

Jéssica Mitizy De Oliveira Silvério

O PAPEL DA MACRÓFITA AQUÁTICA EMERSA *Montrichardia*
linifera (Araceae) NA CICLAGEM DE FÓSFORO E NA
BIOACUMULAÇÃO DE METAIS PESADO EM UM SISTEMA
FLUVIAL SOB EFEITOS DA URBANIZAÇÃO

Jéssica Mitizy De Oliveira Silvério

O PAPEL DA MACRÓFITA AQUÁTICA EMERSA *Montrichardia
linifera* (Araceae) NA CICLAGEM DE FÓSFORO E NA
BIOACUMULAÇÃO DE METAIS PESADO EM UM SISTEMA
FLUVIAL SOB EFEITOS DA URBANIZAÇÃO

Orientador: Prof. Dr. Lúcio Flávio Ferreira Moreira

Co-Orientadora: Prof. Dra. Vanessa Becker

Dissertação apresentada ao Programa de Pós
graduação, em Engenharia Sanitária, da
Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como
requisito parcial à obtenção do título de Mestre em
Engenharia Sanitária.

Natal/RN
2017

Universidade Federal do Rio Grande do Norte – UFRN
Sistema de Bibliotecas – SISBI
Catalogação da Publicação na Fonte - Biblioteca Central Zila Mamede

Silvério, Jéssica Mitizy de Oliveira.

O papel da macrófita aquática emersa *Montrichardia linifera* (Araceae) na ciclagem de fósforo e na bioacumulação de metais pesado em um sistema fluvial sob efeitos da urbanização / Jéssica Mitizy de Oliveira Silvério. - 2017.

103 f. : il.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária. Natal, RN, 2017.

Orientador: Prof. Dr. Lúcio Flávio Pereira Moreira.

Coorientadora: Prof.^a Dr.^a Vanessa Becker.

1. Macrófitas emersas. 2. Aninga. 3. Ciclagem de fósforo. 4. Metais pesados. 5. Fitodepuração. 6. Bioacumulação. I. Moreira, Lúcio Flávio Pereira. II. Becker, Vanessa. III. Título.

RN/UF/BCZM

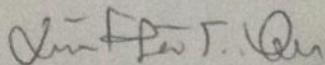
CDU 556.18

JÉSSICA MITIZY DE OLIVEIRA SILVÉRIO

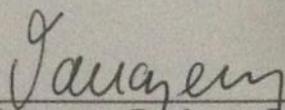
**O PAPEL DA MACRÓFITA AQUÁTICA EMERSA
Montrichardia linifera (Araceae) NA CICLAGEM DE
FÓSFORO E NA BIOACUMULAÇÃO DE METAIS
PESADO EM UM SISTEMA FLUVIAL SOB EFEITOS DA
URBANIZAÇÃO**

Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-graduação, em
Engenharia Sanitária, da Universidade
Federal do Rio Grande do Norte, como
requisito parcial à obtenção do título de
Mestre em Engenharia Sanitária.

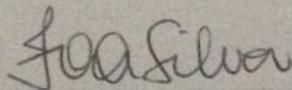
BANCA EXAMINADORA



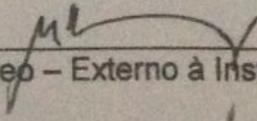
Dr. Lúcio Flávio Ferreira Moreira – Orientador



Dra. Vanessa Becker – Co-orientadora



Dr. Fabiana Oliveira De Araujo Silva – Interno UFRN



Dr. Marcelo Luiz Martins Pompeo – Externo à Instituição - USP

Natal, 08 de Maio de 2007

"A sabedoria da natureza é tal que não produz nada de supérfluo ou inútil" ,

Nicolau Copérnico

Dedico este trabalho à Natureza e as
Ciências ambientais e da Educação.

NATAL-RN
2017

Agradecimentos

Agradeço à Universidade Federal do Rio Grande do Norte, que com a sua qualidade, contribui para a produção de conhecimento e a formação de profissionais capacitados a multiplicarem saberes para o desenvolvimento da sociedade.

Agradeço ao Programa da Pós-Graduação em Engenharia Sanitária da UFRN pela oportunidade de realizar e concluir o curso de mestrado acrescentando em minha vida acadêmica um título de relevância e enriquecendo meu crescimento pessoal. Agradeço a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da Bolsa de Pesquisa, o qual tornou possível a realização deste trabalho e sonho pessoal.

Agradeço a todas as pessoas que de alguma maneira me incentivaram a concluir este trabalho.

Aos meus orientadores Lúcio e Vanessa por toda a paciência e dedicação em me apoiar, ensinar e corrigir meu projeto e dissertação de mestrado. Obrigada pela conversas, motivação e compartilhar um pouco do seus conhecimentos científicos e profissionais .

Agradeço à minha família: pai, mãe, irmão e namorado, avós, tios e primos e aos grandes amigos da República Alagamar PN ,por estarem sempre me apoiando neste projeto com muita inspiração e apoio emocional e todo tipo de ajuda vivendo em um novo local e com tantos desafios.

Agradeço também a time de Limnologia do LARHISA, sobretudo a Fabiana, Herika e Neuciano por toda a ajuda técnica e divertidas conversas. À equipe autodenominada PARPIT – Pesquisadores Ambientais do Rio Pitimbu: Alyne, Júlio, Daniell, Camila por toda a ajuda em campo e laboratório e toda diversão nos momentos mais difíceis dessa fase.

E também agradeço aos professores Vera Castro, Ricardo Farias, André Calado, Marcela Cícero Onofre , Gutemberg e muitos outros pela oportunidade de aprendizagem na iniciação como professora.

Agradeço à mãe Terra, tão viva e bela. Ambiente onde vivemos e com muitas lições para aprender a respeitar, proteger e na qual temos que garantir a vida em sua diversidade.

A todos o meu muito obrigada!

O PAPEL DA MACRÓFITA AQUÁTICA EMERSA *Montrichardia* *Linifera* (*Araceae*) NA CICLAGEM DE FÓSFORO E NA BIOACUMULAÇÃO DE METAIS PESADO UM SISTEMA FLUVIAL SOB EFEITOS DA URBANIZAÇÃO

Resumo

A urbanização normalmente está associada a poluição dos corpos hídricos por nutrientes e metais pesados. Na busca por técnica de biomonitoramento e métodos de tratamento da poluição ambiental, o uso de macrófitas aquáticas emergentes tem apresentado bons resultados como bioindicadoras ecológicas, além de fitodepuradoras e fitorremediadoras em sistemas fluviais, devido à sua eficiência, praticidade, alta sensibilidade e baixo custo para remoção destes contaminantes . As plantas macrófitas aquáticas normalmente ocorrem nas zonas de transição solo-água, onde poluentes dissolvidos na água e no sedimento são submetidos à ação depuradora dessas plantas, dando origem a reações bioquímicas e físicas que modificam a qualidade do sistema aquático. Este trabalho teve como objetivo principal avaliar a interferência da macrófita aquática emersa *Aninga* (*Montrichardia linifera*, *Araceae*) visando o conhecimento da capacidade de resposta de forma mensurável desta espécie à perturbação ambiental por contaminação de elementos-traços e nutrientes em um sistema natural lótico eutrofizado de clima tropical. A partir dos resultados obtidos neste estudo através de monitoramento variáveis físico-químicas limnológicas e análises de mecanismos de bioacumulação e translocação na planta, constatou-se que se trata de uma espécie bioindicadora para elementos-traços e que possui potencial de fitorremediação para o nutriente fósforo e metais Alumínio, Chumbo, Ferro . Também evidenciou que as comunidades de *Aningais* interferem de forma positiva na função ecológica da dinâmica as frações do nutriente fósforo no sedimento e atua como biofiltradora na coluna d'água no trecho estudado.

Palavras-chave: *Macrófitas Emersas, Aninga , Ciclagem de Fósforo, Metais Pesados, Fitodepuração, Bioacumulação.*

THE ROLE OF THE EMERGED AQUATIC MACROPHYTE *Montrichardia Linifera (Araceae)* IN PHOSPHORUS CYCLING AND HEAVY METALS BIOACCUMULATION IN THE WATERSHED UNDER URBANIZATION EFFECTS

Abstract

Urbanization is usually associated with pollution of water bodies by nutrients and heavy metals. In the search for biomonitoring techniques and environmental pollution treatment methods, the use of emergent aquatic macrophytes has shown good results as ecological bioindicators, as well as phytodepurants and phytoremediation in river systems, due to their efficiency, practicality, high sensitivity and low cost. Removal of these contaminants. Aquatic macrophyte plants usually occur in soil-water transition zones, where pollutants dissolved in water and sediment are subjected to the purifying action of these plants, giving rise to biochemical and physical reactions that modify the quality of the aquatic system. The objective of this work was to evaluate the interference of the emergent aquatic macrophyte *Aninga* (*Montrichardia linifera*, *Araceae*) aiming the knowledge of the measurable response capacity of this species to the environmental disturbance due to contamination of trace elements and nutrients in a natural eutrophic lotic system tropical weather. From the results obtained by monitoring limnological physico-chemical variables and analysis of mechanisms of bioaccumulation and translocation in the plant, it was verified that it is a bioindicator species for trace elements and that it has phytoremediation potential for the nutrient phosphorus and metals Aluminum, Lead, Iron. It also showed that the communities of *Aningais* positively infer in the ecological function of the dynamics the fractions of the nutrient phosphorus in the sediment and acts as a biofilter in the water column in the studied section.

Keywords: *Emergent Macrophytes, Aninga, Phosphorus cycling, Heavy Metals, Phyto-preparation, Bioaccumulation.*

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Esquema do Ciclo do fósforo no sistema limnológico	10
Figura 2 Ilustração do papel das macrófitas aquáticas emersas no ciclo de fósforo em lagos rasos . Adaptado de BENTO(2007)	12
Figura 3 Fluxograma Operacional de Frações de Fósforo no Sedimento Hedlev et al. (1982) com modificações propostas de Bissani et al (2002).....	15
Figura 4 Importância Metabólica e Nutricional dos Elementos e sua Classificação	18
Figura 5 Montrichardia linifera, família Araceae	19
Figura 6. Figura 6a (superior esquerda) Aninga. Figura 6b (Superior direita) individuo Aninga. Figura 6c (Inferior) Foto panoramica da área de estudo)	22
Figura 7 Área da Bacia Hidrográfica do Rio Pitimbu e pontos de amostragem (Adaptado de IDEMA, 2004)	23
Figura 8- Localização da bacia hidrográfica do Rio Pitimbu, Rio Grande do Norte, Brasil.	34
Figura 9 - Área do estudo e e a localização dos pontos de amostragem na Bacia Hidrográfica do Rio Pitimbu- RN	35
Figura 10 Gráficos descritivos das medianas das principais variáveis limnológicas no período de amostragem Maio a Novembro de 2016 no trecho de Estudo do Rio Pitimbu- RN	43
Figura 11- Frações de Fósforo na Coluna de Água no Rio Pitimbu entre o Período de Maio a Novembro de 2016.	44
Figura 12- Índice do Estado Trófico (IET) das coletas do Trecho do Rio Pitimbu no período de Maio a Novembro de 2016.	45
Figura 13 Análise de Componente Principais (PCA) das variáveis limnológicas e Fosfatos nas estações de amostragem compreendido entre maio e novembro de 2016 no Rio Pitimbu –RN	46
Figura 14 Frações de Fosfato Relativas ao Fósforo Total ao Sedimento nos pontos de amostragem do Rio Pitimbu.....	50
Figura 15 Carga de Frações de Fosfato em cada seção de amostragem da área de investigação do Rio Pitimbu em Período de Alta Vazão.....	52
Figura 16 Carga de Frações de Fosfato em cada seção de amostragem da área de investigação do Rio Pitimbu em Período de Baixa Vazão (meses de estiagem).....	52
Figura 17 Frações de carga retida ou liberada na estande de macrófita da área de estudo investigada no Rio Pitimbu/RN	53

Figura 18- Mapa da Bacia do Rio Pitimbu e localização do Ponto de Coleta (P1, ponto-1). Fonte: Adaptado de VBA Consultores, 2005 apud IGARN 2006.....	69
Figura 19- Índice de Translocação de Fósforo, Alumínio, Ferro e Chumbo da espécie <i>M. linífera</i> (Araceae)	77
Figura 20 Clorose: pontos amarelados nas folhas da Aninga	78
Figura 21 Esquema de Absorção e Liberação na Macrófita Aquática Enraizada	95

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Lista dos elementos traços de ocorrência mais comuns em sedimento, aquíferos e corpo hídricos, suas respectivas funções biológicas, toxicidade e Limites para consumo humano	15
Tabela 2 - Descrição das estações de amostragem do Rio Pitimbu, Rio Grande do Norte	34
Tabela 3 - Descrição das Etapas do Fracionamento de Sedimento e respectivas labilidades.....	37
Tabela 4- Fósforo ¹ em diferentes formas e frações obtidos por extração sequencial na camada 0-10 cm de um sedimento lacustre sob condições de vegetação de macrófita	48
Tabela 5 - Valores médios ¹ comparativos da composição da Biomassa Total e Macro e Micronutrientes do Peso Seco (PS) da Macrófita Aquática Emersa <i>Montrichardia linifera</i> (Araceae) coletados no Rio Pitimbu – RN.....	74
Tabela 6 - Valores médios ¹ comparativos da composição da Biomassa Total e Macro e Micronutrientes do Peso Seco (PS) da Macrófita Aquática Emersa <i>Montrichardia linifera</i> (Araceae) coletados no Rio Pitimbu –RN em função da estações hidrológicas de 2016	75
Tabela 7 - Fatores de Bioconcentração (FBC) calculados para os elementos mais abundantes na área de estudo	76
Tabela 8 - Valores médio da Taxa de crescimento, Biomassa por Unidade de Superfície (Bps) e outros dados de característica morfoatômicas das Macrófitas Aningas.	78

SUMÁRIO

Introdução	2
Objetivos.....	6
Referencial teórico.....	7
Área De Estudo: Bacia Do Rio Pitimbu	19
ARTIGO 1.....	27
Resumo	28
Abstract	29
Introdução	30
Área de Estudo	31
Materiais e Métodos.....	33
Resultados	39
Discussão.....	52
Conclusões	57
Referências	58
ARTIGO 2	62
Resumo	62
Abstract	63
Introdução	64
Área de Estudo	66
Materiais e Métodos.....	68
Resultados	72
Discussão.....	76
Conclusões	81
Referências	76
Considerações Finais	91
Referências	94

INTRODUÇÃO

No Brasil, a expansão das metrópoles urbanas tem produzido efeitos negativos no ambiente fluvial e nos recursos hídricos. Em uma bacia hidrográfica em expansão urbana, a ausência de infraestrutura de saneamento adequada, aliado a falhas no planejamento e controle da ocupação humana, produzem impactos negativos na quantidade e qualidade dos recursos hídricos. A degradação do sistema fluvial pela presença de nutrientes e metais pesados compromete o uso como manancial de abastecimento humano e compromete a biodiversidade e inibe a capacidade natural de depuração do sistema. Logo, a remoção destes poluentes constitui um dos principais desafios no processo de restauração de rios e lagos.

Sistemas fluviais funcionam como sistema de drenagem natural da bacia hidrográfica. Ao longo do seu percurso, o sistema fluvial vai recebendo substâncias contaminantes provenientes de diversas fontes, que podem ser de origem industrial, residencial, agrícola, entre outras. Nesse sentido, o lançamento de nutrientes em excesso pode causar a eutrofização, que é o enriquecimento de biomassa do meio aquático. A eutrofização é o fenômeno que produz proliferação excessiva de plantas aquáticas que altera as propriedades da água devido à redução do oxigênio dissolvido, com consequente mortandade da fauna aquática e flora submersa, e impacta na qualidade da água, e, tornando-a muitas vezes imprópria para consumo humano (Esteves, 1998).

Os metais pesados, por sua vez, têm origem difusa derivada de fontes industriais, resíduos rodoviários ou agricultura. São substâncias inorgânicas e não-biodegradáveis, com alta toxicidade nos sistemas aquáticos pela persistência nos tecidos biológicos. A sua presença produz efeitos na fisiologia animal e vegetal. (Schäfer, 1984); A bioacumulação na cadeia alimentar envolve riscos de contaminação dos altos níveis tróficos, comprometendo o equilíbrio ecológico e da saúde humana (Sperling Von, 1996).

À vista disso, inúmeras técnicas com potencial de recuperação ou reabilitação dos corpos hídricos são exploradas. Várias técnicas envolvendo processos físicos, químicos e bioquímicos efetivos na remoção de nutriente e de compostos de íons metálicos, tais como oxidação, troca iônica, osmose reversa, eletrólise, evaporação, adsorventes comerciais sintéticos, precipitação entre outras. No entanto, suas aplicações ainda

requerem altos investimentos econômicos ou técnicos para os órgãos responsáveis pela gestão da água (Ucun,2009).

Dentre as técnicas com melhor viabilidade ambientais e econômicas hoje exploradas está a fitorremediação. De acordo com Monteiro (2008), a capacidade de assimilação de contaminantes por macrófitas aquáticas enseja o desenvolvimento de uma biotecnologia que possa reunir sustentabilidade e economia. A adsorção dos macro e micronutrientes através de seu sistema radicular pode contribuir para a autodepuração de lagos e rios, e o resultado disso é a alteração da dinâmica e do grau de trofia do ecossistema límnic. (Naime & Garcia, 2005). Nesse contexto, investigar o potencial de bioacumulação e a fitorremediação através do uso de destas plantas aquáticas torna-se uma das alternativas interessantes no processo de recuperação de corpos hídricos. (Jensen, 1993).

Estudos anteriores demonstraram que as macrófitas aquáticas emersas apresentam capacidade de assimilação de poluentes e remoção de fósforo em sistemas lóticos de clima tropical, acelerando assim a autodepuração da água (Pedralli & Texeira 2003). Além disso, o monitoramento da qualidade da água em ecossistema aquático evidenciou que as macrófitas aquáticas auxiliam na restauração natural do sistema (Von Sperling,1996). A capacidade de restauração associado a essas plantas pode ser explicado pelo fato de que essas plantas atuam na ciclagem e estocagem de nutrientes em ambientes eutrofizados, especialmente com presença de compostos fosfatados (Espinoza-Quinõnes, 2009). Além disso, demonstram alta capacidade de adsorção superficial, assimilando e bioacumulando em seus tecidos elementos traços de alta toxicidade. Paralelamente, elas atuam como catalisadores de purificação através de várias reações químicas e bioquímicas na rizosfera (Jensen, 1993). No entanto, a bioacumulação de metais pelo sistema radicular dessas plantas aquáticas varia em função do tipo de metal pesado e da espécie de planta macrófita emersa (Espinoza-Quinõnes, 2009).

As macrófitas emersas (ou emergentes), são vegetais aquáticos superiores enraizados que utilizam altas concentrações de nutrientes no seu desenvolvimento. Essas plantas ocorrem em ambiente fluvial na zona de transição solo-água, considerada uma zona de recepção e atenuação dos impactos que ocorrem na bacia hidrográfica. Nesses espaços, os poluentes presentes na água e no sedimento são submetidos à

ação depuradora dessas plantas, modificando a qualidade da água por reações bioquímicas e biofísicas. (Henry, 2003).

De modo geral, os ecossistemas aquáticos fluviais de pouca profundidade que apresentam áreas colonizadas por macrófitas emersas, têm papel significativo na regulação do fluxo hidráulico e processamento de nutrientes, adsorção e absorção de compostos orgânicos. Os compostos forubiosfatados são assimilados de forma prioritária se comparados com outros nutrientes (Boschilia & Thomas, 2001). O processo de absorção torna-se mais importante em condições de grandes aportes de fósforo, por exemplo quando se encontra submetida ao lançamento de esgotos sanitários em pontos situados a montante. Neste caso, acredita-se que as macrófitas emersas podem ter uma absorção ainda maior de fósforo quando comparados a ecossistemas livres de contaminação (Miao et al. 2000). De fato, tem-se observado o efeito positivo destes vegetais no estado trófico do ambiente, devido à sua capacidade em absorver cargas excessivas de nutrientes e outros elementos traços. Alguns estudos têm discutido seus mecanismos e aplicações no tratamento auxiliar de esgotos sanitários e na biomanipulação de nutrientes na restauração de recursos hídricos (Lopes-Ferreira, 2001).

Diversos trabalhos da comunidade científica nacionais e internacionais abordam a eficiência das macrófitas na biomanipulação e restauração de ecossistemas aquáticos Estes trabalhos vêm apresentando um grande avanço, sobretudo sobre a avaliação das eficiências dos diversos sistemas alagados utilizados inclusive para biomanipulação e restauração de ecossistemas aquáticos (Conley, 2000; Schindler & Vallentyne, 2008; Naselli-Flores, 2011). Dentre as vantagens no seu uso, vale citar a acessibilidade tecnológica aos países em desenvolvimento e a eficiência, além de não requerer processos químicos intensivos. Vale citar que essas plantas exigem condições climáticas de intensa radiação solar e temperaturas altas e constantes para o seu metabolismo e ciclo de vida. Provida de tais condições, a região de clima tropical úmido, notadamente oferece disponibilidade de nutrientes e água, componentes essenciais para o desenvolvimento destes vegetais aquáticos em maior vantagem se comparado com zonas temperados, onde existe a desvantagem do inverno rigoroso quando as macrófitas emersas e deparam com uma forte redução sazonal no metabolismo e diminuição do ciclo de vida (Kroger et al 2007).

De acordo com Rubio et al. (2001), as macrófitas aquáticas são absorventes naturais de substâncias químicas contaminantes, capazes de reter metais pesados, óleos e outros poluentes orgânicos, mas seu uso no controle da poluição ambiental merece ser mais explorado. Essas plantas podem absorver altas concentrações de metais (até cem mil vezes acima do meio aquático), e são denominadas bioacumuladores. Por este motivo, essas são consideradas organismos resistentes à contaminação por metais pesados, tendendo a absorver altas concentrações sem apresentar mudança funcional evidente, podendo ser também atuar como biorremediadoras (Valitutto et al., 2006).

A importância de estudos que permitam melhorar a compreensão sobre a ecologia das macrófitas aquáticas no Brasil, dada a sua importância no controle natural da eutrofização e a biodiversidade das espécies de macrófitas aquáticas que abrigam os ecossistemas naturais (Thomas & Bini, 2003). Até porque, entender as diferentes funções ecológicas que estes organismos desempenham nos ecossistemas alterados por atividades antrópicas podem trazer conhecimentos e originar em aplicações de biomonitoramento e controle da eutrofização em corpos aquáticos.

O Rio Pitimbu (Natal-RN), é a área objeto deste estudo, este sistema fluvial é de suma importância para o abastecimento da área metropolitana contém uma floração extensa de macrófitas emersas denominadas Aninga. E está localizada em uma bacia de zona tropical úmida em expansão urbana, onde os cenários de conflitos de interesses nos usos múltiplos do solo são demandados por diferentes entidades sociais e distribuídos irregularmente no espaço e tempo. A falta de planejamento ou infraestrutura suficientes para conter os impactos resultantes da ocupação do solo inferem nos principais problemas na área da bacia. Estudos e pesquisas realizadas na área indicam a degradação que vem passando o rio através de ocupações e usos desordenados, e, desta forma, torna-se grande o risco para a qualidade da água e conseqüentemente para a disponibilidade de abastecimento. Portanto, visto as implicações ambientais das atividades cada vez mais crescentes sobre o uso e ocupação da Bacia Pitimbu, necessita-se de uma política de gestão de recursos hídricos que se relaciona com a busca de soluções sustentáveis para os problemas encontrados na unidade hídrica. (VBA,2005). Há grande interesse em se levantar subsídios que levem os órgãos governamentais e suas instituições a protegerem aquela área desenvolvendo um

programa de conservação com intenso gestão de manejo e sistema de monitoração ambiental. (Borges,2002).

Um trabalho anterior de prospecção à biodiversidade desenvolvido por ANDRADE, et al (2012) na Bacia do Rio Pitimbu, identificou a proliferação da espécie macrófita emersa Aninga (*Montrichardia Linifera*, Araceae), planta objeto deste estudo, como bioindicadora potencial de poluição hídrica e eutrofização. No entanto, fatores tais como estrutura e dinâmica desta comunidade aquática merecem ter seu conhecimento ainda mais ampliado, notadamente sobre o aproveitamento em programas de monitoramento ambiental. Portanto, este estudo busca subsídios para propostas de gestão e alternativas de manejo de ecossistemas aquáticos análogos afim de demonstrar a eficiência de macrófitas emersas na colaboração do gerenciamento ambiental.

OBJETIVOS

Objetivo Geral

Este trabalho pretende analisar o impacto da espécie macrófita aquática emersa Aninga (*Montrichardia Linifera*, Araceae) em um sistema fluvial eutrofizado em área urbana, na tentativa de inferir o seu papel ecológico na dinâmica do fósforo na interface água-sedimento e no potencial de bioacumulação de metais pesados.

Objetivos Específicos

Os objetivos secundários deste estudo foram os seguintes:

- Analisar os efeitos da comunidade de vegetação macrófita na qualidade da água e do sedimento, nos seus aspectos espacial e temporal e apresentar subsídios para auxiliar no manejo dessas plantas .
- Analisar o comportamento sazonal da composição química da espécie macrófita Aninga (*Montrichardia linifera*, Araceae) na área objeto deste estudo.
- Avaliar a capacidade fitoremediadora da macrófita Aninga na absorção de fósforo presente na coluna d'água e no sedimento.
- Avaliar o potencial fitoacumulador de metais pesados (Alumínio, Cádmio, Chumbo, Cobalto, Ferro e Níquel) da macrófita Aninga em sistema lóticos.

REFERENCIAL TEÓRICO

O Fósforo nos ecossistemas aquáticos

O fósforo é um dos elementos essenciais à vida, fazendo parte da estrutura de proteínas, carboidratos, ácidos nucleicos (DNA E RNA) e da molécula celular Trifosfato de Adenosina (ATP) (Esteves, 1998). No ramo econômico, sua importância como mineral também é primordial e ampla, utilizada como matéria-prima para fabricação de detergentes, fertilizantes, agentes anticorrosivos, materiais a prova de fogo, agentes químicos em alguns tipos de depuradores de água, inseticidas, aditivos de gasolina, entre outras aplicações (Schäfer, 1984)

Na limnologia, ecossistemas aquáticos lênticos ou lóticos, o fósforo é considerado um nutriente limitante e regulador do crescimento e desenvolvimento de plantas aquáticas e outros produtores primários. Contudo, em aporte excessivo e crescente, o fósforo somado ao nitrogênio, se torna o fator responsável pela eutrofização em corpos aquáticos sujeitos à ação antrópica, destacando o despejo de efluentes domésticos, estes cada vez mais ricos em polifosfatos provenientes do uso crescente de detergentes sintéticos (Smith et al. 1999, Conley 2000) e presentes no fertilizantes e agrotóxicos lixiviados aos corpos d'água (Esteves, 1998).

Nos ecossistemas aquáticos, o fósforo se apresenta em três formas de fosfatos, classificados por Esteves (1998) em:

- Fosfato Particulado: inclui o fósforo orgânico presente nas estruturas celulares de organismos vivos ou mortos ou em partes de organismos e fezes ou inorgânico que inclui o fosfato adsorvido a partículas, como argilas.
- Fosfato Orgânico Dissolvido: produzido por organismos vivos ou em decomposição, inclui compostos como nucleotídeos, coloides orgânicos e ésteres de fosfato.
- Fosfato Inorgânico Dissolvido: também nomeado Ortofosfato ou Fosfato Reativo

No ciclo do fosfato, o ortofosfato é a única forma assimilável pelos produtores primários, vegetais aquáticos, microalgas e bactérias, e por esse motivo sua quantificação nas análises em limnologia se torna indispensável. Normalmente se apresenta em frações insignificantes em relações as outras formas de fosfatos por

ser rapidamente assimilado e incorporado na biomassa, sobretudo em ecossistemas aquáticos tropicais habitados, onde os organismos possuem maior metabolismo, e em corpos eutrofizados artificialmente, devido a alta demanda dos fitoplânctons e algas. Neste último caso, o fosfato inorgânico dissolvido pode ser indetectável por se apresentar abaixo dos limites de concentração dos métodos analíticos comuns (Esteves, 1998).

A concentração de Fosfato Total se analisa a partir da soma das frações de fosfato, e é um indicador muito importante do estado trófico de recursos hídricos. Os sistemas de classificação das águas doces superficiais brasileiras norteiam-se pelos pressupostos e instrumentos das políticas nacionais de meio ambiente e de recursos hídricos, regulamentadas por outras legislações, como a Resolução CONAMA nº 357/05, que define o limite de $0,050 \text{ mg.L}^{-1}$ de Fósforo Total para rios de classe 2, o qual se enquadra o objeto de estudo. Entre as classificações de referência internacionais para a concentração deste nutriente na coluna d'água, se destaca, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) utiliza os seguintes valores para a concentração de Fósforo Total na coluna d'água: lagos oligotróficos $< 10 \text{ ug.L}^{-1}$, lagos mesotróficos $10 - 20 \text{ ug.L}^{-1}$ e lagos eutróficos $> 20 \text{ ug.L}^{-1}$ de fosfato total.

O Ciclo do Fósforo na Limnologia Fluvial

Em geral, os fosfatos tendem a ser solúveis em água, com exceção ao que se combinam com íons geoquimicamente abundantes, como o cálcio, ferro, alumínio e precipitam. (Vallentyne, 1978). Essas reações de precipitação resultam na formação das camadas de sedimentos nos leitos dos corpos hídricos. O fosfato precipitado pode ser altamente adsorvido através do processo de mineralização dos detritos orgânicos, o fósforo retido na fração dissolvida do perfil do sedimento é liberado e se torna disponível aos produtores primários (Jansson et al, 1988). Portanto, a ciclagem de fósforo na coluna d'água, depende das propriedades físicas e bioquímicas peculiares, determinadas pelas condições climáticas, geomorfológicas e geoquímicas existentes na bacia de drenagem nos padrões individuais de cada ambiente límnic (Schwarzbold, 2000).

A Figura 1, a seguir, esquematiza os processos de mineralização, sedimentação e absorção que compõem o ciclo do Fósforo nos sistemas limnológicos em função dos fatores físico-químicos e biológicos.

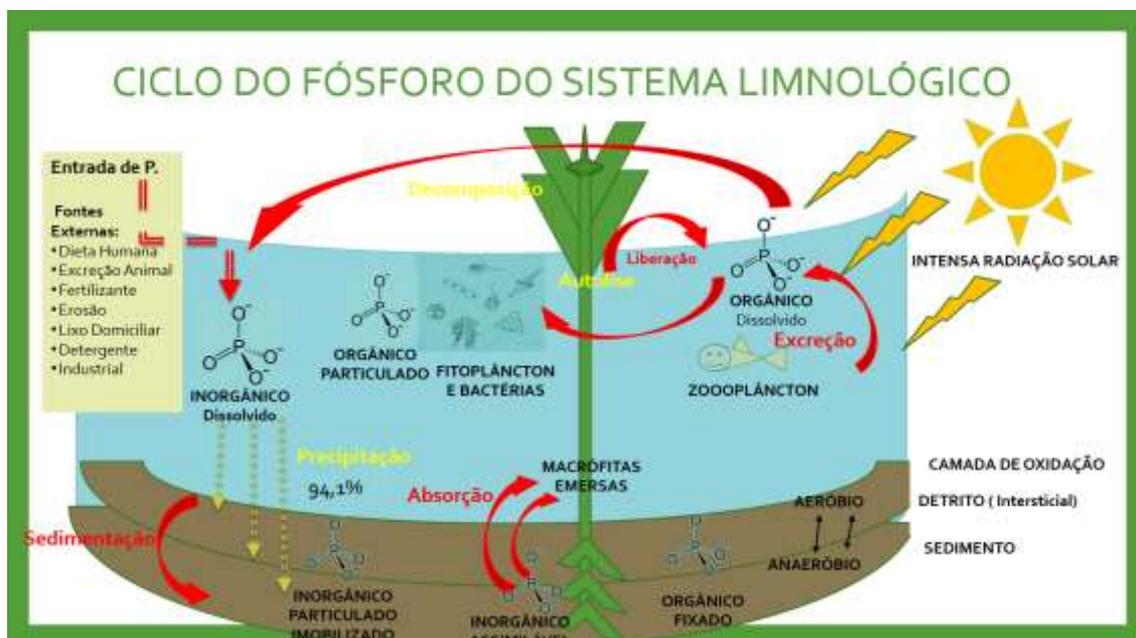


Figura 1. Esquema do Ciclo do fósforo no sistema limnológico. Baseado em Sharpley et al., 1992

De tal modo como demonstrado no esquema acima (**Figura 1**), a dinâmica de fósforo inorgânico na água-sedimento ocorre em função dos processos físico-químicos de adsorção (energia de ligação do fósforo aos sedimentos) e dessorção (taxa de liberação do fósforo pelo material coloidal suspenso), os quais controlam as transformações do fósforo particulado dos sedimentos no fósforo solúvel e vice-versa (McDowell et al., 2001). Entre os distintos mecanismos químicos de interface, a adsorção depende de processos físicos (tamanho e o enriquecimento das partículas) e das propriedades químicas do material erodido (mineralogia e tipo e estado químico dos grupos funcionais) (Sharpley et al., 1992), enquanto a dessorção é influenciada muito mais pelas condições geoquímicas do meio, como o pH e potencial redox, teor em solução e consumo por microrganismos, entre outros (Correll, 1998). Destaca-se, portanto, que a taxa de dessorção seja um bom indicador do potencial poluidor do fósforo no sedimento.

