195	0,077	0,757
Ponte III	53	188	3,444	0,048	0,867
Ilha IV	69	357	3,471	0,052	0,8198
Pivô IV	55	324	3,432	0,043	0,856
Ponte IV	42	155	3,211	0,064	0,859

As maiores abundâncias foram observadas no período de preparo do solo, nas estações amostrais Ilha e Pivô. As maiores riquezas, ao contrário da abundância, foram observadas nas coletas realizadas durante o período do cultivo do algodão, também nas estações Ilha e Pivô.

Durante o cultivo, estas estações de coleta também apresentaram as maiores abundâncias, exceto na 2ª coleta, quando o maior valor foi registrado na estação Ponte (Figura 3). A comparação pelo teste F mostrou haver diferença significativa apenas entre a 1ª e 2ª coletas (F igual a 0,0068), e entre a 2ª e 3ª (F igual a 0,0090).

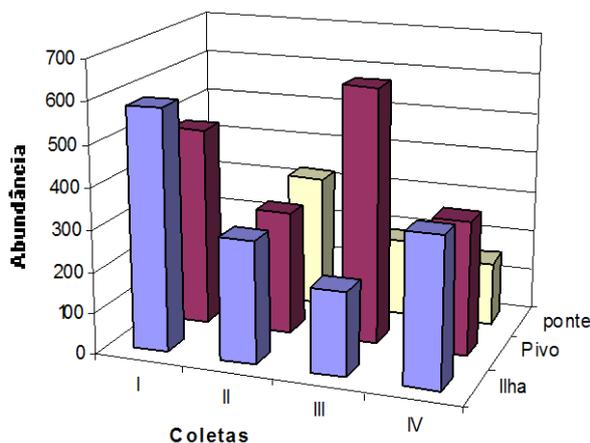


FIGURA 3. Abundância de espécies nas estações amostrais Ilha, Pivô e Ponte, nas quatro épocas de coleta (I a IV).

A riqueza se manteve praticamente constante nas amostragens realizadas durante o período de cultivo (2ª, 3ª e 4ª coletas), não havendo diferença entre as estações amostrais, conforme pode ser observado na Figura 4. Apesar dos baixos valores encontrados na 1ª coleta, não houve diferença significativa entre coletas.

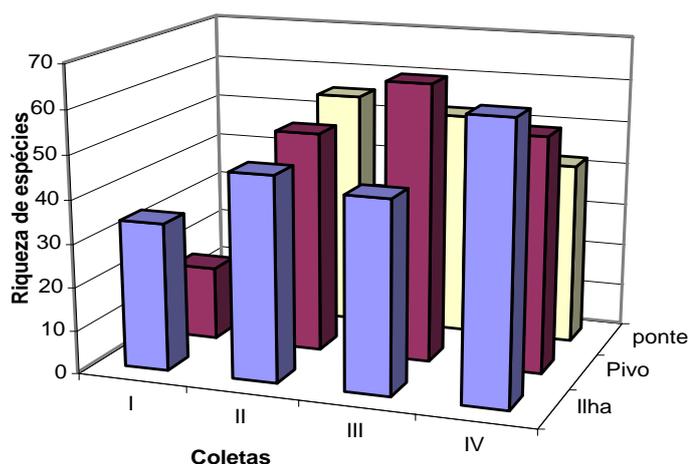


FIGURA 4. Riqueza de espécies nas estações amostrais Ilha, Pivô e Ponte, nas quatro épocas de coleta (I a IV).

Os maiores índices de diversidade foram registrados na última coleta, nas observações das estações Ilha e Pivô, enquanto os menores índices foram registrados nas observações realizadas na 1ª coleta, nas estações Pivô e Ponte (Tabela 2). Os índices aumentaram gradativamente, em todas as estações, durante o período do estudo. Entretanto, a comparação pelo teste F, indicou diferença estatística da equitatividade apenas entre a primeira e a última coleta (Tabela 3). Não houve diferença no padrão de variação da heterogeneidade, usando-se os índices de diversidade de Shannon-Wiener e de Simpson conforme pode ser observado nas Figuras 5A e 5B, indicando que houve um equilíbrio na participação das espécies raras e das comuns no aumento da diversidade. No entanto, a comparação entre as coletas, pelo teste F mostrou diferença entre a 1ª e as demais coletas (Tabela 3), quando se utilizou o índice de Simpson, indicando um peso maior das espécies comuns na diversidade de espécies amostradas.

