

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL**

**INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS**

**PREDIÇÃO DAS VARIÁVEIS EXPLICATIVAS  
RELACIONADAS À DINÂMICA DA CLOROFILA *a* NO  
LAGO GUAÍBA (RS) POR MEIO DE MODELO  
MULTIPLICATIVO NÃO-PARAMÉTRICO**

PAULA IVANA RIEDIGER

Porto Alegre

10 de julho de 2015

PAULA IVANA RIEDIGER

**PREDIÇÃO DAS VARIÁVEIS EXPLICATIVAS  
RELACIONADAS À DINÂMICA DA CLOROFILA *a* NO  
LAGO GUAÍBA (RS) POR MEIO DE MODELO  
MULTIPLICATIVO NÃO-PARAMÉTRICO**

Trabalho de Diplomação apresentado ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Escola como parte integrante dos requisitos para obtenção do título de Engenheira Ambiental.

**Orientadora: Lucia Helena Ribeiro Rodrigues**

**Coorientador: David da Motta Marques**

Porto Alegre

10 de julho de 2015

PAULA IVANA RIEDIGER

**PREDIÇÃO DAS VARIÁVEIS EXPLICATIVAS  
RELACIONADAS À DINÂMICA DA CLOROFILA a NO  
LAGO GUAÍBA (RS) POR MEIO DE MODELO  
MULTIPLICATIVO NÃO-PARAMÉTRICO**

Data

13 de julho de 2015

Profa. Dra. Lúcia Helena Ribeiro Rodrigues  
Orientadora

Prof. Dr. David da Motta Marques  
Coorientador

**BANCA EXAMINADORA**

---

Profa. Dra. Lúcia Helena Ribeiro Rodrigues  
Instituto de Pesquisas Hidráulicas - UFRGS

---

Prof. Dr. Luiz Fernando de Abreu Cybis  
Instituto de Pesquisas Hidráulicas - UFRGS

---

Dr. Fernando Mainardi Fan  
Instituto de Pesquisas Hidráulicas – UFRGS

## **AGRADECIMENTOS**

Em primeiro lugar, agradeço a Deus por ter me encaminhado para a Engenharia Ambiental, me dado forças para vencer os entraves, que me trouxeram tanto crescimento pessoal e acadêmico.

Agradeço a minha mãe, Mirna Riediger, e aos meus avós, Ilse e José Riediger, por todo amor e apoio incondicional ao longo de todo o percurso da graduação em Engenharia Ambiental e, principalmente, nesta reta final, quando tive de me ausentar para me dedicar à execução deste trabalho. Não há palavras que possam dimensionar o tamanho do meu amor e gratidão por vocês.

Agradeço muito à minha orientadora, Professora Lúcia H. R. Rodrigues, por toda confiança, pelos ensinamentos e pela amizade, construída ao longo da graduação e reforçada nesta reta final, com o trabalho de conclusão de curso. Me sinto muito feliz em ter sido a sua primeira aluna agraciada pela sua orientação em TCC.

Agradeço ao professor David da Motta Marques, que desde o início da graduação me apoiou, auxiliou e orientou em diversos momentos, sempre demonstrando total cuidado e atenção, como orientador da bolsa de IC, tutor no intercâmbio à França, orientador de estágios, coorientador e idealizador deste trabalho. Meu muito obrigada!

Ao professor Ruberto Fragoso Jr. pela ajuda com a obtenção dos dados e pelas dúvidas prontamente sanadas.

Aos colegas da Ecoplan Engenharia, em especial ao Sidnei Agra, por todos ensinamentos tanto como pessoa, quanto como exemplo profissional.

Agradeço aos meus amigos e colegas de curso e de profissão, sem eles, as coisas não fariam tanto sentido.

## RESUMO

Este trabalho teve o objetivo de avaliar a resposta da comunidade fitoplanctônica do Lago Guaíba, expressa por meio da clorofila *a*, frente à dinâmica de variáveis de qualidade da água, condições meteorológicas e hidrodinâmicas. Para isso, o estudo verificou a capacidade de predição de um modelo de regressão multiplicativa não-paramétrica. Neste estudo foram considerados fatores relacionados à bacia hidrográfica do Lago Guaíba e aos rios formadores, que influenciam fortemente na qualidade da sua água, além de fatores meteorológicos e hidrodinâmicos, que possuem influência na dinâmica da comunidade fitoplanctônica. Foram apresentadas as vantagens da utilização da modelagem por meio de uma regressão multiplicativa não-paramétrica (NPMR), que correlaciona variáveis sem a necessidade do conhecimento da forma como estas são combinadas, além disso, considera a interação entre os fatores. Como resultados, foram gerados modelos avaliando os seis pontos monitorados pelo DMAE, a partir de 25 variáveis, sendo doze de qualidade da água, sete meteorológicas e seis hidrodinâmicas. Foram utilizados dois tipos de modelos: uniforme e gaussiano. Ambos modelos indicaram maior influência das variáveis hidrodinâmicas, como as vazões do rio Jacuí e Gravataí como principais preditores da dinâmica da clorofila *a* no Lago Guaíba. Nos dois tipos de modelos observou-se uma tendência da clorofila *a* se relacionar com a variável nitrogênio. Dentre os modelos gerados por ponto de monitoramento, o que obteve melhor  $xR^2$  de 0.93 foi o ponto 86 A (foz do Rio do Jacuí). Os resultados mostram que a NPMR tende a se ajustar melhor aos dados. A partir deste trabalho novos testes devem ser feitos para compreender melhor como as variáveis se relacionam e qual o tipo de *kernel* melhor se ajusta às condições do Lago Guaíba. Para validar estes modelos, deverão ser realizados testes de sensibilidade dos parâmetros. Após validados, os modelos poderão consistir em ferramentas de gestão de fácil utilização para predição de eventos de floração de cianobactérias e para a gestão da bacia hidrográfica.

**Palavras-chave:** *Clorofila a; Lago Guaíba; Regressão Multiplicativa Não-Paramétrica; NPMR*

## SUMÁRIO

<b>AGRADECIMENTOS</b> .....	<b>4</b>
<b>RESUMO</b> .....	<b>5</b>
<b>SUMÁRIO</b> .....	<b>6</b>
<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	<b>8</b>
<b>LISTA DE QUADROS</b> .....	<b>9</b>
<b>LISTA DE TABELAS</b> .....	<b>10</b>
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>11</b>
<b>2 QUESTÕES DE PESQUISA</b> .....	<b>12</b>
<b>3 OBJETIVOS</b> .....	<b>12</b>
<b>4 JUSTIFICATIVA</b> .....	<b>12</b>
<b>5 REVISAO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>13</b>
5.1 EUTROFIZAÇÃO DOS CORPOS D'AGUA.....	13
5.1.1 Florações algais.....	14
5.1.2 Nutrientes limitantes.....	15
5.1.3 Variáveis meteorológicas e hidrodinâmicas.....	18
5.2 MEDIDAS DE CONTROLE.....	19
5.3 MODELAGEM MATEMÁTICA.....	20
5.3.1 Regressão multiplicativa não-paramétrica (NPMR).....	21
<b>6 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO</b> .....	<b>26</b>
6.1 IMPACTOS SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA DO LAGO GUAIBA.....	30
6.1.1 Aporte de nutrientes ao Lago Guaíba.....	30
6.1.2 Qualidade da água.....	31
6.1.3 Florações de cianobactérias.....	34
6.2 HIDRODINÂMICA DO LAGO GUAÍBA.....	36
6.2.1 Condições Hidrodinâmicas de Referência.....	37
<b>7 METODOLOGIA</b> .....	<b>39</b>

7.1	DADOS DE ENTRADA .....	39
7.1.1	Variáveis de qualidade da água .....	39
7.1.2	Variáveis meteorológicas .....	42
7.1.3	Variáveis de hidrodinâmica .....	43
7.2	ANÁLISE DE DADOS .....	50
7.2.1	Modelo multiplicativo não-paramétrico .....	51
<b>8</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>55</b>
8.1	MODELOS DE REGRESSÃO MULTIPLICATIVA NÃO PARAMÉTRICA.....	55
8.2	REGRESSÃO LINEAR MÚLTIPLA .....	60
<b>9</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>62</b>
<b>10</b>	<b>SUGESTÕES DE TRABALHOS FUTUROS.....</b>	<b>64</b>
<b>11</b>	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>65</b>

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Florações de cianobactérias em áreas urbanas. Fonte: Fernando Gomes, para ClicRBS (2015). .....	14
Figura 2: Tipos de <i>kernel</i> gaussiano e uniforme. Fonte: MCCUNE (2015).....	23
Figura 3: Esquema de representação do modelo SpOcc-NPMR. Fonte: Giordani (2007).....	24
Figura 4: Região hidrográfica do Lago Guaíba. Fonte: CONCREMAT (2004a). .....	26
Figura 5: Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba. Fonte: Elaborada pelo autor.....	27
Figura 6: Regiões do Lago Guaíba de acordo com as faixas de IQA e os usos da água. Fonte: Ecoplan (2015a).....	29
Figura 7: Qualidade atual da água do Lago Guaíba. Fonte: Ecoplan (2015b). .....	33
Figura 8: Floração de cianobactérias no Lago Guaíba no ano de 2012. Fonte: PORTOIMAGEM (2012). .....	34
Figura 9: Registro de florações no Lago Guaíba. Fonte: PORTO ALEGRE (2012). .....	35
Figura 10: Localização dos pontos analisados. ....	40
Figura 11: Localização da estação Porto Alegre A 801 do INMET. Fonte: INMET (2015). ..	43
Figura 12: Curva chave da estação Passo das Canoas. Fonte: BOURSCHEID (2012). .....	45
Figura 13: Disponibilidade temporal de vazões nas estações do Rio Caí no período de 2000 a 2015 (numerados de 0 a 15).....	46
Figura 14: Correlação estações 8716000 e 8717000 .....	46
Figura 15: Correlação entre as Cotas do Farol de Itapuã (87510001) e da Ponta dos Coatis (87500020).....	47
Figura 16: Método de cálculo do volume. Fonte: ALBERTIN et al (2010). .....	49
Figura 17: Curva cota-volume do Lago Guaíba. ....	50
Figura 18: Curva cota-volume do Lago Guaíba. ....	50
Figura 19: Localização dos pontos analisados. ....	52



## LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Quatro formas de regressão multiplicativa não-paramétrica usada para modelar habitats. Fonte: MCCUNE (2011). .....	22
Quadro 2: Pontos de qualidade da água analisados. ....	40
Quadro 3: Localização dos pontos de qualidade da água. Fonte: Bendati et al (2003). ....	41
Quadro 4: Informações da Estação do INMET de Porto Alegre: A-801. ....	42
Quadro 5: Estações Fluviométricas utilizadas. Fonte: <a href="http://hidroweb.ana.gov.br">http://hidroweb.ana.gov.br</a> . ....	43
Quadro 6: Síntese das matrizes analisadas. ....	51
Quadro 7: Fatores considerados nas matrizes dos preditores. ....	53
Quadro 8: Resultados da modelagem SpOcc (U) e gaussiano NPMR (G). ....	56
Quadro 9: Modelos considerando todas as variáveis ambientais – NPMR e Regressão linear. ....	60
Quadro 10: Resultados dos modelos NPMR e dos modelos de regressão múltipla. ....	61

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Vazão média dos rios formadores do Lago Guaíba.....	28
Tabela 2: Distribuição setorial das Demandas na Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba. Fonte: Ecoplan (2015a).....	29
Tabela 3: Estimativa das cargas de nutrientes aportadas pelas margens direita e esquerda do Lago Guaíba. Fonte: Adaptado de Concremat (2004c). ....	30
Tabela 4: Áreas das bacias hidrográficas e dos postos fluviométricos.....	48

## 1 INTRODUÇÃO

Efeitos do crescimento populacional e da ocupação urbana são refletidos em todo aparelhamento urbano relativo aos recursos hídricos: abastecimento de água, transporte e tratamento de esgotos cloacal e pluvial (TUCCI, 1997). Como consequência da ocupação urbana, tem-se o aumento na demanda hídrica e deterioração da qualidade da água. Efluentes urbanos, industriais e agrícolas causam impactos severos nos ecossistemas aquáticos, sendo que o uso extensivo de fertilizantes no solo, que acabam sendo carregados para os corpos hídricos e o lançamento de efluentes cloacais, sem o devido tratamento, acarreta o enriquecimento nutricional dos corpos hídricos, alterando suas características naturais.

Uma das consequências do incremento de nutrientes na água, principalmente por nitrogênio e fósforo, é conhecido como eutrofização (CHORUS & BARTRAM, 1999). Este processo, que tem diversas consequências para o ecossistema aquático, está associado à proliferação excessiva de algas e cianobactérias, conhecida por florações (VON SPERLING, 2007). Cianobactérias são potenciais produtoras de toxinas, sendo que a presença de cianotoxinas na água de consumo humano implica sérios riscos à saúde pública, pelo fato de serem hidrossolúveis, e não serem removidas pelo sistema de tratamento convencional (CARVALHO et al, 2013), além de potencialmente apresentarem implicações na estrutura e funcionamento dos ecossistemas.

Neste contexto, está inserido o Lago Guaíba, importante manancial de água doce, situado no Estado do Rio Grande do Sul, onde os eventos de florações são recorrentes, principalmente, nos meses de verão (PORTO ALEGRE, 2012 e MAIZONAVE et al., 2005). Em termos quantitativos, o Lago Guaíba não apresenta riscos de escassez, no entanto, a qualidade da água, em algumas regiões, encontra-se bastante comprometida (BENDATI et al. 2003, ECOPLAN, 2015a). Os efluentes provenientes da Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba e das bacias hidrográficas de montante impactam o ecossistema aquático do Lago, comprometendo os usos mais nobres e dificultando o tratamento da água para consumo.

Além da disponibilidade de nutrientes, fatores meteorológicos e hidrodinâmicos podem estar relacionados à dinâmica das florações. Desta maneira, visando a compreensão dos principais preditores relacionados a dinâmica da clorofila *a* no Lago Guaíba este trabalho propõe-se a utilizar modelos de regressão multiplicativa não-paramétrica, através da relação entre a variável resposta e um ou mais preditores, considerando a interação entre eles (MCCUNE, 2006).

## 2 QUESTÕES DE PESQUISA

- Como a comunidade fitoplanctônica, expressa através da clorofila *a*, responde à dinâmica das variáveis de qualidade da água, meteorológicas e hidrodinâmicas no Lago Guaíba, RS?
- A utilização de um modelo de regressão múltipla não-paramétrica é uma análise com capacidade de determinação dos principais preditores da dinâmica da clorofila *a* no Lago Guaíba, considerando variáveis de qualidade da água, meteorológicas e hidrodinâmicas?

## 3 OBJETIVOS

Este trabalho tem o objetivo de avaliar a resposta da comunidade fitoplanctônica do Lago Guaíba, expressa por meio da clorofila *a*, frente à dinâmica de variáveis de qualidade da água, condições meteorológicas e hidrodinâmicas. Para isso, o estudo se propõe a verificar a capacidade de predição de um modelo de regressão multiplicativa não-paramétrica, dos principais fatores relacionados a dinâmica da comunidade fitoplanctônica no Lago Guaíba.

## 4 JUSTIFICATIVA

O Lago Guaíba, enquadrado em 2006, e que, muito recentemente, no início do ano de 2015, aprovou o seu primeiro Plano de Bacia, apontou como prioritárias ações voltadas para a melhoria da qualidade das suas águas. A compreensão da dinâmica do Lago, somada a fatores bióticos, abióticos e climáticos é muito importante para compreensão de fenômenos de florações de cianobactérias, recorrentes, neste corpo hídrico. Problemas como a falta de dados de clorofila *a* (indicadora da biomassa algácea) com frequência e distribuição adequadas ao longo do Lago Guaíba são entraves para a avaliação da qualidade de suas águas. Neste contexto, a verificação da possibilidade de utilização de uma ferramenta estatística simples de modelagem, que possibilita avaliar os principais fatores que contribuem para o aumento da biomassa algácea no Lago Guaíba, apresenta-se bastante interessante e útil como alvo de pesquisa.