Os compostos de fósforo orgânicos, conforme ilustrados na Figura 1, são originários de excreções, resíduos vegetais adicionados ao solo, do tecido

microbiano e dos produtos de sua decomposição (Rheinheimer & Anghinoni, 2003). O fosfato dissolvido orgânico, como ânion de baixa mobilidade, tende-se a precipitar e acumular na camada superficial do sedimento tornando-se vulnerável ao processo de mineralização usados como fonte de carbono e elétrons pelos microrganismos, cujo resultado é a sua mineralização e disponibilização do fósforo inorgânico. (Martinazzo et al., 2007). No ciclo do fósforo orgânico as variações de liberação e absorção das interfaces água-sedimentos, não dependem apenas dos processos físico-químicos de adsorção e dessorção, mas também de sua interação com a fração mineral, fatores bioquímicos executados pela biomassa microbiana e fitoplânctons em menor escala que promovem sua mineralização e aquisição de fosfato pela biota (Toor et al., 2003).

O Fosfato Lábil no Tecido Vegetal das Macrófitas Emersas

O fosfato é um nutriente essencial à fotossíntese apesar de ser absorvido em pequenas quantidades pelas plantas sob formas de ânions $H_2PO_4^-$ e a mais comum HPO_4^{2-} . Através das raízes, as plantas jovens absorvem maiores concentrações de fósforo necessária para seu crescimento e amadurecimento. Boatwright (1966), afirma que a proporção deste armazenamento seja de 78 % do total necessário de fósforo para seu completo ciclo de vida quando a planta alcança um quarto da sua altura total. Em caso de deficiência de fósforo, esses produtores primários tem a capacidade de mobilizar porções de fósforos dos tecidos senescentes para os mais novos (Figura 2).

Diz-se fósforo biodisponível, ou lábil, àquele fosforo capaz de ser adsorvido e assimilável pelas plantas. Esta fração de fosfato solúvel se encontra diluída no complexo coloidal do solo e se torna disponível às plantas sendo absorvida através de difusão molecular ou fluxo de massa com OH^- pelas raízes. Portanto, as versões de fósforo fixadas (combinada a elementos como cálcio, ferro e alumínio) ou imobilizadas (constituente da matéria orgânica ainda não mineralizadas) se tornam muito difíceis ou impossíveis de serem assimiladas pelas plantas, a depender das condições inerentes da mineralogia do solo ou sedimento e das características vegetais. (Gismonti,2012)

Nos tecidos vegetais da maioria das plantas superiores, o fósforo se encontra na maior parte em concentrações inorgânicas armazenado no vacúolo como ortofosfato, enquanto a fração orgânica está ativa no metabolismo (Figura 2). Apenas sob

condições de estresse de fósforo na planta, as reservas inorgânicas são utilizadas afim de não afetar os níveis metabólicos. Quanto ao estoque de fósforo nos componentes da planta, estudos de Thomas (1974) observaram que apenas há acúmulo de fósforo na raízes em caso de baixo suprimento externo, afim de evitar toxidez na parte aérea da planta retendo fósforo que será locomovido com regularidade. Já em caso de abundância de fósforo no solo, as raízes exportam o elemento químico para a parte aérea em quantidade suficiente. (Mcdowell,2001)

A Figura 2, a seguir ilustra os principais mecanismos utilizados pelas macrófitas emersas no ciclo do fósforo e a distribuição estocada na planta.

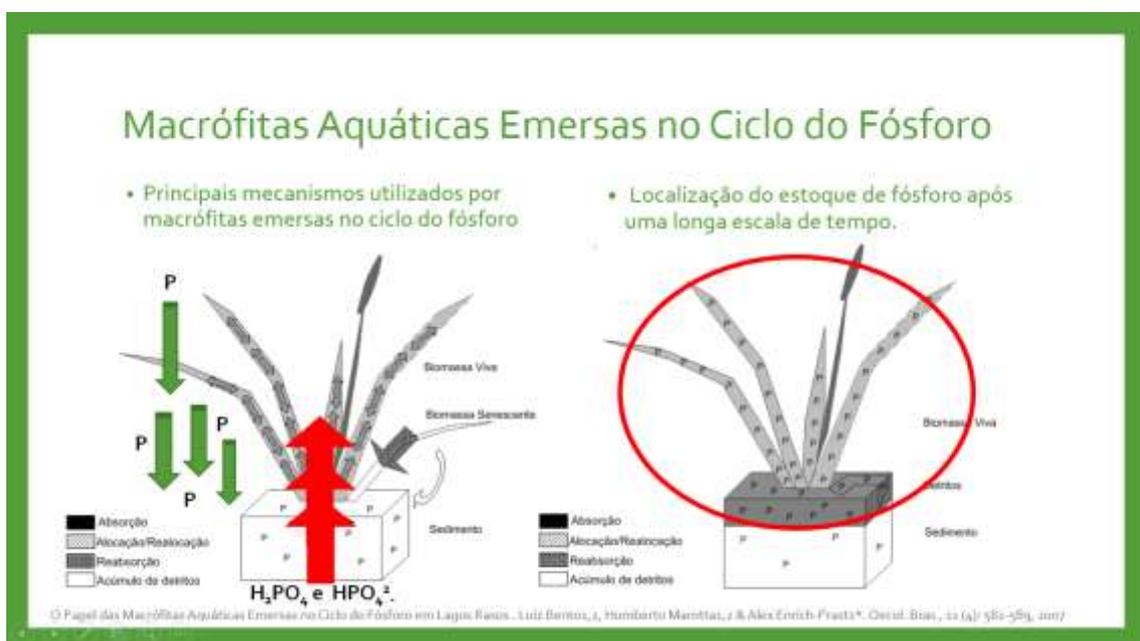


Figura 2 Ilustração do papel das macrófitas aquáticas emersas no ciclo de fósforo em lagos rasos . Adaptado de BENTO(2007)

A capacidade de absorção de fósforo pelas plantas está na faixa de 15 a 25% do fósforo biodisponível no solo encharcado. Este mesmo fósforo retido no solo não apresenta mobilidade por percolação, sendo a erosão o principal fator de perda de fósforo. Em resposta a deficiência de fósforo total, a planta diminui sua disposição no proveito da radiação solar para produção de energia, afetando então sua disposição de desenvolvimento e reprodução. Algumas plantas podem se adaptar a essa carência e desenvolver raízes laterais com pelos radiculares abundantes capazes de ampliar a área de alcance de absorção da planta na busca por esse nutriente. (Hoppp,1999).

Em solos ácidos e com elevados teores de óxidos de ferro ou alumínio, como latossolos vermelhos amarelo muito comuns no Brasil, o fosfato antes de qualidade biodisponível pode se tornar fosfato fixado e não biodisponível quando forma compostos de ferro e alumínio insolúveis a partir das propriedades já citadas anteriormente. A partir de então, este fosfato fixado no solo poderá tornar-se biodisponível novamente através de ação dos ácidos orgânicos provenientes da mineralização da matéria orgânica, pela acidez livre do solo, pelas secreções das raízes ou ainda na presença de gás carbônico do ar do solo. (Mcdowell,2001)

Já no caso do fosfato imobilizado na matéria orgânica, este se torna biodisponível após o processo de mineralização de microorganismos (fungos, bactérias, algas, protozoárias, etc) e restos vegetais. Esta ação produz ácidos fracos - como ácido acético, cítrico, fórmico – os quais solubilizam as frações de fosfato fixadas as transformando em biodisponíveis aos microorganismos e plantas vivas, além de estarem sujeitas a mineralização novamente. (Reynolds,2001)

Um dos métodos analíticos em laboratórios ambientais para análise de sedimento é o método químico de fracionamento e extração sequencial do fósforo desenvolvido por JENSEN (1995) e classificado por Hedlev et al (1982) e Bisani et al (2002) pelos seus graus de labilidade, conforme fluxograma operacional esquematizado abaixo:

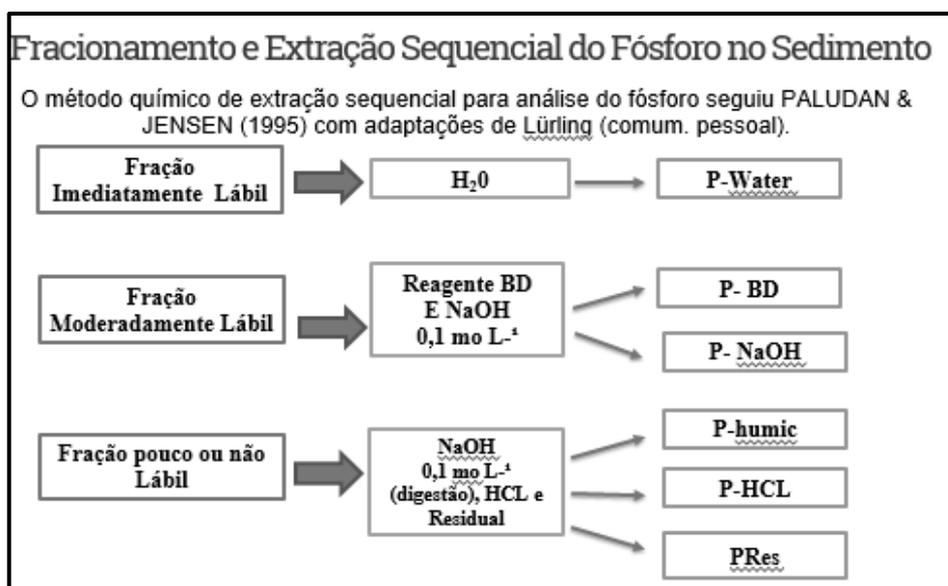


Figura 3 Fluxograma Operacional de Frações de Fósforo no Sedimento Hedlev et al. (1982) com modificações propostas de Bissani et al (2002).

Macrófitas Aquáticas como Fitodepuradoras

Thomaz & Esteves (1984) referem a importância das macrófitas na estrutura trófica de corpos d'água das grandes planícies da América do Sul. Neste caso, seu principal papel biogeoquímico consiste no processo de remineralização biológica via cadeia alimentar ou via detrito e o retorno às formas utilizáveis no ecossistema, pela cadeia alimentar de detritos.

Este método de fitodepuração, sem mobilização microbiana, é capaz de proporcionar a remoção de grande parte do ortofosfato ($\text{PO}_4\text{-3}$) disponível em excesso nos sedimentos de rios eutrofizados. O fósforo que precipita da coluna de água, e que ficaria retido no sedimento, é absorvido principalmente pelo rizoma das macrófitas aquáticas emersas, que retira este nutriente do sedimento de ecossistemas aquáticos (Graneli & Solander 1988) ou em alguns casos diretamente da coluna d'água, por raízes adventícias (Nogueira et al. 2003). Somente após sua senescência este fósforo inorgânico retirado do sedimento retorna a coluna d'água em forma orgânica fazendo o papel de sumidouro de fósforo. Sabendo-se da impossibilidade de perdas de fósforo em forma gasosa, constata-se a importante contribuição do processo biológico de mineralização do fósforo, por intermédio das macrófitas aquáticas, para a autodepuração do corpo hídrico (Bento et al, 2007).

Os primeiros estudos investigaram o papel das macrófitas na melhoria da qualidade da água por fitodepuração no Brasil foram desenvolvidos por MANFRINATO (1989) no Rio Piracicaba, onde se verificou a eficiência da *Eichhornia crassipes* na descontaminação das águas por sistemas de canais em fluxo de água poluída que evidenciaram uma eficiência média de 70% na redução de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). Mais tarde, foram realizados estudos com enfoque no desempenho dos processos de retenção de nutrientes nas comunidades de macrófitas aquáticas em sistemas lênticos naturais. Estudos demonstraram a eficiência funcional destas plantas e a interação do ecossistema aquático com o ambiente terrestre adjacente (Luciano, 1996), conferiram a melhoria da qualidade da água pelo mecanismo de biomanipulação de ciclagem de nutrientes em ecossistemas afetados pela eutrofização (Figuerola, 1996), e estimaram a massa de elementos químicos acumulada durante um ciclo hidrológico pelas macrófitas avaliando assim a possibilidade de funcionarem como indicadores da qualidade da água (Moraes, 1999).

Determinação de fosfato na água, no sedimento e na planta

As formas de Fosfato (PO_4^{2-}) ocorrem em águas naturais, no sedimento e nas plantas de vários tipos inorgânicos e orgânicos, solúveis ou em partículas. Nos processos analíticos, converte-se a forma do fósforo de interesse em fosfatos solúveis e logo por determinação colorimétrica através do espectrofotômetro UV-Vis

A Colorimetria e a Espectrofotometria são procedimento analítico apropriados para determinar as concentrações de espécies químicas em formato molecular mediante a absorção de energia radiante. Essa advém de um feixe de luz branca capaz de absorver vários comprimentos de onda que a compõem, a depender da natureza da substância da solução submetida a análise. A concentração da espécie pode ser determinada através da Lei de Lambert-Beer, na qual a absorbância (ou densidade ótica) é proporcional à concentração da espécie química absorvente e da espessura da mesma que é atravessada pelo feixe luminoso em um comprimento de onda constante (no caso do fosfato é de 880 nm). Portanto é modelado uma relação linear entre absorbância ou densidade ótica, variável independente e concentração, variável dependente (ABNT/ NBR 12772 - 1992.)

A fitorremediação de metais pesados por plantas aquáticas

Os metais pesados, por sua vez, contaminam os ambientes aquáticos e causam perturbações no seu funcionamento natural. Em geral, os metais pesados não são biodegradáveis, porem são estáveis resistentes (Callender. 2004). Nos corpos hídricos, os íons metálicos tendem a se agregar à matéria orgânica e ao acumular no sedimento e, dependendo das condições ambientais, liberam na coluna d'água tornando-se biodisponíveis com a habilidade de se ligar a molécula de proteínas (Botté et al., 2007). Em certas condições, os metais pesados podem produzir efeitos negativos à biota aquática. Quando eles se incorporam ao longo da cadeia alimentar, podem causar serias consequências à saúde humana no caso de ingestão de alimentos contaminados (Khan et al., 2005).

O termo específico para a biorremediação efetuada por plantas é a fitorremediação, inclusive com grande destaque em planos de despoluição de sistemas aquáticos com condições de níveis medianos a baixos de contaminação por metais pesados (Mikryakova, 2002).

Alguns metais são nutrientes essenciais aos produtores primários, tais como Manganês, Cobre, Zinco e Ferro. Apesar disso quando encontrados em altas concentrações no meio ambiente, podem prejudicar os organismos pela modificação das rotas metabólicas, ver Tabela 1, (Guilherme et al., 2005). Muito embora os elementos-traço Flúor, Cádmiio, Cromo, Bário, Cobre, Mercúrio, Níquel e Chumbo sejam encontrados na natureza (da ordem de $\mu\text{g.kg}^{-1}$), eles só apresentam riscos ao meio ambiente após muitos anos de uso continuado por serem cumulativos nos tecidos biológicos (Abreu et al., 2002).

Tabela 1 Lista dos elementos traços de ocorrência mais comuns em sedimento, aquíferos e corpos hídricos, suas respectivas funções biológicas, toxicidade e Limites para consumo humano

ELEMENTO	FUNÇÃO BIOLÓGICA	TOXICIDADE	LIMITES PARA CONSUMO HUMANO (UG.L-1)
Arsênio (Ar)	Fosfolipídeos de algas e fungos	Alta	10
Boro(B)	Essencial as plantas	Média-Baixa	-
Cádmiio(Cd)	Desconhecida	Média-Alta	5
Chumbo (Pb)	Desconhecida	Alta	3
Cromo (Cr)	Metabolismo	Alta	50
Cobre (Cu)	Essencial	Baixa	200
Bromo (Br)	Desconhecida	Média-Alta	-
Flúor (F)	Compõe dentes do mamíferos	Média	-
Ferro (Fe)	Essencial	Baixa	300
Mercúrio (Hg)	Desconhecida	Alta	0,2
Manganês (Mn)	Essencial	Baixa	100
Níquel (Ni)	Enzima unlease	Média-Alta	130
Selênio (Se)	Essencial aos mamíferos	Média-Alta	1
Zinco (Zn)	Essencial	Baixa-Média	100

A habilidade que as plantas aquáticas possuem de remover metais pesados em soluções aquosas é bastante explorada sob função do aumento salinidade e diminuição pH e influência negativa sobre a taxa de crescimento e capacidade de adsorção do contaminante (Mikryakova, 2002). Contudo, na maioria dos casos, os metais são concentrados nas raízes das plantas e o processo de translocação para as partes aéreas (caule e folhas) se dá através do tecido de condução interno da planta e é normalmente lento (Chen & Folt, 2000).

A **Figura 4** abaixo lista os elementos absorvidos pelas macrófitas a partir do metabolismo nutricional.

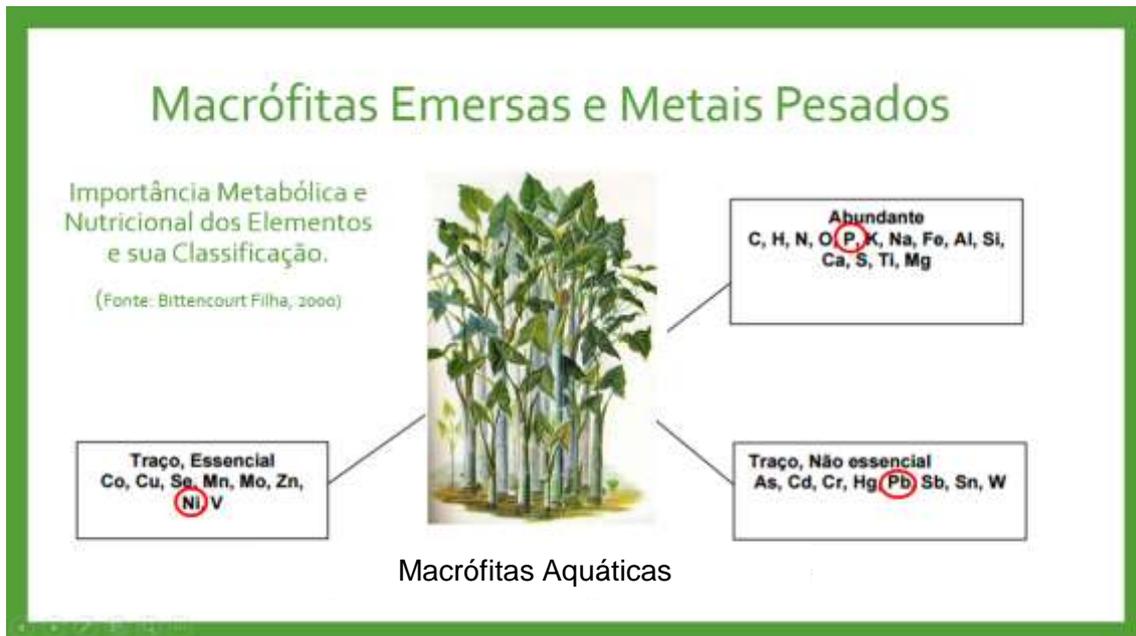


Figura 4 Importância Metabólica e Nutricional dos Elementos e sua Classificação.

Na fitoremediação, as plantas são empregadas para estabilizar ou para extrair metais do sedimento ou da coluna d'água contaminada através de cinco mecanismos distintos (Flathman And Lanza, 1998):

- a fitoacumulação (bioacumulação) - processo de adsorção e assimilação dos contaminantes pela planta;
- a fitovolatilização , efeito dos contaminantes se volatilizarem na atmosfera pela intervenção metabólica vegetal;
- a fitodegradação, degradação dos contaminantes dentro do tecido da planta utilizando enzimas;
- a rizodegradação, estímulo de biodegradação através de atividades na rizosfera das plantas ; e por fim ,
- a fitoestabilização , processo de adsorver e precipitar os metais pesados , extinguindo sua biodisponibilidade de toxicidade dos solos

A espécie *Montrichardia Linifera (arruda) schott (Araceae)*

A espécie de macrófita emergente e anfíbia *Montrichardia Linifera* da família Araceae, é popularmente conhecida como “Aninga”, “Anigaçu” ou “Aningaíba”, e ocorre em diversos ecossistemas inundáveis tais como biomas de florestas úmidas, ao longo de margens de rios, igarés e igapós nas regiões tropicais (Mayo et al., 1997). Nativa mas não endêmica do Brasil, pode ser encontrada na Amazônia, Caatinga e Mata Atlântica, (Coelho, 2013) nas regiões Norte, Nordeste e Sudeste do país (**Figura 5 e Figura 6**).



Figura 5 *Montrichardia linifera*, família Araceae (<http://www.retreatayahuasca.com/Ethnobotanique/castana.html> *Montrichardia linifera* (Arruda) Schott: aspecto geral da planta. Aningais do Rio Pitimbu) foto autoria própria

Essa planta é classificada como monocotiledôneas herbáceas alcançando entre 4-6 m de altura em fase adulta e é caracterizada, sobretudo, pela inflorescência do tipo espádice de cor branca amarelada, e infrutescência de coloração verde-escuro (Silva, 2012) . A Aninga e é especialmente explorada na região amazônica (Pará e Amazonas) pela sua importante função de dinâmica das várzeas, sustentação de substratos das várzeas, alimento para peixes, répteis e mamíferos como gado bovino e búfalos (Lins,1994). Os ribeirinhos amazônicos consideram a *montrichardia linifera* venenosa , por sua seiva provocar queimaduras na pele e até cegueira em contato com os olhos. (Lins, 1994) A irritação causada na pele pode ser atribuída à presença de cristais de

oxalato de cálcio presentes nas folhas e raízes. (Genua e Hilson,1985). Esta espécie de macrófita tem a tradição etnofarmacológica de ser utilizada em compressas e emplastos das folhas como cicatrizante, ativo antirreumático, antidiurética, expectorante (Amarante, 2009) e em tratamento de impingem, abscessos e tumores (Mattos, 2000) ou mesmo contra ferroadas de arraia (Amorozo,1988). Os indígenas, por sua vez, utilizam a planta no tratamento de males hepáticos e neurológicos tais como Alzheimer e depressão (Amarante,2009). Ainda, nos últimos anos, poucas pesquisas brasileiras e colombianas (Costa et al.,2009) vem apontando o potencial antimalárico de 36 diferentes espécies da família Araceae onde a *Montrichardia linifera* (Arruda) se inclui eficaz (Frausin, 2015) e de prospecção fitoquímica com avaliações das atividades antimicrobianas e antiparasitárias de extratos de M.Linifera (Silva, 2013).

Muito pouco se sabe sobre a composição química dessa espécie, necessitando aprofundamentos em pesquisa para melhor compreensão. Estudos realizados por Amarante et al. (2010) envolvendo a composição química e nutricional desta planta no Estado do Pará, demonstraram elevados teores de Mg nas folhas e frutos maduros, além da sua alta capacidade em absorção e bioacumulação de altas quantidades de Ca, Mg e Mn presentes no solo. Outros estudos verificaram que os Aningais (populações dessas plantas), favorecem a retenção de sedimento no leito fluvial em ambientes de várzea e atuam como purificadores de águas não tratadas, retendo nutrientes e metais pesados, agindo como verdadeiros filtros biogeoquímicos, uma vez que, conforme as substâncias vão se acumulando no solo, elas são absorvidas pela planta (Ramos et al.,2003; Eschrique et al, 2003).

Estudos de Cattanio (2014) sobre a importância da Aninga na retenção de sedimentos revelaram que área com esta macrófita retêm maior quantidade de sedimentos em comparação a área em que esta planta não ocorre., sendo perceptível a contenção da erosão coma a preservação do solo/barranco quando existe Aninga. Apesar dos bons resultados do ponto de vista hidrossedimentológico, as comunidade de Aningais representam um problema para fins pastoris por ser uma espécie competitiva , devido à rápida recuperação de seus rizomas depois de um desbaste, prejudicando, assim, a manutenção da área para plantio de culturas de subsistência dos pequenos agricultores (Macedo et al., 2005)

ÁREA DE ESTUDO : Bacia do Rio Pitimbu

Localização Geográfica

A Bacia Hidrográfica do Rio Pitimbu (BHRP) , com as coordenadas geográficas entre os paralelos 50 50'00" e 50 57'53" de latitude sul e os meridianos 350 11'08" e 350 23'19" de longitude oeste, esta localizada na região do litoral oriental do estado do Rio Grande do Norte , nordeste do Brasil. Possui o território abrangendo áreas dos municípios de Natal, Macaíba e Parnamirim, que fazem parte da Região Metropolitana de Natal- RN. A bacia é parte integrante do sistema da Grande Bacia do Rio Pirangi com aproximadamente 458km², do qual o rio Pitimbu se constitui o principal afluente.

Na BHRP, o Rio Pitimbu com 37,0km de extensão, se desenvolvendo no sentido sudoeste/nordeste por longo trecho do seu percurso. O Rio tem sua nascente localizada no Município de Macaíba e deságua na Lagoa do Jiqui, da qual parte em direção ao Rio Pirangi ou Pium, desaguando posteriormente no Oceano Atlântico, depois de ter-se juntado ao Rio Pirangi, conforme Figura 6 a qual corresponde ao curso do Rio Hidrográfica do Rio Pitimbu.

A justificativa da escolha dessa área foi a grande importância desse rio para o abastecimento da cidade de Natal , visto que a lagoa do Jequi (enxutório do rio Pitimbu) é responsável por disponibilizar 30% do volume de água consumida no município e a interferência da proliferação dessas colônias de Aningais nas características qualitativas deste manancial (Figura 6a,6b). A área apresenta relevância do objeto de estudo , macrófitas nativa Aninga (*Montrichardia Linifera*, Araceae) em diferentes paisagens na caracterização da expansão urbana no trecho superior e médio desta bacia .



Figura 6. Figura 6a (superior esquerda) Aningal.

Figura 6b (Superior direita) indivíduo Aninga

Figura 6c (Inferior esquerda).

Mapa de distribuição da Montrichardia linifera (araceae).

Imagens de própria autoria (2017).

Ao total , selecionamos três pontos de amostragem (ver Figura 6 a seguir) : o primeiro (Ponto-1) localizado no prolongamento da Prudente de Moraes com coordenadas (05°52'286"S; 35°14'2644"O) , o segundo ponto (Ponto-2) a 200 m a frente jusantes do primeiro ponto no curso do Rio (05°52'1072"S; 35°14'1739"O) em uma paisagem de transição zona urbanizada e vegetação macrófita menos densa, e o terceiro ponto (Ponto-3) mais 250 metros à frente justa do Ponto-2 (05°52'17.36"S; 35°14'1305"O) em meio a uma bancada de macrófita densa.

As estações de amostragem bem como identificação geográfica e de uso e ocupação do solo na área da BHRP estão identificadas na Figura 7.

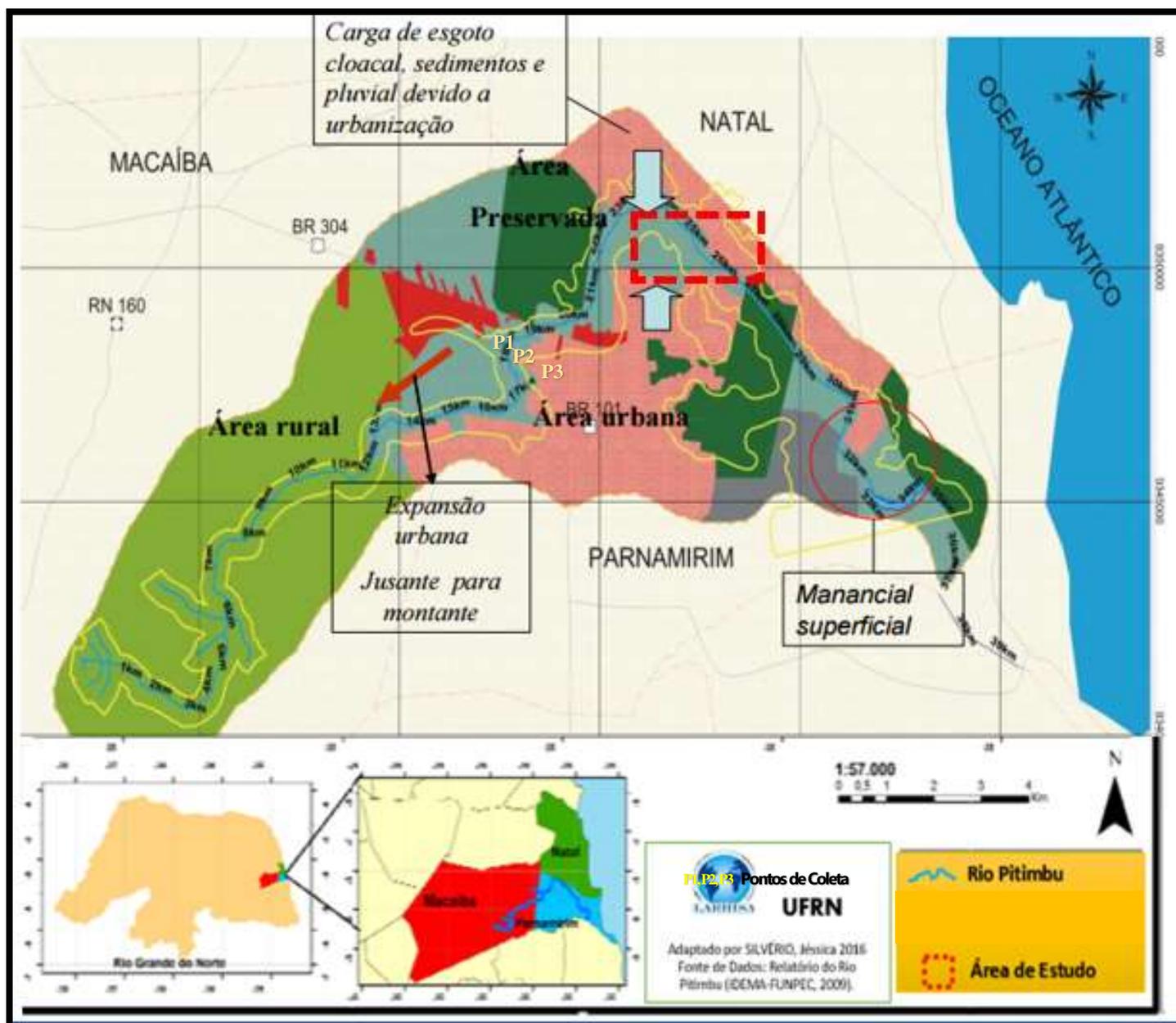


Figura 7 Área da Bacia Hidrográfica do Rio Pitimbu e pontos de amostragem (Adaptado de IDEMA, 2004)

Uso e Ocupação do Solo

A área do trecho do rio na alta da microbacia do Rio Pitimbu onde predominam os bancos de macrófitas denominados Aningais está compreendido desde a nascente na comunidade de Lagoa Seca em Macaíba até rodovia BR 101 na região urbana de Natal (conforme Figura 6 acima). Nos 13,7 km iniciais, constata-se que o rio corta áreas com predomínio da atividade rural, sendo caracterizada desde pequenos sítios com agricultura de subsistência para

consumo de populações ribeirinhas que se desenvolveram nas planícies de inundação e nos terraços que pertencem ao leito do rio Pitimbu, até concentração fundiária com grandes propriedades de terra e muitos outros bens como agricultura desenvolvida para a comercialização de frutas e legumes. Destaca-se que, neste trecho não se evidencia qualquer planejamento técnico e, dessa forma, poderia apresentar o lançamento desordenado de agrotóxicos no leito do rio arriscando a diminuição da capacidade de autodepuração do corpo hídrico (Borges,2002).