TABELA 3. Nível de significância p, pelo teste F da comparação da equitatividade e da diversidade de Shannon- Wiener e Simpson, entre os períodos de coleta.

Coletas	Equitatividade	Diversidade H'	Simpson
1ª x 2ª	0,051	0,054	0,012*
1ª x 3ª	0,157	0,336	0,026*
1ª x 4ª	0,025*	0,287	0,009*
2ª x 3ª	0,474	0,242	0,635
3ª x 4ª	0,266	0,907	0,524

* Diferença significativa $p < 0,05$.

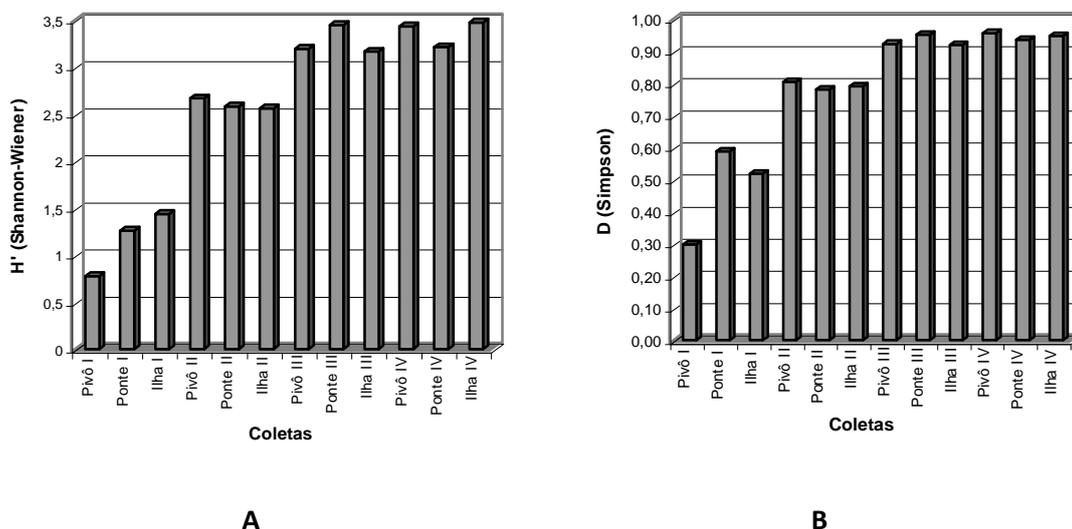


FIGURA 5. Índices de Diversidade de Shannon-Wiener (5A) e Simpson (5B) nos 4 períodos de coletas (I a IV), nas estações amostrais Ilha, Pivô e Ponte.

A Tabela 4 mostra a similaridade de Sorensen entre as estações amostrais, nas quatro épocas de coleta. Os valores mais baixos foram observados na 1ª coleta, em todas as estações

amostrais, indicando que as estações apresentam comunidades muito diferentes entre si. Em todas as estações, foi observado um aumento da similaridade nas coletas seguintes, alcançando o máximo de 63% entre as estações Ilha e Ponte, na 3ª coleta.

TABELA 4. Índices de similaridade de Sorensen (%) entre as estações amostrais nas quatro coletas realizadas.

Estações	1ªcoleta	2ªcoleta	3ªcoleta	4ªcoleta
Ilha X Pivo	0,27	0,45	0,57	0,43
Ilha X Ponte	0,1	0,43	0,63	0,48
Pivô X Ponte	0,33	0,5	0,53	0,56

Não foram detectados resíduos do inseticida Endossulfan, nas amostras coletadas. No entanto, o monitoramento realizado em áreas adjacentes no período de janeiro de 2002 a março de 2003, demonstrou a presença de Endossulfan total em águas superficiais na região de Campo Verde e circunvizinhanças, sendo que logo após as chuvas, foram detectados valores de até 425,46 $\mu\text{g.L}^{-1}$ na água de escoamento (Dores,2003). De fato, vários autores confirmam o aumento dos níveis de pesticidas em águas superficiais durante chuvas que ocorrem em curto espaço de tempo após a aplicação (Snow e Spalding, 1988; Squillace e Engberg, 1988 e Spalding e Snow, 1989; entre outros).

