

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
FACULDADE UNB PLANALTINA**

**TIAGO BORGES KISAKA**

**ANÁLISE QUANTITATIVA DE MERCÚRIO NO BIOMA CERRADO - ESTUDO DE  
CASO NA LAGOA BONITA, PLANALTINA, DF**

**PLANALTINA - DF  
2013**

**TIAGO BORGES KISAKA**

**ANÁLISE QUANTITATIVA DE MERCÚRIO NO BIOMA CERRADO - ESTUDO DE  
CASO NA LAGOA BONITA, PLANALTINA, DF**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de  
Gestão Ambiental, como requisito parcial à obtenção do  
título de bacharel em Gestão Ambiental.

Orientador: Profº Drº Jose Vicente Elias Bernardi

**PLANALTINA - DF  
2013**

## FICHA CATALOGRÁFICA

Kisaka, Tiago Borges

Análise Quantitativa do Mercúrio no Bioma Cerrado - Estudo de Caso na Lagoa Bonita, Planaltina, DF/Tiago Borges Kisaka. Planaltina – DF, 2013. 60f

Monografia - Faculdade UnB Planaltina, Universidade de Brasília.

Curso de Bacharelado em Gestão Ambiental.

Orientador: Jose Vicente Elias Bernardi

1. Mercúrio. 2. Bioacumulação. 3. Cerrado. 4. Background I. Kisaka, Tiago. II. Título.

TIAGO BORGES KISAKA

**ANÁLISE QUANTITATIVA DE MERCÚRIO NO BIOMA  
CERRADO - ESTUDO DE CASO NA LAGOA BONITA,  
PLANALTINA, DF**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Gestão Ambiental da Faculdade UnB Planaltina, como requisito parcial à obtenção do título de bacharel em Gestão Ambiental.

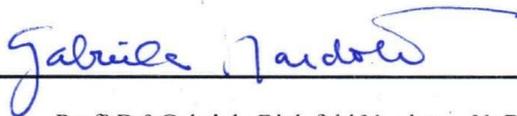
Banca Examinadora:

Planaltina-DF, 05 de Março de 2013.



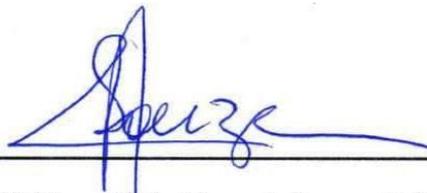
---

Profº Drº Jose Vicente Elias Bernardi – UnB/FUB  
(Orientador)



---

Profº Drº Gabriela Bielefeld Nardoto - UnB/FUB  
(Examinador Interno)



---

Profº Drº Jurandir Rodrigues de Souza - UnB/IQ  
(Examinador Interno)

## AGRADECIMENTOS

A Deus por me amparar nos momentos difíceis, me dar força interior para superar as dificuldades, mostrar os caminhos nas horas incertas e me suprir em todas as minhas necessidades.

À minha professora Luciana de Mendonça Galvão por acreditar em mim, me mostrar o caminho da ciência e por ser exemplo de profissional.

Ao professor Jurandir Rodrigues de Souza por conceder o laboratório de Química (LQAA) em prol da realização da minha pesquisa.

Ao meu amigo Geraldo Lopes Martins do qual sempre me prestou ajuda quando precisei.

Ao meu amigo Eduardo Ferreira Pereira, do qual foi sempre presente, paciente e atencioso aos ensinamentos de laboratório.

Às colegas de laboratório Joelma e Ângela pelo companheirismo e ajuda prestada.

A todos os meus amigos da Gestão Ambiental, em especial a 1ª turma, pelos momentos divididos juntos. Foi bom poder contar com todos vocês!

A todos os professores e funcionários da Faculdade UnB de Planaltina, especialmente a professora Monica Celeida Nogueira e ao meu orientador Jose Vicente Elias Bernardi.

A Andréia de Almeida, do qual foi a pessoa que estava sempre a meu lado, me pondo para cima e me fazendo acreditar que posso mais que imagino. Devido a seu companheirismo, amizade, paciência, compreensão, apoio, alegria e amor, este trabalho pôde ser concretizado.

Por último, mas não menos importante, aos meus pais e irmão Lauro, pelo apoio e compreensão inestimáveis, pelos diversos sacrifícios suportados e pelo constante encorajamento a fim de prosseguir a elaboração deste trabalho.

A todos, enfim, reitero o meu apreço e a minha eterna gratidão.

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE FIGURAS.....</b>	<b>7</b>
<b>LISTA DE TABELAS.....</b>	<b>8</b>
<b>RESUMO.....</b>	<b>9</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>10</b>
<b>1.Introdução .....</b>	<b>11</b>
<b>2.Justificativa .....</b>	<b>13</b>
<b>3.Objetivos.....</b>	<b>15</b>
3.1. <i>Objetivo Geral</i> .....	15
3.2. <i>Objetivos Específicos</i> .....	16
<b>4.Revisão Bibliográfica.....</b>	<b>16</b>
4.1. <i>Elemento Mercúrio</i> .....	16
4.2. <i>Ciclo do Mercúrio</i> .....	17
4.3. <i>Mercúrio na Biota aquática</i> .....	19
4.4. <i>Legislação para o Mercúrio</i> .....	20
<b>5.Material e Métodos.....</b>	<b>21</b>
5.1. <i>Área de estudo</i> .....	21
5.2. <i>Coleta de dados</i> .....	23
5.2.1. <i>Solo e Sedimento</i> .....	24
5.2.2. <i>Macrófitas</i> .....	25
5.2.3. <i>Peixes</i> .....	26
5.3. <i>Analises laboratoriais</i> .....	27
5.4. <i>Analises Estatísticas</i> .....	28
5.5. <i>Metodologia para a Elaboração dos Mapas</i> .....	30
<b>6.Resultados .....</b>	<b>31</b>
6.1. <i>Limite de Detecção e Quantificação (RA-915+)</i> .....	31
6.2. <i>Matrizes Ambientais (Sedimento, solo e macrófita)</i> .....	32
6.3. <i>Matriz Peixe</i> .....	37
6.4. <i>Obtenção dos mapas</i> .....	44
<b>7.Discussão .....</b>	<b>48</b>
7.1. <i>Matrizes: solo, sedimento e macrófita</i> .....	48
7.2. <i>Peixes</i> .....	50
<b>8.Conclusão .....</b>	<b>52</b>
<b>9.Considerações Finais .....</b>	<b>53</b>
<b>10.Recomendações .....</b>	<b>53</b>
<b>Referencial Bibliográficas.....</b>	<b>54</b>

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Área de estudo. Lagoa Bonita, localizada entre os paralelos 15°33'12"N e 15°41'41"S e os meridianos 47°33'16"L e 47°47'15"O. ....	22
Figura 2 - Pontos amostrais de coleta de macrófita, sedimento, solo superficial e a 10 cm. Fonte: Google Earth, 2013. ....	23
Figura 3 – Trato mecânico para a coleta de solo. ....	24
Figura 4 – Coletor de sedimento. Draga de Eckmam. ....	25
Figura 5 – Macrófita aquática ( <i>Eleocharis</i> spp.). ....	25
Figura 6 – Peixe (tucunaré) após a captura sendo pesado e medido seu comprimento total e padrão. ....	26
Figura 7 – Amostra de músculo dorsal de peixe. ....	27
Figura 8 – Procedimento laboratorial. (A) Balança de precisão (B) Recipiente de quartzo e (C) RA-915+. ....	28
Figura 9 - A concepção do atomizador com duas câmaras. (1) células de pirolise analíticas, (2) segunda câmara do atomizador, (3) primeira câmara do atomizador, (4) amostra no recipiente de quartzo (5), leitura através do raio de absorção. Fonte: SHOLUPOV <i>et al.</i> , 2004. ....	28
Figura 10 - Exemplares de tucunaré coletados na Lagoa Bonita. ....	29
Figura 11 - Curva analítica para cálculo do limite de detecção. ....	31
Figura 12 - Variação das médias de cada variável entre os períodos analisados. ....	35
Figura 13 - Projeção das variáveis e dos casos nas componentes 1 e 2. ....	36
Figura 14 - Correlação comprimento total-Hg e comprimento total-k para as amostras de peixe nos quatro períodos de análise. ....	41
<b>Figura 15 - Projeção das variáveis nas componentes 1 e 2. ....</b>	<b>42</b>
<b>Figura 16 - Análise de componentes principais sobre os casos aplicada aos peixes. ....</b>	<b>43</b>
Figura 17 - Modelo de elevação do terreno na região da Lagoa Bonita e seu entorno, compreendo os paralelos 15°33'00"N e 15°37'12"S e os meridianos 47°39'12"L e 47°43'12"O. ....	44
Figura 18 - Mapa de uso e ocupação do solo no entorno do polígono menor da ESECAE. ....	45
Figura 19 - Localização dos perfis topográficos. ....	46
Figura 20 - Perfis topográficos representativos da seção entre os pontos 1-4; 2-5; 3-6, estendendo-se no sentido noroeste- sudeste na região da Lagoa Bonita. Fonte: Google Earth, 2013. ....	46

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Valores orientados para solo e águas subterrâneas relativos ao mercúrio no Estado de São Paulo. ....	21
Tabela 2 – Coordenadas dos pontos amostrais para a coleta de macrófita, sedimento, solo superficial e a 10 cm. ....	23
Tabela 3 - Estatística descritiva atribuída aos parâmetros físico-químicos e teores de mercúrio total coletados. ....	32
Tabela 4 - Teste multivariado de significância aplicado aos dados de mercúrio total nas matrizes analisadas. ....	33
Tabela 5 - Resultado univariado de Anova específico para cada variável no conjunto de estações coletadas. ....	33
Tabela 6 - Coeficiente de significância Beta para cada variável. ....	34
Tabela 7 - Peso (loadings) de cada variável para as três principais componentes e a porcentagem de variância explicada de cada componente. ....	36
Tabela 8 - Valores de referência (background) de Mercúrio Total da ESECAE, Planaltina, DF. ....	37
Tabela 9 - Estatística descritiva aplicada às variáveis relacionadas as amostras de peixe em todos os períodos de coleta. ....	38
Tabela 10 - Estatística descritiva aplicada às variáveis relacionadas as amostras de peixe. ....	38
Tabela 11 - Resultado univariado da análise de variância das médias. ....	39
Tabela 12 - Correlação entre as variáveis atribuída as amostras de peixe dos quatro períodos de coleta. ....	40
Tabela 13 - Correlação entre todas as variáveis em cada período de coleta. ....	40
Tabela 14 - Média dos valores de mercúrio total nas amostras em função dos pontos de coleta na estação de inverno. ....	47
Tabela 15 - Média dos valores de mercúrio total nas amostras em função dos pontos de coleta na estação de primavera. ....	47
Tabela 16 - Média dos valores de mercúrio total nas amostras em função dos pontos de coleta na estação de verão. ....	48

## RESUMO

### ANÁLISE QUANTITATIVA DE MERCÚRIO NO BIOMA CERRADO - ESTUDO DE CASO NA LAGOA BONITA, PLANALTINA, DF

Aspectos relacionados à contaminação por mercúrio têm despertado o interesse da comunidade científica em função de seu elevado potencial tóxico. Devido ao aumento do fluxo de mercúrio na Biosfera, tornou-se necessário a emergência de estimativas nas emissões de mercúrio, identificadas pelas Nações Unidas como um problema antrópico que supera a governança nacional, além da geopolítica vigente em que o poder do país vem sendo definido pela disponibilidade de recursos naturais em seu território. O mercúrio é um elemento químico considerado não essencial a qualquer processo metabólico, porém, é facilmente acumulado na maioria dos organismos. Grande parte dos estudos desenvolvidos no Brasil com relação ao mercúrio tem enfatizado a atividade garimpeira como principal responsável pela contaminação do meio ambiente. Contudo, a literatura tem demonstrado que determinadas regiões consideradas não impactadas pela mineração do ouro apresentam níveis de mercúrio comparáveis aos de regiões com histórico de garimpo, indicando assim, que existe um aporte natural de mercúrio para o ambiente. O conhecimento da concentração, transporte e dinâmica deste metal no ambiente é necessário para prever o grau de impactos negativos que o ecossistema está submetido, o potencial de risco sobre os seres humanos, bem como avaliar a qualidade de vida no ambiente. Deste modo o presente estudo teve por objetivo analisar o teor de mercúrio total em amostras de peixe, macrofitas, solo e sedimento a fim de obter níveis de referência (background) na Lagoa Bonita, Estação Ecológica de Águas Emendadas, Planaltina, DF. A Lagoa Bonita é a maior lagoa natural do Distrito Federal, com uma área de 120 hectares, águas transparentes e fundo recoberto por uma de plantas aquáticas, com predominância da espécie *Eleocharis* spp. As coletas compreenderam os meses de maio, setembro e dezembro de 2012, para as amostras de sedimento, solo e macrófita, e os meses de janeiro de 2011 e abril, junho e agosto de 2012 para os peixes. Foi utilizado o equipamento RA-915+ PYRO, específico para análises de amostras sólidas de Hg total por espectrofotometria de absorção atômica acoplado a uma câmara de pirólise. O estudo alcançou a identificação das concentrações de mercúrio total possibilitando a definição de valores de referência local para a região da ESECAE, que ainda não apresenta dados relacionados ao tema. As variáveis sedimento, solo superficial, solo a 10 cm e macrófita demonstraram valores médios de mercúrio total iguais a 52,96 ( $\mu\text{g/Kg}$ ); 37,88 ( $\mu\text{g/Kg}$ ); 30,23 ( $\mu\text{g/Kg}$ ) e 29,49 ( $\mu\text{g/Kg}$ ), respectivamente. Em relação aos peixes amostrados, a única espécie identificada foi o tucunaré, considera exótica, portanto não coube como referência (background) para a região. Nas análises das matrizes solo, sedimento e peixes não se detectaram concentrações acima do permitido pela Legislação Brasileira. Por fim a área de estudo demonstrou, por meio da correlação entre o mapa de uso e ocupação, o modelo de elevação do terreno, associado ao regime hídrico, que os níveis de mercúrio foram mais elevados nas regiões de maiores altitudes, com predominância de atividade agrícola. Práticas agrícolas inadequadas aumentam a erosão do solo, acelerando o transporte de Hg para cursos d'água. Teores de mercúrio total, logo, puderam fornecer uma indicação importante e sensível da presença atividades antrópicas em torno da Lagoa Bonita.

**Palavras Chave:** Mercúrio; Cerrado; Background; Peixes; Lagoa Bonita.

## ABSTRACT

### QUANTITATIVE ANALYSIS OF MERCURY IN BIOME CERRADO - CASE STUDY IN LAGOA BONITA, PLANALTINA, DF

Aspects related to mercury contamination have been awakening the interest of the scientific community in function of elevated toxic potential and the knowledge importance of your biogeochemical cycle. Due to the increased flow of mercury in the biosphere, it became necessary emergence estimate emissions of mercury, identified by the United Nations as an anthropic problem that overcomes national governance, beyond the geopolitical force in the country's power has been defined the availability of natural resources in their territory. Mercury is a chemical element considered not essential in metabolic process, however, is easily accumulated in most organisms. Most studies carried out in Brazil with respect to mercury mining activity has emphasized the primary responsibility for environmental contamination. However, the literature has shown that certain regions not impacted by gold mining have mercury levels comparable to those in regions with a history of gold mining, thus indicating that there is a natural supply of mercury to the environment. Knowing the concentration, transport and metal in this dynamic environment is needed to predict the degree of negative impacts that ecosystems submitted, the potential risk on human beings, as well as evaluating the quality of life in the environment. Thus the present study was to analyze the content of total mercury in fish, macrophytes, soil and sediment to obtain reference levels (background) in the Lagoa Bonita, Estação Ecológica de Águas Emendadas, Planaltina, DF. The Lagoa Bonita is the largest natural lake in the Distrito Federal, with an area of 120 hectares, transparent waters and bottom covered with a great diversity of aquatic plant, with predominant species *Eleocharis* spp. The samples comprehended the year 2012 during the dry season and rainy and the equipment was used RA-915+ PYRO, specific analysis of solid samples for total mercury by atomic absorption spectrophotometry coupled to a pyrolysis chamber. The study reached the identification of concentrations of total mercury in samples of soil, sediment and macrophytes, enabling the definition of local reference values (background) for vegetation type in the Cerrado region of ESECAE, that still does not provide data related to the topic. The variables sediment, soil surface, soil and a 10 cm macrophyte showed average values of mercury 52.96 Total (mg / Kg) 37.88 (mg / Kg) 30.23 (mg / Kg) and 29 49 (ug / kg), respectively. Regarding fish sampled, the only specie identified was the tucunaré (*Cichla* sp.), considers exotic, so it did not fit as a reference (background) for the region. In analyzes of matrices soil, sediment and fish were not detected in concentrations above those permitted by Brazilian law. Finally the study area demonstrated, by means of the correlation between use and occupation map, the terrain elevation model, associate to the regime hídrico, that Mercury's Levels were elevated most in larger altitude regions, with predominance of agricultural activity. Inadequate agricultural practices increase soil erosion, accelerating the transport of Hg to watercourses. The levels of total mercury could, therefore, provide an important and sensitive indication of the presence and magnitude of anthropogenic activities around the study area.

**Palavras Chave:** Mercury; Cerrado; Background; Fishes; Lake.

## 1.Introdução

Os metais pesados estão presentes naturalmente no meio ambiente e são redistribuídos através de ciclos biogeoquímicos. No entanto, a ação humana tem provocado alterações neste processo natural. As atividades antrópicas influenciam o potencial de atuação destes metais, pelo menos de duas formas: intensificando o transporte entre os compartimentos, ou seja, interferindo nos estoques contidos no solo e na água; e por modificar as formas bioquímicas dos elementos, causando alterações em sua toxicidade.

Quando lançados acima dos padrões naturais do solo e dos sistemas aquáticos, os metais podem entrar na cadeia alimentar, fazendo com que para a maioria das populações, a alimentação seja uma das principais fontes de exposição aos metais (D'ASCENÇÃO, 2001). O aumento crescente na demanda por muitos metais pesados, especialmente nos países desenvolvidos e em desenvolvimento, é apontado como agente de desequilíbrio no processo de ciclagem natural de tais metais. Tal fato sugere um aumento das probabilidades de sua dispersão e contato com os diversos compartimentos ambientais (TAVARES e CARVALHO, 1992).

O mercúrio ocorre, normalmente, em pequenas concentrações nos vários compartimentos ambientais: hidrosfera, litosfera, atmosfera e biosfera. Este metal pesado pode ser encontrado sob as formas de mercúrio elementar e como compostos de mercúrio inorgânico e orgânico, dentre outras (EPA, 2013). Raramente é encontrado como elemento livre na natureza, estando amplamente distribuído em baixas concentrações, por toda crosta terrestre (AZEVEDO, 2003).

Na última década do Século XX, aspectos relacionados à contaminação por mercúrio despertaram o interesse da comunidade científica, em função de seu elevado potencial tóxico e a importância do conhecimento de seu ciclo biogeoquímico, que envolve os processos de distribuição, bioacumulação, biomagnificação, transformação e transporte desse elemento no ambiente (TINÔCO, 2008).