A partir daí até o a entrada da Lagoa do Jequi, o rio Pitimbu se estende por mais 20 km (desde o km 13 até km 33) , iniciando pela proximidade da periferia de Parnamirim e Natal, e condiciona uma maior ocupação da bacia, verificando-se a presença de algumas indústrias e de crescimento populacional em direção as suas margens. A Figura 7 acima loca esta área como centro de carga de esgoto cloacal, sedimentos e pluvial devido a urbanização. Nesse trecho, determinam-se alguns pontos em que interceptam o curso d'água com estradas vicinais, com destaque às rodovias BR 101 e BR 304, configuram-se em locais de acesso a populações circunvizinhas para utilizar-se de suas águas para os mais diversos fins (lavagem de roupas, recreação, banho de animais, entre outros).

Portanto, destaca-se que em sua maior extensão, a região da Bacia do Rio Pitimbu está associada aos efeitos do acelerado processo de expansão urbana e crescente contaminação por efluentes sanitários, rodoviários, urbanos e mais diversos resíduos despejados e carreados ao leito do Rio (Melo,1995).

Um fato que pode ser facilmente notado ao percorrer o trecho do rio sentido montante –jusante é que, a partir dos primeiros quilômetros do rio até alcançar aproximadamente 200 metros sul da ponte da BR 101, limítrofe municipal Natal – Parnamirim, seu leito é dominado pela macrófita aquática emersa *Montrichardia linifera*, conhecida popularmente como Aninga (Figura 7) . Segundo relatos da população ribeirinha e pescadores deste rio (coletados durante conversas enquanto se realizavam as amostragens desta pesquisa), há 10 anos toda área se apresentava livre da presença desta vegetação aquática, sendo possível observar maior corrente de água, nadar e pescar em locais que hoje estão completamente alterados fisicamente.

Estudos anteriores associam o descontrole no uso e ocupação do solo na BHRP a uma série de impactos negativos na água e no ecossistema fluvial (Borges, 2002). Dentre os fatores responsáveis pelos impactos: ausência de infraestrutura de saneamento em áreas próximas da calha fluvial, sujeitas à implantação de condomínios residenciais; adensamento dessas áreas e o uso de fossa séptica e sumidouro nesses empreendimentos tem resultado num aumento expressivo da carga poluidora difusa; implantação de obras viárias que cruzam a calha fluvial tem provocado processos erosivos de grandes proporções, causando assoreamento da calha e exigindo ações emergenciais de desassoreamento; construção de condomínios em áreas de proteção ambiental tem causado processos erosivos durante eventos de precipitação; lançamento pontual de efluentes domésticos lançados diretamente na calha fluvial ; implantação de cemitério na faixa de inundação da calha fluvial; lançamento de efluentes de origem industrial.

Clima

O clima da Microbacia do Pitimbu é classificado como tropical chuvoso (As') sendo que o período chuvoso se inicia no mês de março e se estende até o mês de junho com um índice que atinge 80% da precipitação anual, enquanto o período de seca se estabelece entre os meses de setembro e fevereiro, coincidindo também com a alta temporada do mercado turístico na cidade de Natal.

O regime térmico na região litorânea é relativamente uniforme e as temperaturas são elevadas ao longo de todo o ano. Essas características são devidas a grande quantidade de radiação solar incidente à superfície terrestre associada a altas taxas de nebulosidade.

Geologia e Geomorfologia

Entre as unidades geológicas que compõem a Bacia do Rio Pitimbu estão as Formação Barreiras, Depósitos Eólicos e Aluviões. Estes perfis estratigráficos são caracterizados predominantemente por rochas pré-cambrianas de embasamento cristalino com a sobreposição de uma camada de sedimentos

areníticos e calcários de idade geológica. Mesozoica e período Cretáceo. (IDEMA/LAGEOMA)

Em consideração ao relevo, os aspectos geomorfológicos na área da bacia são distribuídos em quatro distintos compartimentos: leito recente e sub-recente, vertente, tabuleiro e dunas, todos inseridos nas terras baixas. (IDEMA/Lageoma) A paisagem costeira do Rio Grande do Norte, representada por feições geomorfológicas recentes, como falésias, estuários, baías, praias, manguezais, lagoas e dunas, é reconhecidamente frágil, notadamente na região sob influência da cidade de Natal.

Pedologia

Há predominância de Latossolos Vermelho Amarelo seguido por Argissolos Vermelho-Amarelo na área da Bacia do Pitimbu que, ocorrem associados aos tabuleiros do grupo Barreiras nas regiões de alto e médio curso da bacia. Na região de baixo curso, já próximo ao litoral observa-se o predomínio das Areias Quartzosas Distróficas com Neossolos Quartzarênicos.

Os Latossolos são solos , profundos, ácidos, muito porosos, de textura arenosa a média, fortemente drenados. São bastante resistentes à erosão face à baixa mobilidade da fração argila e a sua elevada permeabilidade resultado do elevado grau de intemperismo. Apresentam-se bastante lixiviados. Enquanto as Areias Quartzosas Distróficas ou solo de arisco (AQz) são solos profundos, muito arenosos, excessivamente drenados e ácidos . Em comum ambos os tipos apresentam limitações ao uso agrícola apresentam baixa fertilidade natural e acidez, exigindo adubações e calagens.(Borges,2002)

No relevo plano de várzea próximo aos rios ou riachos, ocorrem os solos gleisados e/ou aluviais com cobertura de alteração intempérica arenosa podzolizada. (AQp). São solos arenosos na superfície e, com a profundidade, são argilosos, proporcionando, desse modo, o dissecamento dos taludes e o grau de inclinação. É uma cobertura desenvolvida a partir de sedimentos areno-argilosos da Formação Barreiras, em relevo plano, com vales abertos a suave ondulado, com vertentes longas (Nunes, 2000).

O desenvolvimento urbano pode causar alterações tanto no ecossistema terrestre quanto no ecossistema aquático. Dentre as ações antrópicas de maior

impacto, pode-se citar a substituição da vegetação original por áreas impermeáveis, ficando o solo desprotegido, aumentando assim a erosão no período chuvoso e conseqüentemente a produção de sedimento.

Hidrologia : Águas Superficiais e Subterrâneas

A rede hidrográfica se desenvolve integralmente sobre o embasamento sedimentar, com o rio Pitimbu apresentando caráter perene, sendo alimentado por ressurgências de águas subterrâneas do aquífero Barreiras. O rio tem enxutório na lagoa do Jiqui e corresponde a 27,62% da bacia hidrográfica do rio Pirangi grande bacia que agrega o BHRP.

No geral, ao longo do leito Pitimbu não apresenta profundidades maiores que 1,50m. (IDEMA/LAGEOMA). Quanto ao nível de açudagem, é pouco desenvolvido, composto apenas por 19 pequenas barragens, em geral voltadas para o uso com irrigação. Merece destaque, no entanto, a presença em seu território da lagoa da FAB e da lagoa do Jiqui (0,32 hm³) (Borges,2002).

Os recursos de água subterrânea da Bacia do rio Pitimbu estão representados essencialmente por formações sedimentares, aquífero livre Dunas/Barreiras que ocorre nas áreas mais próximas ao litoral e o aquífero livre Barreiras, predominante nas regiões de alto e médio curso da bacia. Ambos apresentam alta vulnerabilidade visto o elevado grau de permeabilidade dos solos arenosos. De acordo com estudos realizados por Melo (1995) elevados teores de Nitrato provocados pelo aporte de efluente sanitários foram registrados na região de baixo curso do rio Pitimbu, nas imediações dos bairros Planalto, Cidade Satélite e Nova Parnamirim, município de Natal – RN.

Vegetação

A vegetação natural na BHRP foi classificada por Costa (1995) originalmente como Savana Florestada desde a nascente do rio Pitimbu até sua foz com predominância de restinga.

A vegetações primária em parte abertas e outras mais densa, tem um porte dificilmente ultrapassa os dois metros de altura e é caracterizada como sinusais lenhosas de microfanerófitos e nanofanerófitos tortuosos, apresentando

ramificação irregular, providas de macrófilos esclerófilos perenes ou semidecíduos, ritidoma esfoliado rígido ou córtex maciamente suberoso, com órgãos de reserva subterrâneos ou xilopódio.

A vegetação secundária descaracteriza a paisagem nativa da região da BHRP e procede da intervenção humana para uso da terra. Esse processo se dá através da sucessão de espécies exóticas que foram identificadas em todo trecho ao longo do rio. Entre essas espécies se destaca a invasão de macrófitas sobre o espelho d'água do rio desde as proximidades das nascentes em Macaiba, reconhecidas como *Montrichardia Linifera* (Araceae) e *Pofiteriácea - Eichhornia Crassipes*, com nomes de Aninga e Água-Pé, respectivamente. Segundo Varela (2001) a forte presença de plantas aquáticas (Ninfeáceas) ao longo do leito do rio observadas desde a década de 80 com crescente aumento, é uma indicadora de solo ácido combinado ao alto grau de eutrofização das águas.

Fauna

Dados do levantamento faunístico realizado por ECONATAL (1995) no Rio Pitimbu não identificaram espécies raras ou ameaçadas, entretanto, um maior número o Jacaré-de-Papo-Amarelo, a Serpente-salamanta, Falsa-coral, Cobra-verde, Coral-verdadeira, Corricampo, bem como a Cobra-de-duas-cabeças, a Víbora, a Lagartixa, o Camaleão e o Calango (FUNPEC, 1998).

CAPÍTULO 1

DINÂMICA DO FÓSFORO NA ÁGUA E NO SEDIMENTO EM UM SISTEMA FLUVIAL ASSOCIADA À PRESENÇA DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS SOB IMPACTO DA URBANIZAÇÃO

RESUMO

Nas últimas décadas, várias pesquisas limnológicas enfatizam a grande importância das macrófitas aquáticas emersas enraizadas na ciclagem de nutrientes através do efeito de “bombeamento” e seu forte intercâmbio entre o ecossistema aquático e o ambiente terrestre adjacente. Estudos sobre a dinâmica do fósforo na água e sedimento em microbacias hidrográficas podem estimar os impactos e suas consequências nos ecossistemas aquáticos, e serem importantes indicadores para o uso e ocupação do solo na bacia. Este teve como objetivo avaliar a dinâmica do fósforo em águas superficiais e sedimento, em condições de ausência, presença ou transição da vegetação aquática com macrófitas emersas da espécie *Montrichardia linifera* (Arruda) Schott (Araceae), em uma área de microbacia hidrográfica de um sistema fluvial sob implicações da urbanização. Foram analisadas variáveis limnológicas e transferências de formas de fósforos na coluna d’água, além de fracionamento do fósforo conforme sua labilidade no sedimento. As amostragens se realizaram entre os períodos de estiagem e chuvoso de 2016, em um trecho do rio urbano tropical (Rio Pitimbu) com diferentes características de impacto e vegetação aquática (macrófita emersa), com uma paisagem de transição entre a zona urbanizada e mais preservada. Os resultados evidenciaram que há implicação direta das bancas de macrófitas aquáticas emersas sobre a qualidade da água e sedimento atuando como manejo natural e possibilitando a sustentação do equilíbrio dos padrões ecológicos de um ecossistema aquático em iminência de eutrofização. Demonstrou-se a importância ecológica da colonização dessa espécie na melhora da qualidade deste trecho do sistema fluvial investigado através do aumento de oxigenação e diminuição de DBO da água circundante, atuando como biofiltros de fósforo e material particulado e redução das frações de fósforo lábil na camada superficial do sedimento, sobretudo fósforo inorgânico dissolvido.

Palavras-chave: qualidade de água, fracionamento de sedimento, fósforo, labilidade, macrófita emersa, Aninga.

ABSTRACT

In the last decades, several limnological researches emphasize the great importance of emerging aquatic macrophytes rooted in nutrient cycling through the "pumping" effect and their strong interchange between the aquatic ecosystem and the surrounding terrestrial environment. Studies on phosphorus dynamics in water and sediment in watersheds can estimate the impacts and their consequences on aquatic ecosystems, and are important indicators for the use and occupation of the soil in the basin. The objective of this study was to evaluate the dynamics of phosphorus in surface waters and sediment under conditions of absence, presence or transition of aquatic vegetation with emergent macrophytes of *Montrichardia linifera* (Arruda) Schott (Araceae), in an area of watershed of a system Urban development. Limnological variables and phosphorus form transfers were analyzed in the water column, besides fractionation of the phosphorus according to its lability in the sediment. The samplings were carried out between the dry and rainy periods of 2016, in a stretch of the tropical urban river (Pitimbu River) with different impact characteristics and aquatic vegetation (emergent macrophyte), with a transition landscape between the urbanized and more preserved zone. The results showed that there is a direct implication of the emergence of aquatic macrophytes on the water quality and sediment acting as natural management and enabling the balance of the ecological standards of an aquatic ecosystem in the imminence of eutrophication. It was demonstrated the ecological importance of the colonization of this species in the improvement of the quality of this section of the fluvial system investigated through the increase of oxygenation and decrease of BOD of the surrounding water, acting as phosphorous and particulate material biofilters and reduction of the labile phosphorus fractions in the layer Surface of the sediment, especially dissolved inorganic phosphorus.

Key words: water quality, sediment fractionation, phosphorus, lability, emergent macrophyte, Aninga.

INTRODUÇÃO

A eutrofização cultural (artificial) é o problema de qualidade da água mais difundido no mundo, seja em ecossistemas de água doce, estuarinos ou marinhos que são adjacentes a grandes áreas urbanizadas (Schindler, 2012).

O fósforo e o nitrogênio, componentes abundantes efluentes domésticos e industriais, excreta de animais e fertilizantes de regiões agrícolas, são os nutrientes responsáveis pelo enriquecimento dos corpos hídricos (Paerl, 2009; Schindler, 2012). As taxas de suprimento desses nutrientes geralmente controlam ou limitam a produção primária de plantas aquáticas e a formação de biomassa (Paerl, 2009). O crescimento acelerado e exacerbado da produção primária geram um conjunto de consequências, incluindo a proliferação de algas nocivas, expansão das zonas de hipoxia no sedimento, destruição de habitats, mortalidade de organismos aquáticos e outros problemas relacionados, ocasionando perdas ecológicas e econômicas nos ecossistemas impactados (Conley et al., 2009; Paerl, 2009). Tais condições possibilitam ao desequilíbrio e proliferação de espécies com maior capacidade de adaptação e amplitude ecológica como macrófitas emersas, capazes de absorver nutrientes pelas raízes no sedimento e oxigênio pelas folhas acima da lamina d'água (Esteves, 1998).

As colônias dessas macrófitas, em sua maioria, são capazes de se habituar em ambientes de águas doce, salobra e salgadas, ambientes de água estacionária e corrente, e até capaz de suportar longos períodos de seca (Lorenzi, 2008). Dessa forma extensas regiões podem ser dominadas pela biomassa de macrófitas, alterando não apenas a paisagem, mas também significativas transformações químicas no sedimento do leito fluvial e na qualidade da água comprometendo assim os múltiplos usos dos recursos hídricos, principalmente sistemas rasos e de pequena vazão (Chambers; Prepas, 1994). No entanto, também devem ser citados seus impactos positivos tais como efeitos bioacumuladores de metais pesados, fitodepuradora e filtradores naturais de leitos, além de excelentes bioindicadoras de poluição e impactos antropogênicos (Esteves, 1998).

A dinâmica de fósforo no sedimento se distingue, sistematicamente, entre os recursos hídricos de sistemas lênticos (lagos e reservatórios) e lóticos (rios e

riachos). Sistemas lóticos em que os fluxos são contínuos e turbulentos, tais como rios e riachos, também podem apresentar problemas de eutrofização, ainda que em menor frequência que em bacias sob os impactos da urbanização e agricultura fertilizada (Tundisi, 2003). São nesses ambientes onde a identificação das origens difusas de enriquecimento de fósforo se tornam mais complexas de se distinguir e monitorar (Tundisi, 2003).

A disponibilidade do fósforo na água depende da interação qualitativa e quantitativa entre os compartimentos sedimento e a água, no espaço e no tempo (Reynolds & Davies, 2001). Segundo Esteves (2003), a partir de estudos sobre a dinâmica do fósforo na água e sedimento em microbacias hidrográficas, pode-se estimar os impactos e suas consequências nos ecossistemas aquáticos. Além de serem importantes ferramentas para despertar a consciência de que o uso e o manejo do solo e da aplicação de insumos, sejam eles industriais ou orgânicos, são fatores que determinam a qualidade da água e do ambiente.

No sedimento, a dinâmica do fósforo está associada a biota, os quais imobilizam ou liberam os íons ortofosfato, e às propriedades físico-químicas e mineralógicas do solo (Rheinheimer, 1999). A partir do momento que houver a precipitação do fosfato com a estabilidade dos compostos de fósforo na solução do solo ou sedimento, pode-se classificar o fosfato em diferentes graus de labilidade: altamente lábil, intermediária ou moderadamente lábil, baixa labilidade ou não-lábil (Hedley et al., 1982). O conjunto de frações mais lábeis é representada pelos compostos fosfatados que são mais facilmente absorvidos pelas plantas ou por microrganismos. O grau de labilidade às plantas depende do grau de intemperização do solo, da mineralogia, da textura, do teor de matéria orgânica, das características físico-químicas, da atividade biológica e da vegetação predominante (Walker & Syers, 1976; Cross & Schlesinger, 1995), que, muitas vezes são representadas pelas macrófitas aquáticas (Esteves, 1998)

Atualmente, várias pesquisas limnológicas enfatizam a grande importância das macrófitas aquáticas em estabelecer um forte intercâmbio entre o ecossistema aquático e o ambiente terrestre adjacente quando são enraizados (Bento, 2010). Esta é uma das funcionalidades mais relevantes das macrófitas emersas, pois favorece a ciclagem de nutrientes através do efeito de “bombeamento”, mecanismo de transferência dos nutrientes absorvidos do

sedimento pelas raízes, armazenados temporariamente na biomassa vegetal e então liberados na coluna d'água por excreção ou decomposição dos tecidos senescentes. (Nogueira, 1989).

Pesquisas sobre as diferentes formas e a dinâmica do fósforo na água e no sedimento em corpos hídricos contribuem em estratégias de planejamento e gerenciamento integrado nas em áreas consideradas ecologicamente frágeis como em sistemas de bacias hidrográficas afetados pela agricultura, indústria e urbanização. Por essas razões, este trabalho teve como objetivo avaliar a dinâmica do fósforo em águas superficiais e sedimento, em condições de ausência, presença ou transição da vegetação aquática com macrófitas emersas da espécie *Montrichardia linifera* (Arruda) Schott (Araceae), em uma área de microbacia hidrográfica de um sistema fluvial sob implicações da urbanização.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

A Microbacia do Rio Pitimbu (Figura 7) abrange uma área de aproximadamente 132,5 km², e contribui aproximadamente com um terço da grande Bacia Hidrográfica do Rio Pirangi (BHRP), composta pelos rios Pirangi, do Canto, Cajupiranga e Jiqui, além do afluente do Rio Pitimbu. A extensão do Rio Pitimbu é de aproximadamente 35 km, e está inserida na região metropolitana do Estado do Rio Grande do Norte, integrando os municípios de Macaíba, Natal e Parnamirim (Borges, 2002).

As nascentes do Rio Pitimbu possuem predominância de comunidade rurais, com agriculturas de subsistência não planejados, portanto vulnerável a fontes de poluição pelo uso indiscriminado de agrotóxicos e fertilizantes químicos. Ao longo do seu percurso cruza regiões desmatadas, sem matas ciliares conservadas, e alcança duas rodovias e bairros residenciais em crescimento e algumas industriais. O curso d'água recebe lançamento de esgotos domésticos, resíduos sólidos e outras diversas cargas industriais (Borges, 2002).

A justificativa da escolha deste corpo hídrico foi a grande importância desse rio para o abastecimento da cidade de Natal -RN, visto que a lagoa do Jiqui (enxutório do rio Pitimbu) é responsável por disponibilizar 30% do volume de água consumida no município. A área selecionada no leito apresenta a

relevância do objeto de estudo, comunidades das macrófitas nativas Aninga (*Montrichardia linifera*, Araceae), que caracterizam as paisagem deste manancial em um ambiente de transição da expansão urbana no trecho superior e médio desta bacia (Tabela 2 e Figura 8).

Tabela 2- Descrição das estações de amostragem do Rio Pitimbu, Rio Grande do Norte.

AMOSTRAGEM ÁGUA E SEDIMENTO	COORDENADA GEOGRÁFICA	CARACTERIZAÇÃO
Ponto - 01	5°52'1.40"S; 35°14'25.87"O	Ponte Prolongamento Prudente de Moraes (sem macrófita) e urbanizado
Ponto - 02	5°52'2.65"S; 35°14'25.40"O	Entrada do Aningal (intermediário de macrófita)
Ponto - 03	5°52'5.30"S; 35°14'21.71"O	Adentro do Aningal aprox. 100 metros após a ponte (área de macrófitas)

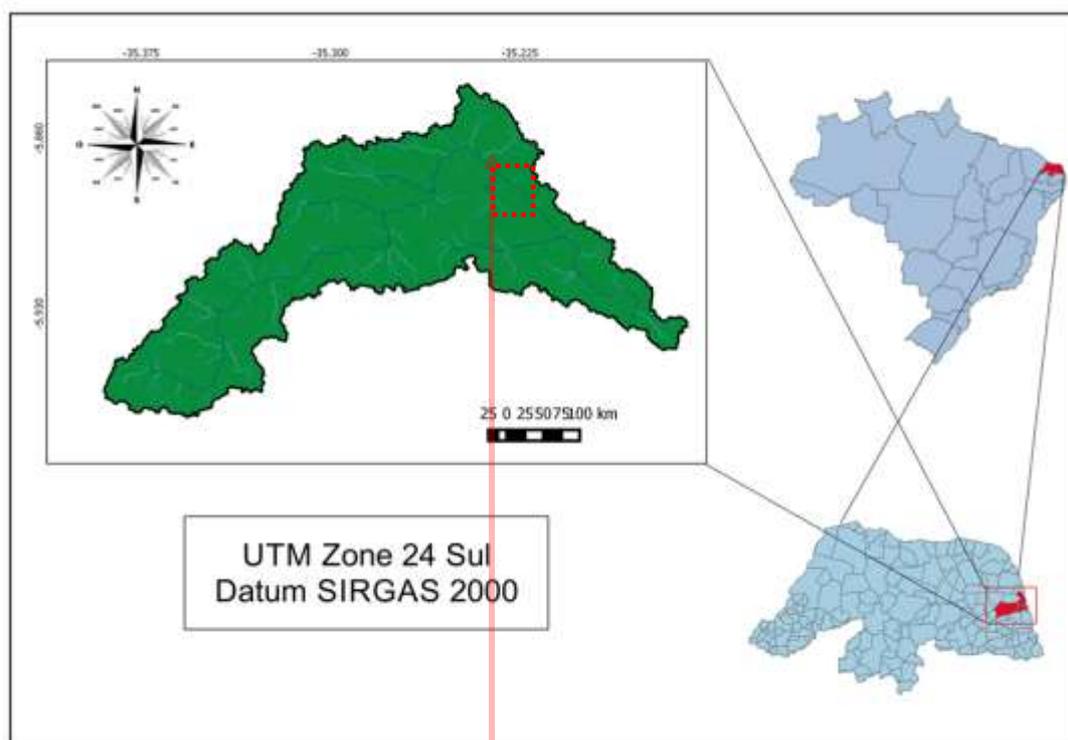


Figura 8- Localização da bacia hidrográfica do Rio Pitimbu, Rio Grande do Norte, Brasil.



Figura 9- Área do estudo e a localização dos pontos de amostragem na Bacia Hidrográfica do Rio Pitimbu- RN.

Amostragem

As amostragens de água foram realizadas quinzenalmente nas três (3) estações de amostragem, sempre no turno da tarde, durante o período de maio a novembro de 2016, abrangendo a transição entre período chuvoso e período de estiagem (período chuvoso: março a agosto; período seco: setembro a fevereiro), totalizando 7 coletas.

Fatores abióticos como temperatura, pH e oxigênio dissolvido (OD) foram medidos *in situ* em perfis verticais da coluna d'água a cada 0,5 metro de profundidade, da superfície ao fundo com oxímetro e sonda (HIDROLAB DS5). A profundidade e transparência da água foram analisadas respectivamente com um Profundímetro digital e Disco de Secchi. Para as análises de pH, condutividade, turbidez, sólidos, fósforo e DBO_5 as amostras de água foram coletadas em amostras tríplica a cada 0,5m da coluna d'água com a garrafa do tipo Van Dorn de (5L) e posteriormente homogeneizadas e armazenadas em garrafas de polietileno, previamente lavadas com HCl 10% e água deionizada.

Posteriormente foram acondicionadas em caixas térmicas com gelo durante o transporte para o laboratório para análises.

Já as coletas de sedimento ocorreram em uma única etapa no mês de novembro de 2016 nos três pontos de coleta de água. Foi utilizado um amostrador do tipo Kajak, com tubo de 50 cm de comprimento por 7 cm de diâmetro, em duas réplicas de aproximadamente 1kg em cada ponto. A amostra foi coletada até uma profundidade de 10 cm de profundidade no sedimento e posteriormente homogeneizada para cada ponto para o experimento de fracionamento do fósforo. Logo após o sedimento foi transferido em plásticos transparentes esterilizados, transportados em caixa térmica com gelo e congelados por -20°C .

Análises das amostras de Água

Em laboratório foram realizadas as análises de turbidez, sólidos suspensos orgânicos e inorgânicos, frações de fósforo e DBO_5 . Na medição de turbidez (UNT) utilizou-se o medidor 2100P da HACH. Para as análises de sólidos orgânico (voláteis) utilizou-se a estufa ($105 \pm 2^{\circ}\text{C}$) e para os inorgânicos (fixos), utilizou-se a técnica de ignição em forno mufla a 550°C (APHA, 1998). O método colorimétrico (Espectrometria UV-Vis) foi utilizado com amostras não filtradas para determinar as concentrações de Fósforo Total- PT (Valderrama, 1981) Com as amostras filtradas em filtros de fibra de vidro (47 mm e 1,2 um de porosidade) para análise do Fósforo Inorgânico Dissolvido (PID) (Murphy & Riley, 1962). Para obter a concentração do fósforo total particulado - PTD, realizou-se a diferença entre fósforo total (amostra não-filtrada) e o fósforo total dissolvido (amostra filtrada). A concentração do fósforo orgânico dissolvido – POD, encontrou-se pela diferença entre fósforo total dissolvido (amostra filtrada) e ortofosfato ou fósforo inorgânico dissolvido (amostra filtrada). Para análise de sólidos Por fim, a análise da demanda biológica de oxigênio (DBO) pelo Método de Winkler, que consistiu em medidas da concentração de oxigênio dissolvido nas amostras, antes e após o período de incubação de 5 dias a 20°C .

Fracionamento e Extração Sequencial do Fósforo no Sedimento

O método químico de extração sequencial para análise do fósforo seguiu PALUDAN & JENSEN (1995) com adaptações de Lürling . M.,(comum. pessoal). Este método procura não somente detectar o estoque total de fosfato no sedimento aquático, mas também diferenciar as formas de fósforos associados a diferentes compostos químicos, assim, tornando possível estimar a biodisponibilidade das frações de fosfatos adsorvidos no sedimento do ambiente de estudo. Para classificar as frações em grau de labilidade foi utilizada a classificação de Hedley et al. (1982) com modificações propostas de Bissani et al (2002) , visto a sua valorização do aspecto botânico, que determina:

Tabela 3 - Descrição das Etapas do Fracionamento de Sedimennto e respectivas labilidades.

Fase	Classificação	Formas de Fósforo	Característica Química	Extrator	Labilidade
Fase 1	P-Water	P-total e PDR	PO ₄ ³⁻ liberado por processos de troca iônica de interações eletrostáticas relativamente fraca	H ₂ O	Altamente Labilidade
Fase 2	P- BD	P-total e PDR	Fração ligada aos óxidos de ferro Fe ₃ PO ₄ e manganês Mn ₃ (PO ₄) ₂	Reagent e BD*	Lábil
Fase 3	P- NaOH	P-total e PDR	Fração ligada aos óxidos alumínio com média energia de adsorção AIPO ₄ , (P-Al)	NaOH 0,1 mo L- ¹	Moderadament e Lábil
Fase 4	P-humic	P-total	Fração associada a parte molecular de ácidos húmicos da matéria orgânica aquática e identificado como fosfatos não-reativos. Em condições de carregado positivamente pode se associar a óxido de Al ou Fe. (Gerke and Hermann 1992)	NaOH 0,1 mo L- ¹ , digestão e HCL	Pouco Lábil

Fase 5	P-HCL	P-total	Fortemente adsorvidos frações co-precipitados com minerais carbonatos e, portanto, são sensíveis a alterações do pH. A liberação ocorre pela dissolução da fração do material dos carbonatos em pH ácido. apatita e cálcio	HCL	Pouco Lável
Fase 6	PRes	P-total	Apresenta composto estáveis, oferecem baixo risco ao ambiente pela sua baixa mobilidade e biodisponibilidade. Para sua análise é necessário a destruição da sua estrutura cristalina.	Residual	Não-Lável

*Reagente BD: (0. 11 M NaHCO₃, and 0. 11 M Na₂S₂O₄)

Índice do Estado Trófico

O Índice do Estado Trófico para o fósforo – IET(PT) foi aplicado segundo Carlson e modificado por Lamparelli (2004), sendo estabelecidos para ambientes de fluxo contínuos (rios) , segundo as equações:

$$IET (PT) = 10 * \left(6 - \left(\frac{0,42 - 0,36 * (\ln PT)}{\ln 2} \right) \right)$$

onde:

PT: concentração de fósforo total medida à superfície da água, em µg.L⁻¹;

ln: logaritmo natural.

Índice de Poluição por Fósforo

Na água, a legislação brasileira (CONAMA 357/05) adota o valor de 0,050 mg. L⁻¹ de fósforo total como limite crítico para ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários de Classe II.

Na estimativa do grau de contaminação por fósforo em sedimento superficiais, utilizou se o índice proposto por Cazati apud Zhang et al. (2008) desenvolvido para ambientes lacustres. Segundo a classificação sugerida por estes autores, os ambientes que apresentam concentrações de Fósforo Total:

- PT < 500 mg kg⁻¹ são considerados poluídos

- 500 mg kg⁻¹ < PT < 1300 mg kg⁻¹ são considerados moderadamente poluídos

- > 1300 mg kg⁻¹ são considerados altamente poluídos

A resolução CONAMA 344/04 também avalia o grau de poluição em função da concentração de fósforo em sedimento e considera ponto de alerta uma concentração maior de 2000 mg kg⁻¹.

E a CETESB, órgão regulador ambiental do Estado de São Paulo, estabelece pelo seu CRITÉRIO DE QUALIDADE do Sedimento nas Suas Unidades de Gestão de Recursos Hídricos três classificações com base na sua concentração total de Fósforo: Boa (PT < 750), Ruim (750 < PT < 1500) e Péssimo (PT > 1500).

Cálculos da Carga Contaminante de Fósforo no Rio

O cálculo de carga de massa contaminante para sistemas fluviais de fluxo contínuo em determinada seção é calculado pela seguinte equação:

$$W = Q * C \quad Eq. 2$$

Onde,

W = Carga Contaminante do rio na seção medida (Kg. dia⁻¹)

Q = vazão do rio (m³. dia⁻¹)

C = Concentração de massa do contaminante (mg. L⁻¹)

Também se assumiu a seguinte nomenclatura:

Qa (valor médio de vazão alta do rio em período de chuva)

Qb (valor médio de vazão baixa do rio em período de estiagem)

Nota: os valores de vazão foram obtidos a partir dos estudos hidrológicos de pesquisa em 2016 do Rio Pitimbu da Mestranda Camila Vittorino do LARHISA.