Neste trabalho, optou-se por estabelecer as épocas de coleta em função do período necessário para a colonização dos substratos fixados nas estações de amostragem, imediatamente após a aplicação dos pesticidas na área, para verificar o impacto destes produtos sobre a comunidade de Testacea. A não detecção dos produtos aplicados pode ter sido uma consequência da interação de alguns fatores, como espaço de tempo entre coleta e aplicação, ou entre coleta e precipitação.

Segundo Wanner (1999), os protozoários Testacea têm importante papel em ecossistemas terrestres e aquáticos, pois respondem rapidamente a alterações no ambiente por mudanças na estrutura da comunidade. Outra característica interessante e que comparados com amebas nuas, flagelados e ciliados, nenhuma metodologia cara ou demorada é necessária, uma vez que observações diretas de uma suspensão aquosa são suficientes para análises qualitativas e quantitativas.

Foissner (1997) comparou a riqueza de espécies de Testaceas entre áreas agrícolas e ecossistemas naturais vizinhos, verificando uma redução superior ou igual a 50% nas áreas agrícolas, concluindo que as amebas Testaceas podem ser bioindicadores altamente sensíveis em

agroecossistemas. De acordo com DeLorenzo *et al* (2001), estudos sobre o efeito de pesticidas na microbiota do solo são mais comuns do que na microbiota aquática.

O Ambiente aquático recebe direta e indiretamente pesticidas, aos quais os microrganismos ficam expostos. Ao mesmo tempo em que os pesticidas podem provocar uma variedade de efeitos tóxicos crônicos e agudos, os microrganismos também têm a capacidade de acumular ou metabolizar alguns pesticidas. Os efeitos prejudiciais sobre as espécies microbianas podem ainda, ter subsequente impacto nos níveis tróficos superiores (DeLorenzo *et al*, 2001).

Estudos de aspectos estruturais e funcionais de comunidades microbianas em esponjas de poliuretano, para avaliar os efeitos tóxicos de biocidas foram conduzidos por Pratt *et al* (1988); este observou aumentos de 46% no número de espécies de protozoários nas concentrações mais baixas e redução da riqueza, em concentrações 10x maiores. No entanto, DeLorenzo *et al* (1999), usando concentrações próximas, não detectou efeito significativo sobre a abundância. Estes resultados indicam a necessidade de estudar outros parâmetros além da abundância e riqueza para se ter uma avaliação mais consistente da integridade estrutural e funcional das comunidades.

A riqueza total da fauna tecamebiana encontrada neste trabalho foi bastante elevada (197 táxons), quando comparada à encontrada por Zeilhofer (2002) e Haroim (1997); o primeiro registrou 53 táxons da fauna perifítica tecamebiana, no perímetro urbano do rio Cuiabá (Cuiabá-MT) utilizando como substrato lâminas de vidro e o segundo, registrou 49 táxons em substratos naturais constituídos de macrófitas aquáticas e detritos, no rio Bento Gomes (Pantanal de Poconé-MT). Contudo, são poucos os dados disponíveis para comparação, sendo estes relativos a rios de outras bacias hidrográficas.

A riqueza permaneceu praticamente constante entre as coletas; no entanto, na 1ª coleta, a estação Ponte apresentou riqueza muito baixa em relação ao Pivô, apesar de estarem localizadas no mesmo córrego. Esta diferença pode ser decorrente da posição daquela estação, uma vez que está localizada à jusante do Pivô; tem maior trecho de margem desmatada; encontra-se em uma declividade em relação às demais estações amostrais possibilitando maior “run-off”, além de receber maior atividade antropogênica. Dentre as observações, a última campanha apresentou a comunidade mais uniforme, na estação Ponte, realizada ao final do cultivo. No entanto, os valores de equitabilidade observados nas outras estações também foram maiores, em relação às coletas anteriores. Estes aumentos sugerem que ocorre uma variação espaço-temporal, na uniformidade das comunidades de Testacea, aparentemente relacionada às atividades agrícolas realizadas na área, durante o período de amostragens.