O ciclo biogeoquímico do mercúrio é caracterizado pelas várias rotas que este composto pode seguir no ambiente. Dentre elas destacam-se a liberação do metal presente no solo e na água para atmosfera, seu transporte, seguido da deposição atmosférica das espécies de mercúrio que retornam para a água e solo. Quando em contato com o solo ou sedimento, pode ocorrer sorção do mercúrio na forma insolúvel seguida de metilação/desmetilação. O ciclo é completado pelas rotas de precipitação, bioconversão em formas voláteis ou solúveis,

reinteração deste na atmosfera ou bioacumulação na cadeia alimentar aquática ou terrestre (BISNOTI e JARDIN 2004).

O tempo de residência do mercúrio na atmosfera pode variar de alguns meses a dois anos, o que permite a sua dispersão global (LINDQVIST, 1985). Estudos estimaram que em média 15% do mercúrio emitido por fontes pontuais se deposita nas proximidades das mesmas, o restante vem sendo depositado regional ou globalmente (LINDQVIST, 1985).

A entrada do mercúrio na cadeia alimentar ocorre por meio da transformação dos íons  $Hg^{2+}$  em metilmercúrio (MeHg) por processo de metilação, onde o  $Hg^{2+}$  recebe um grupo metila, a forma orgânica mais comum do mercúrio. Cada forma do Hg apresenta uma dada toxicidade, sendo o metilmercúrio uma substância neurotóxica e teratogênica (SWEET e ZELIKOFF, 2001), capaz de causar danos irreversíveis. O processo de metilação do Hg ocorre biótica e abioticamente, tendo-se destacado, em ambientes temperados, na camada superficial do sedimento de fundo (CRAIG 1985). Em clima tropical, as raízes de macrófitas apresentam maior potencial de metilação do que outras matrizes aquáticas (GUIMARÃES *et al.*, 2000, MAURO *et al.*, 1999).

A metilação do mercúrio é mais estudada em ambientes de clima temperado, em função dos altos níveis de MeHg em peixes de lagos acidificados (comuns na Escandinávia e América do Norte), com ênfase no sedimento, na coluna d'água e nos solos. Já em áreas tropicais o foco dos estudos tem sido a camada superficial do sedimento de fundo, onde a concentração de matéria orgânica e a maior atividade bacteriana favorecem a metilação. (MAURO *et al.*, 1999). No ambiente amazônico, na bacia do rio Tapajós, as raízes de macrófitas aquáticas apresentaram maior metilação e atividade bacteriana do que o sedimento superficial (COELHO-SOUZA, 2003; MIRANDA *et al.*, 2004), além de maior formação de MeHg quando comparada com material em suspensão, plâncton e algas filamentosas (GUIMARÃES *et al.*, 2004).

O mercúrio apresenta grande periculosidade em função dos efeitos negativos sobre os organismos vivos e pela probabilidade de bioacumulação nos mesmos. A bioacumulação se encarrega de transformar concentrações consideradas normais em concentrações tóxicas para diferentes espécies da biota, incluindo os seres humanos. Por isso há uma necessidade em determinar metais pesados, tais como o mercúrio, a níveis de traço (concentração abaixo de  $mg.Kg^{-1}$ ) em todos os ecossistemas de interesse (LOCATELI e TORSI, 2000).

Acredita-se que o processo de metilação em ambientes aquáticos seja realizado principalmente por bactérias, tornando o MeHg biodisponível. Além da bioacumulação, o mercúrio orgânico apresenta elevada capacidade de se biomagnificar ao longo dos níveis

tróficos. Assim, com a biomagnificação, o MeHg acumulado no primeiro nível trófico (produtores) é transferido para os consumidores. Quanto mais longa a cadeia trófica, maior será a concentração acumulada pelos consumidores (CASTILHO e RODRIGUES, 2007).

Tem sido demonstrado que o fator de biomagnificação é cerca de 10 vezes entre peixes não carnívoros e carnívoros (BRUGGEMAN, 1982). Assim, em um ambiente aquático, os peixes, geralmente relacionados aos maiores níveis tróficos, dependendo do seu hábito alimentar, em especial os carnívoros, apresentam as maiores concentrações de Hg.

## **2. Justificativa**

A poluição ambiental ao nível mundial decorre do aumento pela demanda de recursos naturais na civilização moderna. Entretanto, desde o surgimento das sociedades humanas, focos localizados de contaminação ambiental ocorreram ao longo dos séculos. Porém, nunca na escala global que testemunhamos hoje (LACERDA *et al.*, 2008).

Praticamente, todos os ambientes do planeta encontram-se sob graus variados de contaminação. Mesmo áreas remotas, como o continente antártico, apresentam concentrações de contaminantes como o mercúrio e o chumbo, cuja distribuição é feita em escala global pelo transporte atmosférico, com concentrações acima dos níveis naturais esperados para a região. Assim, a pergunta principal das agências ambientais não é mais se um ambiente está ou não contaminado, mas em que grau ocorre essa contaminação (LACERDA *et al.*, 2008).

Em 19 de janeiro de 2013, em Genebra, ocorreu a Convenção Internacional sobre o mercúrio, reunindo representantes de 140 países, incluindo o Brasil. Devido ao aumento do fluxo de mercúrio na Biosfera, tornou-se necessário o levantamento de estimativas das emissões do metal, identificadas pelas Nações Unidas como um problema antrópico que supera a governança nacional, além da geopolítica vigente em que o poder do país vem sendo definido pela disponibilidade de recursos naturais em seu território (XAVIER, 2013).

As atividades humanas podem modificar, em grande extensão, a cobertura vegetal, o funcionamento hídrico e os ciclos biogeoquímicos de um ecossistema (MARTINS *et al.*, 2004). À medida que ocorre diversificação das atividades econômicas a necessidade de utilização dos recursos naturais é intensificada, buscando atingir níveis de sustentação compatíveis com as pressões da sociedade de consumo, a produção industrial e agrícola (TUNDISI, 2003).

A ampliação das fronteiras agrícolas na região central do Brasil, por exemplo, têm ocasionado impactos negativos nos ecossistemas frágeis e diretamente dependentes da disponibilidade de recursos hídricos, especialmente em função da utilização de defensivos

agrícolas. Os agrotóxicos ou defensivos agrícolas, introduzidos no Brasil na década de 1960, tinham como objetivo aumentar a produtividade primária combatendo agentes naturais que pudessem danificar a produção. Contudo, grande parte dos constituintes destes agroquímicos é disponibilizada ao meio ambiente gerando danos aos ecossistemas e à saúde pública.

Uma lista mundialmente conhecida elenca os doze agrotóxicos com efeitos nocivos comprovados e que já foram banidos em vários países desde 1985. A lista inclui os fungicidas à base de mercúrio (LUCCHESI, 2005). Estes tiveram sua utilização proibida no Brasil pela Portaria do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA, 2012) nº 06 de 1980.

Grande parte dos estudos desenvolvidos no Brasil com relação ao mercúrio tem enfatizado a atividade garimpeira como principal responsável pela contaminação do meio ambiente. Contudo, a literatura tem demonstrado que determinadas regiões consideradas não impactadas pela mineração do ouro apresentam níveis de mercúrio comparáveis aos de regiões com histórico de garimpo, indicando assim, que existe um aporte natural de mercúrio para o ambiente (MIRETZKI *et al.*, 2005). Segundo Bisinoti e Jardim (2004) os processos de queimada e desmatamento também contribuem para a mobilização do mercúrio natural. Assim, torna-se importante a avaliação de mercúrio em regiões que sofrem o impacto dessas atividades.

A Lagoa Bonita, localizada na Estação Ecológica de Águas Emendadas, no quadrante nordeste do Distrito Federal constitui a área de estudo, localizada no Bioma Cerrado. O Cerrado é um dos hotspots mundiais de biodiversidade (MYERS *et al.*, 2000; SILVA e BATES, 2002). O conhecimento sobre aspectos de sua estrutura e funcionamento e possíveis implicações decorrentes das alterações no uso da terra são fundamentais para a análise da relação entre desenvolvimento econômico e conservação ambiental.

A Lagoa Bonita é a maior lagoa natural do Distrito Federal, com uma área de 120 hectares, águas transparentes e fundo recoberto por uma grande diversidade de espécies de plantas aquáticas (MAIA e BAPTISTA, 2008). Sua vazão da origem ao Ribeirão Mestre D'Armas, um dos principais afluentes da Bacia do Rio São Bartolomeu, que contribui de forma significativa para a manutenção hídrica da Bacia do Paraná. Porém, a intensificação da ocupação antrópica nos limites da Lagoa Bonita, especialmente de caráter agrícola, tem impactado negativamente a qualidade ambiental da região (MAIA e BAPTISTA, 2008).

De acordo com Maia e Baptista (2008), a pressão antrópica exercida no entorno da Lagoa é significativa. Tal fato decorre da implantação de loteamentos e assentamentos urbanos em suas proximidades. Além disso, predominam em seu entorno grandes áreas

cultivadas, cujas técnicas agrícolas empregadas agridem o meio ambiente, deixando os solos expostos, mais suscetíveis a erosão e posterior carreamento de material particulado com potenciais poluentes, devido a utilização de agrotóxicos e insumos agrícolas, podendo contaminar a região da Lagoa Bonita.

A presença de elevada densidade de macrofitas aquáticas na região da Lagoa Bonita exerce influencia sobre seu funcionamento. Essa massa viva de vegetais está em verdadeiro equilíbrio com a fauna e a flora aquáticas. Com a presença das macrófitas aquáticas, há uma atenuação da ação dos ventos deixando as águas mais calmas. As macrófitas também atuam como barreira em relação ao material aportado às margens da Lagoa (PADOVESI-FONSECA, 2008).

A comunidade de macrófitas aquáticas é responsável pela produção de matéria orgânica principalmente em regiões tropicais, onde a maioria dos ecossistemas aquáticos apresenta pequena profundidade e extensas regiões litorâneas, possibilitando o estabelecimento de grandes áreas colonizadas por esta comunidade (ESTEVES, 1998). Deste modo, a Lagoa apresenta um ambiente extremamente favorável para a disponibilidade de mercúrio ao longo da cadeia trófica.

O conhecimento da concentração, transporte e dinâmica do mercúrio e MeHg no ambiente é necessário para predizer o grau de impactos negativos ao qual o ecossistema esta submetido, o potencial de risco sobre os seres humanos, bem como avaliar a qualidade de vida no ambiente (BAEYENS, 1996).

Devido à complexidade das análises de MeHg, a quantificação de mercúrio total (HgT) tem sido amplamente utilizada como indicador de qualidade ambiental. Essa correlação é válida, pois em diversos trabalhos realizados foi encontrado que o percentual de MeHg nos peixes em relação ao HgT varia entre 75 a 90% (RAMOS et al., 2012). Desse modo, o presente trabalho busca entender o ciclo do mercúrio total em função da defasagem de estudos realizados com esta temática no Bioma Cerrado.

### **3.Objetivos**

#### **3.1.Objetivo Geral**

Analisar o teor de mercúrio total em amostras de peixe, macrofitas, solo e sedimento a fim de obter níveis de referência (background) na região da Lagoa Bonita, Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), em Planaltina DF.

### 3.2. Objetivos Específicos

- Verificar se os níveis de mercúrio das amostras analisadas estão em conformidade com a lei;
- Correlacionar tipos de uso e cobertura do solo e topografia do terreno com teores de mercúrio total nos compartimentos analisados, observando possíveis interferências das atividades antrópicas na variação dos teores.

## 4. Revisão Bibliográfica

### 4.1. Elemento Mercúrio

O Hg raramente é encontrado como elemento livre na natureza. Encontra-se amplamente distribuído, porém em baixas concentrações, por toda a crosta terrestre. Na forma de mercúrio elementar ( $\text{Hg}^0$ ) encontra-se na 16ª posição em relação à sua abundância na natureza e suas reservas são avaliadas em cerca de 30 bilhões de toneladas (NASCIMENTO e CHASIN, 2001).

O mercúrio pode ser encontrado em todos os tipos de rochas, sendo mais frequente em calcário, arenito, serpentina, andesita, basalto e riolita (alkaline feldspar e quartzo). É obtido quase que exclusivamente do cinábrio ( $\text{HgS}$ ), onde se encontram cerca de 86,2% de mercúrio, embora possa ser encontrado em outros minérios na forma de mercúrio elementar (CLAYTON e CLAYTON, 1982). O cinábrio é encontrado em rochas próximas de atividades vulcânicas recentes, em veios ou fraturas minerais e em áreas próximas de fontes de águas termais. (NASCIMENTO e CHASIN, 2001).

Do minério cinábrio ( $\text{HgS}$  – sulfeto de mercúrio), que é triturado e seco, são extraídas ligas de mercúrio pelo aquecimento do minério em fornos rotatórios, na presença de oxigênio ou de óxido de ferro, em temperaturas variáveis entre 500 e 600°C (HACON e AZEVEDO, 2006). Tais operações não se dão no Brasil, uma vez que o país não possui minas de cinábrio e outros minérios dos quais se possa extrair o produto comercialmente. Assim, até o presente momento, o Brasil não possui reservas de mercúrio e não existem dados de sua produção (BRASIL, 2003).

Os principais setores que usam o mercúrio no Brasil são o garimpo, indústria de cloro-soda, fabricação de aparelhos elétricos, instrumentos científicos, lâmpadas fluorescentes, catalisadores, odontologia, laboratórios de pesquisa, de análises químicas e biológicas, indústria farmacêutica, refino do petróleo, fabricação de ácido acético e de acetaldeído (a partir do acetileno) e indústrias de papel (AZEVEDO, 2003; HACON e AZEVEDO, 2006).

As fontes naturais mais significativas de mercúrio são a gaseificação da crosta terrestre, as emissões de vulcões e a evaporação de corpos aquáticos (WHO, 2003). Admite-se que as emissões naturais sejam da ordem de 25.000 a 125.000 toneladas por ano. A crosta terrestre é fonte importante para a contaminação de corpos aquáticos naturais.

Uma parcela do mercúrio encontrado na água é de origem natural, embora possa parcialmente ser de origem atmosférica e ter sido gerada, também, por atividade antropogênica (AZEVEDO, 2003). Portanto, é difícil avaliar quantitativamente as contribuições relativas à atividade antropogênica e a natural em relação aos mercuriais que sofrem lixiviação do solo para a água.

#### **4.2.Ciclo do Mercúrio**

De acordo com Azevedo (2003), existem dois ciclos que realizam o transporte e distribuição do mercúrio no ambiente, um global e outro local. O ciclo de alcance global envolve a evaporação do mercúrio pela desgaseificação da crosta terrestre (incluindo áreas de terra e de água como rios e oceanos), a circulação atmosférica de seus vapores e sua precipitação com as chuvas, retornando ao solo e às águas. O ciclo local é favorecido pelas fontes antropogênicas de emissão e depende da metilação do mercúrio inorgânico.

Tanto o mercúrio proveniente das fontes naturais como o liberado por fontes antropogênicas podem sofrer transformações e transporte no meio ambiente, que os distribuem pelos ecossistemas terrestre, aquático e atmosférico. Dois tipos principais de reação, oxidação-redução e metilação-desmetilação, convertem o mercúrio em suas diversas formas (TINÔCO, 2008).

O conhecimento do ciclo biogeoquímico do mercúrio no ambiente é de extrema importância para se entender o grau de toxicidade do mercúrio e seus compostos. Mais de 85% do estoque total de mercúrio na biota de águas doces está na forma de MeHg, indicando que a formação deste é o processo chave que regula o conteúdo de mercúrio neste compartimento. No entanto, nas águas este valor raramente ultrapassa 10% e, em sedimentos, este valor varia de 0,1 a 1,5% do estoque de mercúrio total (STEFFAN *et al.*, 2009, VILLAS-BÔAS *et al.*, 2001).

Os sedimentos de rios, lagos e oceanos poluídos com mercúrio são perigosos porque o mercúrio confinado pode permanecer ativo como substrato para a metilação por cerca de 100 anos, mesmo quando a fonte é eliminada. A distribuição do mercúrio nos sedimentos está relacionada com o conteúdo de carbono orgânico, argila, ferro, fósforo, potencial redox e enxofre, dentre outros (BISNOTI e JARDIN 2004).

Os agentes orgânicos complexantes solúveis em água, tais como humatos e fulvatos, podem quelar as espécies solúveis e insolúveis na água; os últimos precipitam-se diretamente da solução para o sedimento. O pH ácido favorece a absorção do mercúrio pelo húmus. No entanto, em pH básico o mercúrio tem maior afinidade pela fração mineral, desfavorecendo a formação do metilHg (STEIN *et al.*, 1996; ROULET e LUCOTTE, 1995). Os solos possuem uma elevada capacidade de reter e armazenar mercúrio, devido ao forte acoplamento deste com o carbono presente.

Os solos argilosos apresentam aparentemente uma elevada capacidade de reter mercúrio, podendo acumulá-lo por muitos anos. Quando o mercúrio entra no ecossistema terrestre, parte deste pode ser volatilizado retornando à atmosfera e parte pode ser rapidamente complexado com material orgânico, especialmente ácidos húmico e fúlvico. No entanto, a quantidade de mercúrio acumulada no solo dependerá da história de deposição, da idade e das características deste.

A constante de estabilidade condicional para o complexo  $\text{Hg}^{2+}$  ácido húmico está na faixa de 18,4 a 21,1, dependendo das condições ambientais como pH e salinidade. A presença destes complexos no solo aumenta a solubilidade, mobilidade e disponibilidade do mercúrio, diminuindo a metilação do mercúrio. Com as chuvas, o mercúrio pode ser carregado dos solos (erosão) para o sistema fluvial, onde uma série de fatores poderá influir sobre a dinâmica do mercúrio neste sistema (WASSERMAN *et al.*, 2002).

O equilíbrio entre as formas inorgânicas ( $\text{Hg}^0$ ,  $\text{Hg}^{2+}$ ), o intercâmbio de  $\text{Hg}^0$  com a atmosfera, a adsorção em partículas e sedimentação, a precipitação como  $\text{HgS}$ , a foto oxidação-redução e a complexação com material orgânico são alguns dos processos físico-químicos que podem influir na dinâmica do mercúrio em águas naturais (ROULET e LUCOTTE, 1995). Desta maneira, entender a distribuição de mercúrio em solos e sedimentos é de extrema importância, pois estes podem funcionar como fonte ou sumidouro de mercúrio.

Na atmosfera, a espécie dominante é o mercúrio elementar ( $\text{Hg}^0$ ), enquanto que nos sedimentos, água e solo o íon mercúrico ( $\text{Hg}^{2+}$ ) é a espécie mais abundante (BISINOTI, 2005). O mercúrio elementar pode ser facilmente volatilizado e emitido para a atmosfera onde pode ser transportado por correntes de ar por longos períodos e, conseqüentemente, por longas distâncias (MICARONI *et al.*, 2000).

Em contraste, o  $\text{Hg}^{2+}$  tem um tempo de residência curto na atmosfera, devido à sua solubilidade em água, baixa volatilização e capacidade de reação (ENVIRONMENT CANADÁ, 2007). Dessa forma, a oxidação do mercúrio elementar na atmosfera é um importante mecanismo que implica na deposição de mercúrio no solo e na água. Assim,

quando o  $\text{Hg}^0$  é convertido a  $\text{Hg}^{2+}$ , pode ser rapidamente precipitado nas águas das chuvas ou adsorvido em pequenas partículas, depositando-se nos solos e corpos de águas.