## 5 REVISAO BIBLIOGRÁFICA

### 5.1 EUTROFIZAÇÃO DOS CORPOS D'AGUA

O enriquecimento artificial dos corpos d'água por nutrientes causa o fenômeno da eutrofização, considerado um dos problemas ambientais mais difundidos das águas continentais (CHORUS & BARTRAM, 1999). A eutrofização pode ser entendida como o processo de enriquecimento das águas por nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, que acarretam o aumento da produção primária e o crescimento excessivo de algas e macrófitas aquáticas. Tal processo causa desequilíbrio ecológico do ecossistema aquático e progressiva degeneração da qualidade ambiental (DODDS et al., 2009; VON SPERLING, 2007).

A eutrofização pode ser caracterizada como natural ou cultural, diferenciando na origem dos poluentes (TUNDISI & VANNUCCI, 2001). A eutrofização natural resulta da descarga de nitrogênio e fósforo, provenientes de fontes naturais. Já a cultural é proveniente das fontes de poluição de origem antrópica, resultante da geração dos seus resíduos. Os efluentes industriais, agrícolas e domésticos não tratados são as principais fontes de enriquecimento artificial em ambientes aquáticos. Este enriquecimento, somado ao aporte natural de nutrientes, acelera o processo de eutrofização. Quando há eutrofização, o estado de trofia do manancial se altera e alguns processos biológicos podem ser desencadeados, dentre eles, a floração de algas (TUNDISI et al. 1999; CARMICHAEL, 1992; VON SPERLING, 2007).

Segundo Ferguson et al. (1996) e Von Sperling (1996), os maiores problemas associados à eutrofização incluem: a ocorrência de florações de cianobactérias e necessidade de remoção dos produtos tóxicos (por elas produzidos) no tratamento da água potável; deterioração da qualidade da água, crescimento de plantas aquáticas, que podendo causar a obstrução do fluxo de água nos rios; redução do oxigênio dissolvido, condições anaeróbias de fundo, e redução da diversidade animal e vegetal.

A capacidade de as cianobactérias produzirem toxinas e metabólitos, tem motivado a inclusão destes microrganismos nas prioridades de gestão e na proteção da qualidade da água nos países onde os problemas de saúde associados a elas têm sido percebidos (CODD, 2000; BRASIL, 2003). Esforços consideráveis têm sido empregados na compreensão das causas e das consequências da eutrofização (CODD, 2000) e a modelagem está auxiliando a identificar as causas e as medidas efetivas de controle (FERGUSON et al., 1996).

Diversos fatores ambientais estão correlacionados com o processo de eutrofização, e compreender quais são estes fatores e monitorá-los é essencial para evitar a sua ocorrência. Para Thomann e Mueller (1987), as principais variáveis que devem ser analisadas, relacionadas ao processo de eutrofização são a radiação solar na superfície e ao longo da profundidade do manancial, geometria do corpo aquático, fluxo, velocidade, capacidade de dispersão, temperatura da água, concentração de nutrientes e biomassa de fitoplâncton, representado pela clorofila-*a*.

### 5.1.1 Florações algais

Uma das principais consequências da eutrofização dos corpos d'água é o crescimento exagerado de organismos fitoplanctônicos, com destaque para as cianobactérias. Este processo é conhecido por florações ou “blooms” algais (Figura 1) acarretando adversos impactos no ecossistema aquático. Segundo Carmichael & Falconer (1993) valores superiores a  $10^3$  org/ mL caracterizam uma floração.



**Figura 1: Florações de cianobactérias em áreas urbanas. Fonte: Fernando Gomes, para ClicRBS (2015).**

Florações de cianobactérias são consideradas problemas para a qualidade da água de lagos e reservatórios, pois algumas espécies possuem a capacidade de produzir toxinas com potenciais danos a organismos aquáticos, animais e seres humanos (HUSZAR, 2003, BRASIL, 2003). Em relação aos impactos no ambiente, o crescimento abundante de cianobactérias acarreta o aumento da turbidez e a desoxigenação da água, o que consequentemente gera perda de valor estético, e uma biodiversidade empobrecida, além de impactos severos sobre as funções ecológicas do ecossistema (SCHEFFER, 1998).

No município de Porto Alegre foram relatados duradouros eventos de florações de cianobactérias na década de 90. No manancial da Lomba do Sabão, estes eventos causaram problemas relacionados a gosto e odor na água que abastece cerca de 40 mil pessoas (MAIZONAVE et al., 2005). O Departamento Municipal de Água e Esgoto (DMAE) identificou no Lago Guaíba, importante corpo hídrico que abastece a região metropolitana de Porto Alegre, no período entre 1998 e 2012, diversos eventos de florações de cianobactérias em diferentes pontos de captação de água bruta (PORTO ALEGRE, 2012).

### **5.1.2 Nutrientes limitantes**

Os nutrientes mais importantes para a produtividade primária são fosfatos, nitratos, amônia e silicatos, geralmente considerados como limitantes (ESTEVES, 1998). Em lagos, frequentemente, o nitrogênio (N) ou o fósforo (P) limitam o crescimento do fitoplâncton. A concentração absoluta destes nutrientes, bem como o balanço entre as frações de N ou P, afetam a taxa de crescimento e a abundância do fitoplâncton (WETZEL, 2001). A concepção de que ecossistemas aquáticos de água doce tendem a ser limitados por fósforo (MARGALEF, 1983) e os oceanos, limitados por nitrogênio (STENER, 2008) é comumente aceita na literatura. No entanto, estudos recentes têm indicado limitação e colimitação de nitrogênio em lagos (LOURO, 2011; JAMES et al., 2003), sendo ainda mais evidente em regiões tropicais (ELSER et al., 2007).

O conhecimento sobre a relação dos nutrientes com a biomassa fitoplanctônica e sobre qual nutriente é limitante do crescimento consiste em uma ferramenta de gestão de grande importância (PETERS, 1986). No entanto, segundo Huszar et al. (2006) muito pouco se conhece a respeito da relação entre a concentração dos nutrientes e a biomassa algácea, devido a grande maioria dos estudos sobre o nutriente limitante corresponder a lagos de clima temperado (PETERS, 1986; KALFF, 2002).

Acredita-se que a limitação por nitrogênio seja mais comum em sistemas tropicais do que em sistemas de clima temperado (TALLING & LEMOALLE 1998; LEWIS 2000), possivelmente devido à maior oferta de fósforo por intemperismo químico de rochas e maiores perdas de nitrogênio devido às temperaturas mais elevadas (LEWIS, 2000). Essa possível limitação por nitrogênio sugere que os sistemas tropicais podem ter relações maiores do NT e clorofila *a* e mais pobres com o PT em relação aos sistemas aquáticos de clima temperado.

Segundo Thomann & Mueller (1987), para se ter uma avaliação preliminar em relação ao controle do crescimento de algas, no que se refere ao controle por nitrogênio ou fósforo, pode-se utilizar a relação entre as concentrações de N/P. Pode ser considerado limitante pelo P quando superior a 10, o que normalmente acontece em lagos grandes com predominância de fontes difusas. Numa razão N/P inferior a 10, o nitrogênio pode se tornar limitante, sendo mais comum em lagos pequenos com predominância de fontes pontuais.

É sabido que tanto N como o P podem limitar a produção primária em lagos rasos, no entanto é bastante estudada a sua variação destes nutrientes no tempo e no espaço, bem como os fatores associados a esta limitação. O estudo de Kosten et al. (2009) analisou lagos rasos na América do Sul e os resultados mostraram que características locais como tipo de solo associado ao seu uso, a hidrologia e a presença abundante de macrófitas influenciam a limitação por N e P. Para a análise da água dos lagos avaliados, foi utilizada a relação proposta por Sakamoto (1966) entre as concentrações molares do NT/PT: Limitação pelo fósforo quando NT/PT > 38; Limitação pelo N quando NT/PT < 20; 20 < NT/PT < 38, não há definição quanto a limitação, ou N e P colimitam o crescimento. Segundo Jeppesen et al. (2007) a predição da limitação por N ou P associada a fatores locais pode ajudar a priorizar medidas para reduzir a carga do nutriente limitante aportada.

Assim, a limitação da produtividade por nutrientes associada a fatores locais, como o uso do solo, torna-se importante para o controle das florações, para o entendimento dos ecossistemas aquáticos e das práticas de manejo empregadas para o seu controle (KARLSSON et al, 2009).

#### 5.1.2.1 Nitrogênio

O nitrogênio é encontrado naturalmente no ambiente, no entanto, a ação do homem tem acarretado o incremento deste nutriente no solo, no ar e nos recursos hídricos, tanto superficiais quanto subterrâneos. A aplicação de fertilizantes nitrogenados na agricultura e o lançamento de efluentes domésticos e industriais sem o devido tratamento são as principais fontes incrementais deste nutriente no meio aquático (VON SPERLING, 1996).

No ambiente aquático, o nitrogênio ocorre em diversas formas: N<sub>2</sub> (nitrogênio molecular), NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (íon amônio), NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (nitrito) e NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (nitrato), NH<sub>3</sub> (amônia), N<sub>2</sub>O (óxido nitroso), nitrogênio orgânico dissolvido e nitrogênio orgânico particulado (ENRICH-PRAST, 2005).



As principais fontes de nitrogênio para os organismos fitoplanctônicos são o nitrato e a amônia, pois ocorrem em maior quantidade e são preferencialmente absorvidos pelas células, devido à rapidez das reações vinculadas ao baixo consumo de energia. No entanto, quando as concentrações das formas inorgânicas de N atingem valores muito baixos ou até mesmo são esgotadas, as formas orgânicas podem ser aproveitadas pelo fitoplâncton (ESTEVES, 1998). Ainda, algumas espécies de cianobactérias tem a capacidade de “fixar” o nitrogênio atmosférico, ou seja, transformar o N<sub>2</sub> gasoso em compostos de nitrogênio; nitratos ou sais de amônio.

Em ecossistemas aquáticos, podem ser citados os principais processos de alterações no ciclo do N causados pelo homem (LOURO, 2011):

- Aporte de águas residuais e lixiviação dos tanques sépticos (HARRISON et al., 1999) para os copos d'água.
- Uso de fertilizantes nitrogenados na agricultura, que provocam o aumento nas taxas de desnitrificação e lixiviação de N para águas subterrâneas, que podem acabar sendo carregados para corpos d'água (GALLOWAY, 1998, VON SPERLING, 1996);
- Pecuária, devido à liberação de nitrogênio amoniacal pelo gado, por meio de seus resíduos (SCHOLEFIELD et al., 1991), que penetram o solo e entram no sistema hidrológico através da lixiviação e escoamento para os corpos d'água;
- Queima de combustíveis fósseis e das queimadas florestais, causando aumento da deposição atmosférica de N (GALLOWAY et al., 2002);

#### 5.1.2.2 Fósforo

O fósforo é, da mesma forma que o nitrogênio, essencial à vida. Usualmente, o fósforo encontra-se em menor quantidade em relação aos outros macronutrientes (VON SPERLING, 2007). Isso se deve, principalmente a: (1) não existência do P na forma gasosa, não havendo, portanto, uma fonte atmosférica; (2) não ser abundante na crosta terrestre, e a baixa solubilidade dos minerais fosfatados; (3) possuir forte tendência em se unir a partículas finas granuladas CHAPRA (1997).

Em ecossistemas aquáticos de águas doces são encontradas as formas de fósforo particulado, fósforo orgânico e a fração inorgânica dissolvida. A forma utilizada pelos organismos

fitoplanctônicos é a inorgânica dissolvida – solúvel - na forma de ortofosfato, sendo a forma iônica, representada por  $\text{PO}_4$  (em águas naturais são mais comuns os íons  $\text{H}_2\text{PO}_4$  e  $\text{HPO}_4^{2-}$ ) (ESTEVES, 1998). O fósforo solúvel ( $\text{PO}_4$ ) está imediatamente disponível para os produtores primários, e o fósforo particulado, (que inclui o  $\text{PO}_4$  adsorvido às partículas de solo e presente na matéria orgânica) constitui uma fonte de longo prazo (GARBRECHT & SHARPLEY, 1992).

O aporte de ortofosfato em ecossistemas aquáticos pode acarretar diversas alterações nos ciclos de outros elementos. Segundo Tundisi (2001) ele pode ocorrer o aumento da taxa fotossintética e entrada de  $\text{CO}_2$  atmosférico, redução da relação N/P, crescimento de cianobactérias fixadoras de nitrogênio, aumento da biomassa algácea e das taxas de respiração, redução do oxigênio dissolvido, favorecendo a produção de gases (como metano, gás sulfídrico, amônia) e a liberação de ferro dos sedimentos.

Para Esteves (1998) e Wetzel (2001), um importante mecanismo que dirige o comportamento do fósforo na coluna d'água é a sua associação iônica com metais, principalmente com ferro, alumínio e manganês. Desta forma, a dinâmica do fósforo está intimamente relacionada aos sedimentos aquáticos, sendo que a retenção ou liberação a partir dele estão vinculadas as condições de pH, temperatura, atividade microbiana e as condições de oxirredução na interface água sedimento (GOLTERMAN et al., 1998).

Assim como para o nitrogênio, as fontes de fósforo estão associadas aos fertilizantes, resíduos animais e urbanos (FILIPPELLI, 2008). A drenagem das águas pluviais, tanto de áreas agrícolas, que contém fertilizantes fosfatados, como das áreas urbanas, por meio dos esgotos domésticos, que contém matéria orgânica e nutrientes, além de detergentes, são as principais fontes externas de fósforo no meio aquático.

### **5.1.3 Variáveis meteorológicas e hidrodinâmicas**

O comportamento hidrodinâmico de um corpo d'água tem papel fundamental sobre todo o ecossistema, por exemplo, influenciando a dinâmica de nutrientes, poluentes e sedimentos, além da distribuição espacial de fitoplâncton e zooplâncton (PAZ et al. 2005). Diversos fatores ambientais estão relacionados aos eventos de florações. Muitos estudos têm sido realizados visando a identificação dos principais fatores promotores das florações em função de um fator não atuar isoladamente (SILVA, 2009).

Segundo Fragoso (2005) a produtividade do fitoplâncton é um processo complexo que envolve fatores bióticos, abióticos e interações físico-biológicas, dentre os principais fatores para o crescimento da biomassa algácea, destacam-se a temperatura (fator inibidor ou estimulante) e a radiação solar. Carvalho et al. (2013) e Porto Alegre (2012) atribuiu à ocorrência de florações, fatores como o elevado tempo de retenção, a ação dos ventos e reduzida precipitação.

Para a dominância das cianobactérias, podem ser citados: alto pH e baixo CO<sub>2</sub> (SHAPIRO, 1990; CARACO & MILLER, 1998) além de altas concentrações de fósforo total (WATSON *et al.* 1997), baixas de nitrogênio total (SMITH, 1983) e de nitrogênio inorgânico dissolvido (BLOMQUIST *et al.* 1994) e baixa razão N/P (SMITH, 1983).

## 5.2 MEDIDAS DE CONTROLE

As medidas de controle da eutrofização podem ser tanto corretivas, quanto preventivas (VON SPERLING, 1996). As medidas preventivas envolvem, em geral, o controle da entrada de nutrientes de fontes externas na bacia hidrográfica, como o aporte de efluentes domésticos, redução da utilização de fertilizantes nitrogenados e fosfatados e o controle da drenagem pluvial. As medidas corretivas atuam diretamente no ambiente impactado, como em lagos ou reservatórios.

As medidas corretivas podem envolver processos mecânicos, como aeração, remoção de sedimento, remoção das algas; químicos, como precipitação, oxidação do sedimento com nitratos; ou biológicos, como o uso de peixes herbívoros. Segundo Fragoso (2005), dentre os principais fatores bióticos limitantes da produtividade do fitoplâncton tem-se a herbivoria por zooplâncton, bentos e algumas espécies de peixes. Segundo Rodrigues (2014) a formação de agregados de algas impede a predação por zooplâncton, favorecendo a herbivoria por peixes onívoros/filtradores, muito estudados para o controle natural de florações.

Dentre as medidas preventivas, Von Sperling (1996) indica o tratamento de esgotos em nível terciário para a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo). Para o controle das fontes difusas, no caso da drenagem urbana, o autor recomenda o controle do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica e o reestabelecimento de faixas verdes ao longo dos corpos hídricos e represas, e a construção de barragens de contenção, em caso de necessidade. Para reduzir a quantidade de nitrogênio (N) lixiviado pela agricultura, Raij et al (1996) recomenda que a

estratégia mais comum consiste na adequação da aplicação do fertilizante às necessidades da cultura, com a recomendação do parcelamento da adubação de forma que o N seja fornecido nos períodos que antecedem a maior demanda e quando as plantas já tenham o sistema radicular desenvolvido o suficiente para absorver o nutriente.