Não houve diferença no padrão de variação da heterogeneidade, usando-se os índices de diversidade de Shannon-Wiener e de Simpson conforme pode ser observado nas Figuras 4A e 4B, indicando que houve um equilíbrio na participação das espécies raras e das comuns no aumento da diversidade. Contudo, a comparação entre as coletas, pelo teste F mostrou diferença entre a 1ª e as demais coletas (Tabela 3), quando se utilizou o índice de Simpson, indicando um peso maior das espécies comuns na diversidade de espécies amostradas.

Segundo Huston (1979), ecossistemas “fora do equilíbrio”, ou seja, que são perturbados periodicamente, tendem a apresentar uma diversidade mais alta do que ecossistemas de “equilíbrio”, onde a dominância e a exclusão competitivas são mais intensas. Assim, o aumento da diversidade no decorrer do período analisado sugere a influência de resíduos dos produtos aplicados na cultura, uma vez que esta tem sido uma prática comum que se repete a cada período de plantio da safra, principalmente dos inseticidas, os quais representaram 75% do total aplicado. Convém ressaltar que o aporte de fertilizantes também pode estar afetando a diversidade, porém grande parte destas substâncias é absorvida pela planta, para seu desenvolvimento e reprodução.

Em situações de alta diversidade, a média da uniformidade parece estar em torno de 80% do máximo (Odum, 1997). Neste trabalho pode-se observar valores acima de 80%, principalmente na última coleta, indicando que a diversidade aumenta no decorrer do período de cultivo do algodão, alcançando os valores considerados elevados ao final do cultivo.

Em todas as estações, foi observado um aumento da similaridade nas coletas seguintes, alcançando o máximo de 63% entre as estações Ilha e Ponte, na 3ª coleta. Apesar dos baixos valores, as estações Pivô e Ponte, que se encontram no mesmo curso d'água, apresentaram maior similaridade. A similaridade, nessas estações, se manteve estável no decorrer das coletas, indicando que provavelmente sofreram a ação de agentes modificadores de forma bastante semelhante.

A variação no padrão das comunidades em um gradiente ambiental semelhante foi observada por Zeilhofer (2002), que sugeriu como um dos fatores a serem considerados, a própria dinâmica de cada local, com suas interações ecológicas particulares, além da interferência de fatores ambientais pontuais. Outros autores, como Neves (2002) observaram uma influência maior do período climático na estrutura da comunidade zooplanctônica, sendo as maiores similaridades encontradas, diretamente decorrentes dos períodos sazonais. Neste trabalho, não se observou variação na similaridade, em decorrência dos períodos climáticos de chuvas e estiagem, e uma possível explicação pode ser os diferentes compartimentos investigados (plâncton e perifíton), que podem ter comportamentos diferentes nos períodos sazonais.

CONCLUSÃO

A aplicação de pesticidas na área de cultivo não parece ter causado impacto negativo sobre a comunidade de tecamebas nos locais avaliados, uma vez que de uma maneira geral, os índices avaliados apresentaram um padrão de comportamento bastante parecido, aumentando durante o período das coletas.

Ao que tudo indica, no transcorrer do cultivo, houve um aumento relativo da riqueza, enquanto a abundância parece ter sido afetada negativamente.

A diversidade de espécies aumentou durante o período estudado, principalmente quando avaliada pelo índice de Simpson, indicando um aumento na dominância de uma ou mais espécies, nas estações de coleta, durante o período do estudo.

Entre os índices avaliados, a similaridade se manteve constante durante o desenvolvimento da cultura, principalmente nas estações localizadas no mesmo corpo d'água, parecendo não sofrer influência dos períodos climáticos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDEF - Associação Nacional de Defesa Vegetal, 2005, **Revista Química e Derivados**- ed QD. <http://www.quimica.com.br/revista/qd429/defensivos1.ht>

ALEGRIA, H. A.; SHAW, T. J., 1999, Rain deposition of pesticides in coastal waters of the South Atlantic Bight. **Environmental Science and Technology**. 33 (6): 850 – 856.