Qa = 0,426 m³.s⁻¹ ou 613,4 m³.dia (alta vazão – 05/05/2016)

Qb = 0,296 m³ s⁻¹ ou 410,4 m³.dia (baixa vazão - 19/12/2016)

Cálculos do Balanço de Massa na estante com Macrófitas no Rio

O cálculo do balanço de massa para um sistema fluvial de fluxo contínuo, ou seja, no qual a vazão do rio flui continuamente, serve para quantificar a carga de massa acumulado ou retida no sistema e parte do Princípio de Lavoisier da Lei de Conservação das Massas em um sistema considerado fechado (sem influências externas). Através da Equação Geral abaixo:

$$Ca = Ws - We \quad Eq. 3$$

Onde,

We = Carga do Contaminante na Entrada da seção com macrófitas

Ws = Carga do Contaminante na Saída da seção de macrófitas

Ca = Carga Acumulada ou retida na seção de macrófitas

Neste estudo, considerou-se como carga de entrada (We), a carga do contaminante na seção do ponto de amostragem P1, a montante do trecho de estudo do rio e nomeada como W1. Também foi considerada como carga de contaminante de saída (Ws) a carga quantificada na seção do P3, ponto mais a jusante do trecho do rio investigado, nomeado como W3. Então:

W1a (carga contaminante na seção do P1 em alta vazão)

W1b (carga contaminante na seção do P1 em baixa vazão)

W3a (carga contaminante na seção do P3 em alta vazão)

W3b (carga contaminante na seção do P3 em baixa vazão)

Coleta e Análise de Dados

Para a avaliação do Cenário Meteorológico e Balanço Hídrico da BHRP, dados do ano de 2016 e variações volumétricas foram buscados para a estação meteorológica operante pela BDMEP no município de Natal-RN no Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2017). Para as avaliações de variações de intensidade pluviométrica e clima bem como demais dados da BHRP, foram utilizados o Índice Padronizado de Precipitação (IPP) do INMET. O IPP foi avaliado para a variável SPI12, pois representa de maneira mais fiel o comportamento de mananciais superficiais por considerar o acumulado de precipitação para os últimos 12 meses.

Foram realizadas análises estatísticas descritivas e análises de correlação de Pearson através do software PAST 3 (Palaeontological Statistics Software) e ESTATISTICA ® (Statsoft Inc. 1996).

Também se realizou a Análise das Componentes Principais (ACP) através do software PC-ORD® v.6 (McCune & Mefford, 2011) a fim de verificar a tendência temporal e espacial dos dados e das unidades amostrais, especialmente relacionados com a presença ou ausência das macrófitas emersas. A PCA foi aplicada a matriz de correlação composta pelas 13 variáveis: Oxigênio Dissolvido (OD), Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), Sólidos Suspensos Fixos (SSF), pH, Fósforo Total (PT), Fósforo Total Dissolvido (PTD), Fósforo Inorgânico Dissolvido (PID), Turbidez (Tur), Condutividade (Cond), Transparência (Secchi), Profundidade (zmáx), e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) em função das unidades amostrais (ponto e período de coleta).

RESULTADOS

Cenário Meteorológico e Balanço Hídrico da BHRP

De acordo com o Índice Padronizado de Precipitação SPII12 do INMET a BHRP, em 2016 se enquadrou em um cenário moderadamente úmido, o que indica chuvas acima da média na estação chuvosa e seca para a região. A estação meteorológica operante pela BDMEP - INMET no município de Natal marcou um precipitação total mensal de 210 mm no mês de maio/16 (primeiro mês de amostragem), já em Setembro/1, alcançou 41 mm, em Outubro/16, 11 mm, fechando em Novembro/16 com 14 mm o período de coleta da pesquisa.

Visto este histórico de precipitações na BHRP, região de clima tropical úmido (com constantes temperaturas e taxas de evapotranspiração real) e pedologia caracterizada por um solo entre médio argiloso e muito arenoso, o Balanço Hídrico Sequencial do Sistema de Agrometeorologia INMET calculou armazenamento sempre positivo no período chuvoso, sobretudo para o mês de Maio/16 apresentando excedentes de 50 mm, mas no período de estiagem computou quedas entre 40% a 80% da capacidade total de armazenamento da Bacia, equivalente déficit de 8 mm/mês em outubro e novembro.

A partir destes dados será possível comparar e discutir a influência das precipitações com os dados estatísticos limnológicos coletados para cada mês do período de amostragem.

Qualidade da Água

Durante todo o período amostrado, o nível da coluna d'água do Rio Pitimbu apresentou oscilações de até 0,55 m, equivalente a redução de 61 %, entre os meses de coleta, sendo mais significativo entre o período de estiagem (Figura 3). O período de Maio e Setembro foi caracterizado com a menor média de transparência (secchi) em relação a profundidade, cerca de 85-90% de visibilidade, sendo que outubro alcançou a transparência máxima na coluna d'água. (Figura 9). A turbidez na coluna d'água variou entre 5,4 e 8,5 NTU no período de coleta. Em relação pontual, o Ponto-2 e Ponto-3 apresentaram maiores médias Secchi, respectivamente 5,6 NUT e 3,7 NTU.

Os valores de OD se manteve em média estável durante o período, oscilando entre 2,5-3,3 mg.L⁻¹ entre os meses Maio-Novembro de 2016 (Figura 9). Se comparado entre os pontos, o Ponto-1 apresentou a menor média de 2,3 mg.L⁻¹ ($\pm 0,2$), já o P2- intermediário a média foi 3,0 mg.L⁻¹ ($\pm 0,4$) e Ponto-3 ($\pm 0,5$). Sobre os teores de DBO, a maiores médias (5,5 mg.L⁻¹) foi no mês de Setembro/2016 que alcançou 5,5 mg.L⁻¹, possivelmente em virtude da influência de precipitação na véspera da coleta (dia 18/09 20 mm). Nos demais meses, a média da DBO se manteve abaixo de 5,0 mg.L⁻¹, com destaque para o mês de Maio com média de 2,9 mg.L⁻¹ ($\pm 0,7$) (Figura 10).

Os Sólidos Suspensos Totais (SST) aumentaram em 47% durante o período de amostragem sendo a maior contribuição dos SSI, os sólidos fixos de origem inorgânica (Figura 10). Não verificou-se variação significativa temporal para as concentrações de Fósforo Total na coluna d'água, já especialmente diminuíram em P2 e P3. O SSI alcançou 75 mg.L⁻¹ em novembro, enquanto o SSO, de origem orgânica, alcançou 54 mg.L⁻¹ no mês de setembro (Figura 9). O P1- sem macrófita, em média foi onde se apresentou maiores valores de SST (168 mg.L⁻¹), SSV (47 mg.L⁻¹) e SSI (111 mg.L⁻¹), enquanto o P3- muita macrófita as menores médias SST (42 mg/L), SSV (29 mg.L⁻¹) e SSI(13 mg.L⁻¹) (Figura 9). Em relação ao índice de transparência pelo Dico Secchi, houveram maior aumento nos pontos P2 e P3.

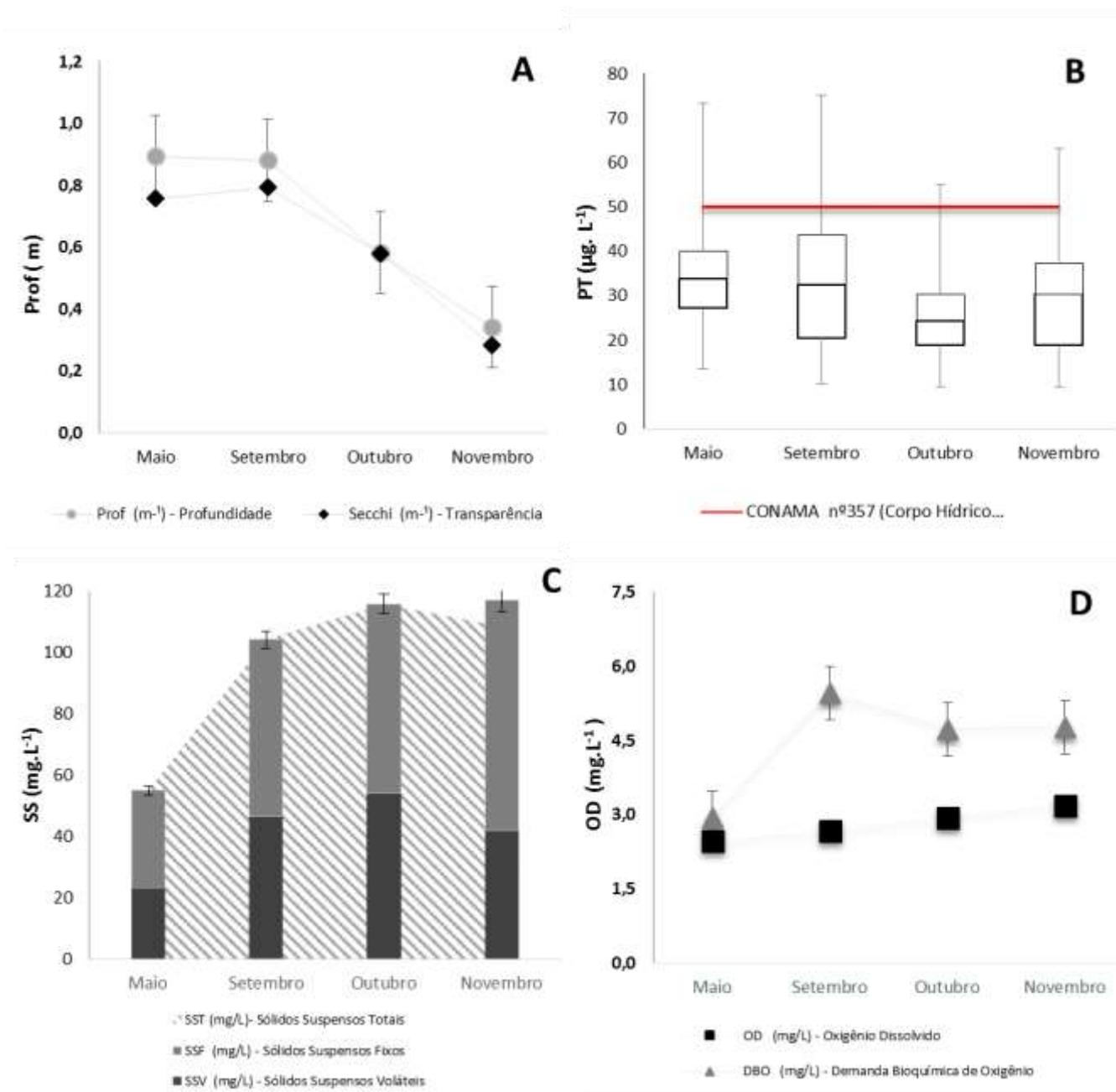


Figura 10 Gráficos descritivos das médias das principais variáveis limnológicas no período de amostragem Maio a Novembro de 2016 no trecho de Estudo do Rio Pitimbu-RN. A- profundidade máxima e transparência Secchi; B- Fósforo Total (PT) na coluna d'água e o limite CONAMA C- Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Suspensos Fixos ou Inorgânicos (SSF) e Sólidos Suspensos Voláteis ou Orgânicos (SSV); D- Oxigênio Dissolvido na água (OD) e da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO);

As concentrações de Fósforo Total (PT) apresentaram um comportamento bastante variável ao longo do período de estudo, oscilando entre 24,7 e 33,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$, com destaque para o mês de setembro De acordo com a limite de 50

$\mu\text{g.L}^{-1}$ de Fósforo Total para corpos hídricos Classe II da Resolução CONAMA 357/05, apenas os dois últimos meses em período de estiagem se encontraram abaixo (Figura 11).

As concentrações de Fósforo Orgânico Dissolvido (POD) e Fósforo Inorgânico reativo (PID) se sustentaram em concentração constante (Figura 11). Estes resultados são indicativos de que apenas o Fósforo Total Particulado (PTP) aumentou enquanto o Fósforo Total dissolvido (PIS+ POD= PTD) se manteve, pois, a diferença entre Fósforo Total e Fósforo Total Dissolvido é Fósforo Total Particulado (PT-PTD = PTP).

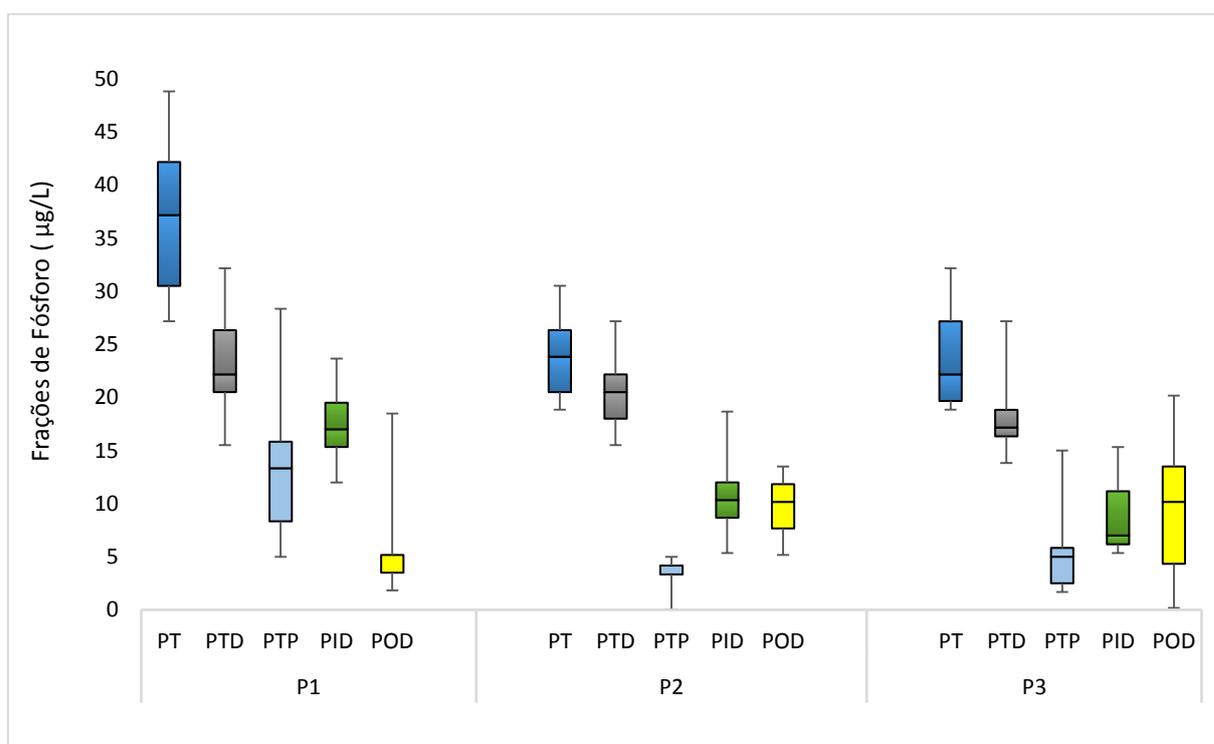


Figura 11 - Frações de Fósforo na Coluna de Água em cada ponto de amostragem no Rio Pitimbu entre o Período de Maio a Novembro de 2016. Fósforo Total (PT), Fósforo Total Dissolvido (PTD), Fósforo Total Particulado (PTP), Fósforo Inorgânico Dissolvido (PID) e Fósforo Orgânico Dissolvido (POD). Limite de Detecção do Método Analítico: $1\mu\text{g.Kg}^{-1}$ nas frações PT,PTD,PTP,PID e POD.

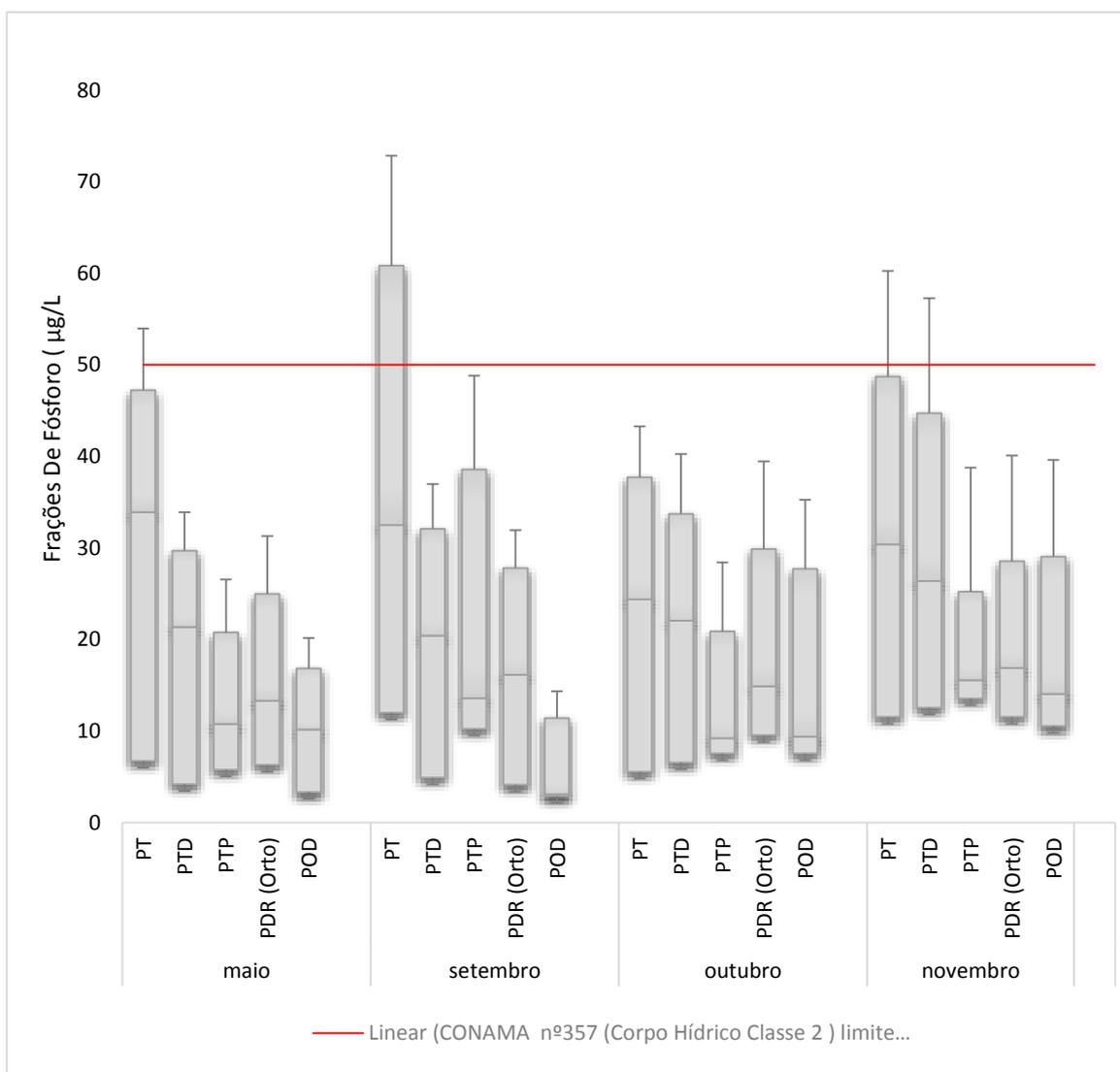


Figura 12 - Frações de Fósforo na Coluna de Água no Rio Pitimbu entre o Período de Maio a Novembro de 2016. Fósforo Total (PT), Fósforo Total Dissolvido (PTD), Fósforo Total Particulado (PTP), Fósforo Inorgânico Dissolvido (PID) e Fósforo Orgânico Dissolvido (POD). Limite de Detecção do Método Analítico: $1\mu\text{g.Kg}^{-1}$ nas frações PT,PTD,PTP,PID e POD.

O Índice do Estado Trófico para o fósforo total – IET (PT) demonstrou que apenas o Ponto-1 em duas coletas apresentaram em estado eutrofizado no trecho do Rio Pitimbu, sendo que 90% das amostragens no Período se enquadra no estado mesotrófico (Figura 12).

O Ponto-1 foi o que apresentou amostragem com qualidade eutrófica apenas no mês de Setembro/16, sendo que em outros meses este mesmo ponto de amostragem foi o que apresentou valores de índice mais altos no estado mesotrófico e pertinentes a classificação de estado trófica (Figura 13).

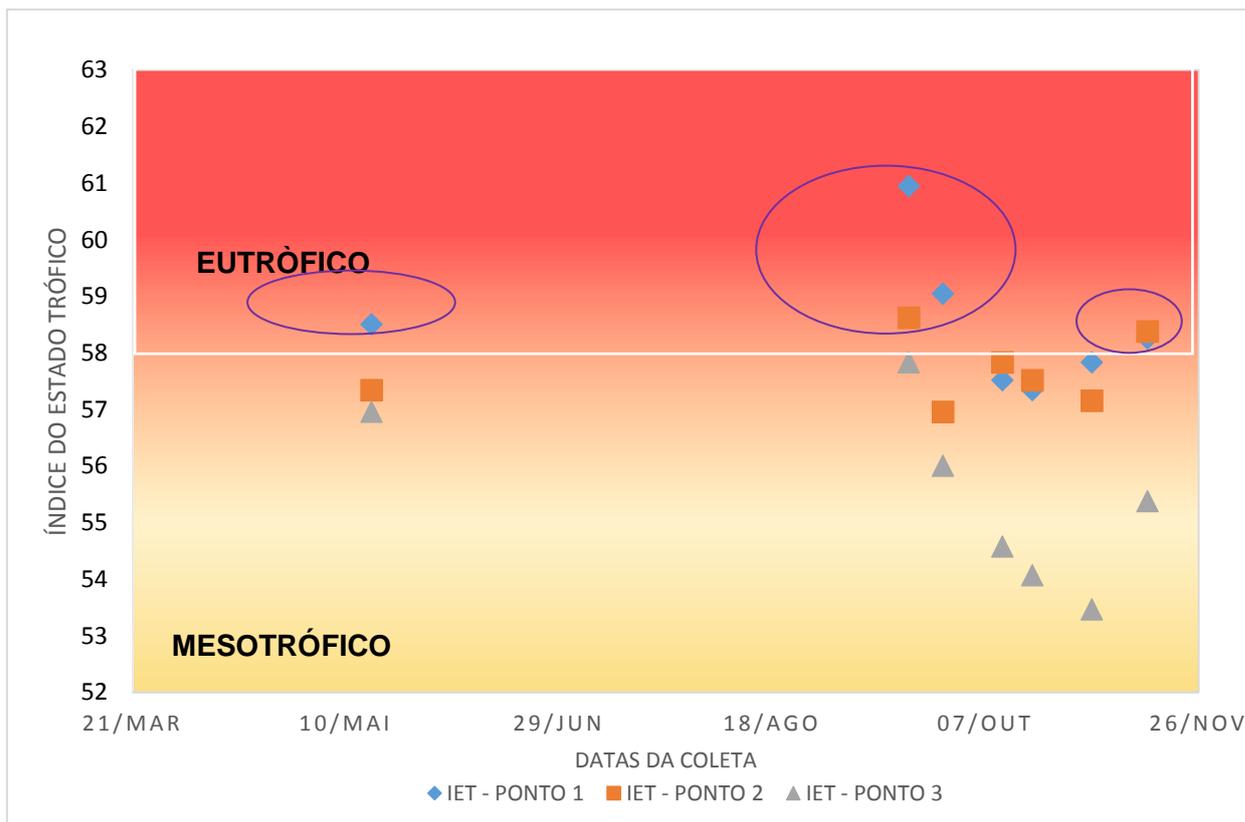


Figura 13- Índice do Estado Trófico (IET) das coletas do Trecho do Rio Pitimbu no período de Maio a Novembro de 2016.

A Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis analisadas mostrou comportamentos distintos apenas entre as unidades amostrais de coleta, mas não se ordenou entre as datas de amostragem, demonstrando tendência espacial, mas não temporalmente no período de estudo (Figura 14). Esta análise de ordenação explicou 60,8% dos dados (Eixo 1: 38,9% e Eixo 2: 21,9 %).

A PCA abordou onze variáveis limnológicas, incluindo os teores de Fósforo Total Particulado (PTP), Fósforo Total Dissolvido (PTD) e Ortofosfato (PID) na coluna d'água distribuídas entre as estações de amostragem (Ponto-1, Ponto-2 e Ponto-3) entre o período de maio a novembro de 2016.

Em relação ao primeiro componente, eixo 1 horizontal, as correlações representadas positivamente foram do Oxigênio Dissolvido (0,86), Sólidos Suspensos Voláteis (0,69), pH (0,48) e as negativas foram do Fósforo Total (-0,92), Fósforo Total Dissolvido (-0,91), Turbidez (-0,85) e Condutividade (-0,74). (Figura 12)

O segundo componente principal, Eixo 2 Vertical, incluiu as variáveis mais importantes na ordenação: correlaciona diretamente com a Profundidade (0,9), Transparência (0,92), sólidos solúveis fixos (0,64) no lado positivo e correlaciona proporcionalmente inversos com PID (-0,44) e a demanda bioquímica de oxigênio (-0,19) (Figura 14)

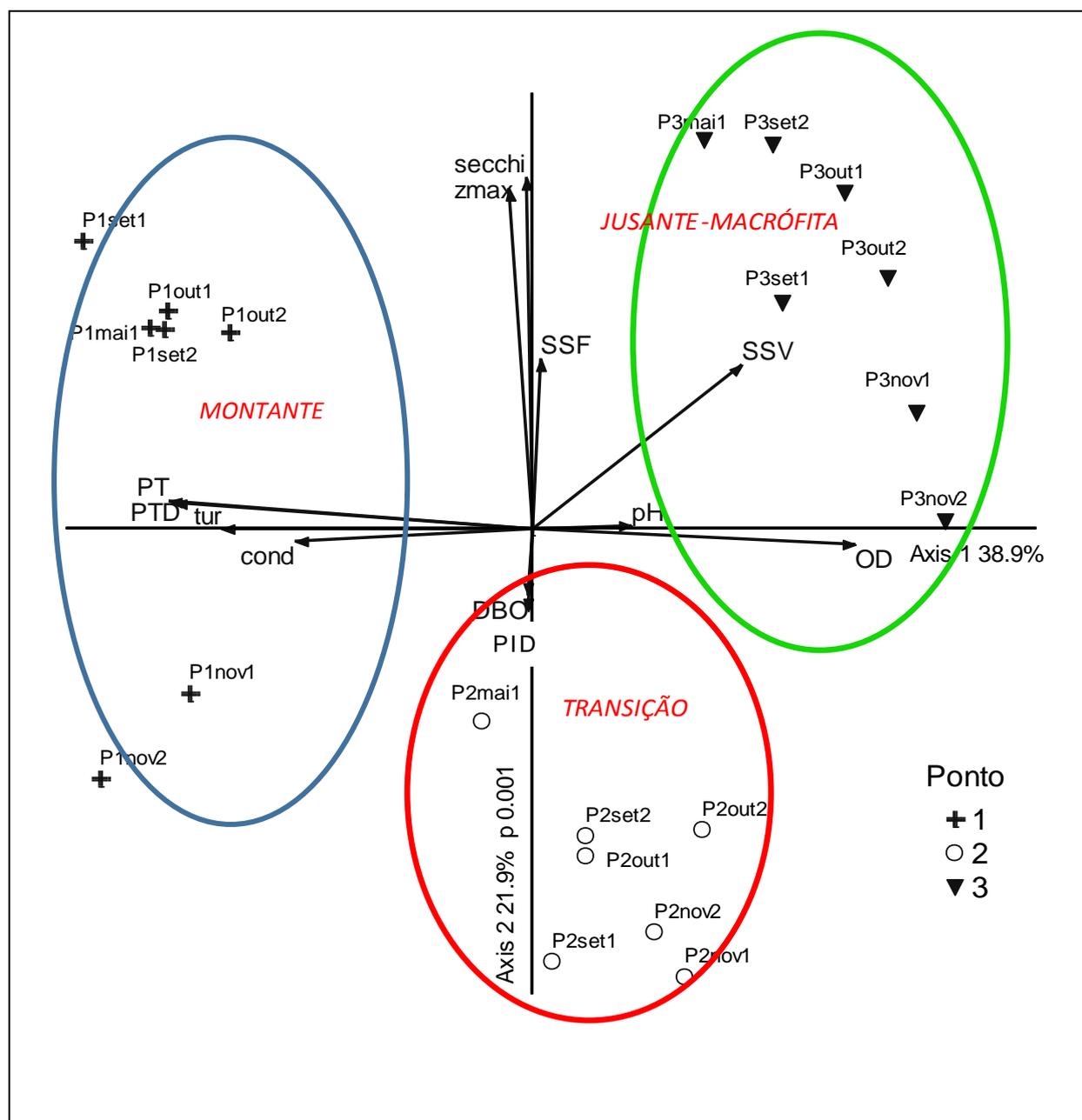


Figura 14 Análise de Componente Principais (PCA) das variáveis limnológicas e Fosfatos nas estações de amostragem compreendido entre maio e novembro de 2016 no Rio Pitimbu –RN . Oxigênio Dissolvido (OD), Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), pH Fósforo Total (PT), Fósforo Total Dissolvido (PTD) , Turbidez (Tur), Condutividade (Cond) , Profundidade (zmax), Transparência (secchi), Sólidos Solúveis Fixos (SSF) Fósforo Dissolvido Reativo (Orto) e a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Estes resultados evidenciaram a heterogeneidade espacial das estações de amostragem explicado pela forma de distribuição das variáveis limnológicas e das formas de fosfatos, todos importantes indicadores da qualidade da água na área de estudo com ausência, transição ou presença das macrófitas emersas. No entanto, não se verifica uma tendência sazonal marcada pelo regime hidrológico da região

Os resultados das análises de fracionamento sequenciais de fósforo para a caracterização dos sedimentos evidenciam que as formas de fosfatos variam conforme a distribuição destas na paisagem, ou seja, as estações de coleta (Tabela 4).

Os pontos com o a presença de indivíduos de macrófitas, Ponto-2 e Ponto-3, apresentaram os maiores teores de fósforo orgânico (POD) nas frações mais lábeis, correspondendo em um maior teor de fósforo total (PTD) (Tabela 4)

Tabela 4- Fósforo¹ em diferentes formas e frações obtidos por extração sequencial na camada 0-10 cm de um sedimento lacustre sob condições de vegetação de macrófita

Fração	Fases	Ponto-1			Ponto-2			Ponto-3			TOTAL		
		PTD	PDR	POD	PTD	PDR	POD	PTD	PDR	POD	PTD	PDR	POD
Imediatamente lábil	P-WATER	8,94A	8,41Aa	0,53A	4,84A	2,7Aa	2,14A	7,79A	3,41A	4,38A	21,57A	14,52A	7,05A
	Total	8,94A	8,41A	0,53A	4,84A	2,7A	2,14A	7,79A	3,41A	4,38A	21,57A	14,52A	7,05A
	(mg.kg ⁻¹)												
Moderadamente lábil	P-BD	76,85B	70,98B	5,87A	173,12B	47,1B	126,02B	200,72C	28,26A	129,75B	406,21B	146,34B	261,6B
	P-NaOH	37,14A	8,12A	29,1A	101,68B	20,05A	81,63B	50,385B	9,73A	42,27A	190,83B	37,9A	152,92B
	Total	113,99B	79,1B	34,8A	274,8C	67,15B	207,65C	251,11C	37,99A	172,02B	597,04C	184,24B	414,56C
Pouco ou Não-Lábil	P-humic	-	31,51A	-	-	38,6A	-	-	14,02A	-	-	84,13B	-
	P-HCL	-	7,41A	-	-	10,87A	-	-	41,87B	-	-	60,15B	-
	P-Res	-	26,49A	-	-	7,49A	-	-	7,91A	-	-	41,89A	-
	Total	-	65,41B	-	-	56,96B	-	-	63,8A	-	-	186,17B	-
Total		122,9B	152,9B	35,4A	279,64C	126,81B	209,79C	258,89C	105,2B	176,4B	618,61C	384,93C	421,61C

¹ Média sobre das doses de fosfato; médias seguidas de letras maiúsculas diferentes, nas colunas diferem significativamente entre si (Tukey <0,05)

² POD = PTD – PDR; Fósforo Orgânico Dissolvido encontrado pela Subtração das frações analisadas. PTD= Fósforo Total Dissolvido; PDR= Fósforo Inorgânico Reativo Dissolvido (ortofosfato) ; POD= Fósforo Orgânico Dissolvido.

A fase com fósforo de labilidade intermediária, classificados neste estudo como moderadamente lábeis, por sua vez, foram a porção mais significativa das porções de fosfato em todos os pontos, alcançando em suma 0,597 g .kg⁻¹ de sedimento, o que é relativo a 6% da massa total no sedimento (Tabela 4) e representou em média de 96% de todo o PTD encontrado nos pontos (Figura 14) . Apenas nos pontos sem ausência ou com mínima presença da vegetação macrófita (Ponto-1 e Ponto-2 respectivamente com 51% e 53% do PDR total) indicaram maior acúmulo das frações de fósforo inorgânico reativo (PDR) moderadamente lábeis no sedimento, indicativos da oferta de fósforo para suprimento de produtores primários, enquanto o Ponto-3 com abundancia desses menos saturado (36% do PDR Total) (Figura 14).