Nos ambientes aquáticos, principalmente, mas também no solo, sob determinadas condições físico-químicas, ou pela ação de microrganismos, os íons de mercúrio dos compostos inorgânicos podem se ligar a grupos orgânicos, transformando-se em compostos orgânicos de mercúrio, como o metilmercúrio e o dimetilmercúrio.

Parte do mercúrio depositado no solo e na água pode ser transformada lentamente em espécies voláteis e reemitidas para a atmosfera, principalmente como mercúrio elementar e dimetil-mercúrio, podendo ser formados por processos bioquímicos (ALLOWAY, 1995). Essas transformações, e diversas outras, envolvem uma série de reações químicas, em que compostos de mercúrio e o mercúrio elementar são interconvertidos nos sistemas atmosféricos, aquáticos e terrestres. A conversão entre as diferentes espécies é a base do complexo padrão de distribuição do elemento em ciclos locais e globais e de seu enriquecimento para a atmosfera (DA SILVA *et al.*, 2009).

#### **4.3. Mercúrio na Biota aquática**

Uma vez no ecossistema aquático, o metilmercúrio entra na cadeia alimentar através da rápida difusão e forte ligação com as proteínas da biota aquática (AZEVEDO 2003), e bioacumula em organismos planctônicos, que transmitem o metilmercúrio aos seres de nível trófico mais alto (KAINZ *et al.*, 2005). Estas reações representam um importante papel no chamado “ciclo local” do mercúrio. Elas ocorrem naturalmente, mas podem ser intensificadas à medida que o teor de mercúrio aumenta na água e no sedimento, tanto em meio aeróbico quanto anaeróbico (KEHRIG, 2006; BOENING, 2000).

Existem inúmeras bactérias capazes de metilar mercúrio, entretanto a taxa de metilação dependerá de condições favoráveis ao seu crescimento. As maiores taxas, em ambiente aquático, ocorrem na camada superficial dos sedimentos, matéria orgânica em suspensão e em macrófitas aquáticas. Sendo que as macrófitas apresentaram taxas de metilação maiores que o sedimento superficial (BOENING, 2000; MAURO *et al.*, 2001).

As macrófitas aquáticas podem através da malha filtrante de suas raízes, captar o mercúrio associado aos materiais suspensos na água antes que se depositem no fundo, ou materiais que sejam mobilizados do fundo para a coluna d' água. Além disso, parte deste mercúrio assimilado pelas raízes pode ser transportado aos outros órgãos vegetais (LEMOS, *et al.*, 1998; BRITO e GUIMARAES, 1998).

A bioacumulação de mercúrio pelos organismos aquáticos é influenciada, principalmente, pela quantidade de elementos a que eles estão expostos, ou seja, a concentração do metal nos compartimentos ambientais (sedimento, coluna d' água, raízes de macrófitas e alimento) (BOENING *et al.*, 2000).

O metilmercúrio atinge sua concentração máxima em tecidos de peixes do topo da cadeia alimentar aquática devido à biomagnificação (MICARONI *et al.*, 2000) e o emprego desses organismos que denunciam a contaminação por mercúrio, seja porque são concentradores desse elemento, seja porque evidenciam mais cedo seus efeitos tóxicos, pode ser de grande valia no sentido de que, funcionando como sentinelas avançadas, informam sobre a evolução da poluição (AZEVEDO, 2003)

#### **4.4.Legislação para o Mercúrio**

Cada forma do Hg apresenta uma dada toxicidade, sendo que o metilmercúrio é uma substância neurotóxica e teratogênica (SWEET e ZELIKOFF, 2001), capaz de causar danos irreversíveis. Assim sendo o Brasil possui algumas portarias e resoluções que estabelecem limites máximos para esse elemento em alguns compartimentos ambientais.

De acordo com a Portaria nº 518, do Ministério da Saúde, de 25 de março de 2004, o valor máximo permitido para mercúrio em águas com qualidade adequada para consumo humano (água potável) é de  $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ .

Na avaliação da contaminação de sedimentos é necessária estabelecer diretrizes para determinar até que nível os mesmos podem ser considerados não contaminados e, portanto, adequados para a proteção da vida aquática; ou contaminados o suficiente para que se justifiquem medidas e ações que promovam a recuperação do ecossistema (ZAGGATO e BERTOLETTI, 2006).

Um dos critérios para a avaliação da qualidade dos sedimentos utilizados pela Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB (2006) é o grau de contaminação química, com vistas à proteção da vida aquática, classificado de acordo com os valores estabelecidos pelo Conselho Canadense de Ministérios de Meio Ambiente (CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT, 2001). Esses mesmos critérios foram adotados pela Resolução CONAMA 344/04 que estabelecem diretrizes e procedimentos mínimos para avaliação do material dragado.

Assim, para avaliar o teor de mercúrio nos sedimentos, com base em concentrações totais e na probabilidade de efeito deletério sobre a biota, definem-se duas concentrações limites:  $0,17 \text{ mg.Kg}^{-1}$ , concentração abaixo da qual raramente são esperados efeitos adversos à

biota; e  $0,486 \text{ mg.Kg}^{-1}$ , concentração acima da qual, frequentemente, esses efeitos são observados. Na faixa entre os dois limites, ocasionalmente, esperam-se efeitos adversos.

Em 2001 a CETESB publicou o Relatório de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo no qual apresentou uma lista preliminar de valores orientadores para proteção da qualidade de solos e águas subterrâneas, valores estes que foram reformulados em 2005 e apresentados pela DECISÃO DE DIRETORIA Nº. 195/2005 (CETESB, 2005). Na Tabela 1 estão descritos os valores orientadores para mercúrio nos solos e nas águas subterrâneas.

**Tabela 1 – Valores orientados para solo e águas subterrâneas relativos ao mercúrio no Estado de São Paulo.**

Referência de Qualidade	Solo (mg/Kg)				Água Subterrânea (µg/L)
	Prevenção	Agrícola	Intervenção Residencial	Industrial	
0,05	0,5	12	36	70	1

Fonte: CETESB (2005)

Para a Organização Mundial de Saúde (WHO, 1990), pescados com até  $0,30 \text{ mg.kg}^{-1}$  de mercúrio podem ser consumidos diariamente, enquanto os que contêm  $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$  poderão ser consumidos eventualmente. Por outro lado a Portaria da Agência Nacional de Vigilância Sanitária - ANVISA 685/1998 permite a comercialização de pescado não predador com até  $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$  e com até  $1 \text{ mg.kg}^{-1}$  para pescado predador.

## 5. Material e Métodos

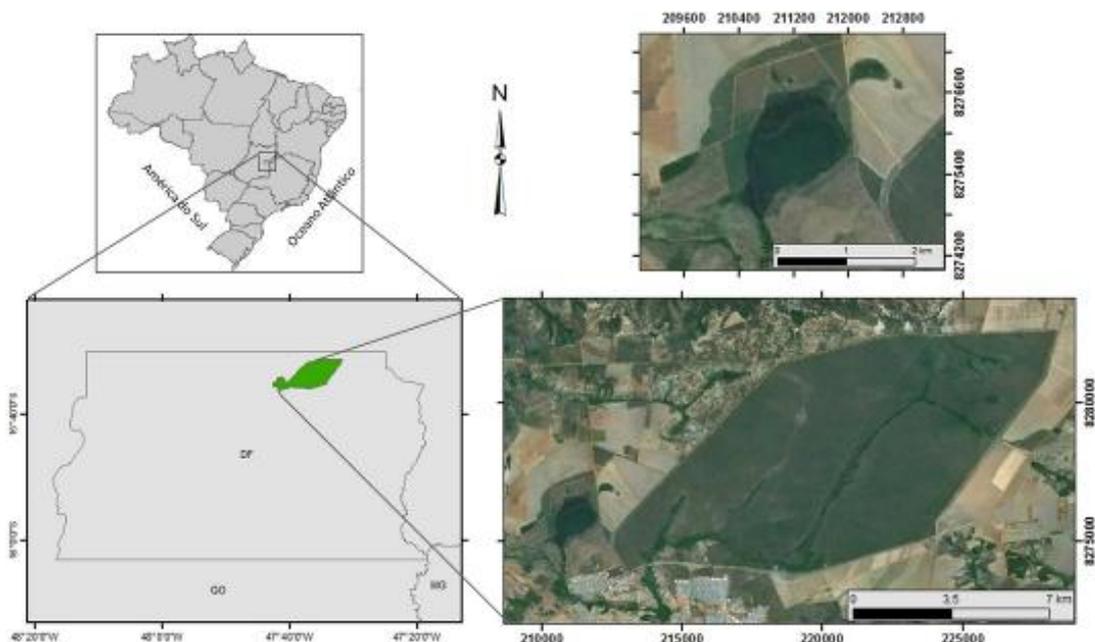
### 5.1. Área de estudo

A área de estudo está localizada na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), situada na porção nordeste do Distrito Federal, na cidade de Planaltina. Foi instituída em 1988 por meio do Decreto nº 11137 do Governo do Distrito Federal, visando à preservação da biodiversidade existente num perímetro de aproximadamente 10.550 hectares.

Em função da declividade do terreno, uma nascente no interior da Estação drena para regiões opostas, abastecendo duas grandes bacias brasileiras: uma que corre para o norte (bacia Tocantins/Araguaia) e outra para o sul (bacia Paraná).

A Esecac funciona como corredor ecológico, interligando a flora e fauna das duas bacias citadas. Sua fauna é rica em espécies de animais sob ameaça de extinção, tais como: onça parda, lobo-guara e anta. A Estação Ecológica possui quase todas as fitofisionomias do Cerrado, e sua importância também está vinculada a preservação da paisagem, bem como de habitats, comunidades bióticas do Cerrado (stricto sensu) e veredas.

A área da ESECAE é composta por dois polígonos cortados pela rodovia DF-128. O polígono menor da Estação Ecológica de Águas Emendadas compreende a Lagoa Bonita, objeto principal de estudo do presente trabalho (Figura 1).



**Figura 1 – Área de estudo. Lagoa Bonita, localizada entre os paralelos 15°33'12\"N e 15°41'41\"S e os meridianos 47°33'16\"L e 47°47'15\"O.**

De acordo com o sistema climático criado por Koppen, o clima da região tem sido classificado como Aw, quente com chuvas de verão e secas de inverno. A temperatura média anual é de aproximadamente 20°C e a precipitação anual total cerca de 1500 mm, concentrada principalmente nos meses de novembro, dezembro, janeiro e fevereiro (MAIA e BAPTISTA, 2008).

Até o final da década de 90, a Lagoa Bonita apresentava água ácida, com pH em torno de 5,67 (SOUZA *et al*, 2008) com baixa concentração de nutrientes e uma abundante flora de exuberantes *Desmideas* (LEITE e SENNA, 1992), algas verdes, presentes em grandes quantidades e variedades, indicadoras de ambientes com baixo grau de impacto. Desde então, a lagoa vem sofrendo um crescente impacto decorrente das atividades agrícolas, como

plantações de milho e soja, e pecuária, que são desenvolvidas nos limites da Estação Ecológica de Águas Emendadas (FREITAS *et al*, 2008).

## 5.2. Coleta de dados

Para este estudo, foram coletadas as matrizes solo superficial, solo à 10cm, sedimento, macrófitas aquáticas e peixes. Para a coleta de solo superficial, solo à 10cm, sedimento e macrófitas foram selecionados 6 pontos amostrais (Figura e Tabela 2) a fim representar toda a lagoa em regiões litorâneas. As coletas destas matrizes foram realizadas em Maio/2012, período de seca, Setembro/2012, uma transição entre a estação seca e chuvosa, e Dezembro/2012, correspondendo a estação de chuva.

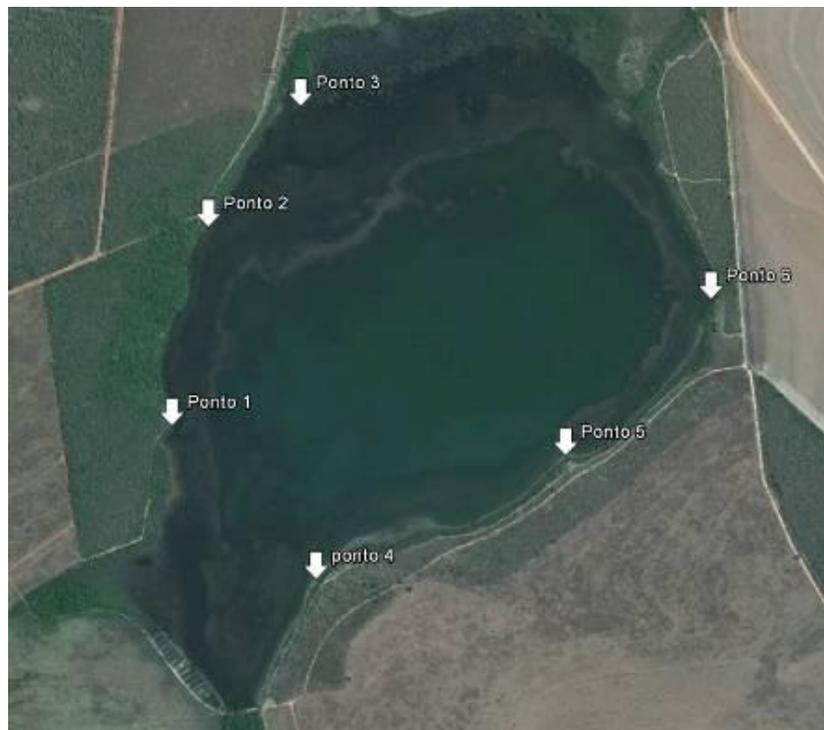


Figura 2 - Pontos amostrais de coleta de macrófitas, sedimento, solo superficial e a 10 cm. Fonte: Google Earth, 2013.

Tabela 2 – Coordenadas dos pontos amostrais para a coleta de macrófitas, sedimento, solo superficial e a 10 cm.

Pontos amostrais	Coordenadas	
1	15° 34' 57,42" S	47° 41' 56,76" O
2	15° 34' 39,75" S	47° 41' 53,57" O
3	15° 34' 28,91" S	47° 41' 46,37" O
4	15° 35' 10,63" S	47° 41' 43,00" O
5	15° 35' 06,43" S	47° 41' 31,04" O
6	15° 34' 45,67" S	47° 41' 06,51" O

Para a coleta de peixes foram realizadas 4 baterias compreendendo os meses de Dezembro/2011, Abril/2012, Junho/2012 e Setembro/2013. Foi utilizado o barco a fim de obter mais êxito e abranger toda a Lagoa. As coletas foram realizadas nos períodos da manhã e da tarde.

Todas as amostras foram transportadas para o Laboratório de Química Analítica e Ambiental (LQAA) da Universidade de Brasília para a posterior análise do Mercúrio Total.

### ***5.2.1.Solo e Sedimento***

A amostragem de solo foi realizada com trado de aço (Figura 3). Em cada um dos 6 pontos de amostragem foram coletados solo em superfície (de 0,0 a 2,0cm abaixo da camada de húmus) e a profundidade de 10,0 cm, com 5 metros de distância da margem da Lagoa



**Figura 3 – Trato mecânico para a coleta de solo.**

As amostras de sedimento de fundo foram coletas utilizando-se coletor pontual de sedimento draga de Eckman (Figura 4), permitindo a coleta da camada mais reativa do sedimento.

Ambas as amostras de sedimento foram acondicionados em sacos plásticos e rotulados. Em laboratório foram secas à temperatura ambiente, desagregadas com mão de gral e pistilo de porcelana, peneiradas para posteriormente serem analisadas.



**Figura 4 – Coletor de sedimento. Draga de Eckmam.**

### ***5.2.2. Macrófitas***

Para as amostras de macrófitas foi restringida a espécie *Eleocharis* spp., sendo predominante na área em estudo (FONSECA, 2008) (Figura 5). Esta espécie é uma erva aquática emergente perene e que pode se propagar facilmente por rizomas ou sementes. A coleta foi realizada de forma manual abrangendo a raiz e o caule.



**Figura 5 – Macrófita aquática (*Eleocharis* spp.).**

As amostras foram coletadas, ensacadas em sacos plásticos e armazenadas em caixas de isopor com gelo até a chegada ao laboratório. Em laboratório os talos e as raízes foram lavadas com água destilada e secas em estufa. Após secagem, os talos e as raízes foram triturados separadamente em liquidificador, a fim de obter a homogeneidade das amostras e armazenadas até a análise.

### 5.2.3. Peixes

As amostras de peixe foram coletadas nos meses de dezembro de 2011 (estação chuvosa), abril (transição chuva-seca), junho (seca) e setembro (transição seca-chuva) de 2012. O método utilizado para a coleta de peixes foi a “linha e anzol” descrito por Gomiêro (2010). Este método consiste na captura de exemplares predadores de topo. Desse modo, usa-se linha com iscas artificiais e para melhor eficácia usa-se caniço com molinete ou carretilha. A isca artificial utilizada foi de meia água compreendendo um tamanho de 5 a 8 cm de comprimento.

Após a captura do peixe, estes foram pesados em balança de precisão de 1 g (Figura 6), medidos o comprimento total e padrão e identificados por meio de rótulos numerados de acordo com a ordem de captura. O comprimento padrão é a medida da ponta do focinho à porção distal do pedúnculo caudal (base dos raios da nadadeira caudal), sendo uma importante medida para o cálculo do fator condição  $k$  ilustrado no próximo tópico.



**Figura 6 – Peixe (tucunaré) após a captura sendo pesado e medido seu comprimento total e padrão.**

Os peixes foram abatidos através da técnica de “Iki Jimi”, que consiste em lesão do tronco cerebral por estilete ou faca pontiaguda introduzida através dos arcos branquiais (SLACK-SMITH, 2001). Esta técnica faz com que o peixe morra instantaneamente evitando o sofrimento do mesmo.

As amostras de músculo do dorso (Figura 7), com cerca de 2 a 3 cm cada, foram retiradas com ajuda de bisturi e armazenados em caixas de isopor com gelo para análise laboratorial.



**Figura 7 – Amostra de músculo dorsal de peixe.**

#### 5.2.3.1.Fator de condição K

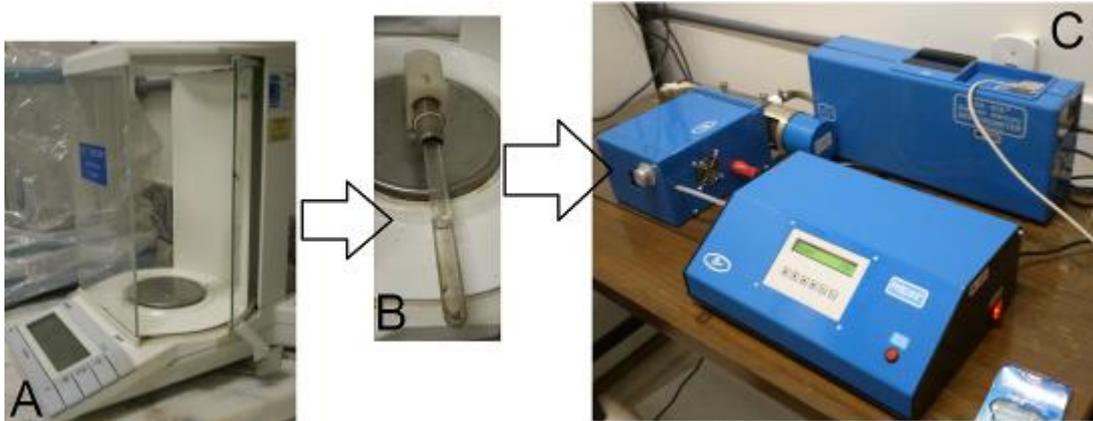
Para os peixes coletados foram calculados o fator de condição (K), um índice muito utilizado em estudos de biologia pesqueira, pois indica o grau de bem estar do peixe frente ao ambiente em que vive (BRAGA, 1986), no que condiz o quanto peixe está acumulando gordura.