ALEKPROV, I.; SNEGOVAYA, N., 2000, The fauna of amoebae (Rhizopoda, Testacea) in freshwater basins of Apsheron peninsula. **Protistology**, 1 (4): 135 – 147.

ALBANIS, T. A.; HELA, D. G. ; SAKELLARIDES, T. M. ; KONSTANTINOV, I. K. , 1998, Monitoring of pesticides residues and their metabolites in surface and underground waters in Imathia (N. Greece). By means of solid phase extraction disks and gas chromatography. **Journal chromatography A**, 823 (2) : 59 – 71.

ALVES, B. **Resíduos de pesticidas em sedimentos da Bacia do rio Cuiabá, Mato Grosso**. Cuiabá, 1998, 92p. Dissertação (Mestrado em Saúde e Ambiente). Universidade Federal de Mato Grosso.

BALINOVA, A. M. ; MONDESKY, M. Pesticides contamination of ground and surface water in Bulgarian Danube Plain. **Journal Environmental Science Health**, B34 (1): 36 – 46, 1999.

BARCELÓ, D. ; CHIRON, S. ; FERNANDEZ-ALBA, A.; ALPENDURADA, M. F. Monitoring pesticides and metabolites in surface and groundwater in Spain. In: **Herbicide metabolites in surface water and groundwater**. Washington: American Chemical Society, 1996, 237 – 253.

CARBO, L. **Avaliação do comportamento de pesticidas em solos de lavouras de algodão na região de Primavera do Leste, Mato Grosso.** Cuiabá, 2003, 137p. Dissertação (Mestrado em Saúde e Ambiente). Instituto de Saúde Coletiva, Universidade Federal de Mato Grosso.

CHARDEZ, D., 1967 a, Monographie du genre *Quadrullella* Cockerfil (Protozoa, Rhizopoda Testacea). **Bulletins des Recherches Agronomiques de Gembloux** – Tome II, 2: 230 – 241.

CHARDEZ, D., 1967b, Histoire naturelle des Protozoaires Thecamoebiens. **Les naturalistes belges** 48 (10): 484 – 576.

CHARDEZ, D., 1969, Le genre *Phryganella* Penard (Protozoa, Rhizopoda Testacea). **Bulletins des Recherches Agronomiques de Gembloux**, Tome IV, 3 – 4.

CHARDEZ, D., 1987, Notes Protozoologiques Au Sujet de Quelques Espèces Des Genres *Nebela*, *Paraquadrula* e *Euglypha* (Protozoa Rhizopoda Testacea). **Trav Lab. Zool. Gen Faun. Gembloux.**, 9: 1 – 8.

CHARDEZ, D., 1990, Thecamoebiens (Rhizopoda, Testacea) des milieux anisooligohydriques mousses et lichens. **Acta Protozool.** 29 (2): 147 – 152.

CHARDEZ, D., 1991, Le genre *Cyphoderia* Schumbergey 1845 (Protozoa: Rhizopoda: Testacea). **Acta Protozool.**, 30: 49 – 53.

CLARK, G. M.; GOOLSBY, D. A.; BATTAGÇIN, W. A., 1999, Seasonal and annual load of herbicides from the Mississippi River Basin to the Gulf of Mexico. **Environmental Science and Technology**, 33 (7): 981 – 986.

COÛTEAUX, M. M.; MUNSCH, A., PONGE, J. F., 1979, Le genre *Euglypha*: Essai de taxinomie numérique. **Protistologica**, Tome XV, 4: 565 – 579.

DECLOITRE, L., 1956, **Materiaux pour une faune Thecamoebienne de Madagascar**, 11: 2 – 31.

DECLOITRE, L., 1976, Le Genre *Euglypha*. **Archiv für Protistenkunde**, 118: 18 – 33.