Associados aos métodos citados anteriormente, o uso da modelagem matemática vêm auxiliando na identificação das causas e medidas efetivas de controle de crescimento algáceo, atuando como uma ferramenta importante para a prevenção das florações (FERGUSON et al., 1996, FRAGOSO, 2005).

### 5.3 MODELAGEM MATEMÁTICA

Modelos podem ser concebidos como uma representação simplificada da realidade, considerando as características mais importantes de uma situação. Eles podem ser utilizados para reduzir a variedade e a complexidade do mundo real, a um nível que se possa entender e representar (LEE, 1973). Há diversos tipos de modelos matemáticos, vinculados a objetivos distintos, que envolvem variados graus de complexidade.

- *Modelos simples e complexos*: Os modelos simples são mais disseminados, uma vez que eles descrevem um problema ecológico com poucas equações diferenciais (CASWELL, 1976). Existe um grande número de aplicações destes modelos com objetivos peculiares que tratam a respeito, dentre outros, da eutrofização em lagos (STRASKRABA & GNAUCK, 1985; HUPPERT et al., 2002; SCHEFFER & RINALDI, 2000). Os modelos complexos são menos usados, devido a seu grau de complexidade (GRIMM, 1994). Entretanto, estes modelos são frequentemente utilizados como ferramentas de gerenciamento para tomada de decisão, uma vez que suas respostas são mais próximas da realidade. Um grande problema relacionado aos modelos biológicos e ambientais complexos é o número de parâmetros envolvido. Isto dificulta a calibração e validação destes modelos, pois os parâmetros geralmente são definidos utilizando dados da literatura de lagos e reservatórios de regiões temperadas (RODRIGUES, 2014).

A simulação de processos biológicos e bioquímicos relacionados ao crescimento algal e sua interação com os nutrientes requer fundamentalmente, o conhecimento da hidrodinâmica do sistema e da distribuição dos nutrientes. A distribuição espacial e

temporal dos nutrientes indica a possibilidade da ocorrência de uma floração. Neste sentido, é comum a utilização de modelos complexos para representar estes processos (FRAGOSO, 2005).

- *Modelos estocástico e determinístico*: Um modelo é determinístico quando tem um conjunto de entradas conhecido e do qual resultará um único conjunto de saídas. Em geral, um sistema determinístico é modelado analiticamente, isto só não ocorre quando o modelo se torna muito complexo envolvendo um grande número de variáveis. Modelos estocásticos ou probabilísticos incorporam incertezas nas medições, e eles incorporam uma ou mais variáveis aleatórias como entrada, que conduzem a saídas aleatórias (UFRGS, 2015).
- *Modelos mecânicos e caixa preta*: Os modelos mecânicos são modelos que incorporam o mecanismo interno das variáveis e parâmetros de um processo. Diferentemente desta classe de modelos, existem os modelos *caixa preta*, que não consideram o processo envolvido, focando apenas nas variáveis de entrada e de saída do modelo. Este último tipo de modelo, frequentemente, é baseado em ajustes por meio de regressões entre as variáveis de entrada e as variáveis de saída (BECK, 1983 apud VON SPERLING, 2007).

O tipo de modelo que será utilizado no presente trabalho pode ser classificado como um modelo *caixa preta*, onde não são considerados os processos envolvidos na dinâmica da biomassa algácea, são apenas consideradas as variáveis de entrada, e a variável de saída, neste caso, a clorofila *a*. A seguir são apresentadas algumas informações relevantes acerca do tipo de modelo utilizado para a análise dos dados e para a geração dos modelos empregados neste estudo.

### **5.3.1 Regressão multiplicativa não-paramétrica (NPMR)**

A regressão não-paramétrica, procura a relação entre a variável resposta e um ou mais preditores, no entanto, considera que o efeito de cada variável dependa do valor das outras variáveis (MCCUNE, 2006). Desta forma, ela não busca coeficientes de uma equação matemática, ela visa a otimizar o ajuste dos dados sem referência para um modelo global específico.

Segundo McCune (2011), para compreender a ecologia das espécies é necessário estudar as respostas simultâneas a múltiplos fatores ambientais utilizando regressões múltiplas. Modelos Aditivos Generalizados (GAMs) podem ser usados para encaixar termos de regressões individuais, variáveis ambientais ou suas combinações. No entanto, estes modelos podem distorcer as respostas, porque os termos individuais são combinados de forma aditiva, enquanto fatores ecológicos, tipicamente, interagem de modo multiplicativo. Por isso, o método de regressão multiplicativa não-paramétrica (NPMR) se torna recomendável, pois os preditores são combinados multiplicativamente ao invés de aditivamente.

A regressão não-paramétrica difere da regressão linear pois procura um ajuste ideal para os dados sem referência a um modelo específico (MCCUNE et al., 2003). O modelo de regressão multiplicativa não-paramétrica permite a ocorrência de relações não lineares e a interação entre preditores, que são mais complexas, e que não podem facilmente ser acomodadas com transformações e interações entre termos. Os NPMR possuem um *Kernel* multiplicativo que suaviza a aproximação da superfície de resposta a múltiplos preditores interagindo simultaneamente. Em outras palavras, este método pode aproximar a resposta suavizada de preditores que interagem de uma maneira complexa e imprevista (DERR et al., 2007).

O NPMR é implementado pelo *software* HyperNiche 1 (MCCUNE & MEFFORD, 2004) que usa funções *kernel* como técnica de suavização. Essas funções são usadas para ponderar observações sobre cada ponto preditado. Segundo Cortes (2010), um suavizador *kernel* usa uma maneira definida para ponderar as observações para produzir a estimativa de cada valor. A ideia é fazer uma estimacão global com ponderacão local. No Hyperniche as funções *kernel* são selecionadas por validacão cruzada (*leave-one-out*). Para utilizar um modelo de regressão multiplicativa não-paramétrica (NPMR) deve se escolher um modelo de aproximacão local e um tipo de *kernel* (Quadro 1 e Figura 2 ).

**Quadro 1: Quatro formas de regressão multiplicativa não-paramétrica usada para modelar habitats.**  
**Fonte: MCCUNE (2011).**

Nome do Modelo	Modelo local	Ponderação em torno de cada ponto alvo (Kernel)
SpOcc-NPMR	Média local	Uniforme dentro de uma janela
LM – NPMR	Média local	Gaussiana
LLR - NPMR	Regressão Local Linear	Gaussiana
LLogR-NPMR	Regressão Local logística	Gaussiana

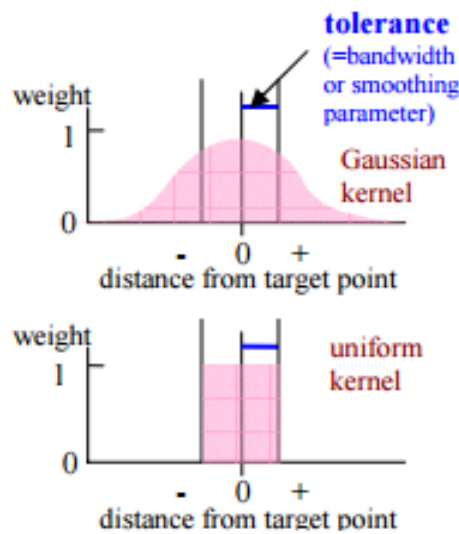


Figura 2: Tipos de *kernel* gaussiano e uniforme. Fonte: MCCUNE (2015).

Para cada modelo gerado, é fornecida uma lista de variáveis correlacionadas, com um intervalo de tolerância e um  $\times R^2$ . Segundo McCune (2011) a qualidade do modelo é avaliada pelo  $\times R^2$ , calculado em termos da soma dos resíduos quadrados (RSS) em relação à soma total dos quadrados (SST), de acordo com a equação abaixo:

$$\times R^2 = \text{cross } R^2 = 1 - \frac{\text{RSS}}{\text{TSS}} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y}_i)^2}$$

Sendo que para  $\times R^2 = 1.0$ , tem-se a aproximação perfeita; para  $\times R^2 = 0.0$ ; não há nenhuma relação. Segundo McCune (2011) o  $\times R^2$  difere do tradicional  $R^2$  porque o ponto  $i$  é excluído da base para estimar  $\hat{y}_i$ .

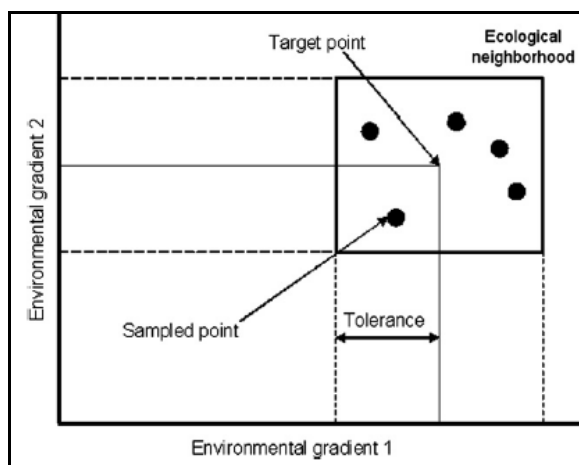
Dentre os possíveis modelos gerados pelo *Hyperniche 1.0* (MCCUNE E MEFFORD, 2004) (Quadro 1) foram selecionados dois tipos de modelos, devido a sua maior utilização em estudos de modelagem de ecossistemas, no caso o Modelo Uniforme de Ocorrência de Espécies e o Modelo LR (Gaussiano).

#### 5.3.1.1 Modelo Uniforme de Ocorrência de Espécies - SpOcc – NPMR

Peterson (2000), McCune et al. (2003), Giordani (2007) e Cristofolini et al. (2008) utilizaram um Modelo de Ocorrência de Espécies (SpOcc – NPMR) em seus trabalhos. Segundo Giordani (2007), o SpOcc requer informações sobre locais conhecidos, incluindo o valor da variável resposta e as características ambientais do local.

Para estimar o valor da variável resposta para um novo local (o site de destino), o modelo aplica dados de locais que se encontram perto do local de destino no espaço ambiental n-dimensional (vizinhança ambiental). A vizinhança ambiental consiste em locais próximos, em um espaço ambiental multidimensional, sendo o espaço definido por valores (tolerância) para uma ou mais variáveis ambientais incluídos no modelo (GIORDANI, 2007).

A Figura 3 representa o esquema de representação do modelo SpOcc, em que o valor da variável resposta é estimado no ponto alvo, na base dos n pontos amostrados incluídos na vizinhança ecológica, definida por segmentos (tolerâncias) de dois gradientes ambientais (GIORDANI, 2007).



**Figura 3: Esquema de representação do modelo SpOcc-NPMR. Fonte: Giordani (2007).**

Em particular, o modelo SpOcc - NPMR utiliza um *kernel* para ponderar a contribuição de cada ponto dentro da janela ecológica para estimar a variável de resposta. O SpOcc fornece pesos iguais (1) para todos os pontos de amostragem dentro da janela, enquanto pontos fora da janela recebem peso zero (0).

Os trabalhos de Giordani et al. (2007) e Cristofolini et al. (2008) avaliaram a resposta de líquens frente a variáveis ambientais. O primeiro buscou os valores associados a diversidade líquens em estudos de biomonitoramento da poluição atmosférica, em locais urbanizados e florestais. Foram analisados doze fatores ambientais, sendo que os que tiveram maior influência na diversidade dos líquens foram a média anual da temperatura e precipitação. O segundo trabalho, analisou dez preditores, sendo dois relacionados a poluição, quatro relacionados ao substrato, e quatro relacionados a forma de suporte. Foram gerados modelos considerando todos os preditores, e cada um separadamente, sendo escolhidos os modelos com maior  $xR^2$



### 5.3.1.2 Modelo LR – Gaussiano NPMR (identificado por G)

Segundo Beyrrman et al (2006) e Derr et al.(2007) ao invés de coeficientes em uma equação, o NPMR aproxima “tolerâncias”, que são os desvios-padrão utilizados nos *smoothers* Gaussianos. Segundo DeBano et al (2010) o *kernel* gaussiano atribui à regressão multiplicativa pesos maiores para os pontos próximos do alvo. Além disso, a sensibilidade ou a tolerância, mede a importância da contribuição de cada variável para o modelo estimado, expressa como a razão da mudança na resposta pela mudança no preditor.

Modelos NPMR com *kernel* gaussiano foram utilizados em alguns trabalhos, como o de Ponader & Potapova (2007), que estudou a ecologia, a distribuição e a taxonomia de diatomáceas, do gênero *Achanthidium*, por meio da determinação dos fatores mais importantes para a distribuição de cada espécie. Potapova & Wintel (2006) construíram modelos, considerando fatores ambientais e geográficos, que desempenharam o papel de maior importância na limitação da distribuição de espécies de diatomáceas.

## 6 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo do presente trabalho se concentra no Lago Guaíba, entretanto, não é possível dissociá-lo do contexto no qual está inserido. Desta forma, será feita uma pequena caracterização da bacia hidrográfica do Lago Guaíba e das bacias de montante, que drenam suas águas para o manancial em questão, apontando os principais fatores considerados neste estudo.

O Lago Guaíba é o principal corpo hídrico da Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba, último contribuinte da Região Hidrográfica do Guaíba (Figura 4), que drena uma área de 82.842 km<sup>2</sup>, correspondendo a aproximadamente 1/3 do Estado (CONCREMAT, 2004). A bacia hidrográfica situa-se a leste do Estado do Rio Grande do Sul, entre as coordenadas geográficas de 29°55' a 30°37' de latitude Sul e 50°56' a 51°46' de longitude Oeste.