A fração de fosfato total dissolvida (PTD) e imediatamente lábil, muito importante para o suprimento de P às plantas e microrganismos em geral, visto que é nesta forma que ele pode ser assimilado diretamente, representou uma baixa quantia absoluta de 21,57 mg por kg de sedimento, ou seja de aproximadamente 0,2% do total média na massa dos sedimentos. (Tabela 4) e 3,5% de PDT total encontrado, sendo a maior concentração para o Ponto-1 e Ponto-3 (Figura 14).

Verificando ainda a fração lábil, o teor de fósforo inorgânico reativa (PRD) possui os menores teores para o Ponto-2 e o Ponto-3, representando respectivamente 2% e 3% do total de PDR lábil nos pontos, contra 5% do Fósforo Total no Ponto-1, indicativos provavelmente da alta demanda da vegetação de macrófitas presentes nestes pontos, sobretudo no Ponto-3 com mais predominância. (Figura 14).

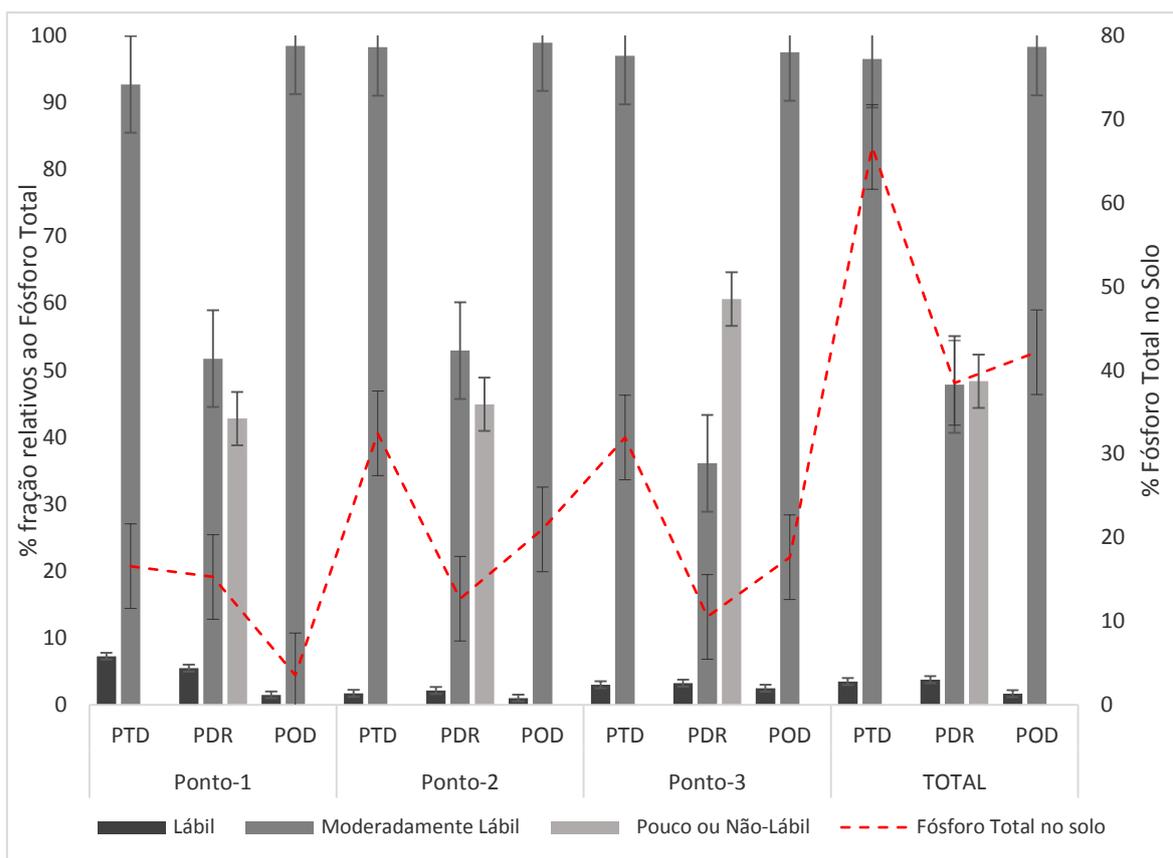


Figura 14 Frações de Fosfato Relativas ao Fósforo Total ao Sedimento nos pontos de amostragem do Rio Pitimbu.

O POD moderadamente lábil representa uma fração pertinente de 98,3 mg, aproximadamente 42% do P total (PTD) no sedimento (Figura 7), pois embora esteja imobilizado na forma orgânica e não seja assimilável espontaneamente pelas plantas, essa pode se tornar disponível para a planta pela mineralização da matéria orgânica; ou adsorvido ao complexo coloidal do solo tornando-se então assimilável através de trocas com as raízes, e tornando-se imediatamente lábil. Da mesma forma, as formas representadas pelo fósforo menos ou não lábeis constituíram a mesma fração nas doses de fosfato solúvel no solo.

Neste estudo o POD representou 42% do Fósforo Total no sedimento em geral, sendo de 3,5%, 21 e 17,5% respectivamente nos Ponto-1, Ponto-2 e Ponto-3 (Figura 7). As frações lábeis orgânicas, aquelas provenientes de resíduos biológicos produtos microbianos ou vegetais ainda não mineralizados, foram mais significativas respectivamente nos Ponto-2 e Ponto-3,

respectivamente 0,2 g e 0,17 g do Fósforo Total por kg de Sedimento, indicando a fertilização natural do sedimento pela decomposição primária (Tabela 5).

A frações P-BD e P-NAOH são consideradas moderadamente lábeis, pois dependem de trocas iônica e de interações eletrostáticas que condicionem sua absorção pelas raízes. A soma dessas duas extrações representa entre 0,1 e 0,6 g por kg de sedimento, sendo que aproximadamente entre 40 e 60% desse volume seja de Fósforo Total Dissolvido (PTD) sobretudo de P-BD representando 65% de PTD no sedimento (Figura 7).

Já as análises dos teores de Umidade e Matéria Orgânica no Sedimento se demonstraram inversamente proporcional em cada ponto. O ponto-1 com maior umidade (29%) e menor teor de matéria orgânica (2%) enquanto o Ponto-3 menor umidade (23%) e maior Matéria orgânica (7%).

De acordo com o padrão estabelecido pela CONAMA 357/05 para corpos hídricos de Classe 2, no qual o Rio Pitimbu se enquadra, as concentrações estavam todas abaixo do limite mínimo de 6,00 mg.L⁻¹ para Oxigênio Dissolvido (OD), mas atenderam aos níveis máximos de tolerância pelo órgão ambiental competente da Turbidez de 40 NTU de turbidez e de Sólidos Totais Dissolvidos com valor máximo de 500 mg.L⁻¹. Já para as taxas de DBO (5 dias a 20°C) apenas no mês de maio/16 o valor da média se apresentou abaixo do limites estabelecidos de até 3 mg.L⁻¹, sendo que o Ponto-3 de amostragem foi o qual se manteve o mais próximo disso com 4,8 (±0,5) mg.L⁻¹.

A concentração de Fósforo Total no sedimento, foram menor que 300 mg.kg⁻¹ de sedimento em todos os pontos de coleta. Logo, o sedimento do Rio Pitimbu não é considerado poluído a partir do índice proposto por Cazati apud Zhang et al. (2008), tampouco em ponto de alerta quanto a classificação CONAMA 344/04. Sob os critérios de sedimento CETESB, está categorizado em boa qualidade.

As Cargas de Contaminante de Fósforo Total foram calculadas nas seções dos três pontos de amostragem no período de alta vazão (Figura 15) e no período de baixa vazão (Figura 16). A seguir foi calculado o balanço de massa das frações de fósforo no trecho de estudo no Rio Pitimbu , a partir dos dados de W1 , carga contaminante do Ponto-1 a montante do rio, e W3 (carga contaminante do Ponto-3 à jusante do rio (Figura 17).

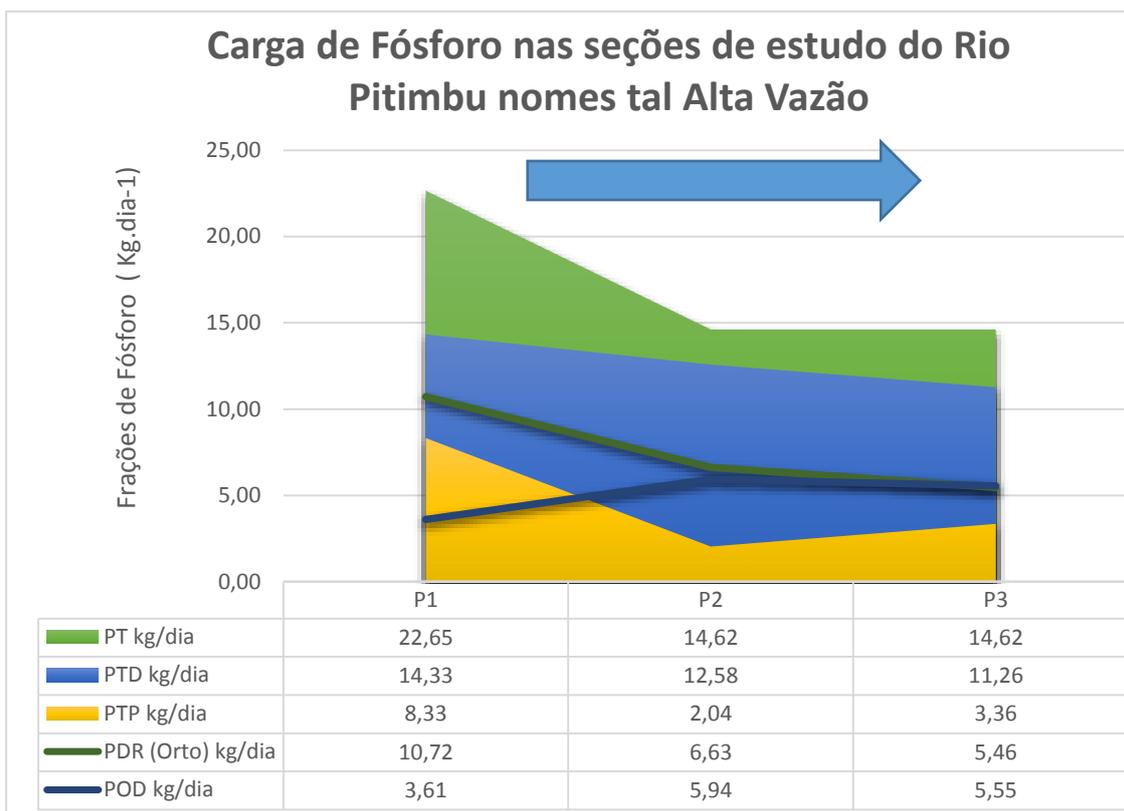


Figura 15 Carga de Frações de Fosfato em cada seção de amostragem da área de investigação do Rio Pitimbu em Período de Alta Vazão (meses de chuva)

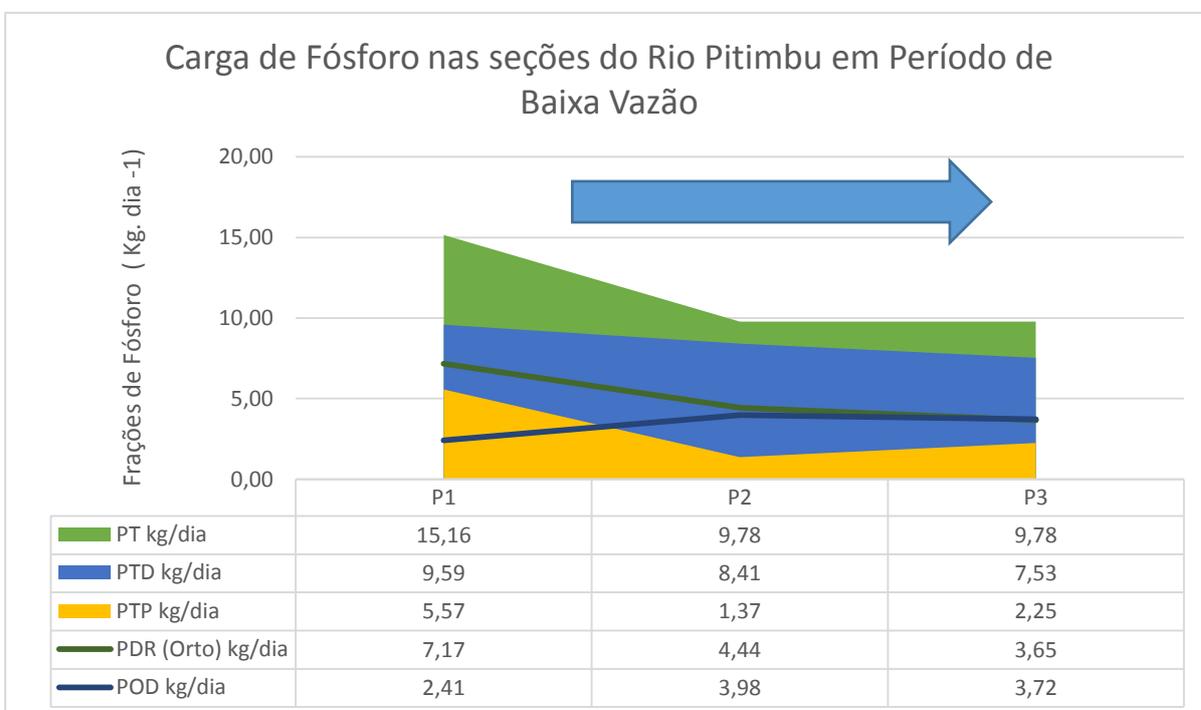


Figura 16 Carga de Frações de Fosfato em cada seção de amostragem da área de investigação do Rio Pitimbu em Período de Baixa Vazão (meses de estiagem)

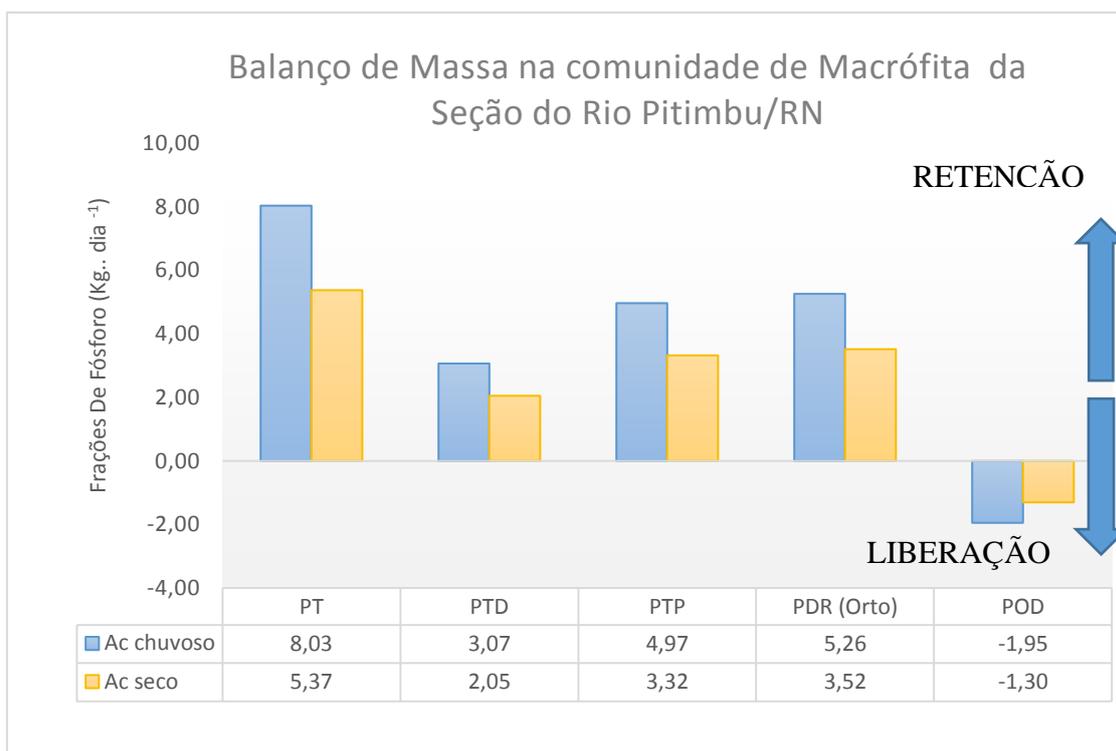


Figura 17 Frações de carga retida ou liberada na estande de macrófita da área de estudo investigada no Rio Pitimbu/RN

De acordo com os gráficos de Carga de Nutriente de diferentes frações de Fósforo na seção estuda do Rio (Figura 15 e 16), é possível avaliar que a carga de Fósforo Total (PT) e Fósforo Total Dissolvido (PTD) reduz ao passar pelo Aningal, estande de macrófitas de Aninga, em ambos períodos do ano, sendo que no período chuvoso, quando o nível do rio é maior essa diferença é cerca de 50% mais efetiva. Já no caso das frações PTP e PDR as diferenças de carga demonstradas pelo balanço de carga no gráfico da Figura 17, demonstra que existe uma retenção mais estável em todo o ano. Apenas no caso do POD, fósforo orgânico dissolvido, não houve retenção ou acúmulo de fósforo pela população de macrófitas, sendo que houve liberação para a coluna de água de cerca de 1,95 kg no período chuvo e 1,3 kg no período de estiagem.

DISCUSSÃO

O acréscimo excessivo de macrófitas deve-se, geralmente, a dois fatores principais, a falta de herbívoros e ao nível elevado de eutrofização (Esteves, 1988); os resultados deste trabalho apontam que as comunidades de macrófitas emersas abundantes em um trecho do sistema fluvial do Rio Pitimbu sugerem a grande capacidade de adaptação e interferência da espécie no ambiente aquático através da alteração da qualidade da coluna d'água e da alteração de frações de fosfato no sedimento através do fenômeno de bombeamento. Sabendo-se que a produtividade primária destes vegetais aquáticos enraizados está condicionada a fatores como temperatura, à luminosidade e à disponibilidade de nutrientes, pode-se afirmar que as características ambientais, isoladas ou em conjunto, são favoráveis ao acréscimo e produção da biomassa e um conseqüente aumento da reprodução desta espécie de forma homogênea.

O corpo hídrico que possui sistema relativamente raso em toda sua extensão (< 2 m) apresentou redução nos valores para Sólidos Suspensos Totais e Fixos, e conseqüentemente na turbidez e transparência nos trechos com ocupação de macrófitas emersas (P2 e P3), portanto, desempenhando um papel de biofiltrador uma vez que retém o material em suspensão (exemplos: resíduos sólidos, e sólidos suspensos) neste trecho considerado sob impacto da urbanização.

As médias dos parâmetros limnológicos analisados não apresentaram variações estatisticamente significativas no período de coleta, portanto não foi possível confirmar o efeito sazonal (chuva-seca) sobre a qualidade da água e transferência de fósforo no período de amostragem.

A capacidade de autodepuração de um corpo hídrico, é responsável pela assimilação da carga orgânica de um curso d'água, de acordo com está em função de condições ambientais como vazão do rio para a diluição dos efluentes descarregados e organismo que favorecem o processo de decomposição dos nutrientes (Von Sperling, 1996). Dessa forma, os resultados sugerem um ambiente aquático com baixa oxigenação e alta DBO, que piora seu enquadramento na época da estiagem, com menos turbulência do rio e da diminuição do nível do leito do rio em mais de 60% entre o período chuvoso e de

estiagem do ano de 2016, também achados em estudos anteriores na bacia (Borges, 2002).

Nos rios, as águas mais turbulentas facilitam a ressuspensão do sedimento e proporcionam a oxigenação e a dessorção do fósforo com os grupos funcionais inorgânicos (argilominerais e óxidos - OH- monovalentes metálicos como mais comuns ferro, alumínio e silício), novamente oxidados, passam a atuar como um dreno do fósforo dissolvido na água diminuindo a possibilidade de eutrofização (Esteves, 1998). Apesar de algumas amostragens de água em determinados datas do período de estudo apresentarem valores acima no Ponto-3, ambientada em uma área com maior densidade de macrófitas e melhor conservação, em média este foi o único ponto que se enquadrou nos limites máximo de Fósforo Total (soma das frações de Fósforo Particulado Total com o Fósforo Dissolvido Total) de $50 \mu\text{g.L}^{-1}$ estabelecido pela legislação brasileira Resolução CONAMA 357/2005 para um corpo hídrico classe 2 no qual se classifica o Rio Pitimbu.

Em estudo realizado em rios que passam em áreas urbanizadas e não urbanizadas na Baía da Ilha de Santa Catarina, encontraram valores de PTD que atingiram o máximo de $38,7 \mu\text{g.L}^{-1}$, com predominância da forma orgânica (Pagliosa et al., 2005). Neste trabalho os máximos valores encontrados estiveram abaixo dos citados por esse autor, e maior fração está na forma de PID para o Ponto-1 e POD para o Ponto-3.

Os valores de POD diluídos na água, em geral, foram baixos nos Pontos-1 e Ponto-2, cujos valores de PID foram os mais altos, mostrando que a principal fonte é inorgânica e deve ser proveniente das contribuições antrópicas do uso e ocupação da área da bacia. A indicação de alto teor de POD e baixo de PID no Ponto-3 sugere a contribuição da decomposição da própria biomassa das macrófitas que não elimina transformação de POD em PID através da mineralização. Quanto aos valores encontrado de PID na água, apresentaram um comportamento de diluição e remoção nas zonas de comunidade com macrófitas provada com valores decrescente sentido Ponto -1 até Ponto-3. Valores acima de $20 \mu\text{g.L}^{-1}$ extrapolam os limites naturais encontrado em sistemas fluviais saudios, sendo similares aos valores encontrados em sistemas com histórico de poluição.

A partir da análise das componentes principais (ACP), verificou-se os maiores valores com tendência positiva para OD, pH, Sólidos Voláteis e menores de fração de fósforo são predominantes nos dados da estação de amostragem do Ponto-3, à jusante caracterizada pela zona de alta densidade de biomassa de macrófitas emersas Aninga. Já as variáveis limnológicas que se relacionam a distribuição dos dados da estação de amostragem do Ponto 1, mas com tendência negativa, estão a concentração de fósforo, turbidez e condutividade. Esta representatividade a montante da área de estudo sem macrófitas pode ser qualificada como campo de mais elevada perturbação antrópica em decorrências de erosão, depósito de resíduos urbanos e efluentes de estrada. Já os maiores valores de fósforo inorgânico dissolvido (PID) e DBO e os menores valores de Secchi, Z_{máx} e Sólidos inorgânicos (SSF) , foram relacionado na PCA com a propagação quase absoluta dos dados correspondente a estação de amostragem Ponto-2, localizados geograficamente entre os Ponto-1 e Ponto-3, região denominada zona de transição , devido suas particularidades de transição entre a zona isolada por zona afetada pela urbanização (P1) à montante e macrófitas (P3) à jusante.

Os Aningais também demonstraram atuar como liberadores de fósforo, absorvendo-o do sedimento para seu desenvolvimento e crescimento por suas raízes e liberando-os na água, através de sua excreção por tecidos senescentes, e fornecendo matéria orgânica para a cadeia detritívora através do processo de decomposição (Bento, 2007) . Isso pode ser constatado através das frações de fósforo encontradas nos sedimentos do Rio Pitimbu, os pontos com menor porcentagem relativas de fósforo lábeis (Ponto-1 e Ponto-2), apresentaram maiores quantidades PDR, isso devido a relação inversa que há entre a biodisponibilidade de fósforo (moderadamente e imediatamente lábil) e a concentração de fósforo reativo nos sedimentos (Sharpley et al., 1992; Dils & Heathwaite, 1996; Quinton et al., 2001).

O fósforo na camada sedimento, pode ser dividido em dois grandes compartimentos geoquímicos (PDR) e biológico (POD) (Cross & Schlesinger, 1995). No nosso estudo o compartimento biológico com as frações de Fósforo orgânicas superou o geoquímico, sobretudo nos Ponto-2 e Ponto-3. Assim, pode-se dizer que a presença de macrófitas é capaz de alterar os teores de fósforos e resulta em maior contribuição para o compartimento geoquímico, que

passa a predominar no compartimento biológico. Todavia a importância do fósforo orgânico no suprimento de fósforo pode ser alta em sistemas de baixa adição de fertilizantes sendo absorvidas similarmente aos fósforos inorgânicos do compartimento moderadamente lábil. Já o alto teor de Fósforo Orgânicos das frações moderadamente ou menos lábeis pode significar uma reserva importantes para a manutenção da disponibilidade de P, a fim de garantir disponibilidade do nutriente e dessa maneira manter sustentabilidade.

No deflúvio superficial o percentual de fósforo reativo (PDR) biodisponível transportado tende a diminuir com o incremento na concentração de sedimentos por causa do aumento do número de sítios ávidos por fósforo (Sharpley et al., 1992) e com o aumento de tamanho das partículas erodidas, as quais apresentam baixa capacidade de adsorver os íons fosfatos, devido à baixa área superficial específica e número de grupos funcionais (Sharpley et al., 1992). A relação entre ambos pode ser atribuída ao incremento no transporte de partículas de silte e areia, com baixo conteúdo de fósforo, quando comparada com as partículas de argila. Este fenômeno pode ser observado se comparado o PDT e o PDR de cada ponto, partindo do princípio que toda a região de estudo possui a mesma caracterização de solo, o Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico.

Dessa forma os POD-BD, representa uma fração extraída do compostos de fosfato com estrutura molecular de alta polaridade via efeito sinérgico do magnésio ($Mg_3(PO_4)_2$), tais como os constituintes de ácidos nucleicos e fosfolipídios com ligação diéster das biomembranas que podem ter sua estrutura química mais facilitada na decomposição ou mesmo sua absorção efetiva pela planta (desde que essa não encontre recursos hidrofílico como fosfato reativo imediatamente lábil tendência) e também de Fe_3PO_4 , ambos possuem estrutura química que facilita sua decomposição, sendo facilmente mineralizáveis e, por isso, as quantidades armazenadas no solo são pequenas.

Já os fosfatos monoésteres, como o fosfato de inositol, apresentam alta energia de ligação com a estrutura química da molécula e alta carga residual, o que lhes confere facilidade de interação com os constituintes inorgânicos do solo. Isso dificulta a mineralização e favorece o acúmulo no solo, sendo de baixa labilidade e disponibilidade às plantas

O PDR nas frações P-humic são consideradas pouco lábeis por estarem contidas em fosfatos de cálcio e fortemente adsorvido, e portanto a parte molecular de ácidos húmicos da matéria orgânica aquática é identificado como fosfatos não-reativos. As frações de P-HCL, de acordo com Tiessen et al. (1984), pode ser atribuído à saturação superficial dos sítios de adsorção com minerais carbonatos precipitados tais como carbonatos de apatita e cálcio, portanto podem ser sensíveis as alterações de pH e tornar-se mais lábeis se liberadas. E, por fim, a fração residual, apresentada em fração muito menor nos sedimentos em relação as outras formas, representa o P inorgânico fortemente retido em minerais como hematita, goetita, gibsitita (Smeck,1985). Sua baixa mobilidade e biodisponibilidade indicam, por conseguinte, em seu baixo risco ao ambiente se encontra acumulado nas formas.

Enquanto no Ponto-1 as frações de ortofosfato (PDR) apresentaram-se em maior concentração que dos outros pontos, indicando prováveis fontes de poluição pontual, visto que este trecho do rio está mais sujeito ao despejo de esgoto doméstico (concentração de fósforo de 5 a 20mg.L⁻¹proveniente da diluição de detergentes e urina) e de carga externa de áreas agriculturáveis, ambas fontes ricas em fósforo inorgânico (cerca de 80 % do total de fósforo) indicando um problema sanitário (Facchin et al., 2000).

E, por fim, através das análises de transferência de carga do nutriente fósforo entre as seções da área de estudo, foi possível constatar quantitativamente a massa que o banco de macrófitas Aningal retém e contribui para a autodepuração do rio através de processo de fitodepuração ou biofiltração de nutriente e sólidos suspensos particulados, mas sobretudo as frações deste nutriente dissolvidos na coluna d'água através das raízes adventícias desta planta. Na época de alta vazão do rio em período chuvoso existe maior retenção do fósforo, uma vez que a concentração deste elemento também é maior provavelmente por entradas externas como escoamento superficial e assoreamento para o rio.

A partir disso pode-se discutir que este micro-habitat com abundância expressiva da macrófita aquática Aninga em um rio afetado pela urbanização mal planejada atua como sumidouro de fósforo e a vegetação parece ser resiliente aos impactos antrópicos. Talvez a longo prazo, se caso não houve um manejo adequado em determinado tempo retirando essas macrófitas antes do

seu período de decomposição, todo esse fósforo absorvido será novamente liberada em forma de POD principalmente e então este sumidouro natural de nutrientes passara a bombear o fósforo novamente para a coluna d'água contribuindo para o processo de eutrofização do Rio Pitimbu.

CONCLUSÕES

1. A presença dos bancos de macrófitas aquáticas *Montrichardia linifera* (Araceae) no leito do corpo hídrico Rio Pitimbu pode interferir na dinâmica do fósforo da água e do sedimento, nas frações disponíveis deste nutriente em termos estruturais, e, dessa forma, possivelmente sustentar o equilíbrio de padrões ecológicos de um sistema aquático em iminência de eutrofização, ou até agir como manejo natural do ecossistema amenizando tais efeitos derivados da urbanização .
2. A colonização destas macrófita aquática emersa demonstrou sua importância ecológica no sistema fluvial investigado, aumentando a oxigenação da água circundante, atuando como biofiltros de fósforo e material particulado, e conseqüentemente diminuindo níveis de DBO e turbidez, atuando na melhoria da qualidade da água.
3. A densidade demográfica da colônia dessas macrófitas aquáticas, Aningais, alterou o gradiente ambiental através de fatores abióticos (turbidez, oxigênio, temperatura, pH, Sólidos suspensos, concentrações de nutriente como o fósforo, etc). Ou seja, o grau de conectividade com que essa espécie de macrófitas aquática influencia os sistemas aquáticos é proporcional a sua densidade de biomassa, evidente na análise de ordenação espacial dos parâmetros limnológicos.
4. A presença de macrófitas aquáticas emersas interage com a dinâmica do fósforo na água e no sedimento do sistema fluvial através de processos geoquímicos e biológicos que transformam os fosfatos naturais de formas inorgânicas para orgânica estáveis e transferem o fósforo entre os compartimentos do ambiente.
5. A região de colonização das macrófitas enraizadas como a Aninga pode não estar diretamente apenas relacionada ao estado trófico da água, uma vez que os nutrientes são assimilados a partir dos sedimentos. Por isso, a quantificação e qualificação do fósforo mais lábeis dos sedimentos podem

ser importantes ferramentas na identificação das fontes de fósforo e sedimento na paisagem. Além de bom indicativo do potencial de mineralização do fósforo orgânico dos sedimentos em suspensão e depositados no fundo do leito dos cursos d'água que dependem de fatores hidrodinâmicos e nutricionais do sistema.

REFERÊNCIAS

APHA. 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Waste-water.. Washington: APHA, AWWA and W.E.F. Washington, D. C.

BENTO, L.; MAROTTA, H.; ESTEVES, F.A. & ENRICHPRAST, A. 2007 O papel das Macrófitas aquáticas emersas no ciclo do fósforo em lagos rasos. *in Oecologia Brasiliensis 11(04)* .

BIGARELLA, J. J. 2003. Estrutura e origem das paisagens tropicais e subtropicais. v.3, Florianópolis: UFSC, p.1436.

BORGES, ALDAN NÓBREGA. 2002. Implicações Ambientais da Bacia Hidrográfica do Rio Pitimbu (RN) Decorrentes das Diversas Formas de Uso e Ocupação do Solo. *Monografia (Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária) – Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Norte.*

CHAMBERS,P.A;PREPAS. 1994. E.E. Nutrients dynamics in riverbeds: The impact of sewage effluent and aquatic macrophytes. *Water Research*. V 28,n,2,p. 453-464

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005. Brasília, 2005. p.23.

CORRELL, D.L. 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *Journal of Environmental Quality*. Vol 27. p. 261-266,

CROSS, A.F.; SCHLESINGER, W.H. 1995. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. *Geoderma*, v.64, p.197-214.

ESTEVEZ, F.A. 1998. Fundamentos de limnologia. 2.ed. Rio de Janeiro, *Interciência*,. 602p.