DECLOITRE, L., 1977, Le Genre *Cyclopyxis*. **Archiv für Protistenkunde**, 119: 31 – 53.

DECLOITRE, L., 1978, Le Genre *Centropyxis* I. Compléments à jour au 31. Décembre, 1974 de la Monographie du genre parue en 1929. **Archiv für Protistenkunde**, 120: 63–85.

DECLOITRE, L., 1979 a, The Genera *Arcella*, *Centropyxis*, *Cyclopyxis*, *Euglypha* and *Nebela*. **Archiv für Protistenkunde**, 122: 387 – 397.

DECLOITRE, L., 1979 b, Le Genre *Centropyxis* II. Compléments à jour au 31. Décembre, 1974 de la Monographie du genre parue en 1929. **Archiv für Protistenkunde**, 121: 162 – 192.

DECLOITRE, L., 1986, The Genera *Arcella*, *Centropyxis*, *Cyclopyxis*, *Euglypha* et *Nebela*. **Archiv für Protistenkunde**, 132: 131 – 136.

DEFLANDRE, G., 1926, Notes sur quelques Rhizopodes et Hélozoaires du Venezuela. **Bull. Soc. Zool. France.** 51p.

DEFLANDRE, G., 1929, Le genre *Arcella* Ehrenberg – Morphologie Biologie. Essai philogénétique et systématique. **Archiv für Protistenkunde**, 67: 322 – 375.

DEFLANDRE, G., 1929, Le genre *Centropyxis* Stein. **Archiv für Protistenkunde**, 67: 322 – 375.

DEFLANDRE, G., 1937, Etude monographique sur le genre *Nebela* Leidy (Rhizopoda, Testacea). **Annales de Protistologie**, 5: 201 – 286.

DELORENZO, M. E. ; SCOTT, G. I. ; ROSS, P., 2001, Toxicity of pesticides to aquatic microorganisms: a review. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 20 (1): 84 – 98.

DELORENZO, M. E. ; SCOTT, G. I. ; ROSS, P., 1999, Effects of the agricultural pesticides atrazine, deethylatrazine, endosulfan e chlorpyrifos on na estuarine microbial food web. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 12: 2824 – 2835.

DORES, E. F, G. C., 2000, **Contaminação por herbicidas das águas utilizadas para consumo humano em Primavera do Leste, Mato Grosso**. Cuiabá, 203p. Tese (Doutorado em Saúde e Ambiente), Instituto de Saúde Coletiva, Universidade Federal de Mato Grosso.

DORES, E.F. et al., 2003, Estudo da contaminação de biocidas no ambiente e seu monitoramento em águas superficiais, subterrâneas e pluviais em regiões cotonícolas do estado de Mato Grosso. Cuiabá, MT: FACOAL, **Relatório Técnico**. 147p

EICHELBERGER, J. W.; LICHTENBERG, J. J., 1971, persistence of pesticides in river water. **Environmental Science & Technology**, v.5, n.6, p. 541 – 544.

FOISSNER, W., 1997, Protozoa as bioindicators in agroecosystems, with emphasis on farming practices, biocides, and biodiversity. **Agriculture Ecosystems & Environment**, 62: 93 – 103.

FOISSNER, W., KORGANOVA, G. A., 1995, Redescription of three testate Amoebae (Protozoa, Rhizopoda) from a Caucasian Soil: *Centropyxis plagiostoma* Bonnet & Thomas, *Cyclopyxis kahli* Deflandre and *Cyclopyxis intermedia* Kufferath. **Archiv für Protistenkunde**, 146: 13 – 28.

FRIGHETTO, R. T. S., 1997 Impacto ambiental decorrente do uso de pesticidas agrícolas. In: MELO, I. S. ; AZEVEDO, J. L. eds. **Microbiologia Ambiental**. Jaguariúna, EMBRAPA – CNPMA. P. 415 – 38.

GAUTHIER – LIEVRE, L., 1953, Les genres *Nebela*, *Paraquadrula* er *Pseudonebela* (Rhizopodes Testacés) en Afrique. **Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de l'Afrique du Nord**. Tome 44: 324 – 346.