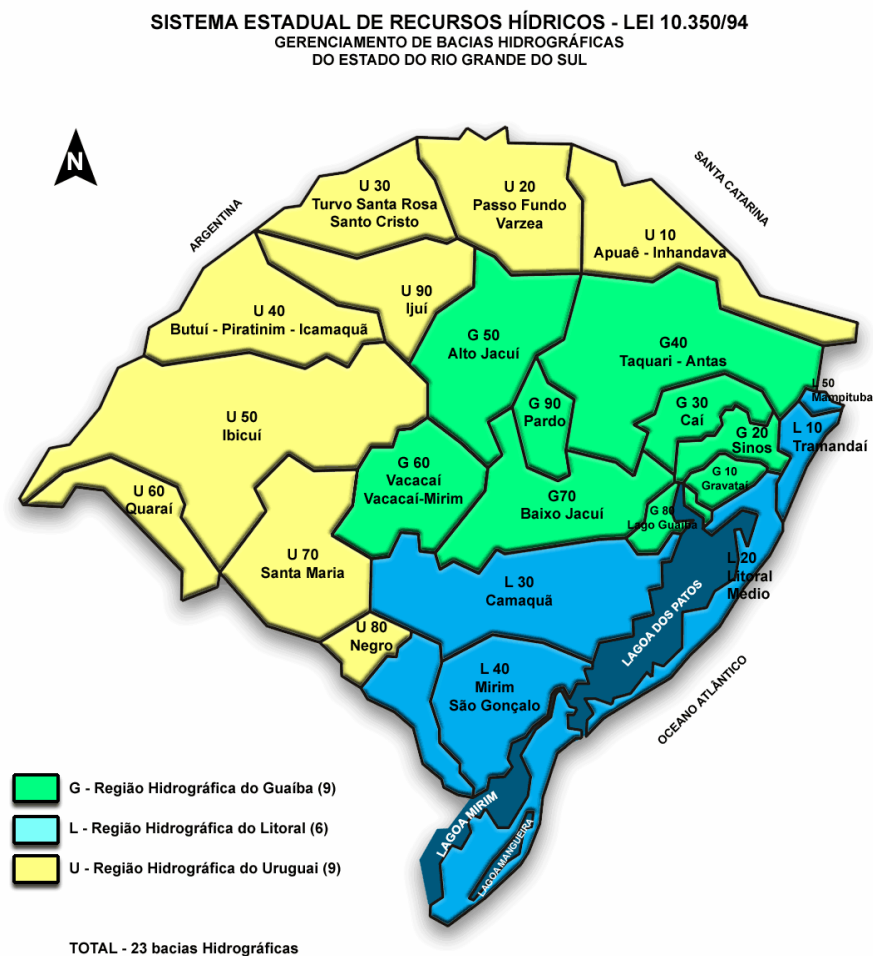
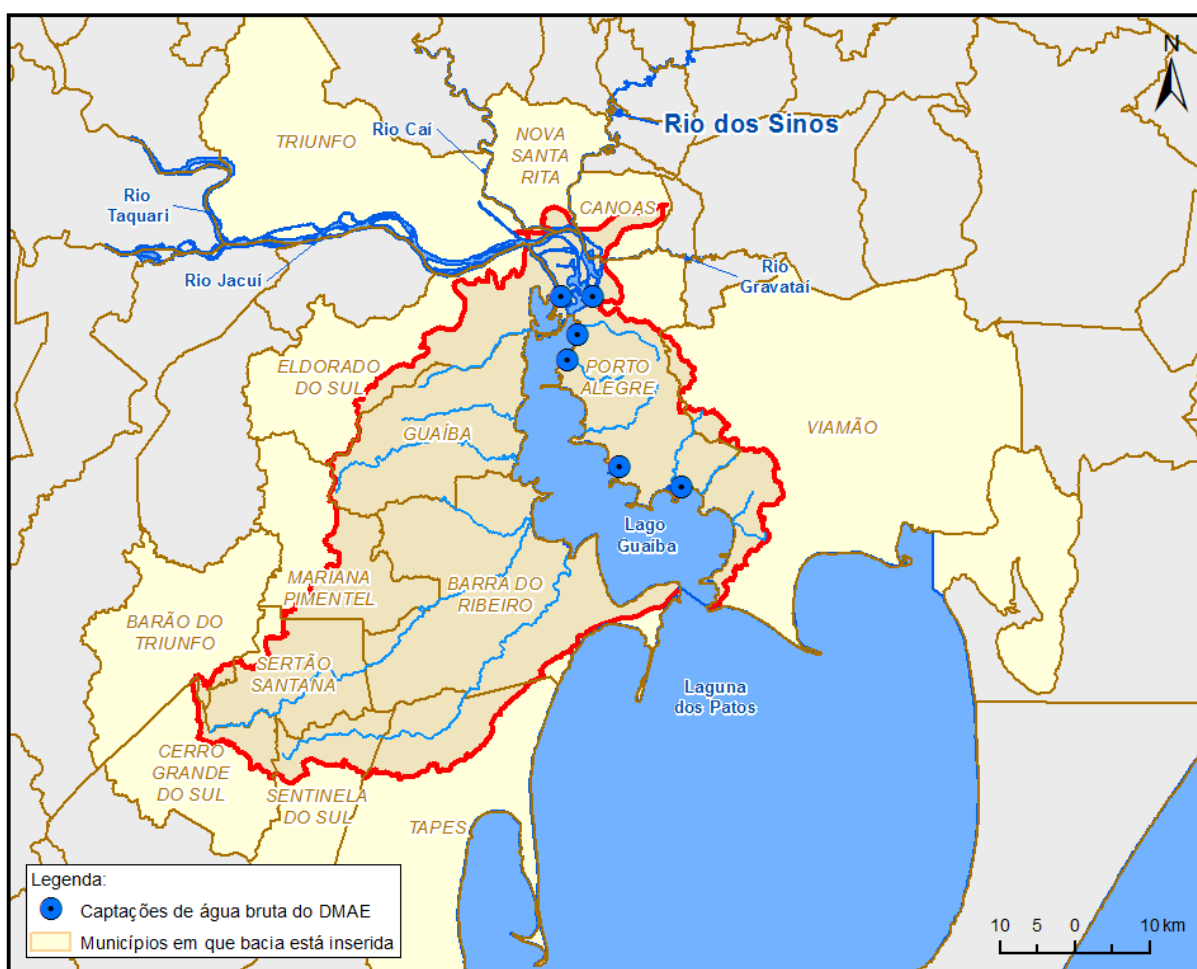


Figura 4: Região hidrográfica do Lago Guaíba. Fonte: CONCREMAT (2004a).

A Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba, que pode ser observada na Figura 5, possui uma área total de 2.973,1 km<sup>2</sup>, dos quais 482,2 km<sup>2</sup> correspondem à área do Lago Guaíba (ECOPLAN, 2015a). Ela é limitada, ao norte, pelo Parque do Delta do Jacuí e, ao sul, pela Laguna dos Patos, sendo drenada por 37 arroios principais que contribuem diretamente ao lago pelas suas margens esquerda (Arroios Dilúvio, Cavalhada, do Salso, Lami, Chico Barcelos, Estância e Xambá) e direita (Arroios do Conde, Passo Fundo, Petim, Capivaras, Ribeiro e Araçá). A Tabela 1 apresenta a vazão média dos rios formadores do Lago Guaíba, que soma 1845 m<sup>3</sup>/s, sendo o Rio Jacuí o principal contribuinte, correspondendo a 86.3% da vazão aportada ao Lago. Os 37 arroios contribuem com 42,5 m<sup>3</sup>/s, totalizando uma disponibilidade hídrica de 1.888,3 m<sup>3</sup>/s.



**Figura 5: Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba. Fonte: Elaborada pelo autor.**

**Tabela 1: Vazão média dos rios formadores do Lago Guaíba.**

Rio	Vazão média (m <sup>3</sup> /s)	Percentual (%)
Jacuí	1629.1	86.3
Caí	99.5	5.3
Sinos	87.9	4.7
Gravataí	29.7	2.3
Total	1845.8	98,6

Fonte: Adaptado de ECOPLAN (2007).

Fazem parte da Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba 14 municípios, sendo que a metade deles pertence à Região Metropolitana de Porto Alegre (Canoas Eldorado do Sul, Guaíba, Nova Santa Rita, Porto Alegre, Triunfo e Viamão). Apenas alguns municípios possuem seu território inserido totalmente na bacia, sendo que os mais representativos são Guaíba (100.00%), Barra do Ribeiro (98.82%), Sertão Santana (90.84%) e Porto Alegre (82.49%). As maiores densidades demográficas localizam-se nas cidades de Porto Alegre (975000 hab.) e Canoas (70583 hab.). 98% da população da bacia é urbana correspondendo a 1209229 hab, e apenas 2% rural (18458hab), devido à parcela bastante representativa dos municípios da região metropolitana de Porto Alegre (ECOPLAN, 2015).

A variabilidade e distribuição entre população urbana e rural caracteriza as atividades socioeconômicas desenvolvidas na Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba. A margem esquerda (considerando o sentido preferencial do fluxo do Lago Guaíba) é essencialmente urbana, e a margem direita, é predominantemente rural, sendo que a área ocupada pela rizicultura de 360,15 km<sup>2</sup>, corresponde a 14,62% da área terrestre da bacia.

Os Estudos Preliminares de Subsídio ao Plano da Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba (CONCREMAT, 2004b) realizaram o levantamento dos seguintes usos na bacia: abastecimento público de água, esgotamento sanitário, resíduos sólidos, drenagem urbana, agropecuária e irrigação, transporte hidroviário, uso industrial, mineração, pesca e aquicultura e turismo. A Figura 6 apresenta os usos da água e o Índice de Qualidade da Água (IQA) nos pontos monitorados pelo DMAE e pela CORSAN no Lago Guaíba, atualizados nos estudos de Consolidação da Base Técnica (ECOPLAN, 2015<sup>a</sup>) e Complementação da Fase B (ECOPLAN, 2015b).

Em termos da distribuição setorial das demandas hídricas, observa-se que o setor que mais demanda água é a Irrigação (21,58 m<sup>3</sup>/s), seguido do Abastecimento Urbano (7,35 m<sup>3</sup>/s) e Abastecimento Industrial (4,61 m<sup>3</sup>/s). O Abastecimento Rural e a Criação de Animais somam 0,12 m<sup>3</sup>/s (ECOPLAN, 2015a) (Tabela 2).

Tabela 2: Distribuição setorial das Demandas na Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba. Fonte: Ecoplan (2015a)

Vazões (m³/s)	Abastecimento Urbano	Abastecimento Rural	Abastecimento Industrial	Criação de Animais	Irrigação	Total
Demanda	7,35	0,0702	4,61	0,0492	21,58	33,67

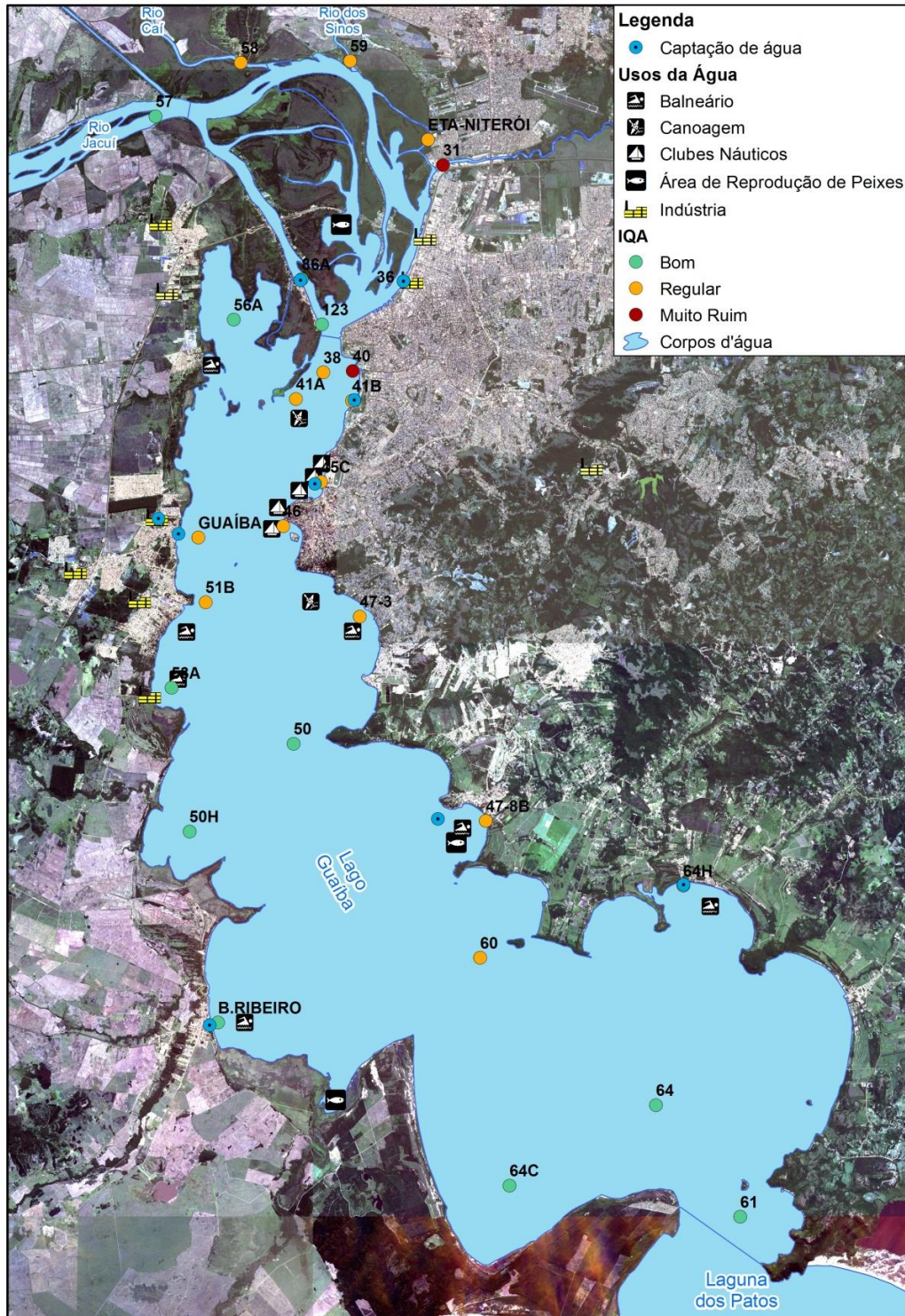


Figura 6: Regiões do Lago Guaíba de acordo com as faixas de IQA e os usos da água. Fonte: Ecoplan (2015a).

## 6.1 IMPACTOS SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA DO LAGO GUAÍBA

A qualidade da água do Lago Guaíba é influenciada pelas bacias hidrográficas de montante e pela própria bacia hidrográfica. O aporte de cargas dos rios formadores, principalmente dos Rios Gravataí e Sinos, bem como o contínuo lançamento de efluentes domésticos e industriais provoca severos impactos na qualidade das suas águas (GUERRA, 2015, BENDATI et al. 2003).

A Região Metropolitana de Porto Alegre concentra a maior parte da população do Estado e, por consequência, é onde se produz a maior quantidade de esgotos domésticos e de resíduos (CONCREMAT, 2004b). Segundo dados do Pró-Guaíba (2003), o Lago Guaíba sofre o impacto da carga de resíduos de agrotóxicos aplicados nas lavouras de arroz nos municípios de Tapes, Barra do Ribeiro e Guaíba. A quantidade total de agrotóxicos e fertilizantes consumidos na bacia, em 2003, ultrapassava 3,4 milhões de litros por ano. Concremat (2004c) destacou as consequências da ocupação urbana e os impactos negativos sobre o Lago Guaíba, sendo ele o receptor de toda a carga gerada nas demais sub-bacias que o formam, além da contribuição das bacias adjacentes. Como maior fonte de poluição foi apontada a carga orgânica oriunda dos esgotos domésticos de Porto Alegre, que somam aproximadamente 2000 L/s.

### 6.1.1 Aporte de nutrientes ao Lago Guaíba

Segundo Concremat (2004c) na foz do Rio Jacuí foram estimadas as maiores cargas afluentes ao Lago Guaíba, dentre elas, de nitrogênio e fósforo. No entanto, segundo as considerações feitas pelo estudo, a elevada vazão e os trechos de corredeiras do Rio Jacuí propiciam uma maior oxigenação da água e diluem consideravelmente as cargas recebidas. A Tabela 3 apresenta a síntese das cargas de nitrogênio e fósforo aportadas pelas margens direita e esquerda do Lago Guaíba, segundo estimativas realizadas com base nas médias anuais, apresentadas pela Concremat (2004c).

**Tabela 3: Estimativa das cargas de nutrientes aportadas pelas margens direita e esquerda do Lago Guaíba. Fonte: Adaptado de Concremat (2004c).**

Cargas aportadas	N (kg/mês)	N (%)	P (kg/mês)	P (%)
Margem Esquerda	227843	86	70217	83
Margem Direita	37817	14	14080.6	17
Carga total	265660	100	84297	100

Analisando a Tabela 3, percebe-se, nitidamente, a maior influência do aporte de cargas de nutrientes proveniente da margem esquerda. Considerando a carga total de nitrogênio que ingressa no Lago Guaíba, nota-se que 86% é proveniente da margem esquerda e 14% da margem direita. Para o fósforo, o percentual aportado pelas margens direita e esquerda é muito semelhante ao observado para o nitrogênio, correspondendo a 83% para a margem esquerda e 17% para a margem direita.

Segundo o estudo de Laybauer (2002), que analisou o sedimento do Lago Guaíba, as concentrações de fósforo nos sedimentos da foz dos rios tributários são crescentes do Rio Jacuí para o Rio Gravataí, refletindo a contaminação associada a resíduos fosfatados, possivelmente de detergentes presentes em esgotos e efluentes domésticos das bacias dos Rios Gravataí e Sinos. Nas margens do Lago Guaíba, este tipo de contaminação também foi observada, em especial, na região da ponta da Cadeia e foz do Arroio Dilúvio - margem esquerda - e na foz do Arroio Passo Fundo, em Guaíba - margem direita - que recebem importantes cargas orgânicas desses municípios.

Segundo o estudo de Bendati et al. (2003) a presença de fosfato na água do Lago Guaíba pode ser atribuída tanto a fontes naturais, quanto a fontes artificiais. Segundo os autores, estudos anteriores indicam a presença elevada de fosfato devido a fontes naturais, apesar de serem considerados incrementados pelas atividades antrópicas na bacia. O estudo ressalta que as concentrações de fosfato encontradas são superiores aos valores estabelecidos para águas de classe 3, mesmo nas regiões menos poluídas, e pondera a necessidade de mais pesquisas visando o estabelecimento de novos limites na legislação para a concentração de fosfato total, considerando as características específicas dos corpos hídricos na região sul do país.