O fator de condição reflete aspectos nutricionais recentes e/ou gastos de reservas em atividades cíclicas, sendo possível, relacioná-lo às condições ambientais e aos aspectos comportamentais das espécies (VAZZOLER, 1982). K pode ser obtido pela expressão  $K=W/L^3$  (fator de condição de Fulton). Para o calculo deste é necessário às medidas de massa e comprimento padrão do peixe. O fator de condição de Fulton pressupõe que a relação massa-comprimento é isométrica.

### **5.3.Análises laboratoriais**

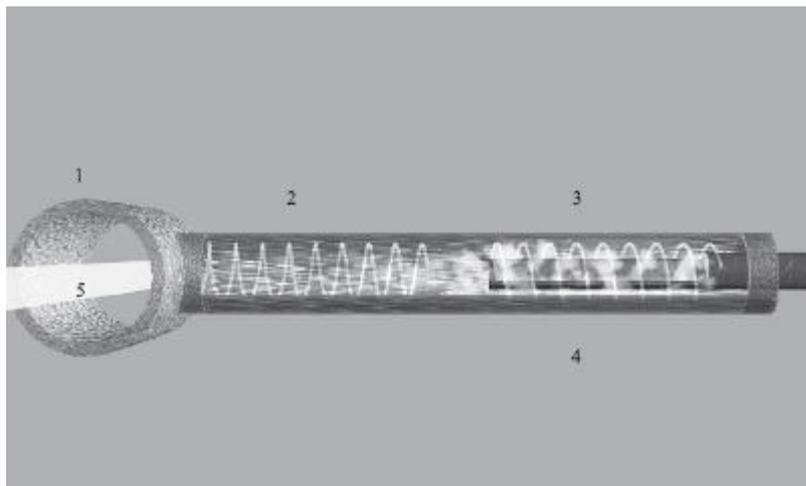
Para a determinação quantitativa de mercúrio total (HgT) no músculo de peixe, no tecido vegetal das macrofitas, no solo e no sedimento foi realizada com o equipamento portátil LUMEX (RA-915+), específico para análises de Hg total por espectrofotometria de absorção atômica acoplado a uma câmara de pirólise (Pyro-915). A câmara trabalha de acordo com o princípio da destruição térmica da amostra seguida pela determinação da quantidade de vapor de Hg. Este permite a determinação de mercúrio em amostras de matriz complexa, como solos, rochas, sangue, cabelo, alimentos, produtos derivados de petróleo, etc.,

O procedimento analítico (Figura 8) consistiu na pesagem de 0,5 gramas das amostras em balança de precisão. A amostra é colocada no atomizador usando um recipiente especial feito de quartzo. Depois de inserir o recipiente com a amostra no atomizador, compostos de mercúrio se dissociam seguido então da leitura (SHOLUPOV *et al.*, 2004).



**Figura 8 – Procedimento laboratorial. (A) Balança de precisão (B) Recipiente de quartzo e (C) RA-915+.**

A figura 9 mostra um desenho esquemático do atomizador. As câmaras do atomizador são aquecidas de forma independente até 800 °C (sabe-se que todos compostos de mercúrio são decompostos nessas condições).



**Figura 9 - A concepção do atomizador com duas câmaras. (1) células de pirolise analíticas, (2) segunda câmara do atomizador, (3) primeira câmara do atomizador, (4) amostra no recipiente de quartzo (5), leitura através do raio de absorção. Fonte: SHOLUPOV *et al.*, 2004.**

#### **5.4. Análises Estatísticas**

Os dados quantitativos contínuos, isto é, dados que resultam de infinitos valores possíveis em uma escala contínua, obtidos por meio da análise das variáveis mercúrio total, massa (g), comprimento total e parcial (cm) e fator de condição (K) nas amostras de peixe coletadas aleatoriamente; mercúrio total em amostras de solo, sedimento e macrófita; e parâmetros físico-químicos da água da Lagoa, coletados em seis pontos, foram submetidos a análises estatísticas.

Foram coletadas 47 amostras de peixes e todas compreendendo o tucunaré (*Cichla* sp) (Figura 10). Os peixes carnívoros, predadores de topo, adquirem grandes quantidades de Hg que são bioacumulados em função do seu tamanho (BARBOSA *et al.*, 2003), podendo assim serem usados indicadores de contaminação.



**Figura 10 - Exemplos de tucunaré coletados na Lagoa Bonita.**

Antes do enquadramento como Unidade de Conservação, a Lagoa Bonita possuía tanques de piscicultura instalados em suas margens. Abandonados após a transformação da área em unidade de conservação. Os tucunarés que ali eram criados invadiram a Lagoa, onde estabeleceram populações bem definidas (BRITO-RIBEIRO *et al.*, 2008).

Os tucunarés (*Cichla*. sp) foram capturados principalmente nos ambientes com galhos e raízes, próximos as ilhas de buritis e em locais de moderada concentração de plantas aquáticas. O tucunaré é uma espécie predadora que rapidamente adapta-se aos ambientes lacustres onde é introduzido. Mesmo na Lagoa Bonita, onde o suprimento alimentar é reduzido e a presença de dois outros predadores (piranha e trairá) aumenta a competição, o tucunaré conseguiu se estabelecer (BRITO-RIBEIRO *et al.*, 2008).

Inicialmente, estes dados foram submetidos à estatística descritiva. A análise descritiva dos valores de mercúrio total nos peixes e nas matrizes ambientais levou em consideração a totalidade de períodos de coleta, utilizando como medidas a média e o desvio padrão. Posteriormente à descrição dos dados, foi aplicado o teste de normalidade de kolmogorov-Smirnov aos teores de mercúrio total das matrizes e às variáveis comprimento total, comprimento padrão, massa, k e também mercúrio total nos peixes, possibilitando

observar que estes apresentam distribuição normal, com probabilidade  $p$  num intervalo maior que 0.05.

As variáveis massa (g), comprimento total e parcial (cm), índice de massa corporal (K) e mercúrio total (ug/Kg) características das amostras de peixe ainda foram investigadas por meio do teste de correlação linear simples, que utiliza o coeficiente de Pearson representado pela letra  $r$ . Quando o coeficiente de Pearson se iguala a 1 tem-se uma correlação perfeitamente positiva. Neste caso, valores altos em uma variável condicionam valores elevados na outra. Quanto o  $r$  se iguala a  $-1$  constitui-se uma correlação perfeitamente negativa. Para tal situação tem-se uma correlação inversamente proporcional. Quanto mais próximo de 0 estiver o  $r$ , menor o grau de correlação entre as variáveis, que se fortalece a medida que se aproxima de 1 ou  $-1$ .

A análise das componentes principais inicia-se com o cálculo dos autovalores e correspondentes autovetores de uma matriz de variâncias e covariâncias ou de correlações entre variáveis. O primeiro autovalor a ser determinado corresponderá à maior porcentagem da variabilidade total existente no conjunto de dados, o segundo pela maior variação possível restante, e assim por diante até que toda a variação do conjunto tenha sido explicada (BERNARDI et al., 2001).

A análise das respostas da pesquisa foi realizada com o apoio do Software Statistica Trial Version 10.

### **5.5. Metodologia para a Elaboração dos Mapas**

Foram elaborados o modelo digital de elevação do terreno por meio dos softwares Spring 4.3 e Surfer 8 e o mapa de uso e cobertura do solo, com utilização do software Arcgis 9.0. O modelo de elevação do terreno teve como base os dados numéricos de relevo e topografia do Brasil, obtidos pela nave espacial americana durante a missão conhecida como SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) e disponibilizados pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (MIRANDA, 2012), no sistema de coordenadas geográficas (UTM) sob o datum WGS 84 (Embrapa) (MIRANDA, 2012).

O mapeamento de uso e cobertura do solo levou em consideração o sistema de classificação adotado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) de 2006, que categoriza a composição do ambiente em áreas antrópicas não agrícolas, englobando as áreas urbanas, vilas, cidades; áreas antrópicas agrícolas, compreendendo propriedades rurais com produção agropecuária, sistemas agroflorestais (SAFs); áreas de vegetação natural e água. Quanto à vegetação natural, para a realização do presente trabalho, as classes foram

subdivididas em relação ao aspecto arbóreo, arbustivo e herbáceo. Além disso, incluiu-se a classe solo exposto.

Para a elaboração do mapa de uso e cobertura do solo foram utilizadas imagens do satélite Landsat 5 do ano de 2011. Estas imagens encontram-se disponíveis no site do Instituto Brasileiro de Pesquisas Espaciais (INPE), sob o sistema de coordenadas geográficas (UTM) e datum WGS 84. A área delimitada para a eventual análise foi localizada na carta 23 sul. Após a composição da imagem colorida por meio da combinação das bandas no comprimento de onda vermelha (R), azul (B) e verde (G) e georreferenciamento por meio do software Arcgis 9.3, foi realizada a edição da tabela de atributos e classificação das respectivas áreas.

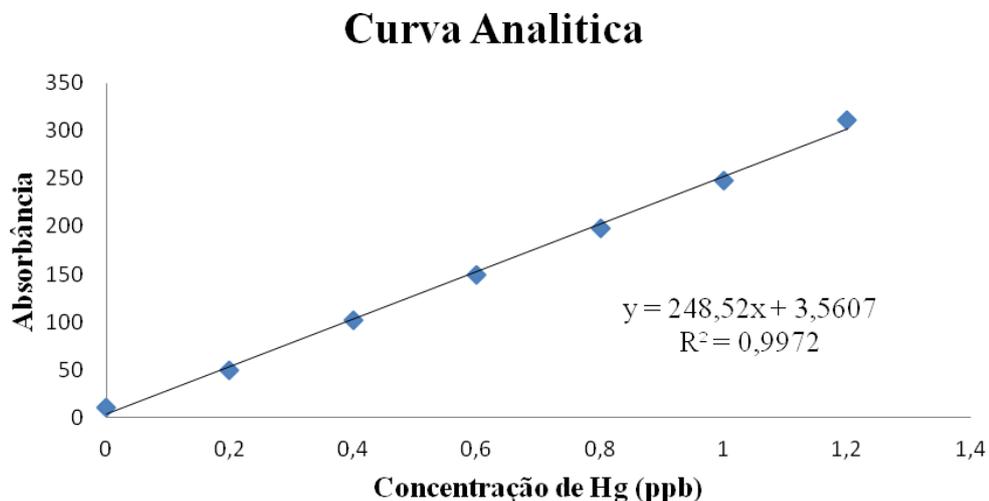
## 6.Resultados

### 6.1.Limite de Detecção e Quantificação (RA-915+)

O limite de detecção foi calculado a partir da seguinte relação:

$$y - y_b = 3,3sb$$

Onde  $y_b$  é o valor da absorbância do branco e  $sb$  é o desvio padrão dos vários valores do branco.



**Figura 11 - Curva analítica para cálculo do limite de detecção.**

Com a equação da reta - obtida a partir da regressão linear dos dados da Tabela 4 - no gráfico da Figura 11, e onde A é o valor 3,56 e B o valor 248,52 pôde-se calcular o limite de detecção utilizando as equações a seguir:

$$y - y_0 = 3,3 sb$$

$$y = 3,3 sb + y_b$$

$$y = 3,3(1,6) + 10,1 \quad y = 15,4$$

Substituindo o valor de y encontrado na equação da reta obtida para a curva analítica.

$$y = A + Bx \quad x = (y - A) / B$$

$$x = (15,4 - 3,56) / 248,52$$

$$x = 0,04 \text{ ppb}$$

O limite de detecção encontrado foi 0.04 ppb. Além do limite de detecção foi calculado o limite de quantificação obtido a partir da seguinte relação:  $y - y_b = 10sb$   
Calculando o valor de y:

$$y = 10(1,6) + 10,1 \quad y = 26,1$$

Substituindo o valor de y na equação da reta:

$$y = A + Bx$$

$$x = (y - A) / B$$

$$x = (7,5 - 3,56) / 248,52$$

$$x = 0,08 \text{ ppb}$$

O limite de quantificação encontrado foi 0,08 ppb. Os valores do limite de detecção (0,04 ppb) e do limite de quantificação (0,08 ppb) são valores baixos se for considerado que os valores para mercúrio total nas matrizes em questão encontra-se acima desses valores.

## 6.2. Matrizes Ambientais (Sedimento, solo e macrófita)

Inicialmente, por meio da estatística descritiva pode-se observar que a média dos valores de pH entre as três estações de coleta foi de 7,057, com desvio padrão em torno de 0,634 (Tabela 3). De acordo com a Tabela 3, o valor médio da variável condutividade foi 0,004 (mS/cm) e para a turbidez 4,371 (NTU).

**Tabela 3 - Estatística descritiva atribuída aos parâmetros físico-químicos e teores de mercúrio total coletados.**

Parâmetro	Variável	Média	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão
Físico-Química	pH	7,06	5,89	8,20	0,63
	Condutividade (mS/cm)	0,004	0,003	0,005	0,001
	Turbidez (NTU)	4,37	0,20	31,50	8,04
Concentração de Mercúrio ( $\mu\text{g/Kg}$ )	Sedimento	<u>52,96</u>	19,86	<u>93,50</u>	19,77
	Solo Superficial	37,88	15,00	83,93	20,06
	Solo 10 cm	30,23	<u>8,83</u>	62,79	14,52
	Macrófita	<u>29,49</u>	14,05	47,87	10,95

Para as matrizes solo à 10cm, solo superficial, sedimento e macrófita as médias de mercúrio total atribuídas variaram entre 52,957  $\mu\text{g/Kg}$  no sedimento e 29,487  $\mu\text{g/Kg}$  na macrófita. Como observado na tabela 3, os valores máximos de mercúrio total foram

encontrados nas amostras de sedimento (93,498  $\mu\text{g}/\text{Kg}$ ) e o mínimo no solo a 10 cm (8,82  $\mu\text{g}/\text{Kg}$ ).

Como observado na Tabela 4, há variâncias significativas em relação à média analisada para as variáveis em relação aos quatro períodos de coleta, com  $p$  igual a 0,000425 e  $F$  igual a 5,668 (Tabela 4).

**Tabela 4 - Teste multivariado de significância aplicado aos dados de mercúrio total nas matrizes analisadas.**

<b>Teste de significância com todas as variáveis</b>		
	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>Intercept</b>	13,066,476	0,000000
<b>Estação</b>	56,684	0,000425

Analisando a variação das médias de cada amostra, pode-se observar de acordo com a Tabela 5, que, exceto pela variável sedimento, todas são significativas para a rejeição de  $H_0$ , isto é, apresentam  $p$  menor ou igual a 0,005. Tal fato demonstra que as medias de valor para as amostras de solo superficial e a 10 cm e macrofitas variam ao longo das estações do ano.

**Tabela 5 - Resultado univariado de Anova específico para cada variável no conjunto de estações coletadas.**

		<b>F</b>	<b>P</b>
Sedimento	Intercepto	133,2	0
	Estação	1,2625	0,31136
Solo Superficial	Intercepto	135,012	0
	Estação	10,3762	0,00148
Solo 10cm	Intercepto	185,453	0
	Estação	12,696	0,00059
Macrófita	Intercepto	174,438	0
	Estação	3,8605	0,04441

Com base no coeficiente de significância Beta (B), apresentado na Tabela 6, possibilita-se analisar em quais grupos de estação as variáveis estão apresentando maior significância. Desse modo, o Beta atribuído a variável sedimento não demonstra significância entre os períodos de inverno-primavera ( $B=0,408$ ) nem de primavera-verão (0,065). Para às variáveis solo superficial e a 10 cm, tanto os coeficiente atribuídos ao período inverno-primavera quanto primavera-verão são significativos (superiores a 0,5). Ainda como

observado na Tabela 6, a variável macrófita apresenta coeficiente significativo apenas no período inverno-primavera (B=0,608).

**Tabela 6 - Coeficiente de significância Beta para cada variável.**

<b>Sedimento</b>					
		<b>T</b>	<b>P</b>	<b>Beta</b>	<b>Erro do Beta</b>
<b>Intercepto</b>		11,5412	0,0000		
<b>Estação</b>	Inverno/Primavera	1,4795	0,1597	0,4081	0,2758
<b>Estação</b>	Primavera/Verão	-0,2378	0,8152	-0,0656	0,2758

<b>Solo superficial</b>					
		<b>T</b>	<b>P</b>	<b>Beta</b>	<b>Erro do Beta</b>
<b>Intercepto</b>		11,6195	0,0000		
<b>Estação</b>	Inverno/Primavera	4,2227	0,0007	0,8155	0,1931
<b>Estação</b>	Primavera/Verão	-3,5916	0,0027	-0,6936	0,1931

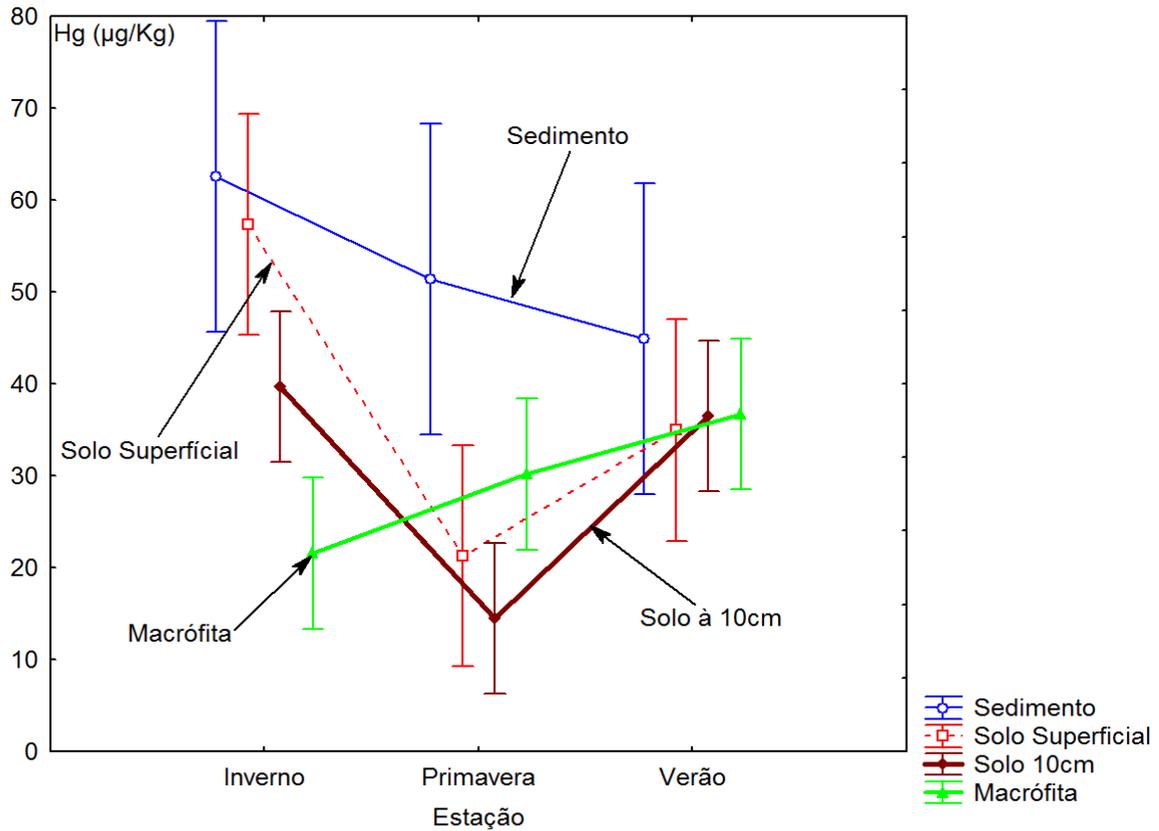
  

<b>Solo á 10cm</b>					
		<b>T</b>	<b>P</b>	<b>Beta</b>	<b>Erro do Beta</b>
<b>Intercepto</b>		13,6181	0,0000		
<b>Estação</b>	Inverno/Primavera	3,0066	0,0089	0,5463	0,1817
<b>Estação</b>	Primavera/Verão	-5,0053	0,0002	-0,9094	0,1817

<b>Macrófita</b>					
		<b>T</b>	<b>P</b>	<b>Beta</b>	<b>Erro do Beta</b>
<b>Intercepto</b>		13,2075	0,0000		
<b>Estação</b>	Inverno/Primavera	-2,5099	0,0240	-0,6080	0,2422
<b>Estação</b>	Primavera/Verão	0,2225	0,8269	0,0539	0,2422

De acordo com a Figura 12, a variável Hg total no sedimento não apresentou variação significativa das médias, porém ocorreu redução do valor médio ao longo das estações em análise, sendo inversamente proporcional a tendência do metal nas macrófitas, com variação crescente entre os valores médios. Os dados de mercúrio total no solo, tanto superficial quanto a 10 cm de profundidade, demonstraram uma redução do valor médio na primavera e elevação no verão.