GAUTHIER – LIEVRE, L., THOMAS, R., 1958, Les genres *Diffflugia*, *Pentagonia*, *Maghrebia* et *Hoogenraadia* (Rhizopodes Testacés) en Afrique. **Archiv für Protistenkunde**, 103: 241 – 370.

GROSPIETSCH, T., 1964, Monographische Studie der Gattung *Hyalosphenia* Stein (Rhizopoda, Testacea). **Aus der Hydrobiologischen Anstalt der Max-Planck-Gesellschaft Plön**. 211 – 239.

- GROSPIETSCH, T., 1965, Wechseltierchen (Rhizopoden). **Gesellschaft der naturfreunde Franckh'sche Verlagshandlung Stuttgart**, 87p.
- HARDOIM, E.L. 1997. **Taxonomia e Ecologia de Testacea (Protozoa: Rhizopoda) do Pantanal de Poconé - Rio Bento Gomes e Vazante Birici, Mato Grosso, Brasil**. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos. 343 p. (Tese de Doutorado).
- HIGASHI, K., 1991, A persistência, transporte, transformação e efeito de pesticidas em ambientes aquáticos. In: Encontro Nacional de Analistas de Resíduos de Pesticidas, 15., **Relatório...**São Paulo: Instituto Adolfo Lutz, p 68 – 74.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística., 2005. Disponível em www.ibge.gov.br.
- JUNG, W., 1942, Südchilenische Thekamöben. **Archiv für Protistenkunde**, 95: 253 – 356.
- LOBO, E.; LEIGHTON, G., 1986, Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de rios e esteros de la zona central de Chile. **Rev. Biol. Mar.** 22(1): 1 – 29.
- LÜFTENEGGER, G., PETZ, W., BERGER, H. , FOISSNER, W. & ADAM, H., 1988, Morphologic and Biometric characterization of twenty-four soil Testate Amoebae (Protozoa, Rhizopoda). **Archiv für Protistenkunde**, 136: 153 – 189.
- LAABS, V. ; PINTO, A. A. ; ALTSTAEDT, A. ; GIRARD, P. ; AMELUNG, W. ; ZECH, W. Agrochemicals (Biocides) in soils of a small sub-basin of São Lourenço river. In: Third Shift – Workshop, Manaus, 1998. **Abstract** (D –1).
- MAGURRAN, A.E., 1989, **Diversidad Ecológica y su Medición**. Ediciones Vedral, 197p.
- NEVES, I.F., 2002, **Diversidade da comunidade zooplanctônica em trechos do rio Cuiabá impactados por atividades antropogênicas**. (Tese de Doutorado) São Carlos: UFSCar, 189p.
- NIEDERLEHNER, B.R.; PONTASCH, K.W.; PRATT, J.R.; CAIRNS, J., 1990, Field evaluation of environmental effects from multispecies microcosm toxicity test. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, 19: 62 – 71.
- ODUM, Eugene P., 1997 - Fundamentos de Ecologia. **5ª ed., Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1997**.
- OGDEN, C. G., 1983, Observations on the systematics of the genus *Diffugia* in Britain (Rhizopoda, Protozoa). **Bull. Br. Mus. Nat. Hist.** 44 (1): 1 – 73.
- OLE-NTAYLA, R.; NGATIA, J., 1998, Monitoring of pesticide residues in and around Lake Naivasha in Kenya. In: International Conference on Pesticide use in Developing Countries: Impacts on Health and Environment. San José, **Book of Abstracts...**(Resumo O – 008) p.51.
- PEREIRA, W. E.; HOSTETTLER, F. D. , 1993, Nonpoint source contamination of the Mississippi river and its tributaries by herbicides. **Environmental Science & Technology**. 27 (8): 1542 – 52.

PRATT, J. R.; BOWERS, N. J.; NIEDERLEHNER, B. R.; CAIRNS, J. JR., 1988, effects of atrazine on freshwater microbial communities. **Archives of Environmental Contamination & Toxicology**. 17 (4): 449 – 458.