### **6.1.2 Qualidade da água**

Segundo ABES (2015), três dos quatro rios formadores do Lago Guaíba foram apontados entre os dez rios mais poluídos do Brasil. Os rios Sinos, Gravataí e Caí apresentam valores médios anuais de  $DBO_{5, 20}$  relativamente altos, acima do limite CONAMA 357/2005 para águas de classe 2. O Rio dos Sinos é considerado o mais poluído da região de Porto Alegre, onde há um grande parque industrial, com destaque para a indústria coureiro-calçadista. O Rio dos Sinos ficou em 4º lugar, sendo que, a alta carga poluente é atribuída aos esgotos domésticos e industriais não tratadas. O Rio Gravataí, que separa as cidades de Canoas e Porto Alegre ficou em 5º lugar, sendo que a qualidade da água ruim, da mesma forma que no

rio dos Sinos, atribuída à carga de esgotos domésticos e industriais lançados no rio sem tratamento, além de resíduos sólidos, criação de porcos. O Rio Caí (8º colocação) drena municípios com atividade industrial bastante desenvolvida, como os municípios de Caxias do Sul e Farroupilha, que possuem indústrias de alto potencial poluidor, principalmente do ramo de metalurgia e metal - mecânica.

O estudo de Delevati (2010) apontou que a qualidade da água dos formadores do Lago Guaíba apresenta situações distintas. Segundo as classes de enquadramento da resolução CONAMA 357/2005, os rios do Sinos e Gravataí apresentam suas águas classificadas como classe 4, o Rio Caí, classe 3 e o Rio Jacuí, classe 2, sendo que, quanto maior a classe, pior a qualidade da água. A margem esquerda do Lago Guaíba, predominantemente urbana, apresenta impactos relacionados aos efluentes domésticos e industriais, e a margem direita, predominantemente rural, tem mais impactos relacionados a efluentes não tratados, mas, predominantemente, das cargas difusas de origem rural.

Os estudos desenvolvidos pela Concremat (2004c) e pela Ecoplan (2015b) e Bendati et al. (2003) salientaram as diferenças significativas entre a qualidade da água nas margens direita e esquerda do Lago Guaíba. Foram observados pontos de qualidade extremamente baixa, como na foz do Arroio Dilúvio e dos afluentes rios dos Sinos e Gravataí, considerando parâmetros como DBO<sub>5,20</sub> e coliformes termotolerantes, indicadores de contaminação por efluentes sanitários. A Figura 7 mostra um panorama da qualidade atual das águas do Lago Guaíba com base na Resolução CONAMA 375/2005 (ECOPLAN, 2015b). Os parâmetros que apresentaram maiores frequências de ocorrência nas classes 3 e classe 4 foram coliformes termotolerantes e fósforo total. Tais resultados correspondem à qualidade da água com base no percentil do parâmetro coliformes termotolerantes.



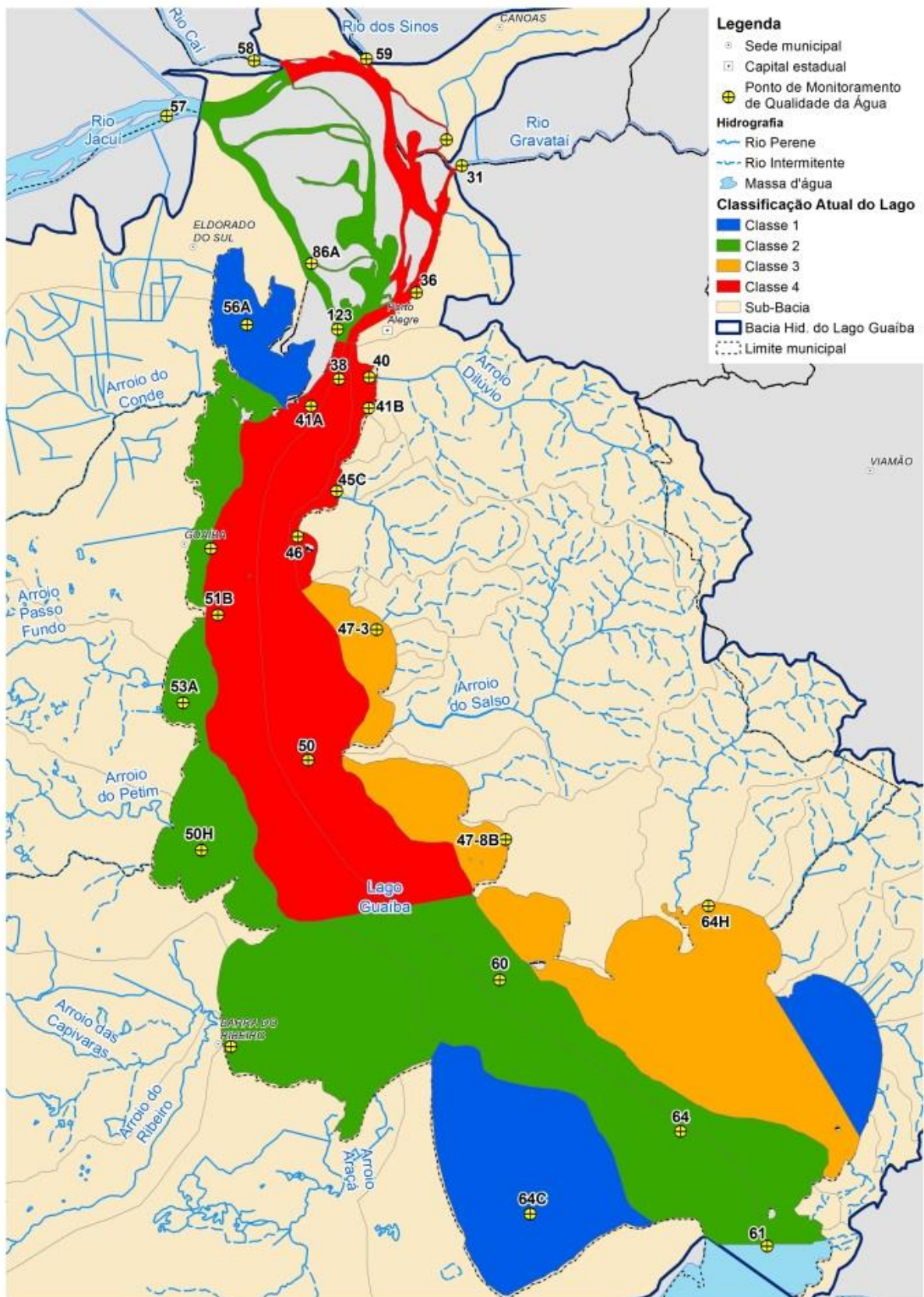


Figura 7: Qualidade atual da água do Lago Guaíba. Fonte: Ecoplan (2015b).

### 6.1.3 Florações de cianobactérias

Segundo estudo da Concremat (2004c) as florações algáceas no Lago Guaíba estão intimamente relacionadas aos períodos de maior insolação, céu límpido, temperaturas elevadas, transparência das águas, menor vazão dos rios afluentes e maior concentração de nutrientes. Foram relatadas florações em diferentes períodos de verão, com temperaturas variando entre 25° e 31°C, mas longos períodos de insolação. Segundo Rossi & Suminsky (2007) desde a década de 70 as florações têm sido observadas no Lago Guaíba. A partir do final da década de 90, o Lago Guaíba passou a apresentar, frequentemente no verão, florações de cianobactérias do gênero *Planktothrix*, o que trouxe características indesejadas à água, pois estes organismos liberam metil-iso-borneol MIB e Geosmina, metabólitos causadores de gosto e odor. Maizonave et al. (2004) estudou um evento de floração com uma cianobactéria tóxica de *P. mougeotii* ocorrida nos meses de março e abril de 2002, na captação da Estação de Tratamento de Água (ETA) de Belém Novo. Em 2004, outro episódio de florações no verão, favorecido por intensa estiagem, afetou a captação nas ETAs Belém Novo, Tristeza e José Loureiro da Silva. As concentrações de MIB nas águas bruta e potável chegaram a 1.985 ng.L<sup>-1</sup> e 838 ng.L<sup>-1</sup>, apresentando gosto e odor fortes (BENDATI et al., 2005).

Após um evento de floração no Lago Guaíba em 2012, foi publicado um documento (PORTO ALEGRE, 2012) apresentando os principais fatores relacionados ao evento, e uma tabela com os registros de florações em quatro pontos de captação de água bruta, relatando os eventos de florações registrados entre os anos de 1996 e 2012 (Figura 9). A Figura 8 mostra a coloração esverdeada da água do Lago Guaíba durante o evento de floração ocorrido em 2012.



Figura 8: Floração de cianobactérias no Lago Guaíba no ano de 2012. Fonte: PORTOIMAGEM (2012).

FLORAÇÕES DE CIANOACTÉRIAS EM ALGUMAS CAPTAÇÕES DE ÁGUA BRUTA DO DMAE													
PERÍODO DE 1996 A 2012													
MÊS	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ	CAPTAÇÕES
ANO													
1996													Menino Deus
													Belém Novo
													Tristeza
													Ilha da Pintada
1997													Menino Deus
													Belém Novo
													Tristeza
													Ilha da Pintada
1998													Menino Deus
													Belém Novo
													Tristeza
													Ilha da Pintada
1999													Menino Deus
													Belém Novo
													Tristeza
													Ilha da Pintada
2000													Menino Deus
													Belém Novo
													Tristeza
													Ilha da Pintada
2001													Menino Deus
													Belém Novo
													Tristeza
													Ilha da Pintada
2002													Menino Deus
													Belém Novo
													Tristeza
													Ilha da Pintada
2003													Menino Deus
													Belém Novo
													Tristeza
													Ilha da Pintada
2004													Menino Deus
													Belém Novo
													Tristeza
													Ilha da Pintada
2005													Menino Deus
													Belém Novo
													Tristeza
													Ilha da Pintada
2006													Menino Deus
													Belém Novo
													Tristeza
													Ilha da Pintada
2007													Menino Deus
													Belém Novo
													Tristeza
													Ilha da Pintada
2008													Menino Deus
													Belém Novo
													Tristeza
													Ilha da Pintada
2009													Menino Deus
													Belém Novo
													Tristeza
													Ilha da Pintada
2010													Menino Deus
													Belém Novo
													Tristeza
													Ilha da Pintada
2011													Menino Deus
													Belém Novo
													Tristeza
													Ilha da Pintada
2012													Menino Deus
													Belém Novo
													Tristeza
													Ilha da Pintada

Figura 9: Registro de florações no Lago Guaíba. Fonte: PORTO ALEGRE (2012).

Segundo a publicação Porto Alegre (2012) eventos de florações de cianobactérias no verão de 2012, iniciaram em fevereiro na enseada de Belém Novo, e posteriormente, no início do outono, nos pontos de captação de água do Menino Deus e da Tristeza, acarretando a

ocorrência de gosto e odor na água para consumo das ETAs Belém Novo, Menino Deus e Tristeza, locais com recorrente registro de florações.

Foi observado que, nos pontos com maior poluição, não foram observadas florações de cianobactérias, pois, mesmo com maior disponibilidade de fósforo, a turbidez das partículas oriundas dos efluentes, impede que entrada da luz necessária para o crescimento das algas. Nos pontos menos poluídos, possivelmente, não há disponibilidade de fósforo no sedimento necessária para a floração. Ficando favorecidos às florações os locais com condições regulares de qualidade da água, como as estações Tristeza e Menino Deus.

Foram apontadas razões meteorológicas, hidrodinâmicas e morfométricas para a ocorrência do evento de 2012. Segundo o documento (PORTO ALEGRE, 2012), o evento pode ser explicado devido a baixa vazão dos rios afluentes, Jacuí, Taquari, Sinos, Caí e Gravataí, devido a condição de estiagem, somado à baixa turbulência e elevada insolação. Ainda em relação à hidrodinâmica, ao Norte e no canal de navegação, observa-se fluxo preferencial na direção Sul, com influências sobre o arraste e ressuspensão de partículas, e regiões com águas mais profundas, não favorecendo a penetração de luz. As enseadas da margem esquerda possuem águas menos profundas e mais distantes do canal de navegação. A característica de enseada permite menor influência do fluxo e dos ventos, tornando as águas mais calmas e propícias à sedimentação de partículas e mais transparentes, principalmente no verão. Com isso, normalmente as florações de cianobactérias iniciam nessa região. Outro dado importante, é o de que no início do outono pode ocorrer represamento das águas do Lago Guaíba pela inversão dos ventos, propiciando não só arrastar a montante das florações de cianobactérias como também aumentando o tempo de detenção das águas e, com isso, contribuindo com o aumento da transparência no início do outono, permitindo a manutenção das florações por maior tempo.

## 6.2 HIDRODINÂMICA DO LAGO GUAÍBA

Segundo Nicolodi et al. (2010), pode-se comparar o comportamento do Lago Guaíba à um reservatório, considerando que a seção de Itapuã funciona como um controle, dirigido por condições de nível de montante e jusante. O seu regime de escoamento e o comportamento hidráulico é condicionado por fatores climáticos. Esses fatores, principalmente os ventos predominantes na região, conferem ao Lago um regime hidrológico atípico. O sentido natural de escoamento é Lago Guaíba - Laguna dos Patos, no entanto são comuns a ocorrência de

“vazões negativas” (escoamento se dá no sentido inverso - de jusante para montante) com reflexos nos seus afluentes, especialmente nos rios Gravataí, Sinos e Caí, elevando o tempo de residência das águas que afluem ao Lago Guaíba. Esta inversão do sentido natural do fluxo ocorre quando da formação de marés de certa amplitude, combinadas com ventos do quadrante sul (CASALAS & CYBIS, 1985).

O tempo de residência ( $T_r$ ) ou tempo de detenção das águas do Lago Guaíba é um parâmetro bastante importante para a avaliação da qualidade da água. Ela indica o intervalo de tempo em que uma determinada massa de água permanece no lago ou reservatório desde a sua chegada até a sua saída (FRANZEN, 2009). O  $T_r$  relaciona o volume de água do manancial ( $V$ ) às vazões afluentes ( $Q_a$ ). Sendo o  $T_r$  uma variável importante para a avaliação das florações, eles foram estimados para o presente trabalho, sendo a metodologia utilizada presente no item 7.1.3.2.

### **6.2.1 Condições Hidrodinâmicas de Referência**

Um tema bastante atual, que foi proposto pelo ex-professor da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Antônio Eduardo Lanna, na Fase C do Plano da Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba (ECOPLAN, 2015b), foi a utilização de “condições hidrodinâmicas de referência”, em lugar de uma “vazão de referência” para o Lago Guaíba. Tais contribuições foram obtidas em um *workshop* para a discussão de como abordar a vazão de referência para o manancial, no dia 11 de julho de 2014.

Segundo Lanna, as condições hidrodinâmicas de referência, poderiam ser caracterizadas por um conjunto de eventos como temperatura, vazões no contribuintes do Lago Guaíba, velocidade e direção de ventos, efeitos de maré e de seiches na laguna dos Patos e no Lago Guaíba, etc., que, ao ocorrerem simultaneamente, tornam crítica uma situação, em função do represamento das águas, da sua renovação e das cargas que são lançadas no meio.

Foi recomendada a avaliação, no período histórico, de situações ambientalmente desfavoráveis - como a floração de algas - e associar estas situações às condições de escoamento. Foram propostas pelo menos duas “Condições Hidrodinâmicas de Referência”. A primeira “condição hidrodinâmica de referência” caracterizaria uma condição de escoamento em que as condições de contorno predominantes (vazões dos principais afluentes, velocidade e direção do vento, e nível de jusante da lagoa dos Patos) são próximas dos seus valores médios.

A segunda “condição hidrodinâmica de referência” representaria a envoltória da situação ambiental mais desfavorável, porém com probabilidade real de ocorrência, dentro do horizonte de planejamento. Foi recomendada a definição de um cenário com maior estagnação da água dentro do Lago Guaíba. Um cenário imaginado poderia ser aquele cujas vazões afluentes estariam próximas da  $Q_{95}$ .

## 7 METODOLOGIA

Visando o cumprimento dos objetivos deste trabalho, este item irá descrever o processo de obtenção dos dados e a metodologia de análise das variáveis de qualidade da água, meteorológicas e hidrodinâmicas que influenciam a dinâmica da clorofila *a* no Lago Guaíba. Primeiramente serão apresentadas as variáveis de entrada do modelo de regressão multiplicativa não-paramétrica (NPMR) (MCCUNE & MEFFORD, 2004) e, posteriormente, será apresentado o método utilizado na modelagem.