**Figura 12 - Variação das médias de cada variável entre os períodos analisados.**

A análise de componentes principais (ACP) foi aplicada nas matrizes solo, superficial e a 10 cm, sedimento e macrofitas visando verificar possíveis semelhanças e/ou diferenças nos níveis de Hg e sua correlação com as estações do ano (verão, inverno e primavera). A figura 13 ilustra os pesos da 1ª (41,60%) e 2ª (24,87%) componentes em relação às variáveis da amostra.

Analisando-se a primeira e a segunda componente da porção direita da figura 16, foi possível observar a separação das três estações. A componente 1 está sendo responsável pelo agrupamento das estações inverno e primavera enquanto que a componente 2 apresenta maior peso para o verão. Na porção esquerda da Figura 13, pode-se observar que as amostras de solo e sedimento estão correlacionadas positivamente em relação a componente 1.

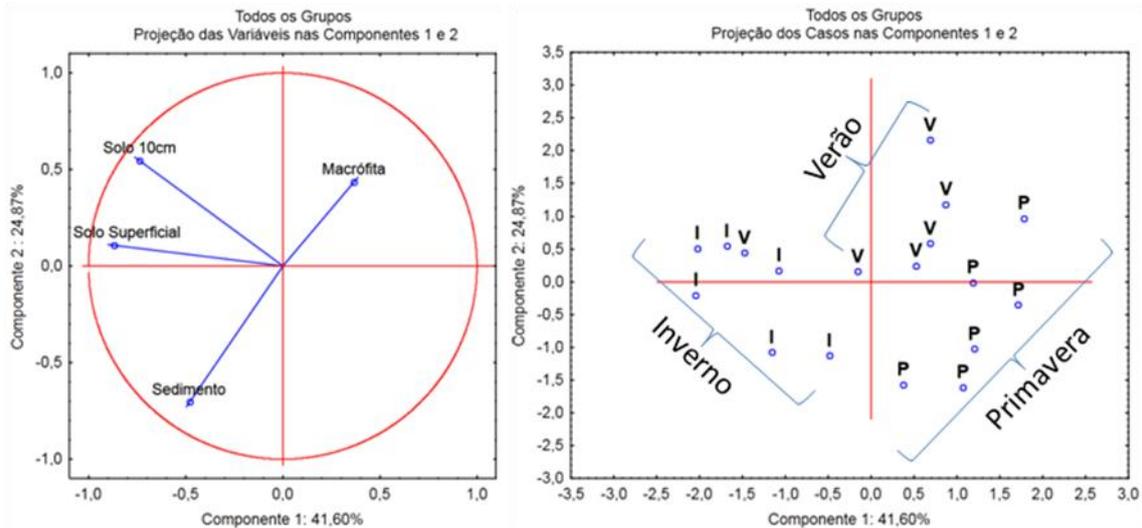


Figura 13 - Projeção das variáveis e dos casos nas componentes 1 e 2.

Infere-se com base na componente 1 que as variáveis solo e sedimento estão correlacionadas positivamente. Então se níveis de mercúrio aumentam na matriz solo consequentemente aumentará para a matriz sedimento. Pode se levar em consideração o carregamento de material de fora (alóctone) para dentro da Lagoa com o início das chuvas igualando assim níveis de mercúrio em ambos os compartimentos.

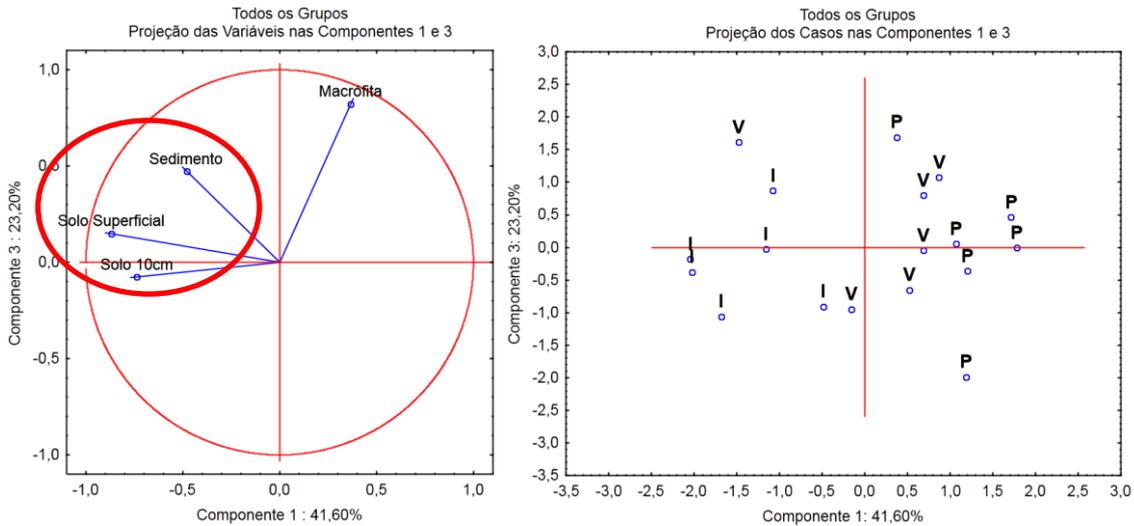
O Hg no solo superficial mostrou forte influencia na estação de inverno apresentando peso (loading) de -0,86 na 1ª componente (Tabela 7). Com a vinda das estações de primavera e verão, onde começam as chuvas, a variável Hg no solo superficial passa a ter menos influência.

Tabela 7 - Peso (loadings) de cada variável para as três principais componentes e a porcentagem de variância explicada de cada componente.

	Componente 1	Componente 2	Componente 3
<b>Sedimento</b>	-0,480885536	-0,703011489	0,47287231
<b>Solo Superficial</b>	-0,868957869	0,108425063	0,149855497
<b>Solo 10cm</b>	-0,737405788	0,546925536	-0,076695614
<b>Macrófita</b>	0,366119441	0,435526752	0,822299349

Na primavera com o início das chuvas os teores de Hg no solo e sedimento passam a ter menos influencia para a componente 1, estando correlacionadas negativamente com as macrófitas. Pode-se presumir que as concentrações de mercúrio no solo e no sedimento são inversamente proporcionais nas macrófitas. É plausível, portanto, que quando há um maior aporte de material alóctone, por conseguinte aumentará a oferta de nutrientes e fará com que a macrófita absorva mais o que estiver em suas raízes, provocando maior bioacumulação de mercúrio e menor concentração do Hg na matriz sedimento.

Com base na figura 14, que ilustra os pesos da 1ª e 3ª componentes totalizando 64,8% da variação observada, pode ser percebido maior agrupamento das matrizes solo e sedimento, evidenciando que ambos os teores de Hg apresentam uma origem comum com o passar das estações.



**Figura 14 – Projeção dos casos e das variáveis na componentes 1 e 3.**

Por meio deste estudo, foram identificadas as concentrações de mercúrio total em amostras de solo, sedimento e macrófitas, possibilitando a definição de valores de referência local (background) para a fitofisionomia do Cerrado na região da ESECAE, que ainda não apresenta dados relacionados ao tema (tabela 8).

**Tabela 8 - Valores de referência (background) de Mercúrio Total da ESECAE, Planaltina, DF.**

	Mercúrio Total ( $\mu\text{g}/\text{Kg}$ )			
	Sedimento	Solo Superficial	Solo 10cm	Macrófita
<b>Média</b>	52,96	37,88	30,23	29,49
<b>Desvio Padrão</b>	$\pm 19,77$	$\pm 20,06$	$\pm 14,52$	$\pm 10,95$

### 6.3. Matriz Peixe

A variável massa apresentou média de 779,736 g entre os períodos, com desvio padrão de 405,749 g; os comprimentos total e padrão demonstraram médias de 38,512 e 33,489, respectivamente; o Hg total apresentou média 228,793 e a variável K teve valor médio igual a 2,034 (Tabela 9).

**Tabela 9 - Estatística descritiva aplicada às variáveis relacionadas as amostras de peixe em todos os períodos de coleta.**

<b>Estações</b>	<b>Média</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Desvio Padrão</b>
Massa(g)	779,736	177	1805	405,7499
Comprimento				
Total (cm)	38,5128	24	52	6,4884
Comprimento				
Padrão (cm)	33,4894	20	45	5,9018
Hg Total				
( $\mu\text{g/Kg}$ )	228,793	81,8431	487,518	92,8567
K	2,0347	0,9469	4,375	0,7187

A análise descritiva realizada com as amostras específicas de cada estação do ano possibilitou observar que as médias da variável massa são menores nas estações de verão e inverno e maiores nos períodos de outono e primavera (Tabela 10). Desse modo, o valor médio da massa corpórea dos peixes oscila entre 635,10 no verão, 795,857 no outono, 706,933 no inverno e 1068,825 na primavera. Os valores médios atribuídos ao mercúrio total e ao Fator K dos peixes apresentaram a mesma tendência das médias relacionadas à variável massa.

**Tabela 10 - Estatística descritiva aplicada às variáveis relacionadas as amostras de peixe.**

		<b>Massa(g)</b>	<b>Comprimento Total (cm)</b>	<b>Comprimento Padrão (cm)</b>	<b>Hg Total (<math>\mu\text{g/Kg}</math>)</b>	<b>K</b>
<b>Verão</b>	Média	635,1	41,55	36,2	185,37	1,3
	Mínimo	339.00	37.00	32.00	81,84	0,9
	Máximo	993.00	46.00	40.00	301,39	1,6
	Desvio Padrão	218.38	3.24	2.94	70.38	0,3
<b>Outono</b>	Média	795.86	37.21	32.71	247.44	2,3
	Mínimo	517.00	30.00	27.00	131.20	1,6
	Máximo	1338.00	48.00	42.00	487.52	3,3
	Desvio Padrão	246.31	4.75	4.29	108.13	0.57
<b>Inverno</b>	Média	706.93	36.40	31.07	209.90	2.13
	Mínimo	177.00	24.00	20.00	118.51	1.28
	Máximo	1805.00	52.00	45.00	347.32	4.38
	Desvio Padrão	561.72	8.25	7.35	84.72	0.82
<b>Primavera</b>	Média	1068.83	40.95	36.00	285.85	2.30
	Mínimo	436.80	29.00	26.00	164.02	1.79

Máximo	1498.00	50.10	43.00	405.82	3.57
Desvio Padrão	373.59	7.22	6.63	79.70	0.60

Todas as variáveis demonstraram normalidade em sua distribuição na análise conjunta entre os quatro períodos e em relação às análises individuais dos períodos de verão, outono, primavera e inverno, estando os dados num intervalo de distribuição superior a 0,05. Porém, a variável massa demonstrou distribuição anormal ou assimétrica dos dados no período de inverno.

Ao analisar as médias das variáveis atribuídas às amostras de peixe (Tabela 11), pode-se perceber que há diferenças significativas ( $p=0,0000$ ) entre estas ao longo das estações.

Como observado na Tabela 11, a análise de variância das médias da massa, comprimento total e padrão, mercúrio total e K univariada, categorizando as variáveis mais significativas, destaca significância de  $p$  apenas para os valores atribuídos a K.

**Tabela 11 - Resultado univariado da análise de variância das médias.**

	Massa		Comprimento Total		Comprimento Padrão		Hg Total		Fator K	
	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P
<b>Intercepto</b>	184,17	0,00	1691,60	0,00	1584,64	0,00	299,00	0,00	458,28	0,00
<b>Estação</b>	2,08	0,12	1,94	0,14	2,29	0,09	2,31	0,09	6,06	0,00

De acordo a análise de variância, o coeficiente Beta demonstrou diferenças significativas das médias de K para os peixes na transição verão-outono ( $B=-0,613$ ), mantendo-se sem variações significativas para as medias dos demais períodos. Os valores de Beta para a variável massa não foram significativos nas transições verão/outono ( $B=-2,56$ ), outono/inverno ( $-0,0097$ ) nem inverno/primavera ( $-0,161$ ). Para a variável comprimento total também os valores de beta também não demonstraram significância, com valores iguais 0,24 (verão/outono),  $-0,19$  (outono/inverno),  $-0,27$  (inverno/primavera). Para a variável comprimento padrão o beta foi significativo na entre as estações inverno/primavera, sendo igual a  $-0,34$ .

A correlação baseada no coeficiente de Pearson aplicada as variáveis massa (g), comprimento total e padrão (cm), Hg total e K, possibilitou destacar índice de significância forte entre o massa e comprimento total ( $r=0,800$ ) e comprimento padrão ( $r=0,811$ ), e entre os valores de comprimento total e comprimento padrão ( $r=0,986$ ), como observado na Tabela 12. Em menor significância, há correlação entre as variáveis massa e Hg total ( $0,548$ ), k e

comprimento total (-0,463), assim como para o K e comprimento padrão (-0,459) e entre Hg e os comprimentos total (0,355) e padrão (0,359).

**Tabela 12 - Correlação entre as variáveis atribuída as amostras de peixe dos quatro períodos de coleta.**

	Massa	Comprimento Total	Comprimento Padrão	Hg Total	Fator de K
Massa	1	0,800412	0,811989	0,5482	0,090268
Comprimento Total	0,80041	1	0,986926	0,35578	-0,463001
Comprimento Padrão	0,81199	0,986926	1	0,35957	-0,459089
Hg Total	0,5482	0,35578	0,35957	1	0,123372
Fator de K	0,09027	-0,463001	-0,459089	0,12337	1

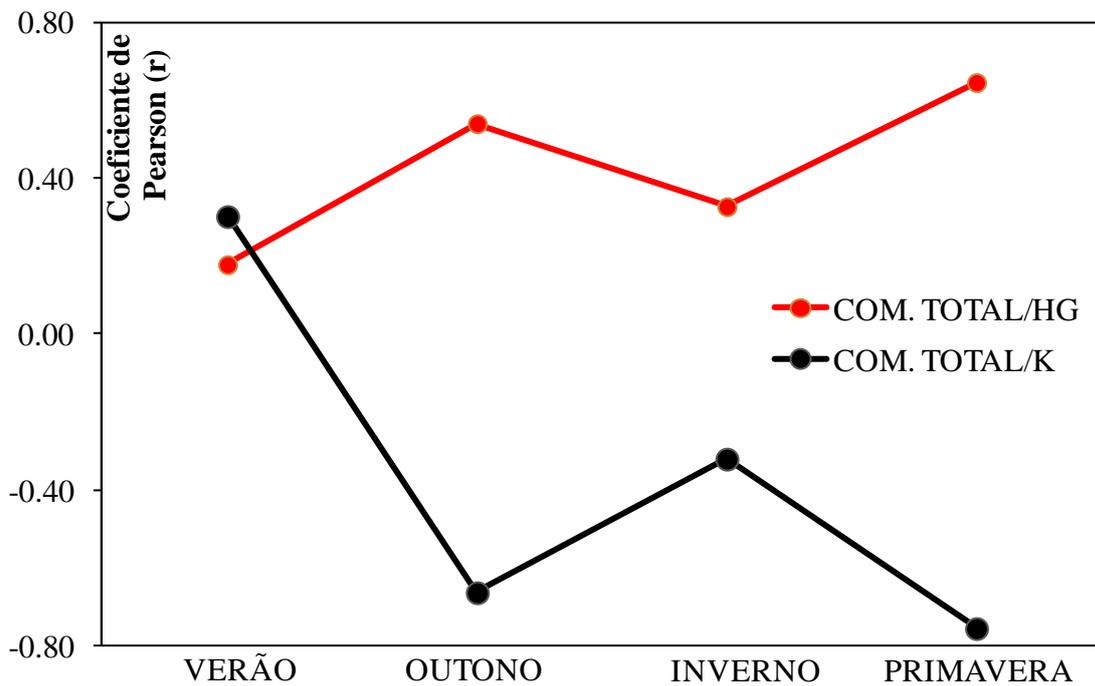
Quando aplicada correlação para as variáveis obtidas em cada estação do ano, excetuando-se aquela estabelecida entre o comprimento total e padrão, como observado na Tabela 13, percebe-se que no verão, há forte correlação entre Hg e k (0,87). No outono destaca-se a correlação entre a massa dos peixes e o nível de Hg ( $r=0,81$ ), enquanto que na estação de inverno a maior correlação estabelecida ( $r=0,92$ ), dá-se entre massa e comprimento padrão, mantendo-se na primavera ( $r=0,95$ ).