FACCHIN, J. M. J.; COLOMBO, M. C.; COTRIM, S. L. S.; REICHERT, G. A. 2000. Avaliação do Tratamento Combinado de Esgoto e Lixiviado de Aterro Sanitário na ETE Lami (Porto Alegre), *Porto Alegre. Anais.Rio de Janeiro: ABES*.

FIDELMAN, P.I.J. 2013 .Contribuição para mitigação dos impactos da macrófita aquática *Eichhornia crassipes* sobre a zona costeira na Região Sul da Bahia. *Revista de Gerenciamento Costeiro Integrado. Itajaí – SC*.

HEDLEY, M. J.; STEWART, J. W. B.; CHAUHAN, B. S. 1982. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Science Society American Journal, Pittsburgh*, v. 46, n. 5, p. 970-976.

LEITE, R. L. Influência de macrófitas aquáticas sobre a qualidade da água em açudes do semiárido da Paraíba. 2001. *Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Programa de Pós Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal da Paraíba, p 29*.

LORENZI, H. 2008. Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas. 4.ed. Nova Odessa: *Instituto Plantarum*, 640p.

LUCIANO, S.C. & HENRY, R.1998.Biomass of *Eichhornia azurea* Kunth and *Brachiaria arrecta* Stent in lower Taqueri River. Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil. *Verh. Internationalen Verein Limnologie*, vol. 26: p. 1857-1861.

McCUNE, B. & MEFFORD M. J. 2011. PC-ORD: Multivariate Analysis of Ecological Data. version 6. *MjM Software, Gleneden Beach, Oregon*.

McDOWELL, R.; SHARPLEY, A.N. & FORMAL, G. 2001. Phosphorus export from an agricultural watershed: Linking source and transport mechanisms. *Journal of Environmental Quality*. vol. 30. p1587-1595

MINELLA, J.P.G. 2000. Identificação de fontes de produção de sedimentos em uma pequena bacia rural. *Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul*, 80p. (Tese de Mestrado)

PÁDUA, E. M. M. , 2004. Metodologia científica: abordagem teórico-prática. 10 ed. ver. atual. *Campinas, SP: Papyrus*

PELLEGRINI, J. B.R. et al. 2008. Adsorção de fósforo em sedimentos e sua relação com a ação antrópica. *Rev. Bras. Ciênc. Solo [online].vol.32, n.spe, pp.2639-2646.*

POMPÊO, M.L.M. & MOSCHINI-CARLOS, V. 1995. Zonação e biomassa das macrófitas aquáticas na Lagoa Dourada (Brotas, SP), com ênfase na *Utricularia gibba* L., *Acta Limnologica Brasiliensia. Brasil.vol 7.p 78-86.*

POMPÊO, M.L.M. & MOSCHINI-CARLOS, V. 1997. Ocorrência de espécies de *Utricularia* em sistemas lênticos dos Estados de São Paulo e Minas Gerais, *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia, vol. 10: p. 37-49.*

NOGUEIRA, F.M.B., 1989. Importância das macrófitas aquáticas *Eichhornia azurea* Kunth e *Scirpus cubensis* Poepp & Kunth na ciclagem de nutrientes e nas principais características limnológicas da Lagoa do Infernã (SP). UFSCar, Depto de Ciências Biológicas, São Carlos, Brasil. (Dissertação de mestrado)

POMPÊO, M.L.M. & MOSCHINI-CARLOS, V. 1997. Produtividade primária da macrófita aquática submersa livre *Utricularia gibba* L. na Lagoa Dourada (Brotas, SP). *Acta Limnologica Brasiliensia. Brasil. vol. 9: p. 1-9.*

REYNOLDS, C.S. & DAVIES, P.S. 2001. Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwaters: A British perspective. *Biological Reviews*, vol 76.p.27-64,

RHEINHEIMER, D. S. et al. 1999. Fósforo orgânico do solo. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Eds). Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais & subtropicais. *Porto Alegre: Gênese*, p.139-157.

ROONEY N, KALFF J, HABEL C. 2003. The role of submerged macrophyte beds in phosphorus and sediment accumulation in Lake Memphremagog, Quebec, Canada, *Limnology Oceanography*, vol. 48 ,p. 1927-37.

SANTOS, D.R.; GATIBONI, L.C; KAMINSKI, J. 2001 Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. *Ciência Rural Journal [online]*, vol.38, n.2, p.576-586.

SCHINDLER DW .2012. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proceedings of the Royal Society*, vol 279:p 4322-4333.

TUNDISI, J. G. & MATSUMURA-TUNDISI, T.1992. Eutrophication of lakes and reservoirs: a comparative analysis, case studies, perspectives. In: Cordeiro-Marino (Ed.). *Algae and Environment: A general Approach*. *Brazilian Phycological Society*, vol. 1- p. 33.

WALKER, T.W.; SYERS, J.K. 1976. The fate of phosphorus during pedogenesis. *Geoderma*, v.15, p.01-19.

ARTIGO 2

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE BIOACUMULAÇÃO DE METAIS PESADOS E FÓSFORO PELA MACRÓFITA AQUÁTICA EMERSA *Montrichardia linifera* (Arruda) Schott (Araceae).

RESUMO

O processo de absorção das substâncias por um organismo a partir do seu meio ambiente é conhecido como bioacumulação. O potencial de bioacumulação de macrófitas aquáticas em condições naturais consta, não apenas a importância em remover nutrientes e metais e reduzir o efeito contaminantes, mas também como bioindicadoras da qualidade ambiental. O objetivo deste trabalho foi avaliar o potencial de bioacumulação de metais pesados e fitorremediação de fósforo da macrófitas aquáticas emersas *Montrichardia linifera* (Arruda) Schott (Araceae) em um sistema fluvial urbano tropical. Para isso foram analisadas a composição química desta espécie e a capacidade de bioacumulação, o fator de bioconcentração e o índice de translocação do nutriente fósforo e de metais (Alumínio, Cádmiio, Níquel, Chumbo, Ferro, Cobalto). Os resultados demonstraram que a potencialidade de bioconcentração desses elementos varia nas diversas partes da planta e uma relativa uniformidade na presença desses elementos em função do regime hidrológico. A espécie de macrófitas emersas *Montrichardia linifera* mostrou-se altamente sensível na absorção e armazenamento de metais e fósforo, sobretudo das folhas e raízes da planta, enquanto o nutriente fósforo se apresentou mais no fruto, sendo classificada como fitoextratora do Fósforo e de rizofiltrador de Alumínio, Ferro e Chumbo. A espécie de macrófitas emersas *Montrichardia linifera* apresentou um potencial de fitorremediadora pela alta absorção e tolerância ao nutriente fósforo e metais pesados em um ambiente fluvial tropical contaminado por impactos da urbanização.

Palavras-Chaves: fator de bioconcentração, índice de translocação do nutriente, Aninga, macrófitas emersas

ABSTRACT

The process of absorption of substances by an organism from its environment is known as bioaccumulation. The bioaccumulation potential of aquatic macrophytes under natural conditions includes not only the importance of removing nutrients and metals and reducing the effect of contaminants, but also as bioindicators of environmental quality. The objective of this work was to evaluate the bioaccumulation potential of heavy metals and phytoremediation of phosphorus of the aquatic macrophyte emergent *Montrichardia linifera* (Arruda) Schott (Araceae) in a tropical urban fluvial system. The chemical composition of this species and the bioaccumulation capacity, the bioconcentration factor and the translocation index of the nutrient phosphorus and heavy metals (Lead,) were analyzed. The results demonstrated that the bioconcentration potential of these elements varies in the different parts of the plant and a relative uniformity in the presence of these elements in function of the hydrological regime. The plant was classified as phytoextractor by the high absorption rate of the Phosphorus and of the Rizofiltrador of Aluminum, Iron and Lead. The species of macrophyte emergent *Montrichardia linifera* presented a phytoremediation potential by the high absorption and tolerance to the nutrient phosphorus and heavy metals in a contaminated tropical fluvial environment Impacts of urbanization.

Key words: bioconcentration factor, nutrient translocation index, *Aninga*, emerging macrophyte

INTRODUÇÃO

As macrófitas aquáticas emergentes ou emersas são plantas superiores herbáceas enraizadas no sedimento de regiões alagadas como rios ou lagoas com pouca profundidade, ou distribuídas em ambientes de solos saturados ou cobertos por água (Esteves, 1988). Estes produtores primários são organismos vegetais fixos de alta importância ecológica por absorverem poluentes orgânicos e metais do sedimento e da coluna d'água, e podem servir de indicadores para vários contaminantes da bacia (Petr, 2000).

Estes vegetais, em geral, têm as superfícies das folhas e epiderme dessas plantas funcionam como uma qualidade de filtro do material particulado presente no fluxo, tais como os sólidos suspensos na coluna d'água (Bishop & Dewaters, 1988). Devido à sua capacidade de fixação no sedimento, suas raízes e rizomas atuam como sítios para absorção e sorção de metais e acumulação de poluentes, inclusive elementos-traço, que ocorrem em baixas concentrações (Welsh & Denny, 1980; Heisey & Damman, 1982).

Estes elementos traços, em sua grande maioria, englobam o grupo dos metais pesados, elementos químicos com densidade superior a 5 g.cm^{-3} , potencialmente tóxicos por promoverem alterações fisiológicas negativas nos seres vivos e no homem (Corrêa et al., 2002). Em geral, as fontes destes contaminantes são pontuais, tais como resíduos industriais, poluentes de rodovias, pontos de lançamento de redes cloacais, descarte de lodo de esgotos ou pontos de acumulação do lixo urbano, entre outras (Moraes, 1999). Portanto, recomenda-se que eles sejam atenciosamente monitorados, no sedimento fluvial de rios que drenam bacias com intensa atividade agrícola, devido ao risco de esses elementos se acumularem na cadeia alimentar (Pelegrin, 2005).

Vários pesquisadores evidenciam o papel das plantas aquáticas na redução da carga de nutrientes e minerais dissolvidos na água e sedimento em ambientes eutrofizados ou contaminados por elementos-traço, com exceção das espécies exclusoras que por se intoxicarem facilmente não se quadram como espécies acumuladoras ou indicadoras (Trindade, 2010). A absorção e a distribuição dos elementos na planta podem diferir na absorção e/ou distribuição

interna da planta de acordo fatores como: a espécie vegetal, espécie químicas dos elementos, estágio de desenvolvimento da planta e tempo de exposição ao metal (Alloway, 1993). Os elementos absorvidos sofrem um transporte radial na raiz e seguem essencialmente via xilema e, em suas relações com as células vizinhas. Essas podem induzir alterações na diferenciação do próprio sistema vascular, uma vez que, em concentrações menores, alcançam as folhas, podendo alterar a estrutura e a funcionalidade das células fotossintéticas (Barceló & Poschenrieder, 1992).

A fitotoxidez nas plantas depende da resistência do metabolismo de determinado elemento, que se baseia nos sítios de absorção e no complexo de troca. Por isso análise de translocação deste elemento entre raízes e parte aérea, além do fator de bioconcentração nas partes da planta, se torna importante na compreensão do comportamento bastante variável das espécies. Apesar de ainda existirem incertezas sobre os mecanismos de absorção dos elementos-traço, sobretudo daqueles não essenciais, acredita-se que esses vegetais não conseguem evitar a absorção desses elementos, mas somente limitar sua translocação (Baker, 1981).

Estudos anteriores demonstraram que em algumas espécies de macrófitas emersas a regulação da absorção de metais pesados pela rizosfera e a sua acumulação nas raízes não influencia a sua integridade e funções primárias (Barreto, 2011; Martins, 2003; Rai, 2009; Say et al., 1981). Além disso, a baixa translocação para a parte aérea pode ser considerada um mecanismo de proteção do sistema radicular de espécies enraizadas, inclusive macrófitas emergentes, na tolerância contra os metais pesados e poluentes orgânicos (May, 1997; Trindade, 2010; Yoon, 2006). O potencial de bioacumulação de macrófitas aquáticas em condições naturais consta não apenas a importância da espécie em remover diferentes nutrientes e metais e reduzir o efeito contaminantes, mas também servem como bioindicadoras da qualidade ambiental (Amado et al., 1994).

Entre as macrófitas emersas nativas encontradas no Brasil, está a espécie *Montrichardia linifera* (Arruda) Schott da família Araceae, popularmente conhecida como "Aninga". Esta planta pode ser encontrada em toda a América do Sul tropical e é muito conhecida entre os ribeirinhos e nativos pelas grandes populações denominadas Aningais nas ilhas aluviais de rios e igarapés das

regiões amazônicas. Os Aningais são compostos que caracterizam a paisagem vasta e densa dessa vegetação e servem de abrigo para muitos vertebrados (Macedo, 2012).

Relatos históricos de aplicações etnomedicinais, que citam seu potencial fitoterápico, farmacológico e toxicológicos. Ribeirinhos e indígenas amazônicos, ainda que a classifiquem como espécie venenosa, utilizam a seiva como cicatrizante de cortes profundos e aplicação contra picadas de cobra ou ferrada de arraia, enquanto o chá das folhas amareladas serve para o tratamento de fígado (Amarante, 2010). No entanto, somente nas últimas décadas as propriedades químicas da Aninga começaram a ser investigadas em laboratório. Foram observadas a sua alta capacidade de absorver grandes quantidades de minerais presentes no solo, o que foi evidenciado pelos elevados níveis de cálcio (Ca), Manganês (Mn) e magnésio (Mg) (Amarante, 2011).

Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar o potencial de bioacumulação de metais pesados e fitorremediação de fósforo da macrófita aquática emersa *Montrichardia linifera* (Araceae) Schott em um sistema fluvial tropical com intensa urbanização.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

A Bacia Hidrográfica do Rio Pitimbu (BHRP), está localizada na região oriental do Estado do Rio Grande do Norte, Brasil (Figura 14). A BHRP ocupa uma área de 107,24 Km² e abrange os municípios da região metropolitana de Natal, Parnamirim e Macaíba (Figura 18). As áreas de nascente do sistema fluvial estão localizadas em áreas rurais do município de Macaíba e se estendem por 37 km até o enxutório na Lagoa do Jiqui, manancial de abastecimento humano da região de Natal.

Ao longo do trajeto, este sistema fluvial perene sofre impactos decorrentes do uso e ocupação do solo na bacia que se reflete nos diversos tipos de ocupação e nos impactos ambientais que se produzem no sistema aquático (Borges, 2002).

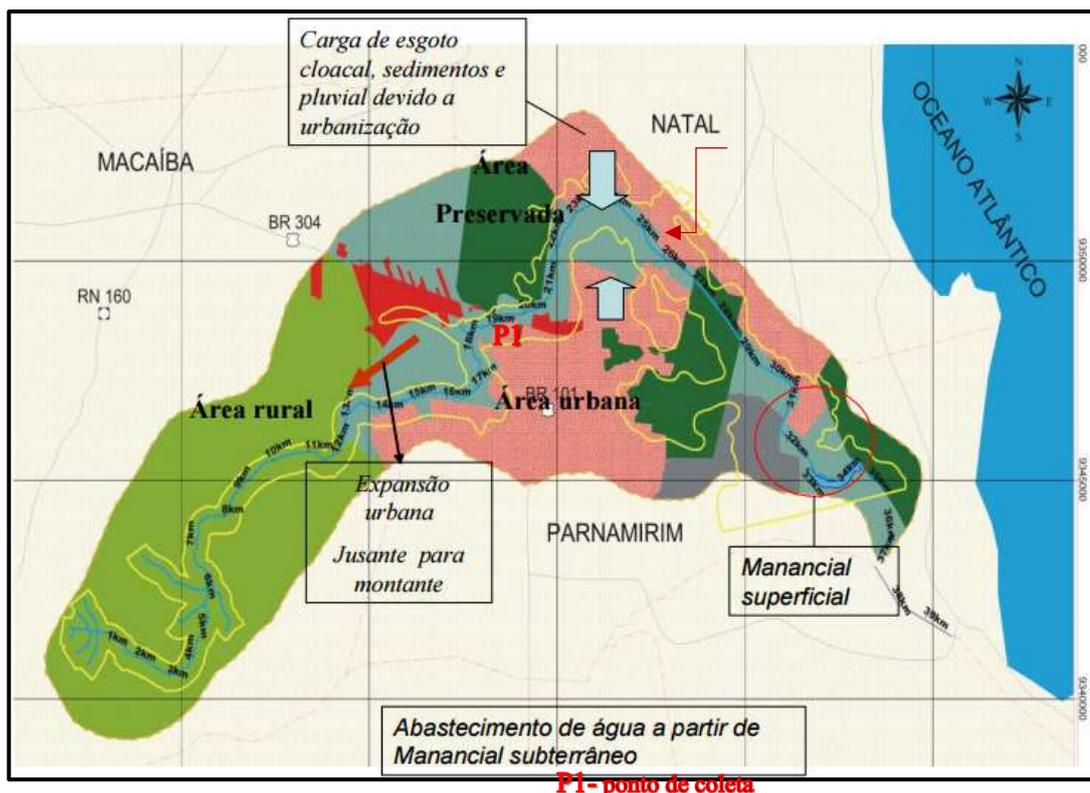


Figura 18 - Mapa da Bacia do Rio Pitimbu e localização do Ponto de Coleta (P1, ponto-1). Fonte: Adaptado de VBA Consultores, 2005 *apud* IGARN 2006.

A BHRP apresenta características de clima tropical chuvoso (As') (Alvarez et al., 2014). O regime pluviométrico da região, com média histórica 1.554,3 mm/ano, apresenta dois períodos de precipitação anual definidos: o período chuvoso entre os meses de fevereiro e julho com uma concentração de 79,9% das chuvas, e o período de estiagem entre os meses de agosto e janeiro (IGARN, 2005).

Moreira et al. (2016) classificou o uso e ocupação da BHRP e a área predominante a de cobertura vegetal (40,1%) , seguida da área agrícola e rural (18,56) e a de uso Residencial e Comercial (17,6%) sendo o restante classificada em áreas militares, industriais ou em processo de ocupação. Este mesmo estudo identificou uma grande atividade antropogênica crescente entre os anos de 2003 e 2010, próxima a toda extensão da calha do rio degradado pelo despejo de pesticidas, fertilizantes, efluentes de rodovia ou domésticos, além de trechos assoreados ou com restígios de descarte resíduos.

O solo predominante encontrado na bacia é do tipo Latossolo Vermelho Amarelo distrófico, seguido do Podzólico Vermelho Amarelo distrófico (referencia). Análises de metais pesados na coluna d'água e no sedimento

realizados no rio Pitimbu por Moreira et al. (2016) detectaram concentrações elevadas para alumínio ($0,05 - 0,6 \text{ mg.L}^{-1}$ e $121 - 4.720 \text{ mg.Kg}^{-1}$) e ferro ($0,345 - 1,08 \text{ mg.L}^{-1}$ e $135 - 3.875 \text{ mg.kg}^{-1}$) na água e no sedimento, respectivamente. As concentrações identificadas no sedimento de chumbo ($0,1 - 1100 \text{ mg.kg}^{-1}$), Níquel ($0 - 100 \text{ mg.kg}^{-1}$) e zinco ($30 - 180 \text{ mg.kg}^{-1}$) também estavam acima dos níveis de referência CONAMA 357/2005 e dos índices de qualidade canadense ISQG (1998) e holandês VROM (2000) para sedimentos fluviais.

Coleta e Identificação do Material Vegetal

As macrófitas aquáticas da espécie *Montrichardia linifera* (Arruda) Schott foram coletadas no Ponto 1, leito do rio, em área urbana próxima a uma rodovia (prolongamento da Avenida Prudente de Moraes), no município de Natal (Figura 1). As amostragens foram realizadas em 2 etapas em 2016, compreendendo a estação chuvosa (maio) e estiagem (novembro). As amostras das plantas seguiram a metodologia de campo de Fidalgo & Bononi (1989) e Westlake, D. P. (1965). Este método consiste em se lançar, de forma aleatória, um quadrante representativo de 1 m^2 de área, contendo o universo de plantas objeto deste estudo. Uma vez delimitado o quadrante, foram recolhidas amostras de indivíduos dessas plantas, utilizando para isso ferramentas de corte (facão, tesoura de poda e enxada). Foram coletados aleatoriamente alguns indivíduos de diferentes tamanhos em seu interior, tanto na parte imersa quando a submersa, incluindo as raízes. A coleta das raízes das plantas foi realizada utilizando draga de Petersen (Pompêo & Moschini-Carlos, 1995). Todos os componentes das plantas foram acondicionados em sacos plásticos identificados. Foi realizada a identificação botânica da espécie da planta, etapa que se realizou no Herbário do Centro de Biologia da UFRN. A classificação obedeceu a metodologia amplamente utilizada, onde é feita análise comparativa utilizando para a coleção de plantas identificadas no inventário.

Cálculo da Biomassa por Unidade de superfície e Taxa de Crescimento

A biomassa por unidade de área (Bps) de superfície da lâmina d'água é a relação entre a quantidade de massa seca em estufa (0% umidade) e a área de superfície do rio ocupada por esta massa. Este procedimento realizou-se em duas diferentes coletas no trecho da área de estudo pelo método do estande

quadrado, lançando 10 quadrantes representativo de 4 m² de área cada e de forma aleatória para se quantificar a biomassa através de caracterizações físicas da macrófitas (altura, DAP – Diâmetro da altura do peito, peso de cada indivíduo) para se mensurar o volume total. O fator de forma utilizado foi de 0,74; fator médio de forma para espécies da floresta amazônica sugerido por Heinsdijk (1962) e por Moura (1994).

Para este cálculo, a biomassa seca retirado da estufa foi pesado em balança eletrônica, com precisão de 0,01g, e a área correspondente, calculada em m² (Equação 1).

$$Bps = \frac{m_0}{n.4} \quad Eq. 1$$

Onde,

Bps : biomassa por unidade de superfície do estande (g/m²)

m₀: massa da macrófita seca em estufa (0% de umidade) (g)

n: número de quadrados de 4 m² contendo a massa m₀

A taxa de crescimento das macrófitas Aningas foi mensurada *in situ* por 4 meses (Agosto 2016 - Novembro 2016) com acompanhamento quinzenal das características morfoatómicas (dimensões das filhas, DAP, altura) e fisiológicas de 20 indivíduos selecionados de forma aleatória na área de estudo.

Preparo da Planta in natura

As amostras de *Montrichardia linifera* (Araceae) passaram por um processo de limpeza, utilizando água destilada. Então foram medidas suas áreas de superfície e pesadas cada um de seus componentes (folhas, frutos, caule, raízes, broto). Posteriormente, o material foi levado aos ensaios para determinação da biomassa (matéria orgânica), a umidade, matéria mineral ou cinzas (volatilizado da matéria seca). O preparo da planta para posterior análise foi realizada mantendo uma parte das amostras *in natura*, enquanto a outra parte foi desidratada em estufa a 60°C até finalmente atingir constância no peso para determinação de sua umidade (Espíndola, 1999). Este processo durou de cerca de 4 semanas. Uma vez secas, as amostras foram trituradas e peneiradas (ø =

0,5 mm) (Araújo et al., 2012). Em seguida, foram determinados os pesos (gramas) da amostra fresca (PF) e seca (PS). Assim, a umidade foi determinada a partir da diferença entre os pesos fresco e seco.

A amostra seca foi então submetida a mufla a 550 °C para determinação das cinzas e matéria orgânica e ser utilizada posteriormente nos ensaios químicos descritas a seguir.

Determinação da Concentração e Estoque de Fósforo e Metais Pesados

O delineamento amostral foi inteiramente casual, com três repetições, em esquema fatorial 7 x 4 x 2, sendo 7 indivíduos da espécie, cada planta fragmentada em quatro componentes (fruto, folha, caule, raiz), repetidas nas duas estações do ano (chuvosa e estiagem).

Para a determinação da concentração de fósforo total (PT) presente na biomassa da macrófita (em g.kg^{-1} no PS) foi utilizado o método proposto por Andersen (1976) e descrito por Meyer (1996), que consiste, resumidamente, em calcinar 0,2g de amostra com 0,5 g de carbonato de sódio (NaCO_3) em mufla (550°C, por 1h); após resfriamento, dilui-la com 25 ml de 1N de HCL e ferver por 15min; em seguida, filtrar 100 ml com água desionizada, em balão volumétrico. O fósforo total foi determinado pelo método colorimétrico do ácido ascórbico e molibdato e leitura em espectrofotômetro de absorção atômica à 880 nm (Valderrama, 1981; Murphy, 1989).

Para determinação dos metais pesados alumínio (Al), cádmio (Cd), níquel (Ni), chumbo (Pb), ferro (Fe) e cobalto (Co) adotaram-se os procedimentos baseado em STANDARD METHODS (1971) e adaptado por Faria (2002) do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (CRHEA- EESC/USP São Carlos). O procedimento se resume em adicionar 1,0 g de amostra em um erlenmeyer, com 100 ml de ácido clorídrico 0,1M (HCL); agitar esta mistura em um agitador horizontal (temperatura ambiente) por 2 h; filtrar a suspensão em filtro quantitativo, armazenar o filtrado a 4°C e utilizá-lo para a determinação da concentração de cada metal. A leitura dos teores de metais foi realizada utilizando Espectrômetro Óptico de Emissão Atômica com Plasma indutivamente acoplado - Spectro, (ICP-OES, modelo Arcos com visão radial SOP).

Índices de fitorremediação

Os índices de fitorremediação servem para embasar os dados obtidos e quantificar as diferentes formas em que as plantas estão remediando o ambiente em que se encontram. Neste trabalho se utilizaram dois índices de fitorremediação: o Fator de bioconcentração (FBC) e o índice de translocação (IT).

- *Fator de Bioconcentração (FBC)*

O fator de bioconcentração mede a capacidade que as plantas possuem de acumular poluentes, representada pela relação entre a concentração do metal na raiz e no ambiente de acordo com a Equação 2 (Yoon et al.,2006):

$$FBC = \frac{\text{Teor do Elemento na Biomassa da Raiz (PS)}}{\text{Teor do Elemento no Ambiente (Água)}} \text{ Eq. 2}$$

- *Índice de Translocação (IT)*

O IT avalia as quantidades acumuladas de metais pesados na parte submersa (raízes) e da parte aérea(caule e folhas) com base nas concentrações em matéria seca. Com base nos valores obtidos, calculou-se a relação entre o teor de metais pesados acumulados na parte aérea da planta e o total acumulado nas raízes. O índice de translocação dos elementos (Yoon et al., 2006) foi obtido pela Equação 3:

$$IT = \frac{\text{Quantidade Acumulada na Parte Aérea (Folhas e Caule)}}{\text{Quantidade Acumulada na Raiz da Planta}} \text{ Eq. 3}$$

Análises de Dado

Foram realizadas análises estatísticas de variância (ANOVA de fator único) e testes de diferenças de médias (Tukey $p < 0,05$) utilizando o software Past3 Data Analysis (versão 0.45) com o objetivo de avaliar se existiram diferenças significativas entre as quantidades de concentração da Biomassa Total e Macro e Micronutrientes do Peso Seco (PS) da Macrófita Aquática

Emersa Montrichardia linifera (Araceae) coletados no Rio Pitimbu –RN em função das estações hidrológicas de 2016.

RESULTADOS

A biomassa e a concentração de fósforo (PT) e de metais pesados (MP) nas raízes, caule, frutos e folhas da espécie Aninga demonstrou variação sutil entre os períodos hidrológicos (Tabela 5). Apenas o estoque de Ferro (Fe) apresentou alteração significativa na Folha e Raiz, aumentando as concentrações em 8% e 7% respectivamente nas partes da planta entre o período chuvoso para e o período de estiagem, quando o rio diminuiu sua vazão (Tabela 5).

Tabela 5 Valores médios¹ comparativos da composição da Biomassa Total e Macro e Micronutrientes do Peso Seco (PS) da Macrófita Aquática Emersa Montrichardia linifera (Araceae) coletados no Rio Pitimbu –RN em função das estações hidrológicas de 2016.

Componente da Planta	Período do ano	Umidade (%)	Cinzas (%)	PT (g/kg)	Al (mg/kg)	Fe (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Co (g/kg)	Cd (mg/kg)	Ní (mg/kg)
Folha	Chuvoso	80,25a	5,13a	0,68a	4023,75b	2567,15b	1,9a	<0,01	<0,0025	<0,035
	Estiagem	75,47a	6,87a	0,64a	4575,0b	3175,0a	1,9a	<0,01	<0,0025	<0,035
Raiz	Chuvoso	61,94a	37,83a	1,02a	9148,7b	6021,5a	26,1b	<0,01	<0,0025	<0,035
	Estiagem	62,36a	45,83a	1,22a	11092,5b	8680,0b	25,0b	<0,01	<0,0025	<0,035
Caule	Chuvoso	78,39a	11,52a	0,86a	800,8a	502,28a	1,8a	<0,01	<0,0025	<0,035
	Estiagem	78,26a	15,1a	0,73a	765,00a	474,30a	1,2a	<0,01	<0,0025	<0,035
Fruto	Chuvoso	83,43a	6,04a	2,27a	269,05a	43,8a	<0,05a	<0,01	<0,0025	<0,035
	Estiagem	79,40a	8,96a	2,13a	304,25a	85,22a	<0,05a	<0,01	<0,0025	<0,035
Biomassa Total	Média	74,93a	17,16a	1,19a	3872,39b	3570,13b	9,65b	<0,01	<0,0025	<0,035

¹ Médias seguidas da mesma letra na vertical não diferem estatisticamente entre si a 5% de probabilidade pelo teste T Anova.

A umidade entre as partes das plantas obedeceu a seguinte ordem: Fruto (81,41%) > Caule (78,3%) > Folha (77,9 %) > Raiz (62,15%). Enquanto a sequência da produção de matéria inorgânica (cinzas) foi: Raiz (41,8%) > Caule

(13,31%) >Fruto (7,5%) >Folha (6%). Estes valores sugerem que a matéria orgânica é mais representativa nos frutos e nas folhas, embora este último não atenha tanta umidade. Da mesma forma, a Raiz e o Caule apresentaram os menores teores de biomassa (Matéria orgânica), embora o caule fixe menor umidade. Quanto as concentrações de fósforo (PT) nos componentes da macrofila, foram observadas que houve maiores teores na raiz e nos frutos.

Os valores médios das concentrações na biomassa da planta obtidos neste trabalho a respeito da planta macrófita emersa *M. linifera* (dados a 100% de PS) foram comparados com os resultados obtidos por Amarante (2010), Portal et al (2002) e por outros autores que estudaram a composição química de plantas aquáticas da família Araceae, (Tabela 6). Cabe aqui mencionar que existe pouca informação sobre a caracterização química e nutricional referentes a espécie.

Tabela 6 Valores médios¹ comparativos da composição da Biomassa Total e Macro e Micronutrientes do Peso Seco (PS) da Macrófita Aquática Emersa *Montrichardia linifera* (Araceae) coletados no Rio Pitimbu –RN

Espécie	Parte da Planta	Umidade	Cinzas	PT	Al	Fe	Autores
		-----%-----		-- g/kg--	-----mg/kg-----		
<i>M. linifera</i>	Folha	77,86	6,01	0,90	4299,38	2871,08	Neste trabalho
<i>M. linifera</i>	Fruto	76,42	7,50	1,70	286,65	64,51	Neste trabalho
<i>M. linifera</i>	Biomassa Total	73,69	17,16	1,11	3872,39	3570,13	Neste trabalho
<i>M. linifera</i>	Folha	79,00	6,68	-	-	70,79	Amarante,2010
<i>M. linifera</i>	Fruto	88,73	7,72	-	-	19,67	Amarante,2010
<i>M. linifera</i>	Biomassa Total	-	-	-	86,33	41,51	Amarante,2010
<i>M. linifera</i>	Fruto	-	1,32	-	-	-	Porta et al. ,2002
<i>M. Arborescens</i>	Biomassa total	> 90%	-	-	-	1150,00	Buseti et al , 2006
<i>P. stratiotes</i>	Biomassa total	-	18,95	0,77	-	1391,67	Henry-Silva e Camargo,2000-2006
<i>P. stratiotes</i>	Biomassa total	-	-	3,48	2930	4050,00	Martins et al. (2003)
<i>P. stratiotes</i>	Biomassa total	-	-	1,18	-	-	Lopes (2006)

Os resultados deste presente estudo assemelham aos valores revelados pelos outros autores sobre os parâmetros umidade, cinzas e fósforo total, em pesquisas de composição química com a mesma espécie ou espécies da mesma família da Aninga (Araceae). No entanto para os teores dos elementos metálicos, as médias nas folhas e na biomassa total de Alumínio e Ferro, neste estudo foram respectivamente cerca de 50 e 70 vezes maiores que aqueles detectados por Amarante (2010) pela mesma espécie. Enquanto para a espécie *P. stratiotes* (Araceae), Martins et al. (2003) tenha encontrado valores mais aproximados ao desta pesquisa.