Primeiramente, foram definidos os preditores para avaliação da biomassa fitoplanctônica, sendo a clorofila *a*, a variável resposta. Foram selecionadas 25 variáveis, subdivididas em:

- Doze variáveis relacionadas à qualidade da água;
- Sete variáveis meteorológicas; e,
- Seis variáveis relacionadas às condições hidrodinâmicas do Lago Guaíba.

### 7.1 DADOS DE ENTRADA

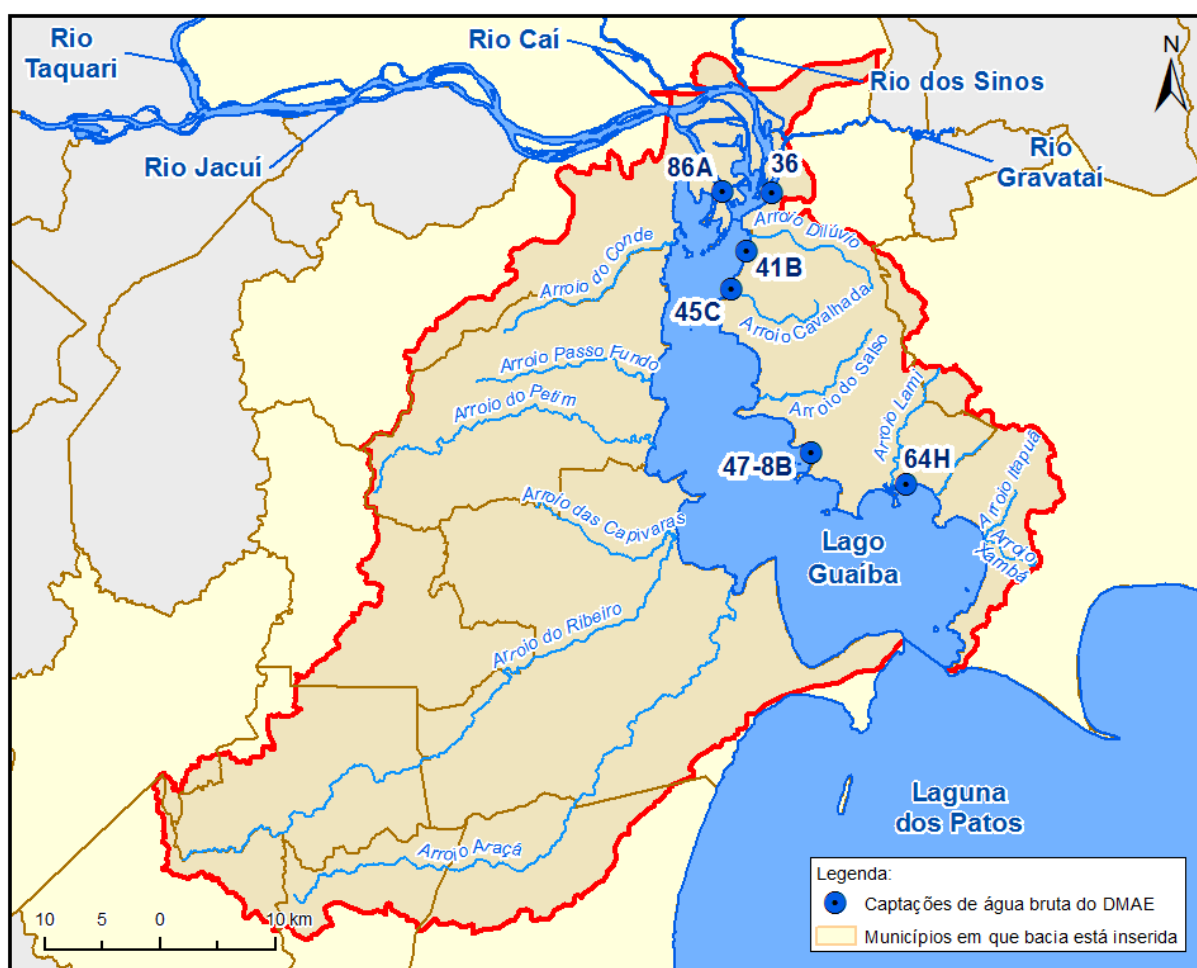
#### 7.1.1 Variáveis de qualidade da água

Os dados de qualidade da água do Lago Guaíba foram fornecidos pelo Departamento Municipal de Água e Esgoto (DMAE). Foram solicitados os dados físico-químicos e biológicos analisados nas captações de água bruta, no período compreendido entre 2000 e 2014, para os 24 pontos analisados por Bendatti et al (2003). Dos 24 pontos distribuídos ao longo do Lago Guaíba, observou-se que somente seis pontos possuem monitoramento de clorofila *a*, sendo os seguintes pontos o foco das análises: 36, 41B, 45C, 47\_8B, 64H e 86A, totalizando 172 amostras. No entanto, como pode ser observado no Quadro 2, os pontos 45C e 47\_8b não possuem monitoramento atual.

**Quadro 2: Pontos de qualidade da água analisados.**

Ponto	Período de Monitoramento	Frequência de Coleta
36	2000 - 2014	Mensal
41B	2000 - 2014	Mensal
45C	2000 - 2006	Mensal
47_8b	2000 -2004	Mensal
64H	2000 - 2006	Mensal
	2007 - 2013	Sazonal
86A	2000 - 2014	Mensal

A localização dos pontos pode ser observada na Figura 10, assim como as suas coordenadas geográficas e a descrição dos pontos encontram-se no Quadro 3.

**Figura 10: Localização dos pontos analisados.**



Quadro 3: Localização dos pontos de qualidade da água. Fonte: Bendati et al (2003).

Ponto	Latitude	Longitude	Descrição do Ponto
36	-30°00'50"	-51°12'53"	Delta do Jacuí. Junto a Captação da ETA Moinhos de Vento e ETA São João, distante a 10m da margem.
41B	-30°03'31"	-51°14'09"	Margem esquerda, junto à captação da ETA José Loureiro da Silva, a 500m da margem.
45C	-30°05'25"	-51°15'13"	Margem esquerda, junto à captação da ETA <b>Tristeza</b> , próximo ao arroio Cavalhada, a 500m da margem.
64H	-30°14'30"	-51°05'34"	Margem esquerda, junto à captação da ETA <b>Lami</b> , a 50m da margem.
86A	-30°00'47"	-51°15'32"	Delta do Jacuí, junto a captação da ETA <b>Ilha da Pintada</b> .
47_8B	-30°12'53"	-51°10'52"	Margem esquerda, junto à captação da ETA <b>Belém Novo</b> , a 50m da margem.

Para fins de análise, foram eliminados todos os valores abaixo do limite de detecção dos métodos e as falhas relacionadas a problemas (identificados pelo DMAE) para a realização das análises, como: equipamento em manutenção, falha técnica, amostra não preservada, problemas de transporte, problemas de pessoal, falta de reagente, entre outros.

Para a seleção dos parâmetros considerados na modelagem, foram selecionados parâmetros relacionados ao crescimento fitoplanctônico, considerando a disponibilidade de dados. Os parâmetros selecionados foram: Clorofila *a*, Oxigênio Dissolvido, Amônia, Nitrato, Nitrogênio Total, Fósforo Total, Ortofosfato, pH, Turbidez, Sólidos Totais, Sólidos Suspensos Totais e Sólidos Dissolvidos Totais. Além destes, foi incluída na análise a relação Nitrogênio Total/Fósforo Total.

Inicialmente, seriam analisados juntamente com as variáveis de qualidade da água, os íons metálicos, como o Ferro <sup>3+</sup>, que, segundo Tundisi (2001) e Wetzel (2001) pode representar uma fonte secundária de fósforo, que está associado ao sedimento. No entanto, foram observadas muitas falhas nos dados deste parâmetro, de acordo com os dados fornecidos pelo DMAE, forçando a sua eliminação das análises, visando a não diminuição do universo amostral.

Somente foram consideradas as datas em que haviam todas as variáveis selecionadas simultaneamente. Desta forma, os dados de qualidade da água foram os principais limitantes nos modelos criados, devido à grande quantidade de falhas observadas.

### 7.1.2 Variáveis meteorológicas

Os dados meteorológicos foram obtidos por meio do canal de comunicação e fornecimento de dados do Instituto de Pesquisas Aeroespaciais – INPE/INMET. Foram obtidos os dados da única Estação Meteorológica Automática localizada em Porto Alegre (Estação – Porto Alegre A801). Os dados referentes a estação estão localizados no Quadro 4.

**Quadro 4: Informações da Estação do INMET de Porto Alegre: A-801.**

Estação	Período de dados	Altitude	Latitude	Longitude
Porto Alegre - A 801	2000-2014	46,97m	-30°03'	-51°10'

Foram selecionadas as seguintes variáveis climatológicas: Temperatura do Ar (°C); Umidade Relativa (%); Pressão Atmosférica (hPa); Vento, intensidade (m/s); Vento, direção (Graus); Radiação Solar (KJ/m<sup>2</sup>) e Precipitação (mm).

Os dados do INMET foram recebidos com discretização horária para o período compreendido entre 2000 e 2014. Para as análises no modelo, foi realizada a média diária de todos os parâmetros, visando a obtenção da aproximação dos valores médios nos dias em que havia dados de qualidade da água.

O vento assume um papel fundamental na modelagem do Lago Guaíba, sendo ele um dos parâmetros de circulação das águas na região do Lago. Além deste parâmetro, a radiação solar, a temperatura do ar e a umidade relativa foram selecionadas para avaliar a distribuição da biomassa das algas (variações de clorofila *a*) no Lago Guaíba, na modelagem realizada por Ecoplan (2015), sendo, da mesma forma, selecionados para a modelagem realizada no presente trabalho.

Salienta-se que os dados meteorológicos considerados no presente estudo são valores aproximados das condições reais no Lago Guaíba, pois a estação encontra-se a aproximadamente 6 km do Lago Guaíba, na direção Leste, conforme a Figura 11.



Figura 11: Localização da estação Porto Alegre A 801 do INMET. Fonte: INMET (2015).

### 7.1.3 Variáveis de hidrodinâmica

As estações fluviométricas dos rios formadores do Lago Guaíba dos Rios Jacuí, Sinos, Caí e Gravataí foram utilizadas como condições de contorno a montante, enquanto a estação de nível de água Ponta de Itapuã foi assumida como a condição de contorno à jusante. As estações fluviométricas selecionadas foram as mesmas utilizadas para a modelagem hidrodinâmica do Lago Guaíba realizada por Ecoplan (2015b). Os dados para as estações foram obtidos por meio do site da Agência Nacional de Águas, por meio da plataforma *Hidroweb*. As estações utilizadas são apresentadas no Quadro 5.

Quadro 5: Estações Fluviométricas utilizadas. Fonte: <http://hidroweb.ana.gov.br>.

Estação	Latitude	Longitude	Nome	Corpo Hídrico
85900000	-29°59'41"	-52°22'38"	Rio Pardo	Rio Jacuí
87170000	-29°35'19"	-51°22'56"	Barca do Caí	Rio Caí
87382000	-29°45'32"	-51°09'02"	São Leopoldo	Rio dos Sinos
87400000	-29°57'24"	-51°0'24"	Passo das Canoas	Rio Gravataí
87510001	-30°23'00"	-51°03'00"	Farol de Itapuã	Lago Guaíba
87500020**	-30°15'32"	-51°09'20"	Ponta dos Coatis	Lago Guaíba
87270000**	-29°42'2"	-51°26'26"	Passo Montenegro	Rio Caí
87160000**	-29°20'08"	-51°11'18"	Nova Palmira	Rio Caí

\*\* Estações utilizadas para a regionalização das vazões e de cotas

Primeiramente os dados de vazão e de cotas foram obtidos do *Hidroweb*, e, posteriormente transformados com o auxílio do *software* Manejo de Dados Hidroweb 4.5 (FAN, 2010). A partir da obtenção dos dados de vazão, foi observada a presença de muitas falhas nos dados no período necessário para as análises, compreendendo o período de 2000 a 2014. Para tanto, foram realizados procedimentos simplificados de preenchimento de falhas para estimar as vazões nos períodos em que não havia dados.

#### 7.1.3.1 Preenchimento de falhas

O Rio Gravataí, por exemplo, apresenta muitas falhas nos dados de vazão, devido à forte influência do efeito de remanso do Lago Guaíba. Segundo o Relatório Final do Plano da Bacia do Rio Gravataí (BOURSCHEID, 2012) o efeito do remanso provocado pelas oscilações no nível do Lago Guaíba se faz sentir principalmente nas Estações Passo das Canoas (estação utilizada para o presente estudo) e Passo das Canoas Auxiliar. Por isso, nota-se que o uso de uma série de níveis da Estação Passo das Canoas deve ser realizado com cautela e discernimento.

Segundo Tucci (1993) a relação cota-descarga (curva chave) permite calcular a descarga que corresponde a uma dada altura d'água, ou seja, a partir da curva-chave é possível o cálculo das vazões por meio da medição das cotas. No presente estudo utilizou-se, para a obtenção das vazões na estação Passo das Canoas, a curva-chave apresentada em Bourscheid (2012) (Figura 12).

A equação da curva chave utilizada foi:

$$Q = 6.07 + 1.73.10^{-6} \times H^3 \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

Q: Vazão ( $m^3/s$ ); H: Cotas (cm)

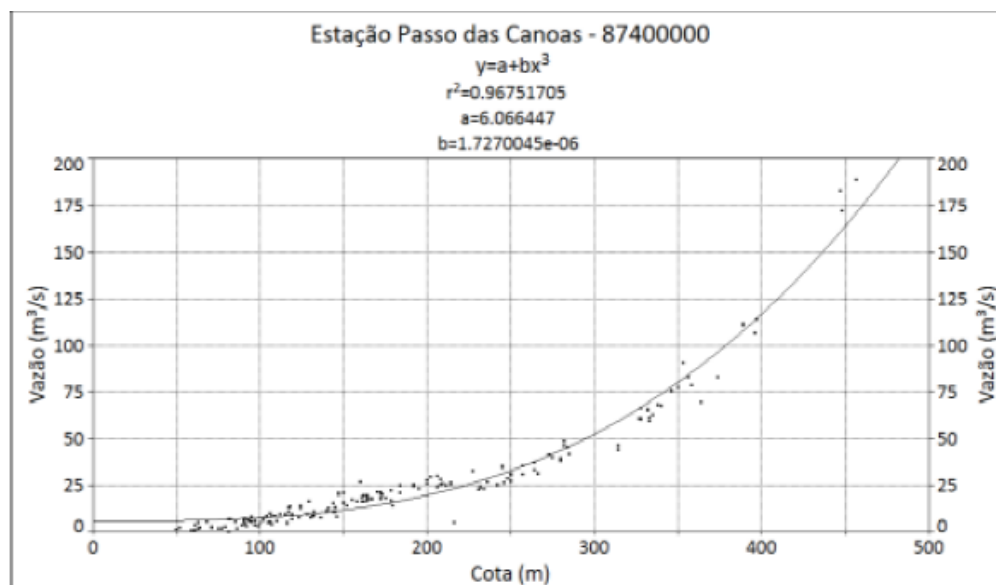
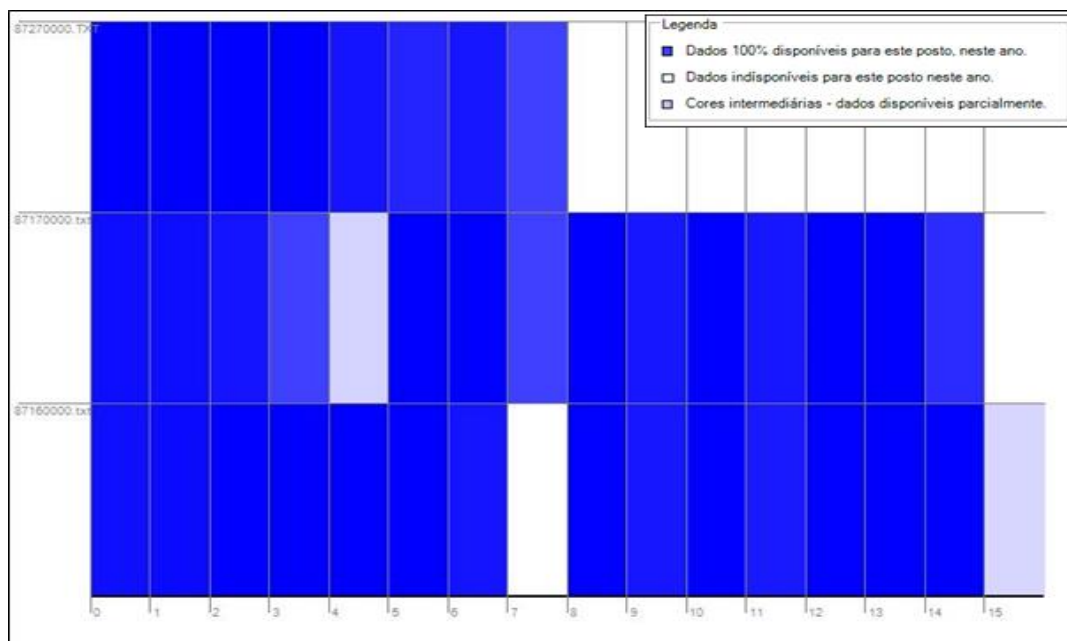


Figura 12: Curva chave da estação Passo das Canoas. Fonte: BOURSCHEID (2012).