**Tabela 13 - Correlação entre todas as variáveis em cada período de coleta.**

Correlação	Verão	Outono	Inverno	Primavera
Massa/Comp. Total	0,86	0,76	0,91	0,93
Massa/Comp. Padrão	0,83	0,78	0,92	0,95
Massa/Hg	0,55	0,81	0,30	0,84
Massa/K	0,70	-0,04	0,03	-0,58
Comp. total/Hg	0,18	0,54	0,33	0,65
Comp. total/K	0,30	-0,66	-0,32	-0,76
Comp. padrão/Hg	0,08	0,53	0,32	0,67
Comp. Padrão/K	0,20	-0,66	-0,33	-0,79
Hg/K	0,87	0,11	-0,28	-0,19

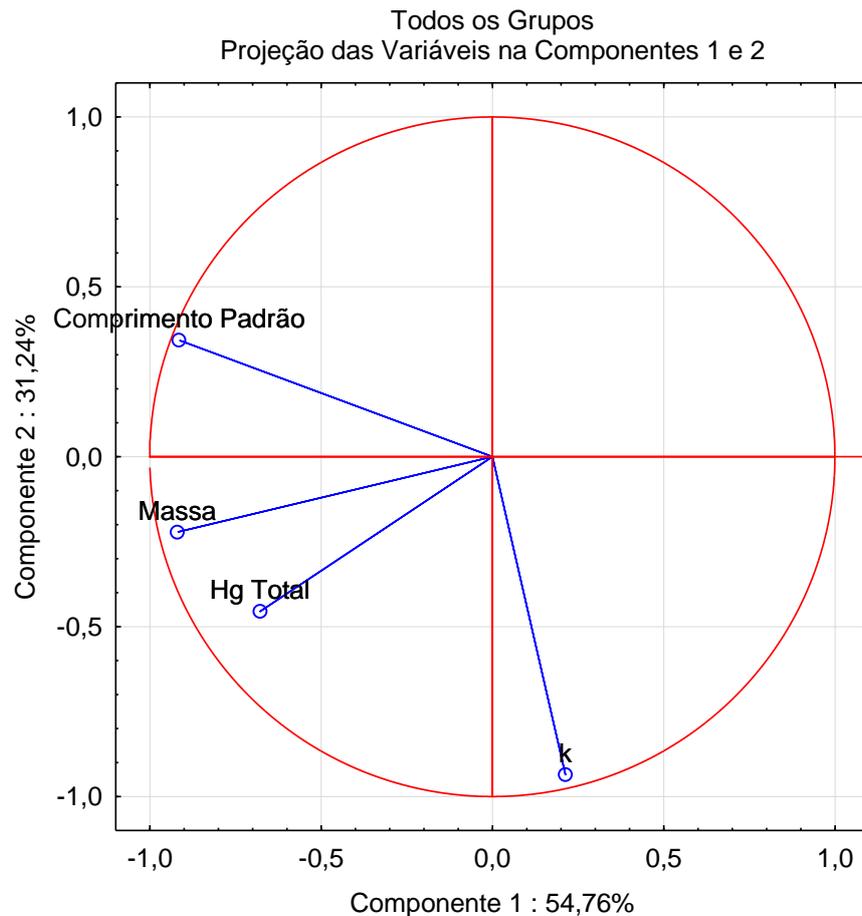
Desse modo, sabendo-se que a variação do coeficiente de Person entre os intervalos de 1 (correlação perfeitamente positiva) e -1 (correlação perfeitamente negativa), quanto mais próximo de 0, menor a correlação existente. A representação gráfica entre as correlações obtidas nas quatro estações do ano possibilitou visualizar um padrão inversamente proporcional entre as correlações estabelecidas para comprimento total e Hg e comprimento total e K nos períodos de outono, inverno e primavera.

Desse modo, como observado na Figura 15, no verão ambas as correlações são mantidas num intervalo de baixa significância, porém positivas. No outono, estabelece-se uma discrepância entre as correlações, estando marcada por um aumento do coeficiente de Person para a correlação entre comprimento total e Hg (0,54), e um aumento da correlação negativa entre comprimento total e k (-0,66). Com isso, observa-se que quanto mais positiva a relação entre o mercúrio presente nos peixes e seu comprimento total, mais inversamente proporcional a relação entre o comprimento dos mesmos e seu acúmulo de gordura (K).



**Figura 14 - Correlação comprimento total-Hg e comprimento total-k para as amostras de peixe nos quatro períodos de análise.**

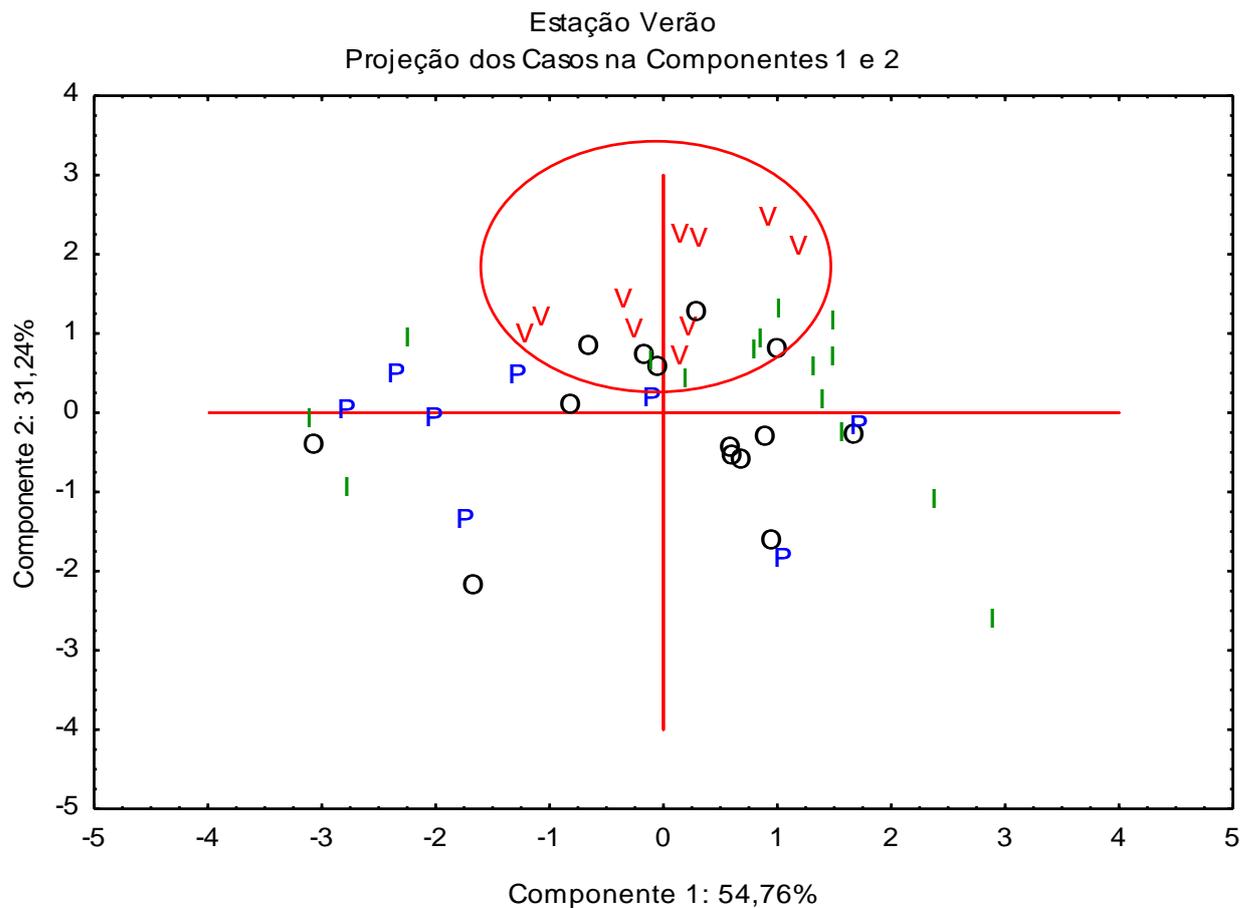
Os dois eixos definidos pela análise em componentes principais (ACP) realizada sobre as amostras de peixes explicam 86% da variação observada (Figura 16).



**Figura 15 - Projeção das variáveis nas componentes 1 e 2.**

Como observado na Figura 16, as variáveis comprimento total, massa e concentração de mercúrio foram positivamente correlacionadas, ou seja, aumentam (ou diminuem) juntas na componente 1 do qual apresenta variância explicada em 54,76%. Tal fato é validado já que o fator tamanho e comprimento dos peixes sempre foi um parâmetro considerado como fator determinante nos níveis de concentração de Hg, uma vez que os processos de bioacumulação se dão através do tempo, o que automaticamente este relacionado com a disponibilização do Hg nos alimentos e o ambiente.

O segundo eixo (o qual é independente do primeiro) contém 31,24% da variação sendo definida pela variável “k”. Nas estações de inverno, outono e primavera os dados estão fortemente correlacionadas com os eixos 1 e 2, ou seja, estão bem representadas no espaço bidimensional (figura 17).



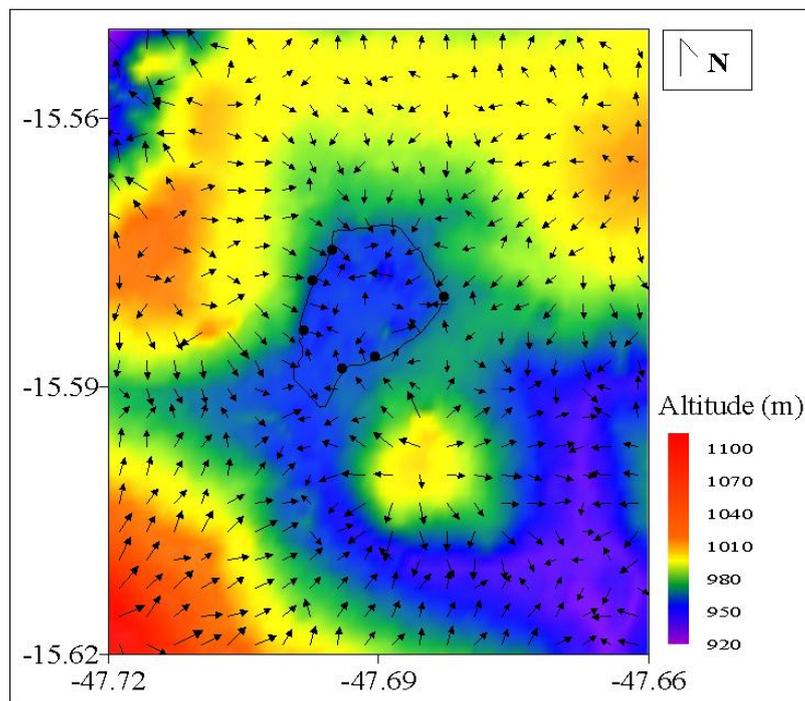
**Figura 16 - Análise de componentes principais sobre os casos aplicada aos peixes**

A menor dispersão dos pontos no espaço definido pelos eixos 1 e 2 foi na parte positiva do eixo representado pela componente 2, onde se encontram os peixes coletados na estação de verão, obtendo correlação negativa com a variável  $k$ . Essa correlação indica que os peixes coletados no verão apresentam médias menores para os valores de  $k$  como observado na análise de variância (ANOVA).

Posteriormente pode-se observar que as amostras coletadas no verão apresentam variação em relação aos peixes coletados nos demais períodos. Em relação as estações de outono, inverno e primavera, as amostras apresentam uma tendência de distribuição espaçada. De acordo com o coeficiente de significância das variáveis (Beta), obtido por meio do teste ANOVA, a variância da média de  $k$  foi representativa na transição entre verão e outono, não influenciando significativamente as demais estações.

#### 6.4. Obtenção dos mapas

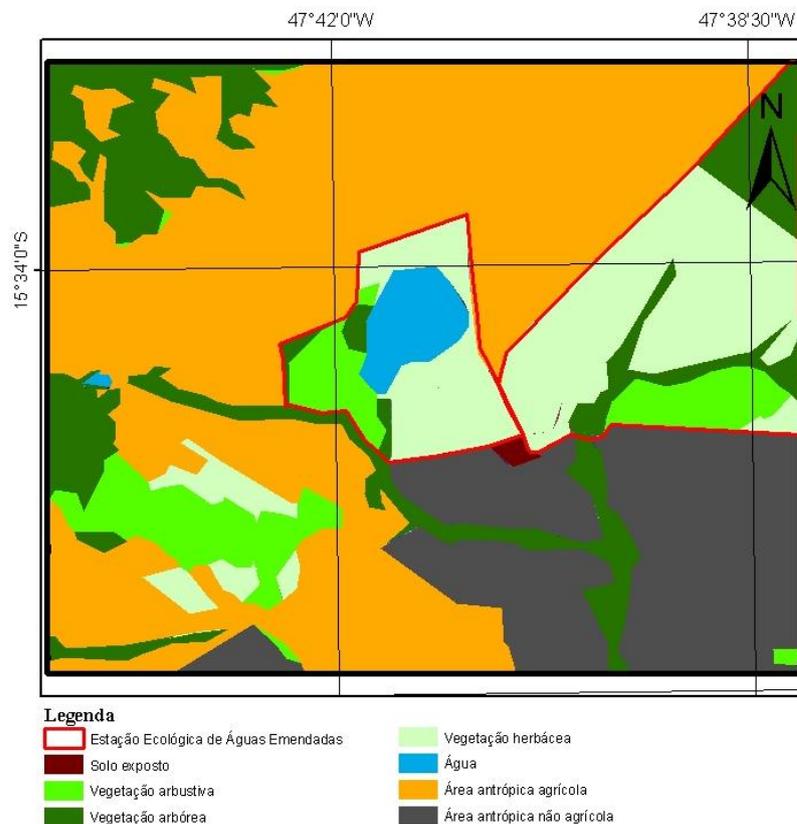
Com relação à topografia, o polígono menor da ESECAE e a região em seu entorno apresentam uma variação altimétrica de cerca de 180 metros entre a cota da Lagoa, localizada na área mais baixa (950 metros) e as áreas mais elevadas da porção norte e oeste, como observado na Figura 18. Desse modo, pode-se observar por meio das setas indicativas de fluxo preferencial da água presentes no modelo de elevação, que a região da lagoa encontra-se na parte de maior aporte de material alóctone. Sendo assim, há uma tendência do material carreado ao longo da bacia, desde os seus divisores, se direcionar para a Lagoa.



**Figura 17 - Modelo de elevação do terreno na região da Lagoa Bonita e seu entorno, compreendo os paralelos 15°33'00"N e 15°37'12"S e os meridianos 47°39'12"L e 47°43'12"O.**

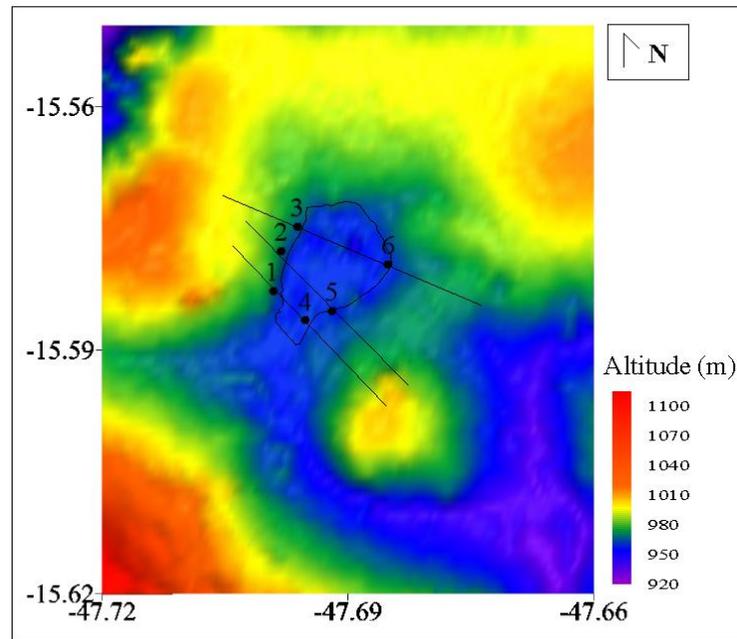
A microbacia Mestre D'Armas, que engloba a Lagoa Bonita, tem seu solo coberto em grande parte (42,65%) por propriedades que desenvolvem atividades agropecuárias, seguida por áreas de Cerrado (24,13%) e por matas ciliares (19,41%) (BANCO DO BRASIL, 2010). O fato de a região administrativa de Planaltina responder por 65% da produção agrícola do Distrito Federal e deter 85% das terras agricultáveis em muito contribui para acelerar o processo de degradação dos recursos hídricos (BANCO DO BRASIL, 2010). A grande proporção de áreas sob uso agrícola no entorno da ESECAE pode ser observado com base no modelo de uso e ocupação do solo apresentado na Figura 19.

A maior parcela de vegetação nativa remanescente, incluindo espécies arbóreas e arbustivas estão localizadas na parte norte do polígono da ESECAE, com poucos resquícios de vegetação nativa na parte externa a Estação. No interior do polígono menor da ESECAE há predomínio de vegetação herbácea que se encontra em processo de sucessão secundária, uma vez que, a área, antes de se tornar unidade de preservação era ocupada por pastagens. A área em tonalidades de laranjado, representando a ocupação agrícola é preponderante na imagem, principalmente na porção norte e oeste do polígono, além da área de uso antrópico não-agrícola, representada pelo Setor Residencial Mestre D'Armas, localizado no limite sul da ESECAE.



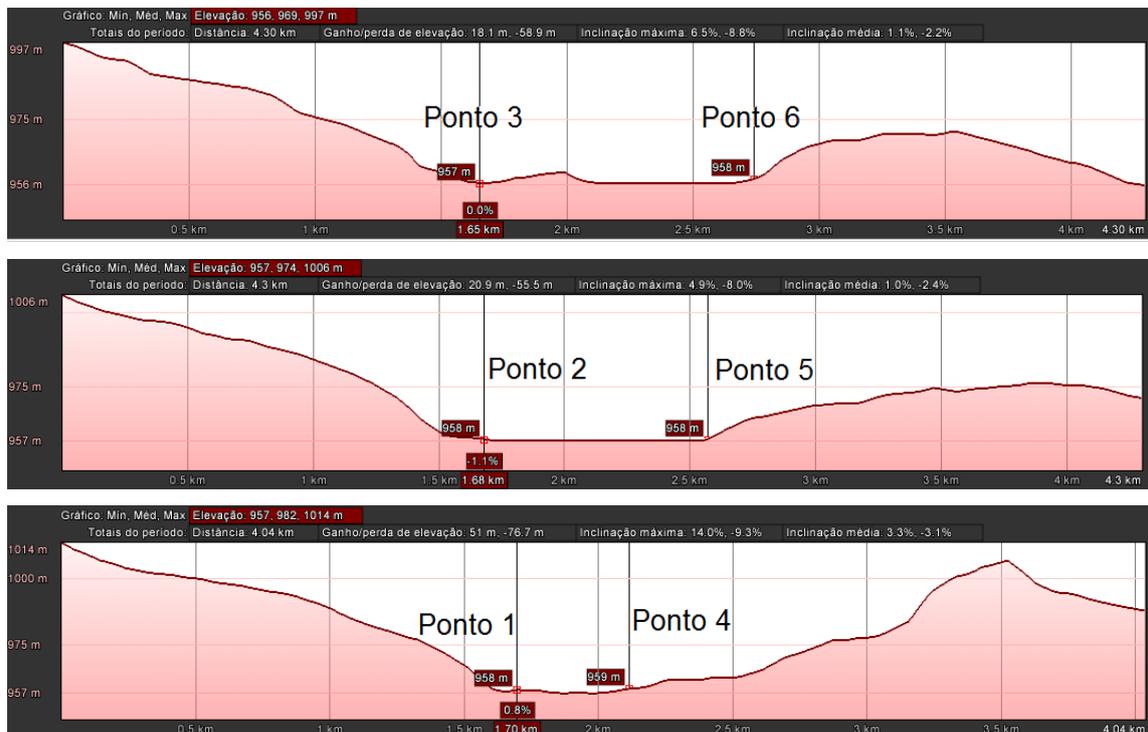
**Figura 18 - Mapa de uso e ocupação do solo no entorno do polígono menor da ESECAE.**

Como observado nas Figuras 20 e 21, o corte transversal da região de estudo no sentido noroeste para sudeste, interligando os pontos de coleta na margem da lagoa (pontos 1 e 4, pontos 2 e 5, pontos 3 e 6), possibilitaram visualizar que as regiões mais elevadas se encontram na porção noroeste.