Fator de Bioconcentração

Observamos que a espécie *M. Linifera* apresentou um fator de bioconcentração na ordem de 10^3 na absorção de Alumínio, Ferro e Chumbo. Os fatores de bioconcentração (FBC) encontrados neste estudo para os elementos mais abundantes na área da pesquisa (Al, Fe e Pb) demonstram que a Aninga absorveu aproximadamente 50 mil vezes mais Alumínio, 13 mil Chumbo e 21 mil vezes Fe mais que o teor encontrado na coluna d'água do trecho do Rio Pitimbu (Tabela 7).

Tabela 7 Fatores de Bioconcentração (FBC) calculados para os elementos mais abundantes na área de estudo

<i>Elementos mais abundantes na área de estudo</i>	Concentração do elemento na água (mg.L ⁻¹) ¹	Concentração do elemento na Raiz (mg.kg ⁻¹ PS) ²	Fator de bioconcentração (FBC)
Al	0,2	10120,63	50603,1
Fe	0,34	7350,75	21619,9
Pb ³	< 0,002	26,1	>13050

¹ Fonte: estudo de Moreira et al. (2016) no mesmo trecho do Rio.

² Concentração do elemento na matéria, peso seco (PS) da planta, considerando a parte da planta com máximas concentrações

³ Concentração de Pb foi abaixo do Limite de Detecção (LD) do método

Índice de Translocação

Os índices de translocação (IT) demonstram que os valores de translocação entre as partes submersas e aéreas da planta para estes mesmos elementos conforme o período hidrológico (Figura 19).

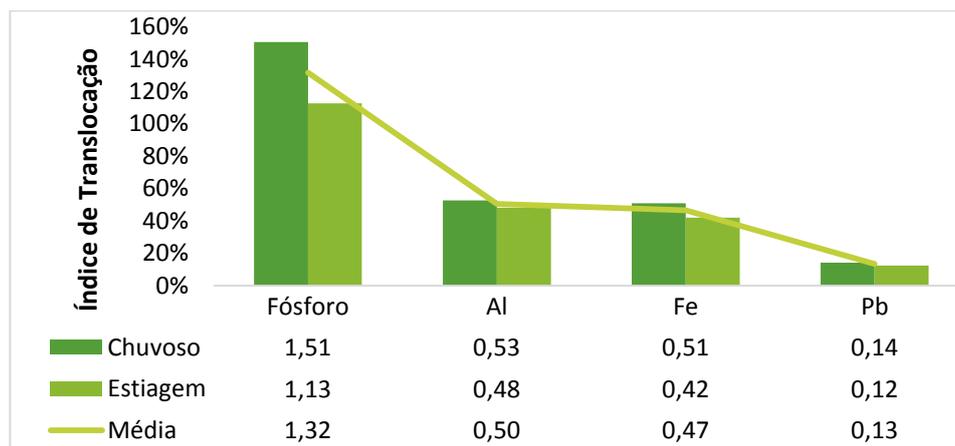


Figura 19- Índice de Translocação de Fósforo, Alumínio, Ferro e Chumbo da espécie *M. linífera* (Araceae).

Verificou-se que na espécie *Montrichardia linifera* o chumbo apresentou seu menor índice médio de translocação (IT) de 0,13 enquanto o IT do Fósforo foi acima de 1 de translocação das raízes para a parte aérea da planta aquática.

As concentrações dos micronutrientes Al e Fe acumularam-se proporcionalmente na parte aérea e submersa no período chuvoso, com diminuição relativo de aproximadamente 4% e 8% da concentração desses elementos no caule e nas folhas no período de estiagem. Já para o metal pesado Pb não houve variação de acordo com a estação hidrológica, mantendo o índice de Translocação de 0,1 estável na planta entre o período chuvoso e de estiagem.

Por fim, a respeito do acompanhamento do Cálculos da Biomassa por Unidade de superfície e das Taxa de Crescimento estão descritas na Tabela 8.

Tabela 8 Valores médio da Taxa de crescimento, Biomassa por Unidade de Superfície (Bps) e outros dados de característica morfoatômicas das Macrófitas Aningas.

<i>Características Físicas da macrófita Montrichardia linifera (Araceae) no Rio Pitimbu/RN</i>	
Taxa de Crescimento - diâmetro caule (cm)	0,55/ semana
Taxa de Crescimento - folha (cm)	2,7 /semana
Taxa de Crescimento - altura (cm)	6,4 /semana
DAP (cm)	3,4
nº indivíduos/m ²	7,75
Taxa média de umidade (%)	78,45
Densidade planta seca (g/cm ³)	0,0615
Biomassa por Unidade de Superfície (Bps) (kg/m ²)	3,21

Durante as visitas de monitoramento e coletas também realizou-se uma análise qualitativa, baseada na saúde fisiológica da planta quando foi identificado folhas de Aninga com pontos amarelados, sendo estes sinais evidentes de clorose nas folhas da aninga, possível sinal da toxicidade causada pelo acúmulo de manganês na planta (figura 20) (Amarante, 2010).



Figura 20 Clorose: pontos amarelados nas folhas da Aninga

DISCUSSÃO

A espécie de macrófita emersa *Montrichardia linifera* mostrou-se altamente sensível na absorção e armazenamento de metais e fósforo, sobretudo das folhas e raízes da planta, enquanto o nutriente fósforo se apresentou mais no fruto (Tabela 5). Os teores de concentração dos metais pesados cobalto, cádmio e níquel não foram quantificados por estar abaixo do limite de determinação (LD) do método analítico aplicado no estudo.

Macrófitas aquáticas emersas são denominadas bioacumuladores ou bioindicadoras se o teor de bioconcentração de metais ou nutrientes nos seus

tecidos raízes ou parte aérea corresponde ou refletem a disponibilidade destes elementos acamados na solução do sedimento ou solo (Gussarsson et al., 1995). Efeitos da urbanização na bacia do Rio Pitimbu na contaminação do sistema Fluvial por metais pesados já confirmam as altas concentrações de Fósforo (PT) , Alumínio (Al) e Chumbo (Pb) no sedimento do leito e da coluna d'água (Moreira et al., 2016). Dessa forma, pode-se dizer que, os altos níveis acumulados desses mesmos dois metais encontrados na biomassa da macrófita refletem no grau de contaminação da água e sedimento e nas condições litológicas de uso e ocupação da bacia.

O alto teor dos metais no meio aquático do Rio Pitimbu revela uma tendência de contaminação do meio aquático em função do escoamento para jusantes do alumínio por este se apresentar em maior concentração na coluna d'água em vários trechos do sistema fluvial (Moreira et al., 2016). A contaminação do sedimento por metais chumbo e ferro, provavelmente proveem de fontes pontuais por se apresentarem em alto teor de estoque no sedimento do leito. Moreira et al. (2016) consideram o tráfego de veículos como principal fator de contaminação do meio aquático neste trecho do Rio onde se coletaram as amostras de Aningas. Fluidos e materiais com altos níveis de concentração de Chumbo, Ferro e Alumínio são típicos de fontes veiculares como baterias e aditivos automotores, serralheria e tintas, cabos e lâmpadas.

A avaliação da presença de elemento-traço, contaminantes em ecossistemas aquáticos é realizada primeiramente pela análise visual das plantas pois estas apresentam sintomas de fácil detecção, como manchas cloróticas e necróticas nas folhas coloração avermelhas e redução na biomassa e diminuição do rendimento (Wolff et. Al., 2009). Durante as amostragem de campo no trecho nas proximidades da rodovia foi identificado folhas de Aninga com pontos amarelados, sendo estes sinais evidentes de clorose nas folhas da Aninga, indicativo qualitativo que poderiam sinalizar presença de toxicidade por acúmulo de manganês, ferro ou outros metais pesados acumulados na planta (AMARANTE, 2010) .

A concentração de metais em plantas aquáticas pode ser mais de 100.000 vezes maior do que a região onde ela está situada (Mangabeira et al., 2006). Estudos de bioconcentração nas macrófitas aquáticas por Hozhina et al. (2001) mostram a razão entre o teor do elemento na planta e o seu teor na água

na ordem de até 210.000 vezes para Alumínio e 810 mil vezes para Ferro. Demarco (2016) e Cheraghi et al. (2011) investigando a fitoextração em solos contaminados com metais pesados encontraram bioconcentrações inferiores a este estudo, inclusive da espécie *Pistia stratiotes* (Araceae): 25×10^3 para Fe e 67×10^3 Al e 1062 Pb . Desse modo percebe-se o destaque desta espécie ser qualificada como bioconcentradora de Chumbo, com um valor concentrado de mais de 13×10^3 PB encontrado nesta pesquisa.

O chumbo é um elemento traço não essencial e considerado altamente tóxico por ser um metal quimicamente bioacumulativo e reativo em compostos inorgânicos ou orgânicos seu consumo pelo metabolismo vegetal ou animal pode causar intoxicação crônica ou aguda. A bioconcentração de Pb encontrada nas raízes da espécie Aninga neste estudo (26,1 mg/kg) , foi similar as concentrações de Pb relatadas por Del Río et al. (2002) nas raízes da espécie *H.grumosa* da família Poaceae (37 mg/kg) em uma área potencialmente poluída no sul da Espanha . Demarco (2016) também encontrou altas concentrações de Pb ($15,9 \text{ mg kg}^{-1}$) nas raízes da *P. stratiotes* (Araceae) no arroio Santa Bárbara (Pelotas/RS), identificada como área degradada com altos índices de metais pesados na água . O chumbo tem como característica a baixa mobilidade em vegetais herbáceos pois tende a se ligar fortemente aos tecidos radiculares (Kabata-Pendias, 2001), o que foi confirmado pela concentração mais elevada nas raízes do que na parte aérea. O índice de translocação de 0,13 para Pb na Aninga neste trabalho, é considerado por Yoon et al. (2006) como bom fitoextrator (acumula contaminante na biomassa aérea e raízes), mas baixa disposição como rizofiltrador (somente nas raízes). Demarco (2016) estudando fatores translocação detectou IT médios entre 0,12 -0,54 para o elemento chumbo (Pb) na biomassa de macrófitas, inclusive da família Araceae.

Já o metal alumínio se trata de um micronutriente, mas pode ser considerado tóxico para as plantas em altas taxas de acúmulo, mas também pode ser considerado um bom indicador ecológico de poluição ambiental para este elemento. De acordo com Foy (1984), plantas não acumuladoras dispõem-se sob uma faixa máxima correspondente à de Al $< 400 \text{ mg.kg}^{-1}$ enquanto plantas com teores maiores de 1.000 mg.kg^{-1} de alumínio nas folhas são consideradas fitoacumuladoras, porém, por meio de mecanismos de proteção interna, defendem-se de seus efeitos maléficos. Já segundo a Agência de Proteção

Ambiental dos Estados Unidos (USEPA,2000), a fitoacumulação, ocorre quando as plantas possuem capacidade de acumular contaminantes na biomassa (tanto na parte aérea quanto nas raízes). Em ambas classificações, portanto, a espécie Aninga pode ser considerada fitoacumuladora de alumínio.

O alumínio, embora esteja presente nos solos, pode ter efeito deletério em plantas superiores quando na forma trocável em solos com pH inferior a 5,5. Também pode estar associado a algumas doenças, tais como o mal de Alzheimer, pois sua presença foi constatada no cérebro de pessoas com essa doença. Por sua vez, selênio, cobalto, cobre, ferro, manganês, zinco e níquel são considerados citotóxicos e nocivos à saúde humana quando ingeridos em grande quantidade (Macedo, 2002).

Tanto o Alumínio quanto o Chumbo, se consumidos em alta concentração pelos seres humano, a molécula pode se associar a compostos orgânicos do corpo e causar sérios riscos de contaminação crônica ou aguda, sobretudo neurotoxicidade e inclusive acarretar no desenvolvimento da doença de Alzheimer . Amarante (2010) relata o potencial farmacêutico da Aninga no tratamento desta mesma doença. E neste estudo se demonstrou que a Aninga também possui uma alta capacidade de absorção destes elementos no ambiente aquático de estudo, que está localizado 5 km antes de um manancial de abastecimento público de água para a região metropolitana de Natal.

O metal Fe é considerado um micronutriente essencial às plantas e considerado elemento abundante em ecossistemas terrestres, portanto fatores de bioconcentração na ordem de 10^3 e podem ser expressivos independente da espécie (Zaranyika et al., 1994). A presença de óxidos de ferro (hematita e goethita) é uma qualidade pedológica dos latossolos e podzólicos Vermelho Amarelo. A redução de Fe^{3+} para Fe^{2+} , essencial para absorção vegetal ocorre com a abundância satisfatória de matéria orgânica e também de fósforo, condições aparentes no leito do rio. Portanto esta propriedade poderia justificar o alto teor de ferro na composição da macrófita Aninga. De acordo com Zhang et al. (1995) o Fe pode ser translocado mais intensamente através do floema durante a senescência das folhas, o que pode explicar o IT do Fe maior para o período chuvoso.

Solos ricos em Fe e Al, que são componentes do solo que mais fixam o P, são encontrados em grande quantidade em latossolos e podzólicos vermelho e

ou amarelo distróficos, tipos pedológicos encontrado na bacia da área de estudo. Esta fixação no solo dificulta parte da absorção de fósforo pelas plantas em geral. No entanto, sob esses aspectos a espécie *Aninga* se demonstra tolerante e adaptada, visto seu estoque de fósforo se enquadra no encontrados nos estudos comparados. Talvez esse fator seja decisivo na propagação da comunidade dessa específica macrófita dominar o leito do Rio Pitimbu.

Maiores concentrações de P nas raízes podem estar mais relacionadas com o transporte e a redistribuição do que propriamente com sua absorção (Faquin & Vale, 1991); Malavolta et al., 1997). O fosfato é bastante móvel na planta sendo redistribuído com facilidade pelo floema. IT entre 1,85 e 1,95 podem ser encontrados em plantas totalmente saudáveis (Faquin, 2005).

Logo, os índices de translocação do fósforo para as partes aéreas deste estudo podem ser explicada pela alta concentração de alumínio na planta. Conforme Oliveira (1979), é provável que parte do alumínio contido nos tecidos radiculares tenha precipitado parte do fósforo absorvido (Al-P), reduzindo, desta maneira, sua translocação para a parte aérea ao Al, associaram o grau de tolerância ligado à menor precipitação de P nas raízes e à menor redução de translocação para a parte aérea.

Pesquisas que relacionam a absorção de fósforo com a presença de altos teores de alumínio, observaram que em casos da planta não ser tolerante a altos níveis de alumínio, apresentam baixos teores de P na parte aérea como sinal de fitotoxicidade. (Venegas et al., 1995). Plantas sensíveis a intoxicação de Al, portanto possuem altos teores de P na raiz, ou seja, baixos IT, pois há precipitação desse nutriente com o Al presente no espaço livre aparente e nas superfícies celulares.

Espécies de plantas com altos valores de BCF (superiores a 10^3) e baixos valores de TF (inferiores a 1), apresentam potencial para o uso em técnicas de fitoestabilização (Yoon et al. 2006), visto que apresentam, dessa forma, capacidade de acumular contaminantes e mantê-los principalmente nas raízes.

O método de fitorremediação, o qual se baseia na concentração e absorção de metais nas raízes das plantas, é denominado rizofiltração, e pode ser aplicada na remediação de ambientes. Para Dushenkov et al. (1995), plantas que translocam dos metais para as folhas diminuem a eficiência da rizofiltração. No entanto, outros cientistas defendem que a eficiência do processo pode ser

aumentada com a translocação dos metais para a parte aérea das plantas (Zhu et al., 1999).

De maneira geral, as espécies de macrófitas enraizadas com características bioacumuladoras podem ser utilizadas para remediação de metais em ambientes aquáticos pelo mecanismo de fitoextração ou fitofiltração (Andrade et al., 2007). Rai (2009) defende ainda que as espécies que ocorrem naturalmente em ambiente poluídos pode ser mais vantajoso pela conservação do ecossistema.

CONCLUSÕES

1. Os mecanismos encontrados neste estudo da macrófita aquática emersa *Montrichardia linifera* (Arruda) Schott contribuem na afirmação de se tratar de uma espécie bioindicadora da qualidade da água e sedimento por refletir nas condições ambientais de poluição de nutriente e metais e se restringir a certas áreas do leito do rio investigado.
2. A Aninga apresentou potencial fitorremediador na depuração de ambientes aquáticos devido a sua habilidade em absorver cargas nutriente (fósforo) e outros dos elementos metálicos Pb, Fe e Al com potencial de melhorar a qualidade do sistema aquático eutrofizado e contaminado por impactos da urbanização;
3. A espécie Aninga apresentou bioacumulação de chumbo distribuídos em altas concentrações nos sedimentos de leito deste trecho do sistema fluvial, da mesma forma para os elementos ferro e alumínio. A espécie também revelou ter potencial bioacumulador para o elemento traço Chumbo através do mecanismo de rizofiltração, provável especialidade de bioconcentração desta espécie para este metal pesado, visto que possuem altos valores de BCF e baixos valores de TF, denotando que apresentam capacidade de bioconcentrar esse elemento traço e mantê-los em maiores concentrações em suas raízes.
4. Com exceção do elemento ferro que apresentou maior concentração na folha e raiz na época de estiagem, o estudo não identificou distinção significativa de bioconcentração nos componentes da planta a partir da variação sazonal para os elementos analisados.

5. As raízes das macrófitas localizadas na zona reduzida do sedimento possibilitam o efeito de bombeamento na importância de ciclagem de nutriente, particularmente do fósforo biodisponível ou lábil no sedimento e que posteriormente liberado na coluna d'água mineralizado pela decomposição da biomassa.

REFERÊNCIAS

ABICHEQUER, A.D & BOHNEN, H. 1998. Eficiência de absorção, translocação e utilização de fósforo por variedades de trigo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, p 22:21-26.

ABREU, C. A. de; ABREU, M. F. de & BERTON, R. S. 2002. Análise química de solo para metais pesados. In: Tópicos em Ciência do Solo, Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002, v. 2, p. 645-692.

ACCIOLY, A.M.A; SIQUEIRA, J.O. 2000. Contaminação Química e Biorremediação Solo. In: NOVAIS ,R.F; EL AL(Eds) Tópicos Especiais em Ciência do Solo, SBCS, Viçosa, v IV, pp 299-352.

ALLOWAY, B.J. 1995. Heavy metals in soils. 2nd ed. New York: Blackie Academic & Professional, 368p.

AMARANTE, C. B. do; SILVA, J. C. F. da; SOLANO, F. A. R.; NASCIMENTO, L. D. do; MORAES, L. G.; SILVA, F. G.; UNO, W. S. 2009. Estudo Espectrométrico das Folhas da Aninga (*Montrichardia linifera*) Coletadas à Margem do Rio Guamá no Campus da UFPA, Belém-PA. Uma Contribuição ao Estudo Químico da Família Araceae. *Revista Científica da UFPA*, Belém, v. 7, n.1.

AMARANTE, C.B. et al. 2010. Composição química e valor nutricional para grandes herbívoros das folhas e frutos de aninga (*Montrichardia linifera*, Araceae). *Acta Amazonica*, v.40, n.4, p.729-73.

AMARANTE, C.B. et al. 2011. Avaliação da composição mineral do chá da folha senescente de *Montrichardia linifera* (Arruda) Schott (Araceae) por Espectrometria de Absorção Atômica com Chama (FAAS). *Química Nova*, v.34, n.3, p.419-23.

AMARANTE, C.B. et al. 2011. Caracterização física, química e nutricional dos frutos da Aninga. *Planta Daninha*, v.29, n.2, p.295-303.

ANDRADE, Júlio Cesar da Matta et al. 2007. Fitorremediação: o uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental, São Paulo, Oficina de Textos, p. 176.

ANDERSEN, J.M. 1976. Ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments – *Water Research*, vol. 10(4). P. 329-331.

APHA METHODS. 1971. Standard methods for the examination of water and wastewater, 13th edition. Nova York, 874p

APHA . 2005. Standard methods for the examination of water and waste water, 21st edn. American Public Health Association, Washington, DC

ARAÚJO, M. S. L. C.; CASTIGLIONI, D. S. & COELHO, P. A. 2012. Relative growth and determination of morphological sexual maturity of the fiddler crab *Uca thayeri* Rathbun (Crustacea, Ocypodidae) in two mangrove areas from Brazilian tropical coast. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 7(3):156-170.

ARDUINI, I.; GODBOLD, D.L.; ONNIS, A. 1996. Cadmium and copper uptake and distribution in Mediterranean tree seedlings. *Physiologia Plantarum*, 97:111-117,

BAKER A.J.M. 1981. Accumulators and excluders-strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of Plant Nutrition*, 3:643-654.

BARCELÓ, J.; POSCHENRIEDER, C. 1992. Respuestas de las plantas a la contaminación por metales pesados. *Suelo y Planta*, v.2, n.2, p.345-361.

BARRETO, A. B. 2011. A seleção de macrófitas aquáticas com potencial para remoção de metais-traço em fitorremediação. - Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011. p.99. (Dissertação de Mestrado)

BERWANGER, A.L. 2006. Alterações e Transferência de Fósforo do Solo para o Meio Aquático. Mestrado em Ciência do Solo) Universidade federal de Santa Maria. p.101.

BISHOP, B., & DEWATERS, D. 1988. Metal Accumulation by Aquatic Macrophytes. *Plants for Environmental Studies*. Wang, Wuncheng, Gorsuch, Joseph W., and Hughes, Jane. Editors, Boca Raton. p. 367–416.

BORGES ,ALDAN N. 2002. Implicações Ambientais Na Bacia Hidrográfica Do Rio Pitimbu (Rn) Decorrentes Das Diversas Formas De Uso E Ocupação Do Solo (Dissertação de Mestrado).

BRIX, H., & SCHIERUP, H. H. 1989. The use of macrophytes in water-pollution control. *Ambio*, vol 18, p.100–107.

Buseti, E. P. C.; Ruivo, M.L.; Sales, M. E. ; Berrêdo, J.F. 2006. Distribution of nutrients in soil and vegetation in a floodplain-estuary system, mangrove in Belém, p. 105-133. In: Castro, E. (Org). *Belém of water and islands*. Cejup, Belém, Pará (in Portuguese).

CLARKSON, D.T.1966. Effect of aluminum on the uptake and on metabolism of phosphorus by barley seedlings. *Plant Physiol.*, vol. 41. P. 165-172.

CONAMA. Resolução 357, de 17 de março de 2005. Ministério do Meio Ambiente, BRASIL. Classificação de águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional.

CORRÊA, M. R.; VELINI, E. D.; ARRUDA, D. P. 2002. Teores de metais na biomassa de *Egeria densa*, *Egeria najas* e *Ceratophyllum demersum*. *Planta daninha*, vol. 20, p. 45-49, Edição Especial

DEL RÍO, M., FONT, R., ALMELA, C., VÉLEZ, D., MONTORO, R., BAILÓN, A. 2002. H., Heavy metals and arsenic uptake by wild vegetation in the Guadiamar river area after the toxic spill of the Aznalcóllar mine. *Journal of Biotechnology*, v. 98, n. 1, p. 125 – 137.

DEMARCO, CAROLINA FACCIO. 2016. Seleção de macrófitas aquáticas com potencial de fitorremediação no arroio Santa Bárbara, município de Pelotas/RS.. 52f. Trabalho de Conclusão de Curso (TCC).

DUSHENKOV, V.; KUMAR, P. B. A.; MOTTO, H.; RASKIN, I. 1995. Rhizofiltration: the use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. *Environmental Science and Technology*, v. 29, p. 1239-1245.

EMBRAPA. 1999. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). Sistema brasileiro de classificação de solo. Brasília: Embrapa-SPI, 412p.

EMBRAPA. 1979. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ). *Manual de métodos de análise de solo*. Rio de Janeiro.

ESPÍNDOLA, C. J. 1999. As Agroindústrias no Brasil: o caso Sadia, Chapecó: grifos,

ESTEVES, F. A. 1988. Fundamentos de limnologia. Rio de Janeiro: Interciência.

IGARN, 2005. Relatório Final do Plano de Gestão Integrada da Bacia do Rio Pitimbu. Elaborado pelo Consórcio VBA/Tecnosolo. Departamento Responsável SERHID/IGARN .

FAQUIN, V. & VALE, F.R. 1991. Toxidez de alumínio e manganês. *Inf. Agropec. EMBRAPA*, 15:28-38,

FAQUIN, VALDEMAR . 2005. Nutrição Mineral de Plantas / Valdemar Faquin. -- Lavras: UFLA / FAEPE, p.: il. - Curso de Pós-Graduação "Lato Sensu" (Especialização) a Distância: Solos e Meio Ambiente.

FARIA, O. B. Utilização de macrófitas aquáticas na produção de adobe: Um estudo de caso no reservatório de Salto Grande (Americana-SP). 2002. 200p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos.

FIDALGO, O.; BONONI, V.L.R. 1989. Técnicas de coleta, preservação e herborização de material botânico. São Paulo: Instituto de Botânica, 62p.

FOY, C.D.; CHANEY, R.L. & WHITE, M.C. 1978. The physiology of metal toxicity in plants. *Annual Review of Plant Physiology Journal RG Impact.*, 29:511- 566.

FOY, C. D. 1984. Physiological effects of hydrogen, aluminum and manganese toxicities in acid soil. In Adams, F. E. et al. (eds.) Soil Acidity and Liming. Agron. 12. American Society of Agronomy, Wisconsin, USA. pp. 57-89.

GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J.; PIERANGELI, M. A. P.; ZULIANI, D. Q.; CAMPOS, M. L. & MARCHI, G., 2005. "Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos". In: Tópicos em Ciência do Solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, vol. IV, pp. 345- 390

GUSSARSSON, M.; ADALSTEINSSON, P.J.; JENSÉN, P.; ASP, H. 1995. Cadmium and copper interactions on the accumulation and distribution of Cd and Cu in birch (*Betula pendula* Roth) seedlings. *Plant and Soil*, v.171, p.185-187.

HEINSDIJK, D. 1963. Inventários florestais na Amazônia. Ministério da Agricultura, Serviço Florestal Brasileiro, Rio de Janeiro. 100p.(Boletim, 6)

HEISEY, R. M., & DAMMAN, A. H. 1982. Copper and lead up-take by aquatic macrophytes in eastern Connecticut, USA *Aquatic Botany* [Aquat. Bot.], vol. 58 v14, 213–218.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. 2000. Composição química de quatro espécies de macrófitas aquáticas e possibilidade de uso de suas biomassas. *Naturalia*, São Paulo, v. 25, p. 111-125.

HENRY-SILVA, G. G. 2001. Utilização de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) no tratamento de efluentes de piscicultura e possibilidades de aproveitamento da biomassa vegetal. 2001. Dissertação (Mestrado) - Centro de Aqüicultura da Universidade Estadual Paulista (Unesp), Jaboticabal.

HOZHINA, E.I., A.A. KHRAMOV, P.A. GERASIMOV AND A.A. KUMARKOV, 2001. Uptake of heavy metals, arsenic and antimony by aquatic plants in the vicinity of ore mining and processing industries. *Journal of Geochemical Exploration*, 74: 153-162.

KABATA-PENDIAS, Alina.; PENDIAS, Henryk. , 2001. Trace elements in soils and plants. 3 ed. p.413.

LOPES-FERREIRA, C. M. 1998.Redução das concentrações de nitrogênio e fósforo dos efluentes domésticos lançados na lagoa de Imboassica, através de uma região colonizada por macrófitas aquáticas. In: ESTEVES, F. A. Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do município de Macaé (RJ). Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, Nupem, p. 82-84.

LOPES, E.L.N.; FERNANDES, A.R.; GRIMALDI, C.; RUIVO, M.L.P.; RODRIGUES, T.E.; SARRAZIN, M. 2006. Chemical characteristics of a Gleysoil under different soil use systems along the Guamá river banks in Belém, Pará. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi sér. Ciências Naturais, 1: 127-137 (in Portuguese, with abstract in English).

MACÊDO, M. I. F. et al. 2002. Alternativas de processo hidrometalúrgico para reciclagem de pilhas domésticas usadas. In: XIX ENCONTRO NACIONAL DE TRATAMENTO DE MINÉRIOS E METALURGIA EXTRATIVA (XIX ENTMME), 19, Recife. Anais: ENTMME, p. 1-9.

MACEDO, E. G.; SANTOS FILHO, B. G.; POTIGUARA, R. C. V.; Santos, D. S. B. 2005. Leaf anatomy and architecture of *Montrichardia linifera* (Arruda) Schott (Aracea) a specie from Amazon floodplain. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi sér. Ciências Naturais, vol.1: p. 19-43.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C. & OLIVEIRA, S.A. 1997. Avaliação do estado nutricional das plantas; princípios e aplicações. Piracicaba, POTAFOS. 319p

MARTINS, D.; COSTA, N.V.; TERRA, M.A.; MARCHI, S.R.; VELINI, E.D. 2003. Chemical characterization of aquatic plants assessed in Salto Grande reservoir (Americana-SP, Brazil). Planta Daninha, 21: 21-25 (in Portuguese, with abstract in English).

MAYO, S.J.; BOGNER, J.; BOYCE, P.C. 1997. The Genera of Araceae. Royal Botanic Gardens, Kew, United Kingdom. p. 370.

MEYER, M. 1996. Avaliação da biomassa de *Paspalum repens* Bergius submetida à flutuação do nível de água na represa de Barra Bonita (zona de desembocadura do Rio Capivara-SP). 79p. (Dissertação de Mestrado)

MORAES, A. R. 1999. Estimativa de estoque de elementos químicos em macrófitas aquáticas do reservatório de Salto Grande (Americana-SP). Dissertação de Mestrado.

MOREIRA L.F.F.. OLIVEIRA A.S.; LIMA R.C.A.; OLIVEIRA K.H.N. 2016. Efeitos da urbanização no sistema Fuvial: contaminação do sedimento do leito e da água na bacia do rio Pitimbu, Natal, nordeste do Brasil REGA, Porto Alegre, v. 13, n. 2, p. 198-208.

MOURA, J.B. 1994. Estudo de forma do fuste e comparação de métodos de estimativa volumétrica de espécies florestais da Amazônia Brasileira. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, 114p.

MIRANDA, L.N. 1985. Aluminum-phosphate interactions in relation to wheat growth. Reading, University of Reading, 169p. (Tese de Doutorado)

MUNTEANU, G. G.; MUNTEANU, V. I. 2005 Bioindication of mercuri pollution of the dubossary reservoir. *Water Resources*, New York, V. 32, n. 4, p. 422-426.

NRC (National Research Council). 2007. Nutrient requeriments of beef cattle. *National Academy of Sciences*, Washington.

OLIVEIRA, L.E.M. 1979. Crescimento e comportamento nutricional de cultivares de mandioca (*Manihot esculenta*, Grantz), submetidos a níveis de alumínio. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, 39p.

PETR, T. 2000. Interactions between fish and aquatic macrophytes in inland waters. A review. *FAO Fisheries Technical Paper*. Nº. 396. Rome, FAO. 185 p.

PELLEGRINI, J.B.R. 2005. Fósforo na Água e no Sedimento na Microbacia Hidrográfica do Arroio Lino- Nova Boêmia-Agudo-RS. Santa Maria, Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo), Universidade Federal de Santa Maria, 85p.

POMPÊO, M. L. M., & V. MOSCHINI-CARLOS, 1995. Zonação e biomassa das macrófitas aquáticas na Lagoa Dourada (Brotas, SP), com ênfase na *Utricularia gibba* L. *Acta Limnologica Brasiliensia*. vol. 7. P.78-86.

PORTAL, R.R.; LIMA, M.A.S.; LUZ, V.L.F.; BATAUS, Y.S.L. 2002. Vegetables species used as food by *Podocnemis unifilis*, Troschel 1948 (Reptilia: Testudinae, Pelomedusidae) in the Pracuúba Region, State of Amapá/Brazil. *Ciência Animal Brasileira* .vol 3: p. 11-19.

RAI, P. K. 2009. Heavy Metal Phytoremediation from Aquatic Ecosystems with Special Reference to Macrophytes. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 39, p. 697-753.

SAY, P.J. Harding, J.P.C & Whitton B.A .1981. Aquatic mosses as monitors of heavy metal concentration in the River Etherow. England, *Environmental pollution*. Vol. 3 p. 295-307.

THOMAZ, M.; BINI, L. M. 2003. *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Maringá: EDUEM, p. 34.