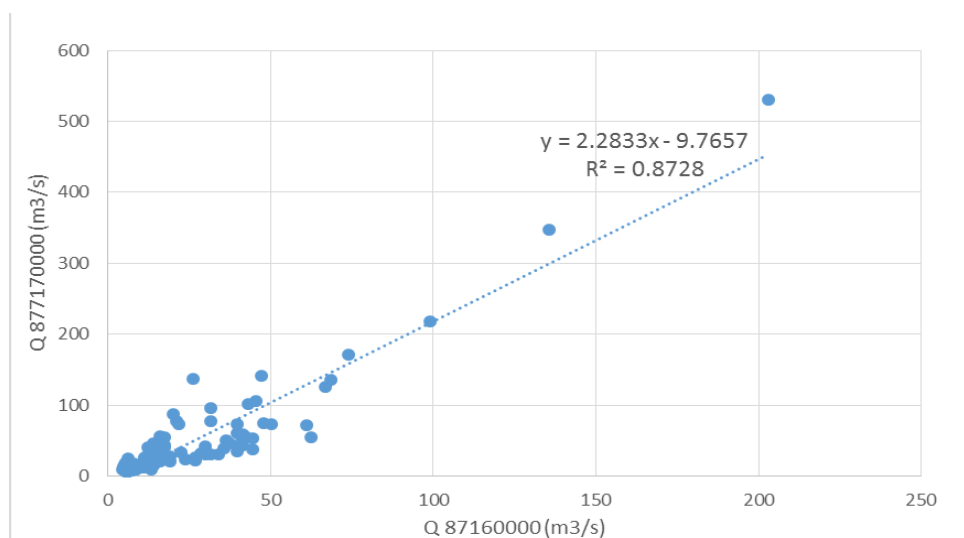
O método de preenchimento de falhas pela regressão linear é bastante simplificado, e segundo Bertoni & Tucci (2007) ele consiste em correlacionar a estação com falha com as estações circundantes.

No caso do Rio Caí, foram observadas falhas em longos períodos de dados, como em 2003, 2004, 2007, na estação 8717000, como pode ser observado na Figura 13, que evidencia o período de 2000 a 2015 (numerado de 0 a 15), das três estações fluviométricas consideradas para o preenchimento.

As duas estações fluviométricas utilizadas para o preenchimento de falhas, estão localizadas no Rio Caí, uma a montante (87160000) e outra a jusante (87270000). Analisando diferentes períodos, a correlação entre as estações 87170000 e 87270000 apresentou melhores resultados, no entanto, em alguns períodos, como em 2005, em que não havia dados nas duas estações, foi utilizada a estação 87160000 (Figura 13). Um exemplo de equação que correlaciona os postos é pode ser visualizada na Figura 14. Para a escolha das equações foram analisados períodos próximos às falhas observadas para a escolha da melhor equação de ajuste.

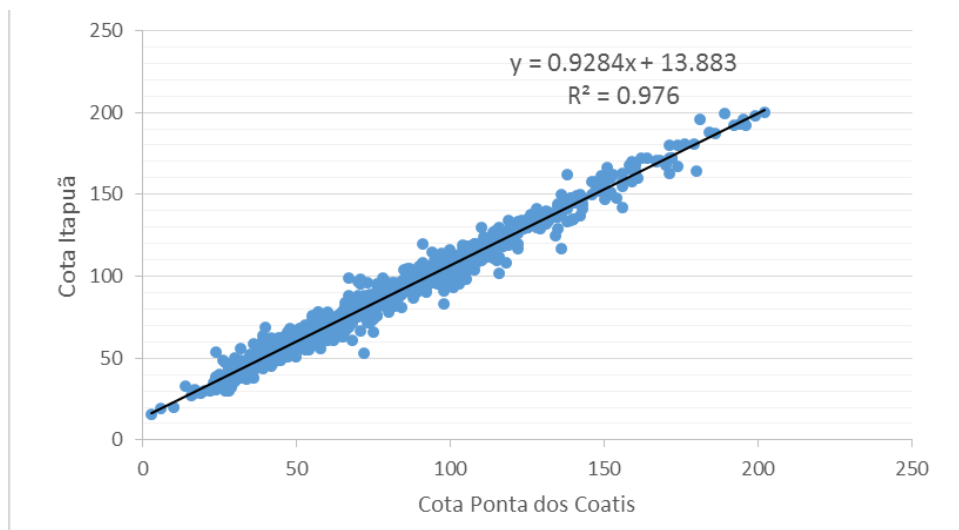


**Figura 13: Disponibilidade temporal de vazões nas estações do Rio Caí no período de 2000 a 2015 (numerados de 0 a 15).**



**Figura 14: Correlação estações 8716000 e 8717000**

No caso das cotas no exutório do Lago Guaíba, na estação Farol de Itapuã (87510001) observou-se que somente havia medição das cotas no período entre 1985 e 1991. No entanto, verificou-se que a estação da Ponta dos Coatis (87500020), localizada a montante do exutório do Lago Guaíba, apresentou uma correlação bastante alta com as cotas do Farol de Itapuã. Sendo, portanto, ajustada uma curva de correlação entre as cotas destas duas estações. A Figura 15 apresenta a curva e a equação gerada, que possui um coeficiente de correlação de  $R^2=0.97$ , no período de 1985 a 1991.



**Figura 15: Correlação entre as Cotas do Farol de Itapuã (87510001) e da Ponta dos Coatis (87500020).**

Realizados os preenchimentos de falhas dos formadores e das cotas, foram realizadas as regionalizações das vazões para o exutório dos rios formadores. Em função da não existência de estações fluviométricas exatamente nas seções transversais dos rios formadores, e no exutório de cada rio com o Lago Guaíba, os valores de vazão nestas seções foram estimados com base em um método de regionalização pela área (TUCCI et al, 1993; SAMUEL et al., 2011). O método de regionalização pela área consiste em uma transferência de dados de vazão das estações fluviométricas para seções onde não existe monitoramento (Ecoplan, 2015).

Segundo Agra et al. (2002) uma metodologia bastante utilizada para a determinação da vazão em um local sem dados supõe que a proporcionalidade linear entre as áreas seja obedecida pela vazão, ou em outras palavras, toma-se a vazão específica de um local mais próximo com dados e multiplica-se esta vazão específica pela área do local sem dados. Neste estudo, foram utilizados os valores da relação entre as áreas de drenagem da bacia hidrográfica e da área de drenagem do posto fluviométrico, conforme a Equação 2. Os dados utilizados são apresentados na Tabela 4.

$$Fator = \frac{AB}{AP}$$

Equação 2

Onde:

AB: Área da bacia hidrográfica;

AP: Área de drenagem do posto fluviométrico

**Tabela 4: Áreas das bacias hidrográficas e dos postos fluviométricos.**

Bacia	Área da bacia (km <sup>2</sup> ) - A <sub>B</sub>	Posto	Área do posto (km <sup>2</sup> ) - A <sub>P</sub>	Fator (A <sub>B</sub> ) / (A <sub>P</sub> )
Rio Caí	5027	87170000	3030	1.659
Rio Gravataí	2020	87400000	1660	1.217
Rio Jacuí	71600	85900000	38700	1.850
Rio dos Sinos	3820	87382000	3130	1.220

Os fatores calculados para cada afluente foram multiplicados pelos dados diários de vazão de cada posto fluviométrico (Tabela 4). Salienta-se que tais valores correspondam a aproximações bastante grosseiras para os dados de vazão para o Lago Guaíba, pois as vazões no exutório sofrem o efeito do remanso causado pelo Lago Guaíba, que não foi considerado nos cálculos.

A partir destas observações feitas ao longo deste item, nota-se que não é possível estimar, com precisão, a partir de métodos simplificados, a vazão diária na foz dos afluentes do Lago Guaíba. No entanto, visando a obtenção destes dados para a execução do trabalho, considerando o tempo hábil para a execução do mesmo, os métodos supracitados podem ser considerados satisfatórios. Faz-se a ressalva de que para trabalhos futuros, caso haja a necessidade de obtenção de dados mais precisos de vazão no exutório dos rios formadores, que sejam utilizados métodos ou modelos mais sofisticados.

#### 7.1.3.2 Curva Cota-Volume do Lago Guaíba

Visando a obtenção do tempo de residência (Tr), definida como variável para o modelo, foi necessária a elaboração de uma curva cota-volume para o Lago Guaíba. O tempo de residência é calculado com a Equação 3, que relaciona o volume do lago à vazão afluente.

$$Tr = Vol/Q$$

Equação 3

Onde:

Vol: Volume do Lago; Q: Vazão afluente

Para a obtenção do volume do Lago Guaíba, foi utilizada a batimetria do Lago Guaíba correspondente ao levantamento batimétrico realizado pela Diretoria de Hidrografia e



Navegação (DHN) do Ministério da Marinha em 1964. Salienta-se que as profundidades podem estar desatualizadas devido à mudança de morfologia de fundo que ocorreu nos últimos 50 anos por sedimentação e erosão (ECOPLAN, 2015).

Utilizou-se o *software Idrisi* com a batimetria do Lago Guaíba com resolução de 200 m. Foi feita uma reclassificação das cotas com intervalos de 0.2 m, conforme o método utilizado por Albertin et al (2010). Nesse mesmo *software*, obteve-se o número de pixels presentes em cada intervalo. A partir desses valores, utilizou-se o *Microsoft Excel* para dar continuidade aos cálculos das áreas e dos volumes de cada intervalo.

Primeiramente, calculou-se a área referente a cada intervalo, multiplicando o número de pixels em cada faixa pela resolução (200m). A partir da área, pode-se calcular o volume de cada intervalo, multiplicando a área pela faixa de 0.2 m., conforme exemplifica a Figura 16.

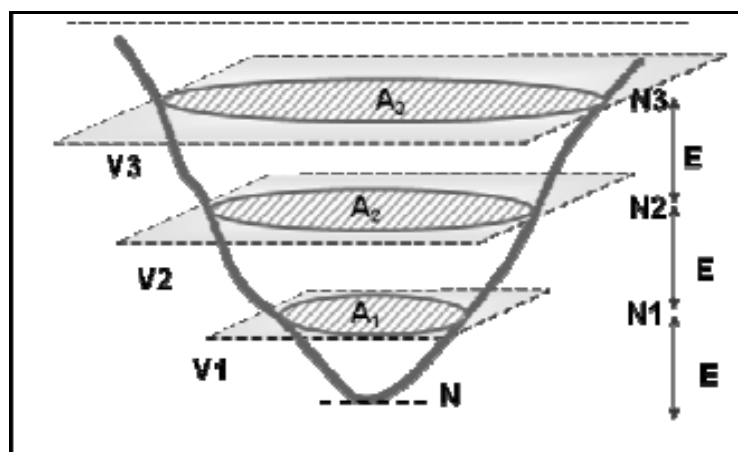
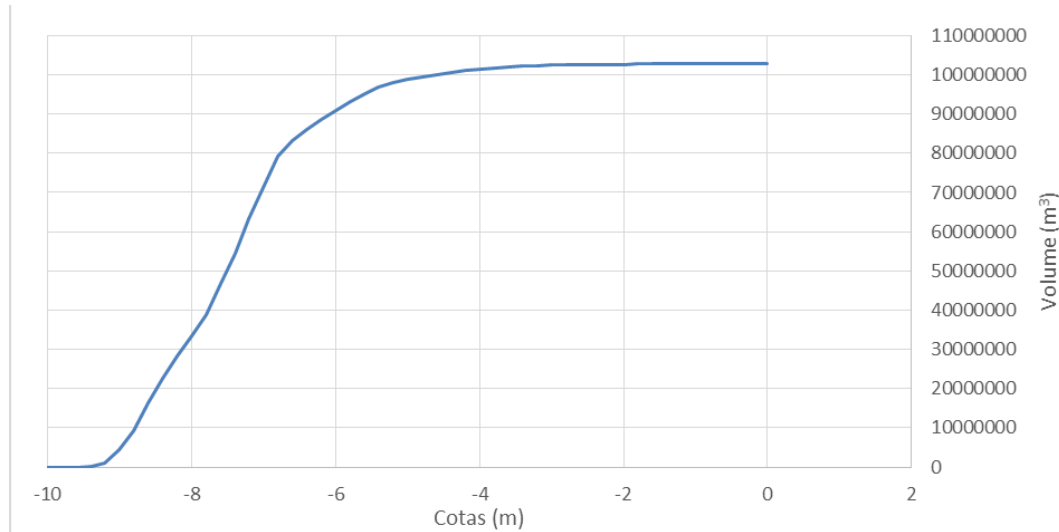


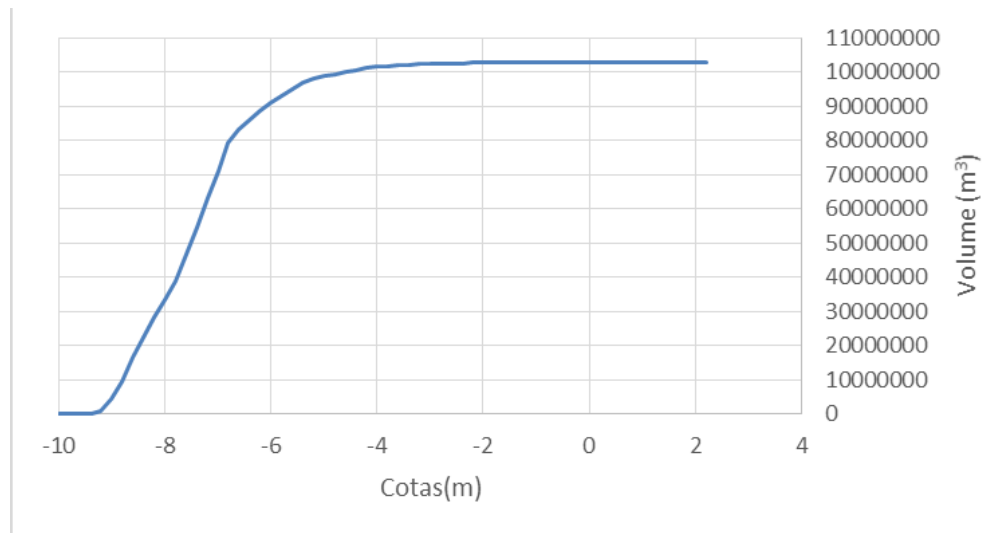
Figura 16: Método de cálculo do volume. Fonte: ALBERTIN et al (2010).

Com o cálculo do volume de cada seção, os volumes foram acumulados, a fim de se obter o volume total corresponde ao somatório de todos os volumes parciais. Os dados da cota e volume também foram inseridos em uma planilha eletrônica na qual se fez o ajuste da curva. Os valores das cotas foram invertidos para facilitar a visualização, considerando que com o nível de referência do DHN em 0m, o Lago Guaíba esteja com o volume máximo, e em -10 m, mínimo. A Figura 17 mostra a curva cota-volume gerada a partir dos cálculos a cima descritos.



**Figura 17: Curva cota-volume do Lago Guaíba.**

No entanto, os registros de nível do Farol de Itapuã variam de 0,13 a 2,01 m. Para estimar os volumes para estas cotas, observou-se que a partir da cota -2 m até 0 m o volume varia muito pouco, podendo ser ajustada uma equação linear para extrapolar os valores até a cota desejada. A curva cota-volume do Lago Guaíba utilizada para a obtenção do Tr encontra-se na (Figura 18).