**Figura 19 - Localização dos perfis topográficos.**

Deste modo, os perfis com distância de 4 km, e cotas topográficas variando entre 956 e 1014 metros possibilitam analisar uma tendência preferencial de escoamento superficial mais acentuada na direção noroeste da Lagoa, em função da declividade.



**Figura 20 - Perfis topográficos representativos da seção entre os pontos 1-4; 2-5; 3-6, estendendo-se no sentido noroeste- sudeste na região da Lagoa Bonita. Fonte: Google Earth, 2013.**

A porção a noroeste da Lagoa, onde agrupam-se os pontos de coleta 1, 2 e 3 foi então caracterizada pelas maiores altitudes enquanto que a segunda (à sudeste), correspondendo aos pontos 4, 5 e 6, demonstrou altitudes menos acentuadas.

Na Tabela 14, no inverno ambos os lados da imagem apresentam concentrações parecidas de mercúrio tanto para solo, quanto para sedimento e macrófita. Na primavera e principalmente no verão (Tabelas 15 e 16), com o início das chuvas, a porção 1, 2 e 3 obteve maiores teores de mercúrio, enquanto que a segunda porção da imagem demonstrou concentrações menos elevadas.

Levando em consideração o mapa de uso e ocupação do solo e os perfis de elevação pode-se constatar que a porção composta pelos pontos amostrais 1, 2 e 3 (à nordeste) apresenta predominância de uso e ocupação do solo com práticas agrícolas que, em função muitas vezes da ausência de manejo adequado, e aliada à declividade acentuada do terreno, intensifica o carreamento via erosão da concentração do mercúrio para a Lagoa.

**Tabela 14 - Média dos valores de mercúrio total nas amostras em função dos pontos de coleta na estação de inverno.**

<b>“Inverno”</b>	<b>Sedimento (µg/Kg)</b>	<b>Solo Superficial (µg/Kg)</b>	<b>Solo 10cm (µg/Kg)</b>	<b>Macrófita (µg/Kg)</b>	<b>Média Total</b>
<b>Pontos 1, 2 e 3</b>	64,57	52,86	41,52	24,16	<b>45,78</b>
<b>Pontos 4, 5 e 6</b>	60,55	61,84	37,82	18,96	<b>44,79</b>

**Tabela 15 - Média dos valores de mercúrio total nas amostras em função dos pontos de coleta na estação de primavera.**

<b>“Primavera”</b>	<b>Sedimento (µg/Kg)</b>	<b>Solo Superficial (µg/Kg)</b>	<b>Solo 10cm (µg/Kg)</b>	<b>Macrófita (µg/Kg)</b>	<b>Média Total</b>
<b>Pontos 1, 2 e 3</b>	55,10	20,43	16,86	30,29	<b>30,67</b>
<b>Pontos 4, 5 e 6</b>	47,73	22,22	12,18	30,09	<b>28,05</b>

**Tabela 16 - Média dos valores de mercúrio total nas amostras em função dos pontos de coleta na estação de verão.**

“Verão”	Sedimento (µg/Kg)	Solo Superficial (µg/Kg)	Solo 10cm (µg/Kg)	Macrófita (µg/Kg)	Média Total
<b>Pontos 1, 2 e 3</b>	54,63	40,92	35,64	43,94	<b>43,79</b>
<b>Pontos 4, 5 e 6</b>	35,17	29,02	37,37	29,47	<b>27,71</b>

## 7. Discussão

### 7.1. Matrizes: solo, sedimento e macrófita

A identificação das concentrações de mercúrio total em amostras de solo, sedimento e macrofitas possibilitou a definição de valores de referência local (background) para a fitofisionomia do Cerrado na região da ESECAE, que ainda não apresenta dados relacionados ao tema.

A concentração de mercúrio total nas amostras de sedimento variou entre 0,05 e 0,09 mg.kg<sup>-1</sup> entre os períodos de coleta. Como mencionado anteriormente, para os sedimentos, os valores estabelecidos pela Legislação Canadense e adotados pela Resolução CONAMA 344/2004 definem duas concentrações limites: 0,17 mg.kg<sup>-1</sup>, concentração abaixo da qual raramente são esperados efeitos adversos à biota; e 0,486 mg.kg<sup>-1</sup>, acima da qual esses efeitos são frequentemente observados. Verifica-se, portanto que a concentração de Hg total nas amostras de sedimento situa-se abaixo dos limites estabelecidos, não esperando assim efeitos adversos aos organismos.

A avaliação do nível de contaminação do solo indicou concentrações de mercúrio superiores aos valores de referência de qualidade (0,05 mg kg<sup>-1</sup>) propostos pela CETESB, mas abaixo dos valores de prevenção (0,5 mg kg<sup>-1</sup>). Em trabalhos de Zhang e Lindberg (1999), foi observado um aumento da evasão de mercúrio com a ocorrência de chuva após um período de estiagem. Segundo os autores, o fenômeno ocorrido poderia ser explicado pela troca do Hg presente no ar do solo pelas moléculas de água.

Não há regulação para níveis de mercúrio nas macrófitas, porém estas demonstraram valores mais elevados na estação chuvosa. É provável que em épocas de chuva as macrofitas se comportem de maneira a melhor traduzir os fenômenos que possam influenciar o funcionamento da Lagoa Bonita. Estas desempenham o papel de barreira ecológica entre a

Lagoa e o seu meio terrestre externo, retendo parte dos materiais que são aportados principalmente pela ação da água da chuva.

Assim, o carreamento de material alóctone é intensificado durante a estação chuvosa, possivelmente disponibilizando nutrientes para a lagoa. Consequentemente, as macrófitas também poderão absorver mais nutrientes pelas raízes. Na seca a decomposição dos vegetais libera nutrientes que podem ser reutilizados. As macrofitas aquáticas podem se constituir como principal produtora de matéria orgânica da lagoa. Tal fato pode explicar o motivo das macrófitas terem obtidos valores de mercúrio próximos ao do sedimento na época chuvosa, como mostra no teste ANOVA.

Desse modo, além da absorção de Hg total por meio das raízes em conjunto com nutrientes, as macrófitas aquáticas podem, através da malha filtrante de suas raízes, estar captando o mercúrio associado aos materiais suspensos na água antes que se depositem no fundo, ou materiais que sejam mobilizados do fundo para a coluna d' água (GUIMARÃES *et al.*, 1998). Isso pode ser explicado através da capacidade das macrófitas aquáticas enraizadas em poder disponibilizar o Hg para as outras comunidades de plantas e animais através da absorção de suas raízes do sedimento de fundo, ou ainda após a decomposição de sua biomassa oferecendo o metal para a coluna d' água (LACERDA *et al.*, 1987).

As macrófitas aquáticas enraizadas podem disponibilizar o Hg para as outras comunidades de plantas e animais através da absorção de suas raízes do sedimento de fundo, ou ainda após a decomposição de sua biomassa oferecendo o metal para a coluna d' água (LACERDA *et al.*, 1987).

O mapa de uso e ocupação do solo e o modelo de elevação gerados neste trabalho demonstraram possível associação entre as características de uso e cobertura do solo e aspectos naturais, neste caso a topografia, em relação às concentrações de mercúrio nas amostras analisadas. Práticas de agrícolas inadequadas reduzem o conteúdo orgânico do solo em ambientes tropicais, componente que regula a retenção de Hg em solos de floresta (GRIGAL *et al.*, 1994).

Estas práticas aumentam também a erosão do solo, acelerando o transporte de Hg para cursos d' água (FORSTIER *et al.*, 2000), podendo resultar na contaminação da biota. Maia e Baptista (2008) constataam que a pressão antrópica exercida no entorno da Lagoa é significativa, predominando em seu entorno grandes áreas cultivadas, cujas técnicas agrícolas empregadas agridem o meio ambiente, deixando os solos expostos, mais suscetíveis a erosão e posterior carreamento de material particulado com potenciais poluentes, devido a utilização de agrotóxicos e insumos agrícolas, podendo contaminar a região da Lagoa Bonita.

Estimativas do tempo de residência de Hg em solos arborizados podem alcançar alguns milhares de anos. Portanto, solos são em geral considerados como um depósito quase permanente para Hg. Porém, mudanças no uso da terra podem reduzir drasticamente este tempo de residência para alguns dias a meses, como em áreas de pastagens criadas por incêndios. Eventualmente, o tempo de residência de Hg novamente depositado em solos poderá aumentar uma vez resguardado o tempo necessário para solo com atividades de pastagem ou agricultura readquirir suas características de floresta. Em geral, este tempo está na ordem de 100 anos, para solos de ambientes de clima temperado (GRIGAL *et al.*, 1994).

Na análise de componentes principais foi possível também verificar que nas três estações houve a formação de grupos indicando que o mercúrio obtém uma boa resposta com as variações ambientais do clima da região classificado como quente com chuvas de verão e secas de inverno.

## **7.2. Peixes**

A atividade de piscicultura desenvolvida as margens da Lagoa e a aglomeração de loteamentos nas proximidades influenciaram aspectos naturais da área. A introdução da espécie exótica tucunarés (*Cichla*), representando a totalidade de peixes amostrados, demonstra que o equilíbrio ecológico do ambiente está afetado. Estas modificações interferem diretamente na estrutura e organização das comunidades de peixes da lagoa. Talvez o mais importante em termos de impactos diretos tenha sido a instalação de tanques de piscicultura para criação de tilápia e tucunaré e a soltura destes na lagoa. A ausência de estudos anteriores a década de 90 torna ainda mais difícil a tarefa de estimar o grau com que as comunidades aquáticas foram afetadas.

A introdução de espécies piscívoras pode resultar em redução dos estoques nativos ou mesmo em extinções locais decorrentes das alterações no habitat, predação, nanismo, degradação genética das espécies, disseminação de patógenos e parasitas ou combinações destes efeitos (AGOSTINHO e JÚLIO Jr., 1996; FERNANDES *et al.*, 2003). As espécies nativas são severamente afetadas pela competição direta ou indireta com as espécies introduzidas (DELARIVA e AGOSTINHO, 1999).

Agravante para esse cenário é o poder do tucunaré de mudar drasticamente a estrutura da comunidade biológica na qual se estabelece, podendo provocar a extinção de até 50% das espécies de peixes nativos (ZARET e PAINE, 1973; ALVES *et al.*, 2007). Dentre os peixes mais introduzidos em bacias hidrográficas brasileiras, o tucunaré certamente é um dos que mais ameaçam a biodiversidade (LATINI *et al.*, 2004; ALVES *et al.*, 2007). Isso mostra,

portanto, que não é válido obter níveis de referência (background) para peixes, já que a espécie coletada não é nativa da região. Isso sugere que a dinâmica do ciclo do mercúrio nesse ecossistema apresentou alterações devido às características tão peculiares do tucunaré sobre a comunidade de peixes.

As concentrações de mercúrio total nas amostras de peixes coletadas mantiveram-se abaixo do limite máximo estabelecido pela Portaria ANVISA 685/1998 (0,5 mg kg<sup>-1</sup> para não predadores e 1,0 mg kg<sup>-1</sup> para predadores), porém 7 exemplares demonstraram valores acima do limite estabelecido pela WHO (1990) para consumo frequente (0,30 mg kg<sup>-1</sup>). Segundo um estudo realizado por Rodrigues e Castilhos (2003), no qual avaliou-se o risco ecológico de contaminação por mercúrio em bagres marinhos, possibilitou inferir que a concentração de Hg total entre 126,1±40,2 µg/Kg apresenta potenciais efeitos genotóxicos para estes. Tal fato demonstra a importância de se avaliar o risco ecológico do mercúrio nesse ambiente já que 65% dos indivíduos coletados apresentaram concentração acima do valor referido por Rodrigues e Castilhos (2003) com potencial efeito genotóxico.

De acordo com o coeficiente de Pearson aplicado no presente estudo, a correlação das variáveis comprimento total dos peixes com Hg total apresentou um padrão inversamente proporcional em relação à correlação entre o comprimento e o fator K, em todas as estações exceto no verão. Os dados atribuídos a estação de inverno possibilitam visualizar uma redução da significância da correlação comprimento total com mercúrio, contrapondo-se a uma aproximação da significância do coeficiente de Pearson com o eixo positivo para comprimento total e K, porém mantendo uma relação inversa. Durante a primavera, o padrão observado no outono é retomado, porém apresentando a maior significância entre os quatro períodos.

Nas estações outono, primavera e inverso a concentração total de mercúrio nos tucunarés apresenta uma forte correlação positiva com o tamanho dos peixes em todos os grupos coletados, o que mostra que há um aumento da concentração do Hg total com o tempo (AZEVEDO, 2003), podendo assim indicar o efeito de bioacumulação nos peixes. As espécies carnívoras de peixe, tais como cachara, pintado, dourado, piranhas, são as que apresentam maior potencial de bioacumulação (DÓREA et al., 2004). Os peixes frequentemente respondem às mudanças que ocorrem no ambiente, as quais impõem mudanças sobre o crescimento, que são observadas durante sua vida. Em ambientes naturais, sujeitos a oscilações sazonais associadas à temperatura, nível da água e regime de chuvas, os recursos alimentares disponíveis sofrem alterações cíclicas na abundância, resultando em mudanças na dieta dos peixes (HAHN e FUGI, 2007).

Segundo Arcifa e Meschiatti (1993) as espécies do gênero *Cichla* apresentam modificações no regime alimentar de acordo com a faixa etária; os indivíduos jovens alimentam-se principalmente de insetos aquáticos, e os adultos são estritamente carnívoros. Dieta à base de peixe tem elevado coeficiente nutricional, reduzindo a necessidade de ingestão contínua de alimento (NIKOLSKY, 1963) reduzindo, portanto o fator k. Tal fato pode ser evidenciado pelo comportamento alimentar dos tucunarés ao longo do ano, influenciado pelas alterações sazonais. Como observado com maior significância na primavera, há uma correlação positiva que influencia diretamente as variáveis comprimento total e Hg, contrapondo-se a uma correlação negativa entre comprimento total e K, possibilitando inferir uma relação inversamente proporcional entre estas, e entre a correlação de comprimento total-Hg e comprimento total-k.

Pode-se inferir, a partir da análise componentes principais, que as variações sazonais podem estar influenciando nos hábitos alimentares dos tucunarés. Uma possível explicação para a formação do grupo na estação verão se deve à o período de estiagem a que os peixes estiveram submetidos e com o início das primeiras chuvas, através da erosão laminar a água da lagoa passa de transparente para turva, o que pode modificar a capacidade de predação.

A transição dos períodos de estiagem e chuva quando estabilizada pode influenciar a diversidade de estratégias alimentares na população incluindo disponibilidade e tipo de alimento, mobilidade e local de forrageamento. As espécies do gênero *Cichla* possuem hábito alimentar caracterizado como piscívoro generalista (WINEMILLER *et al.*, 1997; SÚAREZ *et al.*, 2001), com ocorrência de canibalismo (GOMIÊRO, 1999).

## **8. Conclusão**

Em relação aos peixes amostrados, a única espécie identificada foi o tucunaré, considera exótica, portanto não cabe como referencia (background) para a região. Nas análises das matrizes solo, sedimento e peixes não se detectaram concentrações acima do permitido pela Legislação brasileira.

A região da Lagoa Bonita (ESECAE) demonstrou sensíveis variações de Hg total com relação ao mapa de uso e ocupação e o mapa de elevação, em função ainda de mudanças do regime hídrico. Desse modo, a porção sob maiores altitudes, coincidindo com a região de predomínio agrícola, apresentou os maiores teores de Hg total ao longo dos períodos amostrados. Práticas inadequadas de manejo do solo por parte das atividades agrícolas aumentam a erosão do solo, acelerando o transporte de Hg para cursos d'água. Teores de

mercúrio, portanto, podem fornecer uma indicação importante e sensível da presença e magnitude de atividades antrópicas em torno da Lagoa Bonita.

Esta informação, acrescida das caracterizações ambientais existentes, incluindo dados sobre o potencial de produção biológica, regime hídrico e de precipitação, declividade do terreno, dentre outros, poderá fornecer um parâmetro de qualidade ambiental com caráter espacial e temporal.

## **9.Considerações Finais**

No Brasil, há pouca informação sobre a dinâmica do mercúrio em regiões tropicais, dado que é de extrema importância para se prever o potencial tóxico deste metal em ecossistemas, especialmente nos aquáticos, passando pelo acúmulo em peixes e, conseqüentemente, seu efeito biomagnificado.

Desta maneira, conclui-se que pesquisas voltadas para a geração de um diagnóstico da possível contaminação por mercúrio, bem como do entendimento da dinâmica deste, é fundamental para que se possa entender o ciclo biogeoquímico do mercúrio. É de grande valia estudos desta natureza, sendo importante para compreensão de processo ecossistêmicos que podem interferir na preservação da riqueza e da biodiversidade do mesmo.

Além disso, a observância de alterações quanto ao teor de mercúrio no ambiente pode apresentar-se como um indicador do potencial de impactos a que uma determinada área esteja submetida. Tal fato poderá auxiliar adequação de planos de manejo, em caso de unidades de conservação.

## **10.Recomendações**

- Dar continuidade ao monitoramento das concentrações de mercúrio nas macrófitas da região, uma vez que estas respondem aos processos ecossistêmicos na transição entre os ambientes terrestre e aquático;
- Verificar qual compartimento responde melhor as variações de mercúrio total para o ecossistema;
- Avaliar os níveis de mercúrio no ar e o regime de ventos na área, com o intuito de verificar a possibilidade de parte do mercúrio disponível na área de estudo ser resultado do processo de deposição atmosférica;
- Avaliar a possibilidade de o mercúrio total ser utilizado como indicador de qualidade ambiental.

## Referencial Bibliográficas

AGOSTINHO, A.A.; JÚLIO JR., H.F. Peixes de outras águas. *Ciência Hoje*, Rio de Janeiro, v. 21, n. 124, p. 36-44, 1996.

ALLOWAY, B.J. Soil processes and the behaviour of metals. In: ALLOWAY, B. J. (Ed.). *Heavy metals in Soils*. 2 th ed. Glasgow: Black Academic Professional, 1995.

ALVES, C. B. M.; VIEIRA, F.; MAGALHÃES, A. L. B.; BRITO, M. F. G. Impacts of non-native fish species in Minas Gerais, Brazil: present situation and prospects. In: BERT, T. M. (Ed.). *Ecological and genetic implications of aquaculture activities*. Alasca: Springer, 2007, v. 6, p. 291–314.

ARCIFA, M. S.; MESCHIATTI, A. J. Distribution and feeding ecology of fishes. in Brazilian Reservoir: Lake Monte Alegre. *Interciência*, Caracas, v.18, n. 6, p.302-313. 1993.

AZEVEDO, F.A. *Toxicologia do mercúrio*. São Paulo: Intertox, 2003.

BAEYENS, W.; EBINGHAUS, R.; VASILIEV, O. *Global and regional mercury cycles: sources, fluxes and mass balances*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1996.

BANCO DO BRASIL (ORG). *Rio São Bartolomeu: preservação e recuperação em busca da sustentabilidade*. Brasília: Fundação Banco do Brasil, 2010, 140 p. Disponível em: < <http://dc353.4shared.com/doc/o0DDiQaB/preview.html> >. Acesso: 10 out. 2012

BARBOSA, A.C.; SOUZA, J.; DOREA, J. JARDIM, W.F.; FADINI, O.S. Mercury biomagnification in a tropical black water river, Rio Negro, Brazil. In: DOERGE, D.R (Ed.) *Archives Environmental Contamination and Toxicology*, New York, n.45; p. 235-246, 2003.