TRINDADE, C. R; PEREIRA, S. A.; ALBERTONI, E. F.; PALMA-SILVA, C. 2010. Caracterização e importância das Macrófitas Aquáticas com ênfase nos Ambientes Límnicos do Campus Carreiros - Furg, Rio Grande, RS. *Cadernos de Ecologia Aquática*, v. 5, n. 2, p. 1–22.

United States Environmental Protection Agency - USEPA. Report EPA/600/R-99/107. *Introduction to Phytoremediation*. Cincinnati: 2000. P.72.

YOON, J.; CAO, X.; ZHOU, Q.; MA, L.Q. 2006. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of the Total Environment*, v. 368, p. 456-464.

WESTLAKE, D.P 1965. Some basic data for investigation of productivity of aquatic Macrophytes. Documenta dell'Istituto italiano di idrobiologia, 18:229-248/Suplemento

WELSH, R. P. & DENNY, P. 1980. The uptake of lead and copper by submerged aquatic macrophytes in two English lakes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 68, 443–449

WOLFF, G.; ASSIS, L.R.; PEREIRA, G. C.; CARVALHO, J. G. CASTRO, E. M. 2009. Efeitos da toxicidade do zinco em folhas da *Salvinia auriculata* cultivadas em solução nutritiva. *Planta Daninha*. Viçosa, MG, v 27, n 1, p 133-137.

ZARANYIKA MF, MUKONO TT, JAYATISSA N, DUBE MT .1997. Effect of seepage from a gold mine slime dam on the trace heavy metal levels of a nearby receiving stream and dam in Zimbabwe. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*. vol 32(8).p. 2155-2168.

ZHANG M, et al. 1995. Calcium-induced conformational transition revealed by the solution structure of apo calmodulin. *Nature Structure Biology*.vol. 2.p.758-67.

ZHU, Y. L.; ZAYED, A. M.; QIAN, J-H., SOUZA, M.; TERRY, N. 1999. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: II. Water hyacinth. *Journal of Environmental Quality*, v. 28, p. 339-344.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho dedicou-se a investigar o impacto da espécie macrófita aquática emersa *Aninga* (*Montrichardia Linifera*, Araceae) em um sistema fluvial eutrofizado e com altos índices de contaminação por metais pesados em área urbana, através desta pesquisa foi possível afirmar de que se trata de uma espécie bioindicadora da qualidade da água e sedimento por refletir nas condições ambientais de poluição de nutriente e metais e sua proliferação se restringir a certas áreas do leito do rio investigado. Além disso, foi também possível compreender melhor como o papel ecológico desta espécie interfere na dinâmica do fósforo na interface água-sedimento de modo positivo e no potencial de bioacumulação de metais pesados. Importantes conclusões que podem viabilizar a exploração desta espécie de macrófita para o uso em técnicas de recuperação ou reabilitação do curso hídrico através de biomanipulação, com o intuito de sustentar o equilíbrio de padrões ecológicos de um sistema aquático em iminência de eutrofização, ou até agir no manejo natural do ecossistema amenizando tais efeitos derivados da urbanização.

Do ponto de vista limnológico, evidenciou-se a implicação direta das bancas de macrófitas aquáticas emersas sobre a qualidade da água e sedimento. As macrófitas atuaram como manejo natural em uma área de microbacia hidrográfica de um sistema fluvial sob o efeito da urbanização, vulnerável a entrada de altas cargas de nutrientes e metais pesados. Logo, a grande importância da comunidade macrófitas aquáticas emersas enraizadas sobre as alterações na qualidade da água e do sedimento, pode ser apontada através do seu efeito como “sumidouro de fósforo” a curto prazo-médio prazo, a depender de fatores hidrodinâmicos e nutricionais do sistema e da longevidade da espécie (Esteve 1998, Miao 2000) e então tornar-se “bombeadora de fósforo”, bem como atuar na ciclagem de nutrientes (Kadlec 1997, Bento et al. 2007); e ambos processos de forte intercâmbio entre o ecossistema aquático e o ambiente terrestre adjacente.

A presença de macrófitas aquáticas emersas interage com a dinâmica do fósforo na água e no sedimento do sistema fluvial através de processos geoquímicos e biológicos que transformam os fosfatos naturais de formas inorgânicas para orgânica estáveis e transferem o fósforo entre os compartimentos do ambiente. Estudos como este, sobre a dinâmica do fósforo na água e sedimento em microbacias hidrográficas,

verificando as transferências de formas de fósforos na coluna d'água, além de fracionamento do fósforo conforme sua labilidade no sedimento, e podem estimar os impactos e suas consequências nos ecossistemas aquáticos, e serem importantes indicadores para o uso e ocupação do solo na bacia e de manejo e recuperação para o sistema hídrico.

A colonização destas macrófitas aquáticas emersas demonstrou importância ecológica como potencial fitodepuradora no sistema fluvial devido a sua habilidade em absorver cargas nutriente (fósforo) e bioacumular outros elementos metálicos e traços como Fe e Al. Dessa forma, foi possível conferir a melhoria de qualidade deste trecho do sistema fluvial investigado através do aumento de oxigenação e diminuição de DBO da água circundante, atuando como biofiltros de fósforo e material particulado e redução das frações de fósforo lábil e metias de potencial tóxico na camada superficial do sedimento e coluna d'água, sobretudo fósforo inorgânico dissolvido. A espécie também revelou ter potencial bioacumulador para o elemento traço Chumbo através do mecanismo de rizofiltração, provável especialidade de bioconcentração desta espécie para este metal pesado, visto que possuem altos valores de BCF e baixos valores de TF, denotando que apresentam capacidade de bioconcentrar esse elemento traço e mantê-los em maiores concentrações em suas raízes.

A densidade demográfica da colônia dessas macrófitas aquáticas, nos estandes chamados como Aningais, alterou o gradiente ambiental através de fatores abióticos (turbidez, oxigênio, temperatura, pH, sólidos suspensos, concentrações de nutrientes como o fósforo, etc). Ou seja, o grau de conectividade com que essa espécie de macrófitas aquáticas influencia os sistemas aquáticos é proporcional a sua biomassa, evidente na análise de ordenação espacial em razão da densidade da biomassa desta espécie.

As informações referentes às características químicas do material vegetal da Aninga neste estudo contribuem para melhor entendimento desta espécie de macrófita ainda pouco investigada, dos ambientes eutrofizados, e auxiliam na segurança ambiental no caso limpeza da área e descarte, em relação à liberação de excesso de nutrientes e elementos tóxicos ao solo e lençol freático, no momento e após o descarte da biomassa.

As propriedades da comunidade desta espécie de macrófita aquática emersa podem ser eventualmente utilizadas na biomanipulação de recursos hídricos.

Recomenda-se a análise de outros fatores dessa espécie, como por exemplo, a capacidade de fitoextração e bioacumulação por outros metais pesados e nutrientes.

Ainda que evidente seu papel ecológico como filtradores naturais de leitos e na ciclagem de nutrientes, a intensa proliferação de macrófitas aquáticas produz elevada quantidade de matéria orgânica, a qual quando se decompõe (a depender da longevidade da espécie), libera nutrientes para o ambiente, aumentando, conseqüentemente a velocidade do processo de fertilização das águas (Figura 21). Além disso, entre outros efeitos relacionado a presença excessiva de macrófitas, a longo prazo, se destacam o aumento de DBO, interferência da produção primária e demais níveis tróficos, implicações fitossanitárias pelo crescimento de insetos e moluscos e retenção de resíduos e redução de potencial do recursos hídricos para atividades e usos múltiplos (captação, navegação, recreação, etc).

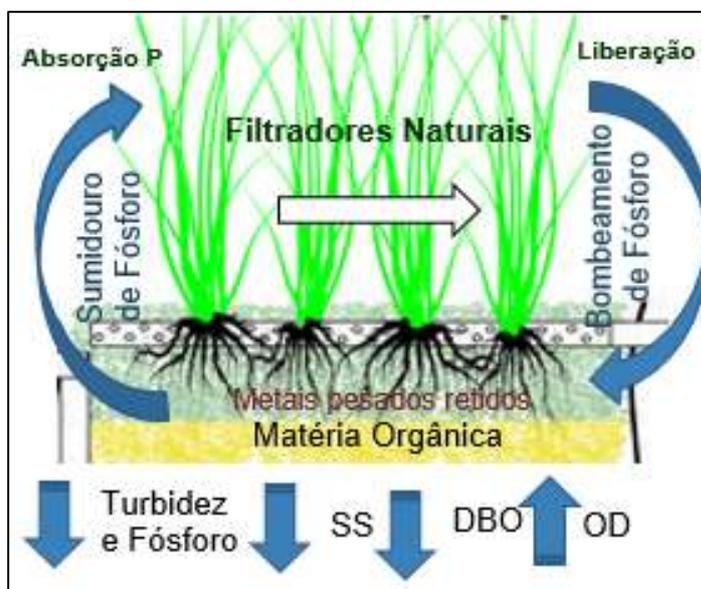


Figura 21 Esquema de Absorção e Liberação na Macrófita Aquática Enraizada.

Em vista disso o manejo dos mananciais é recomendado nesses ambientes, através de implementação de programas preventivos de controle a longo prazo que envolvam a quantificação e controle das fontes de nutrientes, a identificação e o mapeamento da comunidade de macrófitas, assim como o controle das populações pelo método (ou combinação de métodos) mais apropriado. Um possível destino seria a utilização da biomassa seca como adubo, devido ao seu alto teor de nutrientes. No entanto, considerando a elevada capacidade dessas plantas em acumular metais, os quais, dependendo do nível de concentração, podem tornar-se uma ameaça à saúde

humana, visto isso, faz-se necessário uma caracterização da biomassa para verificar a viabilidade do seu uso.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, R.A. 2014. Remoção de coliformes do esgoto por meio de espécies vegetais. *Revista Eletrônica de Enfermagem*, v.07, n.03, p.308-318, 2005.

AMARANTE, C. B.; SILVA, J. C., SOLANO, F. A. R.; NASCIMENTO, L. D. DO; MORAES, L. G.; SILVA, F. G.; UNO, W. S.; 2009, *Revista Científica UFPA* .

AMARANTE, C.B. 2010. Composição química e valor nutricional para grandes herbívoros das folhas e frutos de aninga (*Montrichardia Linifera*, Araceae), *Acta Amazonia*, vol. 40(4) p 729-736.

AMOROZO, M. C. M.; Gély, A. L.; 1988, *Boletim do Museu do Para*. Emilio Goeldi Botânico. 4, 47. 10.

ANDERSEN, JM. 1976. An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediment. *Water Research*, vol. 10, p. 329-331.

ANDRADE, M.N.N et al. 2012. Identificação De Poluentes Através De Bioindicadores Ambientais Em Trechos Do Rio Pitimbu (Cidade Sítelite E Br-101). *Congresso Científico E Mostra de Extensão da Universidade Potiguar* (Natal, RN).

APHA -.American Public Health Association - Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 2005. 19th ed. Washington D.C.: *American Public Health Association*, 1998; 16000.

ARBUCKLE, K.E., & DOWNING, J.A. 2001. The influence of watershed land use on lake N: P in a predominantly agricultural landscape. *Limnology and Oceanography*, 46 (4), 970-975.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. NBR 12772 Calorimetria e espectrofotometria, 1992.

BENTO, L. et al. 2007.O papel das Macrófitas aquáticas emersas no ciclo do fósforo em lagos rasos. *Oecologia Brasiliensis* 11 (4), p. 582-589.

BOATWRIGHT G.O.; VIETS Jr., F.G., 1966. Phosphorus absorption during various growth stages of spring wheat and intermediate wheatgrass. *Agronomy Journal*, v.58, p.185-188.

BOSCHILIA, S.M.; Thomas, S.M. 2001. Decomposição de *Egeria najas* no reservatório de Itaipu. In: *Congresso Brasileiro de Limnologia*, 8, João Pessoa. João Pessoa: Sociedade Brasileira de Limnologia, p.257.

BOTTÉ, S.E., HUGO FREIJE, R. & MARCOVECCHIO, J.E. 2007. Dissolved Heavy Metal (Cd, Pb, Cr, Ni) Concentrations in Surface Water and Power water from Bahia Blanca Estuary Tidal Flats. *Environmental Contamination Toxicology*. v.79, p.415–421.

BORGES, A. N . 2002 . Dissertação Implicações Ambientais Na Bacia Hidrográfica Do Rio Pitimbu (RN) Decorrentes Das Diversas Formas De Uso E Ocupação Do Solo. Engenharia Sanitária

BRAGA, C. Z. F. 1998 Sensoriamento remoto aplicado ao estudo da concentração de clorofila-a, transparência e profundidade da água na Lagoa de Araruama, RJ. 147 f. Tese (Doutorado em Geociências) Universidade Federal Fluminense - UFF, Niterói

CALLENDER, E. 2004 Heavy metals in the environment- historical trends. In: Lollar, B. S. Treatise on geochemistry- *Environmental Geochemistry*. Vol 9. Spain: Elsevier Pergamon.. p.67-105.

CISNEROS, J., PÉREZ, J.A., PENAGOS, D.I., RUIZ V., J., GOULSON, D., CABALLERO, P., CAVE, R.D. & WILLIAMS, T. 2002 Formulation of a nucleopolyhedrovirus with boric acid for control of *Spodoptera frugiperda* (Lepidoptera: Noctuidae) in maize. *Biological Control* 23, p 87-95.

CHEN, C. & FOLT, C. 2000. Bioaccumulation and Diminution of Arsenic and Lead in a Freshwater Food Web. *Environmental Science Technology*. v. 34, p.3878-3884.

COELHO, M.A.N. 2013. *Montrichardia* in Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005. Brasília, 2005. 23p.

CONLEY, D. J. 2000. Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. *Hydrobiologia* 410: p. 87–96.

COOPER, C.M.; LIPE, W.M. 1992. Water quality and agriculture: Mississippi experiences. *Journal of Soil and Water Conservation*, p.220-223.

COSTA, S. M. D. 1995. Alteração da cobertura vegetal natural da microbacia do rio Pitimbu - RN devido à ocupação antrópica. 19f. Relatório final de pesquisa - Conselho Nacional de desenvolvimento científico e tecnológico - Pró-Reitoria de pós-graduação, Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), Natal

EATON, A. D., CLESCERI, L. S. & GREENBERG, A. E. 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. *American Public Health Association* p.106-114

ESTEVEES, F. A. Fundamentos De Limnologia. 1998. Rio de Janeiro: Interciência. p. 602.

ESTEVEES, Francisco de Assis. 2011. *Fundamentos de Limnologia*. Editora Interciência. 3ª edição.

ESCHRIQUE, S. A.; ABREU, M. W. M.; ALVES, M. A. M.; SANTOS, M. L. S. 2003. Preliminary studies on the factors that control the concentration of nutrients (phosphate and silicate) in the estuary of the Bispo Beach – Mosqueiro/PA. In: *IX Congresso Brasileiro de Geoquímica*. Anais, Belém, Pará, Brasil, p.492 -494

ESPINOZA-QUIÑONES, F. R., MÓDENES, A. N., COSTA JR., I. L., PALÁCIO, S. M., SZYMANSKI, N., TRIGUEROS, D. E. G., KROUMOV, A. D., SILVA, E. A. 2009. Kinetics of Lead Bioaccumulation from a Hydroponic Medium by Aquatic Macrophytes *Pistia stratiotes*. *Water Air Soil Pollution*, vol. 203, p. 29-37.

FERREIRA, C. M. 2000. Estudo de uma área alagada do rio Atibaia visando a elaboração de proposta de manejo para melhoria da qualidade da água no reservatório de Salto Grande (Americana - SP). 145f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos - USP, São Carlos.

FIGUEROA, F. E. V. 1996. Avaliação econômica de ambientes naturais; o caso das áreas alagadas: uma proposta para a Represa do Lobo (Broa). 143 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – USP, São Carlos- SP.

FLATHMAN, P.E. and LANZA, G.R. 1998. Phytoremediation: current views on an emerging green technology. *Journal of Soil Contamination*, vol. 7, no. 4, p. 415-432.

FRAUSIN, G. et al. 2015 .Plants of the Araceae family for malaria and related diseases: a review. *Revista Brasileira de Plantas Mediciniais*, Botucatu, vol. 17, n. 4, p. 657-666,

FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE DO NATAL (ECONATAL). 1995. Caracterização e diretrizes gerais de uso e ocupação da Zona de Proteção Ambiental, situada no bairro do Pitimbu, entre a Av. dos Caiapós e o rio Pitimbu: zoneamento ambiental. Natal, 54 p.

FUNDAÇÃO NORTERIOGRANDENSE DE PESQUISA E CULTURA (FUNPEC). 1998. Relatório de Impacto Ambiental - RIMA, referente à implantação do Centro Industrial Avançado - CIA/RN. Natal.

FUNPEC - Fundação Norte Riograndense de Pesquisa e Cultura. 1998. Relatório de Impacto Ambiental - RIMA, referente à implantação do Centro Industrial Avançado - CIA/RN. Natal, p. 19.

GRANELI W. & SOLANDER, D. 1998. Influence of Aquatic Macrophytes on Phosphorus Cycling in Lakes. *Hydrobiologia*, vol 170: p 245-266.

GISMONTI E. A, 2012 Retrogradação do Fósforo em Fosfatados Estocados "Os Nutrientes das Plantas", p. 85.

HENRY-SILVA, G. G. & CAMARGO, A. F. M. 2003. Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. *Scientifica Agricola*. 63: 433-438

HOPPO, S.D.; ELLIOT, D.E.; REUTER, D.J 1999.. Plant tests for diagnosing phosphorus deficiency in barley (*Hordeum vulgare* L.). *Australian Journal of Experimental Agriculture*, vol.39, p.857-872.

IDEMA. 2005. Instituto de Desenvolvimento e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte. Projeto de Zoneamento ecológico-Econômico do Rio Grande do Norte. Natal.

IDEMA. Rio Grande Do Norte. Lei nº 5.147, de 05 de setembro de 1982. Dispõe sobre a Política e o Sistema Estaduais de Controle e Preservação do Meio Ambiente, e dá outras providências.

IGARN.2010. Consorcio VBA Consultores/Tecnosolo, R7- Relatório Final, Plano de Gestão Integrada da Bacia do Rio Pitimbu.

JANSSON, M. 1998. Nutrient limitation and bacteria–phytoplankton interactions in humic lakes, p. 177–196. In L. J. Tranvik and D. O. Hessen [eds.].

JENSEN, L.B., J.L. RAMOS, Z. KANEVA, S. MOLIN 1993. A substrate-dependent biological containment system for *Pseudomonas putida* based on the *Escherichia coli* *gef* gene. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol 59: p. 3713-3717

JESPERSEN & CHRISTOFFERSEN. 1996. *Multivariate Statistical Methods*. London: Chapman & Hall. p 215.

KADLEC, R. H., AND D. L. HEY. 1994. Constructed wetlands for river water quality improvement. *Water Science and Technology* 29:159–168.

KHAN, R.; ISRAILI, S.H.; AHMAD, H. & MOHAN, A. 2005. Heavy Metal Pollution Assessment in Surface Water Bodies and its Suitability for Irrigation around the Neyevli Lignite Mines and Associated Industrial Complex, Tamil Nadu, India. *Mine Water and the Environment* v. 24, p.155–161.

KOSKI-VÄHÄLÄ, J. & HARTIKAINEN, H. 2001. Assessment of the risk of phosphorus loading due to resuspended sediment. *Journal Environmental. Quality*, vol 30: p.960-966.

KROGER et al., 2007. A manual of seawater analysis. *Bulletin of Fisheries Research Aquatic Canadian*, vol. 125, p. 1-185.

LINS, A. L. F. A.; OLIVEIRA, P. L. 1994. Origem, aspectos morfológicos e anatômicos das raízes embrionárias de *Montrichardia linifera* (arruda) Schott (Araceae). B. Museu Paraense Emílio Goeldi, *Série Botânica*, vol. 10, n. 2, p. 221236.

LOPES-FERREIRA, C. M. 2000. Estudo de uma área alagada do rio Atibaia visando a elaboração de proposta de manejo para melhoria da qualidade da água no reservatório de Salto Grande (Americana - SP Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos -USP, São Carlos.

LUCIANO, S. de C. 1996 As Macrófitas Aquáticas *Eichhornia azurea* (Kunth) e *Brachiaria arrecta* (Stent) como Armazenadores de Nitrogênio e Fósforo na Região Inundável do Rio Taquari (Zona de Desembocadura na Represa de Jurumirim, São Paulo). Dissertação de Mestrado, EESC, USP, São Carlos (SP).

LUIGI NASELLI-FLORES. 2011. Mediterranean Climate and Eutrophication of Reservoirs: Limnological Skills to Improve Management , Eutrophication: Causes, Consequences and Control, , *Springer Science + Business Media* .

MANFRINATO, E. S. 1989. Avaliação do Método Edafo-Fitodepuração para tratamento preliminar de águas. 98f. Dissertação (Mestrado) - ESALQ - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba. 12.

MARQUES, D. M. 1999. Terras úmidas construídas de fluxo sub-superficial. In: CAMPOS, J. R. (Coord.). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbico e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: *Revista Associação Brasileira de Engenharia Sanitária*. ABES, vol. 13. p. 409-435.

MARTINAZZO, R. et al. 2007. Fósforo microbiano do solo sob sistema plantio direto afetado pela adição de fosfato solúvel. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.31, n.3, p.563-568.

MATTOS, F. J. A.; 2009. Plantas medicinais: guia de seleção e emprego de plantas usadas em fitoterapia no Nordeste do Brasil, 2ª ed.; Imprensa Universitária: Fortaleza.

MAYO, S. J., J. BOGNER, AND P. C. BOYCE. 1997. The genera Araceae. Royal Botanic Gardens Kew, UK.

McDOWELL, R.; SHARPLEY, A.N. & FORMAL, G.,2001. Phosphorus export from an agricultural watershed: Linking source and transport mechanisms. *Journal Environmental Quality*.

MEES, J.B.R. 2006. Uso de aguapé (*Eichhornia crassipes*) em sistema de tratamento de efluente de matadouro e frigorífico e avaliação de sua compostagem. 70 f. *Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola)*. Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel.

MELO, J. G. 1995. Impacto do desenvolvimento urbano nas águas subterrâneas Natal – RN. *Tese (Doutorado em Recursos Minerais e Hidrogeologia)* - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Meira; C. M. B. S.; Ceballos, B. S. O.; Sousa, J. T.; König A. Wetlands Vegetados No Polimento De Águas Superficiais Poluídas: Primeiros Resultados. In: Congresso Brasileiro De Engenharia Sanitária E Ambiental, 21., 2001, João Pessoa. João Pessoa: Abes, 2001. *23º Congresso Brasileiro De Engenharia Sanitária E Ambiental* , vol 14.

MONTEIRO, M. T.; 2008. Fitorremediação de Rejeito Contaminado Proveniente do Canal do Fundão, na Baía de Guanabara-RJ. *Tese (Doutorado em ciências em Engenharia Civil)*. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro – RJ.

MORAES, A. R. 1999. Estimativa do estoque de elementos químicos em macrófitas aquáticas do reservatório de Salto Grande (Americana-SP).. 94 f. *Dissertação (Mestrado)* - EESC - Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos. 15.

MIAO, S.L. &SKLAR F. H. 1998 Biomass and Nutrient Allocation of Sawgrass and Cattail Along a Nutrient Gradient in the Florida Everglades. *Wetlands Ecology and Management*, vol 5: p. 245-263.

MIAO, S. L.; & NEYMAN, S & SKLAR, F.H, 2000. Effects of Habitats nutrients and Seed Sources on Growth And Expansion of *Typha Domingensis*. *Aquatic Botany*, vol 68, p. 297-311.

MIKRYAKOVA, T. F. 2002. Accumulation of heavy metals by macrophytes at different levels of pollution of aquatic medium. *Water Resources*, vol. 29, n. 2, p. 230–232.

MURPHY & RILLEY, K.J. 1992. Plant communities and plant diversity in softwater lakes of northern Europe. *Aquatic Botany* .vol. 73, p. 287-324.

MURPHY, K. J.; BARRETT, P. R. F. ,1990. Chemical control of aquatic weeds. In: PETERSE, A.H.; MURPHY, K. J. Aquatic weeds. The ecology and management of nuisance aquatic vegetation. New York: *Oxford Science Publications*, p. 136-173.

NAIME, R.; GARCIA, A. C. de A. 2005. Percepção ambiental e diretrizes para compreender a questão do meio ambiente. *Novo Hamburgo: Feevale*. 146 p.

NOGUEIRA, S.F. 2003. Balanço de nutrientes e avaliação de parâmetros biogeoquímicos em áreas alagadas construídas para o tratamento do esgoto. Piracicaba, SP: CENA/USP, 137p

PALOMBO, C. R. & PEREIRA, M. D. B. 1992. Monitoramento de plantas aquáticas por satélite. *Ambiente* vol. 6 n.1. 49-54p.

PANT, H.K. & REDDY, K.R. 2001. Phosphorus sorption characteristics of estuarine sediments under different redox conditions. *Journal Environmental. Quality*, 30:1474-1480.

PEDRALLI, G. & TEXEIRA, M.C.B, 2003. Macrófitas como agentes filtradores de Materiais Particulados, Sedimentos e Nutrientes ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticos. *RIMA*, São Carlos, 349p.

PEDRAZA, G.X. ,1994; Reciclaje del efluente de origen animal con tres especies de plantas acuáticas. *Livestock Research for Rural Development*. vol 6.

PETRASCO, G. 1990. Macrófitas aquáticas. Técnicas e métodos de estudos. *Estudos Biológicos*, vol. 26, p. 5-24.

PETRACCO, P. 2006. Efeito das variáveis abióticas na produção primária de *Egeria najas* e *Utricularia breviscapa* da lagoa do Óleo (Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio - SP). São Carlos: Universidade Federal de São Carlos. 140 p. [Tese de Doutorado].

PETRI, T. 2000. Interactions between fish and aquatic macrophytes in inland waters. A review. *FAO Fisheries Technical Paper*. Nº. 396.p 185.

RAMOS, D. G. B.; POLIVANOV, H.; MENDONÇA FILHO, J.G.; REZENDE, A. S. 2003. Geochemistry of heavy metals in soils of the mangrove ecosystem – Duque de Caxias (RJ). In: IX Congresso Brasileiro de Geoquímica, Anais, Belém, Pará, Brasil, p.470 -477.

REJMANKOVA, E. 2005 Nutrient Resorption in Wetland Macrophytes: Comparasion across Several Regions of Different Nutrient Status. *New Phytologis*, vol 167: p. 471-482.

REYNOLDS, C.S. & DAVIES, P.S. 2001. Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwaters: A British perspective. *Biological Reviews*. vol. 76. p. 27-64.

RHEINHEIMER, D.S.; ANGHINONI, I. 2001. Distribuição do fósforo inorgânico em sistemas de manejo de solo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.36, p.151-160.

RIBEIRO, George Duarte. Algumas espécies de plantas reunidas por famílias e suas propriedades / George Duarte Ribeiro. Porto Velho, RO: *Embrapa Rondônia*, 2010.

RUBIO V, LINHARES F, SOLANO R, MARTIN AC, IGLESIAS J, LEYVA A, PAZ-ARES J 2001. A conserved MYB transcription factor involved in phosphate starvation signaling both in vascular plants and in unicellular algae. *Genes* vol 15 ,p. 2122–2133

SCHÄFER, A. 1984. Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais. Porto Alegre: Editora da Universidade. UFRGS. p. 532.

SCHINDLER, D. W. & VALLENTYNE, J. R. 2008. Evolution of phosphorus limitation in lakes: natural mechanisms compensate for deficiencies of nitrogen and carbon in eutrophied lakes. *Science* vol. 195: p. 260–262.

SCHWARZBOLD, A. 2000. O que é um rio? *Revista Ciência e Ambiente*, Santa Maria, vol.21, p.57-68.

SILVA, M.F.S. et al. 2012 Geometric morphometrics of leaf blade shape in *Montrichardia linifera* (Araceae) populations from the Rio Parnaíba Delta, north-east Brazil. *Botanical Journal of the Linnean Society*, vol.170, p.554-72.

SILVA, R.N.O.; SOUZA, E.M.; PRADO, A.F.; MULLER, A.H.; AMARANTE, C.B.; POVOA, M.M.; MOTA, E.F. E DOLABELA, M.F. 2011. Prospección fitoquímica y actividad antiplasmódica del extracto hexánico de *Montrichardia linifera* (Arruda) Schott. *Revista Cubana de Plantas Medicinales*, vol. 16, p. 135-139.

SILVA, C.S.; PEREIRA, S.F.P.; SOUZA FILHO, A.P.S.; DINIZ, V.M.; OLIVEIRA, M.S.; OLIVEIRA, G.R.F. E SANTOS, D.C. 2011. Distribuição de Fe, Al e Cu em Aningas (*Montrichardia linifera*) em área atingida por vazamento de lama vermelha - polo industrial de Barcarena-Pará. P51° Congresso Brasileiro de Química: Meio Ambiente e Energia – CBQ. São Luiz-PA.

SILVA, C.S.; PEREIRA, S.F.P.; SOUZA FILHO, A.P.S.; DINIZ, V.M.; OLIVEIRA, M.S.; OLIVEIRA, G.R.F. E SANTOS, D.C 2013. A bibliographic review on the family Araceae with focus on the genera *Pistia*, *Philodendron* and *Montrichardia*: botanical, phytochemical and biological activity aspects. *Revista Fitos*, RJ, vol. 8(2):p 73-160.

SMITH, V. et al. 1999. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science*. vol. 221. p. 669–671.

TANNER, C. C. 1996. Plants for constructed wetland treatment systems – A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. *Ecological Engineering*. vol 7: p. 59- 83.

THOMAS, S. M. & BINI In: MARIATH, J. E. A.; SANTOS, R. P. (Org.). 2003. Efeitos de fatores limnológicos sobre a colonização e estrutura de assembléias de macrófitas aquáticas. Porto Alegre: Sociedade Botânica do Brasil, p. 124-139.

THOMAS, G.W. AND CRUTCHFIELD, J.D. 1974. Nitrate-nitrogen and phosphorus contents of streams draining small agricultural watersheds in Kentucky. *Journal Environmental. Quality* vol. 3: p. 46–49.

THOMAZ, S.M. & ESTEVES, F.A. 1984. Estudo da biomassa de algumas espécies de macrófitas aquáticas tropicais quanto ao seu valor nutritivo. Anais .Regionais de .Ecologia, vol 4: p. 439-67,

THOMAZ, S.M. 2002. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. *Planta Daninha*, vol. 20, p.21-33.

TOOR, G.S.; CONDRON, L.M.; DI, H.J.; CAMERON, K.C. & CADE-MENUN, B.J. 2003. Characterization of organic phosphorus in leachate from a grassland soil. *Soil Biologica. Biochemica.*, vol 35. p 1317-1323.

TRINDADE, MLB. and SIMIONATO, JLA. 1980. Caracterização da qualidade de água e sedimento relacionados com a ocorrência de plantas aquáticas em cinco reservatórios da bacia do rio Tietê. *Planta Daninha*, vol. 21, p. 43-52.

UCUN, H., AKSAKAL, O., YILDIZ, E. Copper(II) and zinc(II) biosorption on *Pinus sylvestris* L. *J. Hazardous Materials*, v. 161, n. 2-3, p. 1040-1045, 2008.

VAN DE BUND W.; DONK Ellen 2002. Short-Term and Long-Term Effects of Zooplanktivorous Fish Removal in a Shallow Lake: a Synthesis of 15 Years of Data from Lake Zwemlust.

VALDERRAMA, GC. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, vol. 10, p. 109-112.

VALLENTYNE, J.R. 1978. Today is yesterday's tomorrow. *Verh. Internatic Verein Limnologica*. vol 20: p 1–12.

VALITUTTO, RS., SELLA, SM., SILVA-FILHO, EV., PEREIRA, RG. and MIEKELEY. 2006. Accumulation of metals in macrophytes from water reservoirs of power supply plant, Rio de Janeiro State, Brazil. *Water Air Soil Pollution*, vol. 178, p. 89-102.

VARELA A. 2001. Biólogo e pesquisador - Professor do Centro de Biociências - Departamento de Microbiologia e Parasitologia- da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN) .

VON SPERLING, M.1996. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte: Departamento de engenharia sanitária e ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, p. 243.

WETZEL, RG. 1990. Land-water interfaces: Metabolic and limnological regulators. *Verhandlungen Internationale Limnologie*, vol. 24, p. 6-24.

WESTLAKE, DF. 1965. Some basic data for investigations of the productivity of aquatic macrophytes. *Memories of Institute of Italian Idrobiologia*, vol. 18, p. 229-248.