SECRETARIA DE ESTADO DE PLANEJAMENTO E COORDENAÇÃO GERAL (SEPLAN) - PRODEAGRO.1998, Zoneamento sócio-econômico-ecológico: Diagnóstico sócio-econômico-ecológico do Estado de Mato Grosso e assistência técnica na formulação da 2ª aproximação.Cuiabá,1 –52.

RAWN, D. F. K.; HALLDORSON, T. H. J.; WOYCHUCK, R. N.; MUIR, D.C.G., 1999, Pesticides in the Red River and its tributaries in southern Manitoba, 1993 – 95. **Water Qual. Res. J. Can.**, V. 34, n.2, p 183 – 219

RICKLEFS, R., 1996, **A economia da natureza**. Rio de Janeiro, 3ªedição, Guanabara Koogan S.A.470p.

SCHÖNBORN, W. 1965.Studien über die Gattung *Diffugiella* Cash (Rhizopoda Testacea). **Limnologica**. 3 (3): 315 – 328.

SCHOTTLER, S. P.; EISENREICH, S. J.; CAPEL, P.D., 1994, Atrazine, Alachlor, and Cyanazine in a large Agricultural river system. **Environmental Science & Technology** 28 (6): 1079 – 1089.

SHANNON, C.E. ; WIENER, W. , 1949, **The Matematical Theory of Comunication**. University Ilinois Press. Urbana. 320p.

SINDAG. Sindicato Nacional de Defensivos Agrícolas., 2002. **Estatísticas**. Disponível em <http://www.sindag.org.br>.

SKARK, C.; ZULLEI – SEIBERT, N., 1995, The occurrence of pesticides in groundwater – Results of case–studies. **International Journal Environmental and Chemistry**. Amsterdam, 58: 387 – 396.

SNOW, D.D., SPALDING, R.F.1988, Soluble pesticide levels in the Platte River Basin of Nebraska. **Agricultural impacts on ground water conference proceedings**. 211 – 233.

SORENSEN, T., 1948, A method of stablishing groups of equal amplitude in plant sociology base on similarity of species content and its application to analyses of vegetation on Danish commons. **Biol. Skr.**, 5: 1 - 34

SPALDING, R.F., SNOW, D.D. 1989, Stream levels of agrichemicals during a spring discharge event. **Chemosphere**. 19 (8/9): 1129 – 1140.

SQUILLACE, P.J., ENGBERG, R.A., 1988. Surface water quality of the Cedar River Basin, Iowa – Minnesota, with emphasis on the occurrence and transport of herbicides, **U.S. Geological Survey Water Resources Investigations Report**, 88 – 4060.

THURMAN, E. M. ; GOOLSBY, D. A. ; MEYER, M. T.; MILLS, M. S.; POMES, M. L.; KOLPIN, D. W. A reconnaissance study of herbicides and their metabolites in surface water on the midwestern United States using immunoassay and gas chromatography/ mass spectrometry. **Environmental Science & Technology**. 26 (12) : 2440 – 47, 1992.

VAN OYE, P., 1949, Rhizopodes de Java. *Bijdr. Dierkunde*, 28: 327 – 352.

VUCETICH, M. C., 1973, Estudio de tecamebianos Argentinos, en especial los del Dominio Pampasico. *Revista del Museo de la Plata*, Tomo XI: 287 – 332.

WALLS, D.; SMITH, P.G.; MANSELL, M.G., 1996, Pesticides in ground water in Britain. *Int. J. Environ. Health Res.*, Oxford, V. 6, p. 55 – 62.

WANNER, M.,1988, Biometrical and Scanning Electronmicorscopic Investigations on Testacean shells (Protozoa: Rhizopoda). *Archiv für Protistenkunde*, 136: 97 – 106.

WANNER, M.,1999, A Review on the Variability of Testate Amoebae: Methodological Approaches, Environmental Influences and Taxonomical Implications. *Acta Protozool.* 38: 15 – 29.

ZEILHOFER, L. V. A. C. **Estrutura das comunidades perifíticas de Testacea (Protozoa: Rhizopoda) na avaliação de impacto orgânico no rio Cuiabá – perímetro urbano.** Rio de Janeiro, 2002, 145p. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Rio de Janeiro.