BERNARDI, J. V. E. *Estudo quantitativo da estrutura florestal do Parque Estadual da Ilha do Cardoso –SP*. 2001. 188 f. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente). Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 2001.

BISINOTI, M. C.; JARDIM, W. F. O comportamento do Metilmercúrio (MetilHg) no ambiente. *Química Nova*, Campinas, v. 27, n.4, p.593-600, 2004.

BISINOTI M.C. *Biogeoquímica Aquática do Mercúrio Orgânico na Bacia do Rio Negro, Amazônia*. 2005. Tese (Doutorado em Química). Instituto de Química, Universidade Estadual de Campinas. 2005.

BOEING, D.W. Ecological effects, transport, and fate of mercury: a general review. *Chemosphere*, Holanda, v. 40, p. 1335-1351, 2000.

BRAGA, F. M. S. Estudo entre o fator de condição e relação peso-comprimento para alguns peixes marinhos. *Revista Brasileira de Biologia*, Curitiba, v. 46, n. 2, p. 339-346, 1986.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. *Perfil Nacional da Gestão de Substâncias Químicas*. Brasília: Comissão Nacional de Segurança Química, 2003, 280 p.

BRITO, E.M.S; GUIMARÃES, J.R.D. Comparative tests on the efficiency of three methods of methylmercury extraction in environmental samples. In: Reunion Chemrawn en Quimica Ambiental, 18, 1998, Montevideu, *Anais...* Montevideu, Red Analisis Químicos Ambientales para América Latina, 1998, p. 15-20.

BRITO-RIBEIRO, M. C. L.; SANTOS-JACINTHO V.; RAMOS, P. H. A. C. Ictiofauna. In: Fonseca, F.O (Org.). *Águas Emendadas*. Brasília: SEDUMA, 2008. cap.7 ,p. 253-272.

BRUGGEMAN, W.A. Hydrophobic interactions in the aquatic environment. *The Handbook of environmental chemistry*: Springer, Germany, v. 2, 205 p., 1982.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENTAL. *Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life – summary tables*. Winnipeg: Ministers of the Environmental, 2001.

CASTILHOS, Z. C.; RODRIGUES, A.P.C. *Avaliação da potencial acumulação de mercúrio em peixes dos reservatórios (previstos) do Jirau e de Santo Antônio, Rio Madeira, RO*. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 69p, 2007.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). *Decisão de Diretoria N°. 195: Dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo, em substituição aos Valores Orientadores de 2001*. 2005. Disponível em: [http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/relatorios/tabela\\_valores\\_2005.pdf](http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/relatorios/tabela_valores_2005.pdf). Acesso em: dezembro de 2012.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). *Relatório de qualidade das águas litorâneas no Estado de São Paulo balneabilidade das praias*. São Paulo: CESTESB, 2006.

CLAYTON, G.D.; CLAYTON, F.E. *Patty's Industrial Hygiene and Toxicology: Toxicology*, 3rd ed. New York: John Wiley Sons, 1780 p, 1982.

COELHO-SOUZA, S.A., 2003. *Formação de metilmercúrio, atividade bacteriana e sulfato-redução em raízes de macrófitas aquáticas (Rio Tapajós – PA) e fitoplâncton*. Dissertação (Mestrado em biofísica), Instituto de Biofísica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 73p, 2003.

CRAIG, P.J. *Organometallic Compounds in the Environment*. London: Longman, 367p., 1985.

DELARIVA, R.L.; AGOSTINHO, A.A. Introdução de espécies: uma síntese comentada. *Acta Scientiarum Biological Science*, Maringá, v. 21, n. 2, p. 255-262, 1999.

DÓREA, J. G.; BARBOSA, A.; SOUZADE, J.; FADINI, P.; JARDIM, W. F. Piranhas (*Serrasamus spp.*) as markers of mercury bioaccumulation in amazon ecosystems. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v.59, p.57-63, 2004.

ENVIRONMENT CANADÁ. *Mercury and the environment*. Disponível em: <http://www.ec.gc.ca/MERCURY/EH/EN/eh-b.cfm>. Acesso em: dezembro de 2012.

EPA. U.S. *Environmental Protection Agency*. Disponível em: <http://www.epa.gov/mercury/about.htm> Acesso em: janeiro de 2013.

ESTEVES, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Ed. Interciência, 575p, 1ª Ed, 1998.

FERNANDES, R. et al. Pesque-pague: negócio ou fonte de dispersão de espécies exóticas. *Acta Scientiarum Biological Science*, Maringá, v. 25, n. 1, p. 115-120, 2003.

FLYNN, M. N. et al. Relação peso-comprimento de populações de *Mugil curema* (Valenciennes, 1836) dos canais de Piaçaguera e Bertioga, São Paulo. Juiz de Fora: *Revista Brasileira de Zootecias*, 2010.

FONSECA, J.S. Macrófitas aquáticas na Lagoa Bonita. In: Fonseca, F. O. (Org.). *Águas Emendadas*. Brasília: SEDUMA, Brasília. cap.6 ,p. 185-186, 2008.

FOSTIER, A.H.; FORTI, M.C.; GUIMARÃES, J.R.D.; MELFI, A.J.; BOULET, R.; SANTO, C.M.E.; KRUG, F.J. Mercury fluxes in a natural forested Amazonian catchment (Serra do Navio, Amapa State, Brazil). *Science of the Total Environment*, 260:201-211. 2000.

FREITAS, J.S.; RODRIGUES, M.S.; SOUZA, M.G.M. Variação espacial e sazonal de comunidades planctônicas e variáveis físicas e químicas na Lagoa Bonita. In: Fonseca, F. O. (Org.). *Águas Emendadas*. Brasília: SEDUMA, Brasília. cap.3 ,p. 55-74, 2008.

GOMIÊRO, L. M. Métodos de coleta utilizados na captura de tucunarés (*Cichla* spp.) para fins científicos. *Revista Brasileira de Engenharia de Pesca*, v. 5, n. 1, p. 1-13.

GOMIÊRO, L. M. *Biologia alimentar e reprodutiva de espécies do gênero Cichla (Perciformes, Cichlidae), no reservatório de Volta Grande, Rio Grande (MGSP)*. 1999. 109p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas). Instituto de Biologia, Universidade Estadual Paulista Júlio Mesquita, Rio Claro, SP. 1999.

GRIGAL, D.F.; NATER, E.A.; HOMANN, P.S. Spatial distribution pattern of Hg in an East Central Minnesota Landscape. *Journal of Environmental Quality*, 1994.

GUIMARÃES, J.R.D.; MEILI, M.; MALM, O. & BRITO, E.M.S. Hg methylation in sediments and floating meadows of a tropical lake in Pantanal floodplain, Brazil. *Science of the Total Environment*, 213: 165-175. 1998.

GUIMARÃES, J.R.D.; ROULET, M.; LUCOTTE, M. e MERGLER, D. Mercury methylation along a lake-forest transect in the Tapajós river floodplain, Brazilian Amazon: seasonal and vertical variations. *Science of the Total Environment*, 261: 91-98. 2000.

GUIMARÃES, J.R.D.; MAURO, J.B.N.; COELHO-SOUZA, S.A. & POIRIER, H. Study of methylation sites and factors in contaminated aquatic systems in the Amazon using an optimized radiochemical technique. Pp 17-27. In: *Health impact of mercury cycling in contaminated environments studied by nuclear techniques*. United Nations IAEA, 2004.

HACON, S.; AZEVEDO, F. A. *Plano de ação regional para prevenção e controle da contaminação por mercúrio nos ecossistemas amazônicos*. OTCA/MMA, 95 p., 2006.

HAHN, N.S.; FUGI, R. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e consequências nos estágios iniciais do represamento. *O ecologia Brasiliensis*, v.11, n.4, p.469-480, 2007.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Manual Técnico de Uso da Terra*. Rio de Janeiro: Manuais Técnicos em Geociências. Vol. 2, n. 7, 91 p. 2006.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. Imagens Landsat 5. In: *Catálogo de Imagens*. Disponível em : <<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>>. Acesso em: 24 jan. 2013.

KAINZ, M., TELMER, K. e MAZUNDER, A., Bioaccumulation patterns of methyl mercury and essential fatty acids in lacustrine planktonic food webs and fish. . *Science of the Total Environment*, 368: 271-282, 2005.

LACERDA, L. D.; MALM, O. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. *Estudos avançados*. [online]. 2008, vol.22, n.63 [cited 2013-02-24], pp. 173-190

LACERDA, L.D.; PFEIFFER, W.C.; SILVEIRA, E.G; BASTOS, W.R. SOUZA; C.M.M. Contaminação por mercúrio na Amazônia; análise preliminar do rio Madeira, RO. In: *Anais...Congresso Brasileiro de Geoquímica, II. Sociedade Brasileira de Geoquímica*. Rio de Janeiro, p.295-299, 1987.

LATINI, A. O.; LIMA-JUNIOR, D. P.; GIACOMINI, H. C.; LATINI, R. O.; RESENDE, D. C.; ESPIRITO-SANTO, H. M. V.; BARROS, D. F.; PEREIRA, T. L. *Alien fishes in lakes of the doce river basin (Brazil): range, new occurrences and conservation of native communities*. *Lundiana*, v. 5, n. 2, p. 135-142, 2004.

LEITE, A. L. T. A.; SENNA, P. A. C. Desmídias (Zygnemaphyceae) da Lagoa Bonita, Distrito Federal, Brasil, 1: generos filamentosos. *Hoehnea* 19 (1-2): 93-104. 1992.

LEMONS, R.M.A., FOSTIER, A.H., FORTI, M.C. E MELFI, J.A. *Macrófitas aquáticas e sedimentos como indicadores de Hg ajusante do garimpo do Tartarugalzinho, AP. Brasil*. Simpósio de Ecossistemas Brasileiros, IV, vol. II , Águas de Lindóia, SP, Brasil 2 – 7 abril, 1998.

LINDQVIST, O. Atmospheric mercury: a review. *Tellus*. Vol. 1, n. 37, p. 136-159, 1985. Disponível em: < <http://www.tellusb.net/index.php/tellusb/article/view/15010> >. Acesso em: 20 out. 2012.

LOCATELLI, C; TORSI, G. Determination of Se, As Cu, Pb Cd, Zn and Mn by anodic and cathodic stripping voltametry in marine environmental matrices in the presence of reciprocal interference. Proposal of a new analytical procedure. *Microchemical Journal*, 65: (3), 293-303, Oct, 2000.

LUCCHESI, G. *Agrotóxicos: construção da legislação*. Brasília: Biblioteca Digital da Câmara dos Deputados, 2005, 11 p. Disponível em: <<http://bd.camara.gov.br/bd/handle/bdcamara/2227>>. Acesso em: 20 out. 2012.

MAIA, J. M. F.; BAPTISTA, G. M. M. Clima. In: Fonseca, F. O. (Org.). *Águas Emendadas*. Brasília: SEDUMA, Brasília. cap.5 ,p. 101-109, 2008.

MARTINS, E.S.; REATTO, A.; JUNIOR, O.A.C.; GUIMARÃES, R.F. *Ecologia de paisagem: conceitos e aplicações potenciais no Brasil*. Planaltina: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, n 121, 35 p, 2004. Disponível em: <[http://www.cpac.embrapa.br/publicacoes/search\\_pbl/1?q=Ecologia](http://www.cpac.embrapa.br/publicacoes/search_pbl/1?q=Ecologia)>. Acesso em: 20 out. 2012.

MAURO, J. B. M.; GUIMARÃES, J. R. D.; MELAMED, R. Aguapé Agrava Contaminação por Mercúrio. *Ciência Hoje*, v.25, n.150, p.68-71, 1999.

MAURO, J.B., GUIMARÃES, J.R.D. e MELAMED, R. Mercury methylation in macrophyte roots of a tropical lake. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 127, p. 271-280, 2001.

MICARONI, R.C.C.M.; BUENO, M.I.M.S.; JARDIM, W.F. Compostos de mercúrio. Revisão de métodos de determinação, tratamento e descarte. *Química Nova*, 23(4), p. 487-495, 2000.

MIRANDA, E. E. (Coord.). *Brasil em Relevo*. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Disponível em: <<http://www.relevobr.cnpem.embrapa.br>>. Acesso em: 2 nov. 2012.

MIRANDA, R.M.; GUIMARÃES, J.R.D.; ROULET, M.; ACHA, D.; COELHO-SOUZA, S.A.; MAURO, J.B.N. e INIGUEZ, V. 2004. Mercury methylation and bacterial activity in macrophyte-associated periphyton in floodplain lakes of the Amazon basin. *RMZ Materials and Geoenvironment*, 51: 1218-1220.

MIRETZKY, P.; BISINOTI, M.C.; ROCHA, J.C.; JARDIM, W.F. Factors affecting Hg (II) adsorption in soils from Rio Negro Basin – Amazon. *Química Nova*, v. 28; p. 438-443, 2005.

MYERS, N. R.A.; MITTERMEIER, C.G.; MITTERMEIER, G.A.B.; FONSECA, J. K.. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858. 2000.

NASCIMENTO, E. S.; CHASIN, A. A. M. *Ecotoxicologia do Mercúrio e Seus Compostos*. CRA: Salvador, 2001.

NIKOLSKY, G. V. *The ecology of fishes*. London: Acad. Press London, 352 p.1963.

OLIVEIRA, F. E. M. *Estatística e probabilidade*. São Paulo: Atlas, 1999.

PADOVESI-FONSECA, C. Macrófitas aquáticas da Lagoa Bonita (Org.). *Águas Emendadas*. Brasília: SEDUMA, Brasília, 2008. cap.6 ,p. 185-186

RAMOS, J. Z.; CASTILHOS, Z. C.; DOMINGO, L. M. B. Avaliação temporal do teor de mercúrio total em *Cathorops spixii* submetidos ao método de conservação para coleções de

ictiologia. In: JORNADA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 20., 2012, Rio de Janeiro. *Anais...* Rio de Janeiro: CETEM, 2012.

RODRIGUES, A.P.C; CASTILHOS, Z.C. *Avaliação de Risco Ecológico em Ecossistemas Aquáticos Contaminados por Mercúrio. Estudo de caso: Ilha das Enxadas, Baía de Guanabara, RJ.* Rio de Janeiro: JIC-CETEM, 2003.

ROULET, M e LUCOTTE, M. Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferralitic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America. *Water, Air and Soil Pollution*, n. 80, p. 1079-1088, 1995.

SHOLUPOV, S.; POGAREV, S.; RYZHOV, V.; MASHYANOV, N.; STROGANOV, A. *Zeeman atomic absorption spectrometer RA-915+ for direct determination of mercury in air and complex matrix samples*, Fuel Process. Technol. 85(6-7), 473–485, 2004.

SILVA, J.M.C.; BATES, J.M. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. *BioScience*, n. 52, p. 225-233, 2002

SILVA, G.S.; BISINOTI, M.C.; FADINI, P.S.; MAGARELLI, G.; JARDIM, W.F.; FOSTIER, A.H. Major Aspects of the Mercury Cycle in the Negro River Basin, Amazon. *Journal Brazilian Chemical Society*, 20, 1127-1134. 2009.

SLACK-SMITH, R.J. *Fishing with traps and pots*. Roma, Itália: FAO, 2001. 62p.

SOUZA, M.G.M.; RODRIGUES, M.S.; GOMES, P.P. Microflora da Lagoa Bonita. In: Fonseca, F. O. (Org.). *Águas Emendadas*. Brasília: SEDUMA, Brasília. cap.6 ,p. 187-189, 2008.

STEFFAN RJ, KORTHALS ET, WINFREY MR. Effects of acidification on mercury methylation, demethylation, and volatilization in sediments from an acid-susceptible lake. *Appl Environ Microbiol*, n. 54, v. 8, p.2003–2009, 1988.

STEIN ED, COHEN Y, WINER AM. Environmental distribution and transformation of mercury compounds. *Crit Rev Environ Sci Technol*, n. 26, v. 1, p. 1-43, 1996.

SÚAREZ, I. R.; NASCIMENTO, F. L.; CATELLA, A.C. *Alimentação do tucunaré Cichla sp. (Pisces, Cichlidae) – um peixe introduzido no Pantanal, Brasil*. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2001. 21p. (Embrapa Pantanal, Boletim de Pesquisa, 23).

SWEET, L e ZELIKOFF, J. Toxicology and immunotoxicology of mercury: A comparative review in fish and humans. *Journal of toxicology and environmental health*, v. 4, p. 161-205, 2001.

TAVARES, M.T.; CARVALHO, M.F. Avaliação de exposição de populações humanas a metais pesados no ambiente: exemplos do Recôncavo Baiano. *Química Nova*, n. 15, v.2, p. 147-15, 1992.

TINÔCO, A.A.P. *Avaliação da contaminação por mercúrio em Descoberto, MG*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa/MG. 2008.

TUNDISI, J.G. Recursos hídricos. São Carlos: Instituto Internacional de Ecologia. 2003. *Multiciência*. Vol. 1, n. 3, 15 p. Disponível em: <[http://www.multiciencia.unicamp.br/artigos\\_01/A3\\_Tundisi\\_port.PDF](http://www.multiciencia.unicamp.br/artigos_01/A3_Tundisi_port.PDF)>. Acesso em: 19 out.2012.

VAZZOLER, A. E. A M. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Maringá: EDUEM, p. 169, 1996.

VILLAS-BÔAS, R. C.; BEINHOFF, C.; DA SILVA, A. R.; Mercury in the Tapajos Basin, CNPQ/CYTED – CETEM: Rio de Janeiro, 2001.

WASSERMAN, J.C.; AMOUROUX, D.; WASSERMAN, M.A.V.; DONARD, O.F.X. Mercury speciation in sediments of a tropical coastal environment. *Environmental Technology*, 23: 899-910. 2002.

WHO - World Health Organization. *Elemental mercury and inorganic mercury compounds: human health aspects*. Geneva: 2003, 61 p.

WHO - World Health Organization. *Environmental health criteria for methyl mercury*. Geneve: International Programme on Chemical Safety, 144p., 1990.

WINEMILLER, K.O. Ecology of peacock cichlids (*Cichla* spp.) in Venezuela. *Journal Aquatic Science*, Kansas, v. 9, p. 93-112, 2001.

XAVIER, F. (Comp.). *Convenção Internacional sobre o mercúrio é acordada por mais de 140 países*: Publicadas. Ascom/IBAMA. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/publicadas/convencao-internacional-sobre-o-mercúrio-e-acordada-por-mais-de-140-paises>>. Acesso em: 13 jan. 2013.

ZAGATTO, P.A.; BERTOLETTI, E. *Ecotoxicologia Aquática. Princípios e aplicações*. São Carlos: Rima Editora, 2006. 478 p.

ZARET, T. M.; PAINE, R. T. Species Introduction in a Tropical Lake. *Science*, v.182, n. 4111, p. 449-455, 1973.

ZHANG, H.; LINDBERG, S. E. Processes influencing the emission of mercury from soils: A conceptual model. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, v.104, n.D17, p.21889-21896, 1999.

WATRAS, C.J.; HUCKBEE, J.M. (Eds.). *Mercury Pollution: Integration and Synthesis*. Louisiana: Lewis Publishers, p:305 312.