**Figura 18: Curva cota-volume do Lago Guaíba.**

## 7.2 ANÁLISE DE DADOS

A análise dos dados foi realizada em duas etapas, sendo que a primeira, e mais robusta, consistiu na elaboração dos modelos multiplicativos não-paramétricos, e a segunda, que levou em consideração os resultados da primeira, na análise dos dados por meio de uma regressão múltipla. Os resultados de ambas análises possibilitaram a comparação das diferentes

metodologias para a predição das principais variáveis explicativas relacionadas às variações da clorofila *a* no Lago Guaíba, e conseqüentemente potenciais episódios de florações de cianobactérias.

### 7.2.1 Modelo multiplicativo não-paramétrico

Para a análise dos dados, primeiramente, foram elaboradas três matrizes avaliando, simultaneamente, os seis pontos monitorados pelo DMAE, que possuíam dados de clorofila *a*. As matrizes consistiam, em todos os casos, em uma matriz resposta, que corresponde aos valores de clorofila *a*, que é avaliada com uma segunda matriz de preditores, que serão listados nos itens a seguir:

- I. Clorofila *a* x Matriz com as 25 variáveis de qualidade da água, meteorológicas e hidrodinâmicas;
- II. Clorofila *a* x Matriz com as 12 variáveis de qualidade da água; e,
- III. Clorofila *a* x Matriz com as 13 variáveis de meteorológicas e hidrodinâmicas.

Além destes três grupos de análise, que levaram em consideração todos os seis pontos juntos, foram também gerados modelos para cada um dos seis pontos, com todas as variáveis (25 fatores – Modelo I). O Quadro 6 sintetiza os modelos criados.

**Quadro 6: Síntese das matrizes analisadas.**

Modelos	Nº de variáveis preditoras	Matrizes (nº de linhas x nº de colunas)	Comentários
I- Clorofila <i>a</i> x todos as variáveis	25	172 x 25	Modelo referente a todos os pontos, simultaneamente, e todas as variáveis preditoras (qualidade da água, meteorológicas e hidrodinâmicas)
II -Clorofila <i>a</i> x variáveis de qualidade da água	12	172 x 12	Modelo referente a todos os pontos, simultaneamente, e 12 variáveis relacionados a qualidade da água
III- Clorofila <i>a</i> x variáveis de meteorológicas e hidrodinâmicas	13	172 x 13	Modelo referente a todos os pontos, simultaneamente, e todos os 13 variáveis meteorológicas e hidrodinâmicas
Ponto 86A - Clorofila <i>a</i> x todos as variáveis	25	25 x 25	Modelo referente ao ponto 86A e todas as variáveis preditoras (qualidade da água, meteorológicas e hidrodinâmicas)
Ponto 36 - Clorofila <i>a</i> x todas as variáveis	25	49 x 25	Modelo referente ao ponto 36 e todas as variáveis preditoras (qualidade da água, meteorológicas e hidrodinâmicas)
Ponto 41B - Clorofila <i>a</i> x todos as variáveis	25	40 x 25	Modelo referente ao ponto 41B e todas as variáveis preditoras (qualidade da água, meteorológicas e hidrodinâmicas)

Modelos	Nº de variáveis predictoras	Matrizes (nº de linhas x nº de columnas)	Comentários
Ponto 45C - Clorofila <i>a</i> x todas as variáveis	25	29 x 25	Modelo referente ao ponto 45C e todas as variáveis predictoras (qualidade da água, meteorológicas e hidrodinâmicas)
Ponto 478B- Clorofila <i>a</i> x todas as variáveis	25	8 x 25	Modelo referente ao ponto 47_8B e todas as variáveis predictoras (qualidade da água, meteorológicas e hidrodinâmicas)
Ponto 64H - Clorofila <i>a</i> x todas as variáveis (qualidade da água, meteorológicas e hidrodinâmicas)	25	21 x 25	Modelo referente ao ponto 64H e todas as variáveis predictoras (qualidade da água, meteorológicas e hidrodinâmicas)

Esta escolha foi feita visando a comparação das respostas dos modelos avaliados em todos os pontos em conjunto e os pontos individualmente, devido a tendência que cada um dos pontos possui de ser influenciado por diferentes variáveis. A Figura 19 mostra a localização de cada ponto.

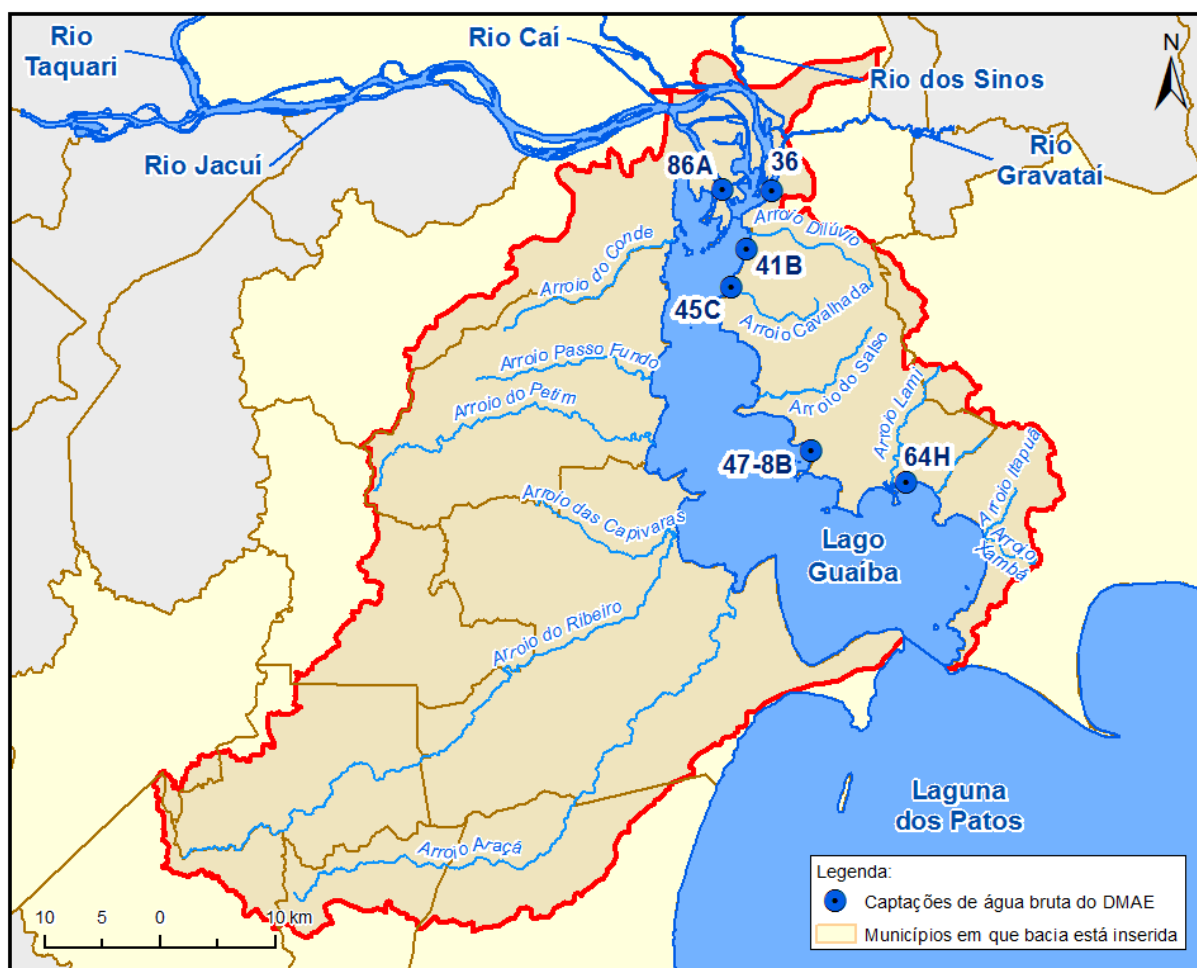


Figura 19: Localização dos pontos analisados.

Como pode ser observado na Figura 19, a distribuição espacial dos pontos permite que cada um tenha cargas de matéria orgânica e nutrientes distintos e aportados localmente, além de diferenças quanto aos parâmetros relacionados à hidrodinâmica, como por exemplo os pontos 86 A e 36, que estão na foz dos rios Jacuí e Gravataí (e Sinos), respectivamente, e os pontos 47\_8b que está localizado na margem esquerda, que podem não sofrer uma influência tão forte dos formadores.

**Quadro 7: Fatores considerados nas matrizes dos preditores.**

<b>Matriz</b>	<b>Identificador</b>	<b>Fator</b>	<b>Unidade</b>
<b>Resposta</b>	x	Clorofila <i>a</i>	µg/L
<b>Variáveis de qualidade da água</b>	x1	NH <sub>3</sub>	mg/L
	x2	Nitrato (NO <sub>3</sub> )	mg/L
	x3	Nitrogênio Total	mg/L
	x4	Oxigênio Dissolvido	mg/L
	x5	pH	
	x6	Ortofosfato	mg/L
	x7	Fósforo Total	mg/L
	x8	NT/PT	
	x9	Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L
	x10	Sólidos Totais	mg/L
	x11	Sólidos Suspensos Totais	mg/L
	x12	Turbidez	UNT
<b>Variáveis meteorológicas e hidrodinâmicas</b>	x13	Temperatura do Ar (média do dia)	°C
	x14	Umidade Relativa do Ar	%
	x15	Precipitação	mm
	x16	Pressão Atmosférica	hPa
	x17	Radiação Global	KJ/m <sup>2</sup>
	x18	Velocidade do Vento	m/s
	x19	Direção do Vento	graus
	x20	Vazão Rio Gravataí	m <sup>3</sup> /s
	x21	Vazão Rio Jacuí	m <sup>3</sup> /s
	x22	Vazão Rio Caí	m <sup>3</sup> /s
	x23	Vazão Rio Sinos	m <sup>3</sup> /s
	x24	Cota Itapuã	m <sup>3</sup> /s
	x25	Tempo de Residência	h

Para minimizar problemas relacionados às grandes variações nas ordens de grandeza dos dados (DERR et al., 2007; CRISTOFOLINI et al., 2008), todas as variáveis foram log transformadas com a transformação  $\log_{10}(x+1)$  conforme sugerido por Berryman & McCune (2006). As matrizes foram analisadas por modelos multiplicativos não paramétricos (NPMR e

McCune, 2006), utilizando o software *Hyperniche 1,0* (MCCUNE E MEFFORD, 2004). Foram selecionados os melhores modelos que descreveram as relações entre a variável resposta (clorofila *a*) e as variáveis ambientais (variáveis de qualidade de água, meteorológicas e hidrodinâmicas).

No presente estudo foram gerados dois tipos de NPMR para cada combinação de matrizes, conforme detalhado anteriormente. Os dois NPMR possuem um modelo de média local, e diferem no tipo de *kernel* (ponderação em torno de cada ponto de destino): um modelo é denominado uniforme dentro de uma janela ecológica (Modelo de Ocorrência de Espécies - SpOcc - NPMR), identificado pela letra U, e o outro modelo é do tipo gaussiano (LR-NPMR) (MCCUNE & MEFFORD, 2004), identificado pela letra G.

Foram selecionados os modelos com o melhor  $xR^2$ , considerando o máximo de cinco preditores, devido a observação que o  $xR^2$  aumentava (melhor aproximação) com o aumento no número de preditores. No entanto, os testes mostraram que a partir de cinco preditores, o  $xR^2$  não aumentava mais, sendo, somente, adicionados mais preditores, sem apresentar vantagens à análise. A avaliação dos modelos foi realizada a partir do teste de permutação de Monte Carlo (100 permutações). Foram considerados significativos apenas os modelos com  $p < 0.05$ .

## 8 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 8.1 MODELOS DE REGRESSÃO MULTIPLICATIVA NÃO PARAMÉTRICA

Os resultados dos modelos de regressão multiplicativa não-paramétrica se encontram no Quadro 8. Conforme o item 7.2.1, que detalha a metodologia, foram gerados três tipos de modelo ((I) todas variáveis, (II) variáveis de qualidade da água, e (III) variáveis meteorológicas e hidrodinâmicas), além de um modelo considerando cada ponto em separado e todas as variáveis ambientais. Os modelos criados com o *kernel* uniforme (SpOcc) serão identificados pela letra U, e os modelos criados com o *kernel* Gaussiano, pela letra G.

Conforme pode ser observado no Quadro 8, todos os modelos gerados apresentaram resultados indicando boas aproximações, variando  $xR^2$  de 0.93 a 0.43, com nível de significância de  $p < 0.05$ . Salienta-se que os valores que não possuem asterisco (\*) ao lado do  $xR^2$ , embora tenham apresentado correlação, não apresentaram significância ( $p > 0.05$ ).

Analisando o **modelo I**, que leva em consideração todas as variáveis ambientais, nota-se que os valores de  $xR^2$  são de 0.74 no modelo U, e 0.71, no modelo G, respectivamente. Os resultados para os dois modelos ressaltam o fato de ambos modelos terem evidenciado três variáveis relacionadas à hidrodinâmica do Lago Guaíba como preditivas da clorofila *a*. Apesar do valor de  $xR^2$  ter sido superior para o modelo U, foram analisadas as cinco variáveis do modelo U: pH, UR, e as vazões dos rios Gravataí, Jacuí e Sinos e comparadas com as variáveis do modelo G: OD, turbidez, vazão do Rio Gravataí, Vazão do Rio Jacuí e Tempo de Residência (Tr) e considerou-se que o modelo G tende a explicar melhor a variável resposta (clorofila *a*). Analisando as variáveis hidrodinâmicas do **modelo G**, observou-se a importância das vazões dos formadores no comportamento da dinâmica do Lago, conforme o exposto por Paz (2003). O Rio Jacuí contribui com mais de 80% da vazão afluyente do Lago Guaíba, sendo que estudo da Concremat (2004c) apontou no seu exutório a maior carga de nutrientes aportada, que acaba sendo mais facilmente diluída devido a maior vazão e velocidade. Conforme Windolf et al. (1997), o tempo de residência varia localmente e este influencia a concentração de nitrogênio e fósforo. Além disso, os trabalhos de Carvalho et al. (2013) e Maizonave (2004) mostraram que as florações de cianobactérias estão associadas a elevados tempos de residência.

**Quadro 8: Resultados da modelagem SpOcc (U) e gaussiano NPMR (G).**

Modelo	SpOcc –NPMR (U)			Gaussiano-NPMR (G)		
	XR <sup>2</sup>	p	Variáveis (Tolerância)	XR <sup>2</sup>	p	Variáveis (Tolerância)
Modelo I Todas as variáveis ambientais	<b>0.74*</b>	<b>0.03</b>	pH Umidade Relativa do Ar (UR) Vazão do Rio Gravataí Vazão do Rio Jacuí Vazão do Rio dos Sinos	<b>0.71*</b>	<b>0.01</b>	Oxigênio Dissolvido Turbidez Vazão do Rio Gravataí Vazão do Rio Jacuí Tempo de residência
Modelo II Variáveis de qualidade da água	<b>0.47*</b>	<b>0.009</b>	Nitrato Oxigênio Dissolvido NT/PT Turbidez	Não foi gerado modelo		
Modelo III Variáveis meteorológicas e hidrodinâmicas	<b>0.54*</b>	<b>0.009</b>	Temperatura do ar Umidade Relativa do Ar Precipitação Vazão do Rio Gravataí Vazão do Rio dos Sinos	<b>0.43</b>	<b>0.09</b>	Pressão atmosférica Radiação solar Vazão do Rio dos Sinos
Ponto 36 Delta – margem esquerda- foz dos Rios dos Sinos e Gravataí)	<b>0.67*</b>	<b>0.05</b>	Nitrato Temperatura do Ar Pressão Atmosférica Vento, direção Vazão do Rio dos Sinos	<b>0.54*</b>	<b>0.009</b>	Amônia Temperatura do Ar Precipitação Radiação global Vazão do Rio dos Sinos
Ponto 41B (próximo à Foz Dilúvio)	<b>0.81*</b>	<b>0.02</b>	Ortofosfato Turbidez Temperatura do Ar Umidade Relativa Precipitação	<b>0.51</b>	<b>0.09</b>	Fósforo Total NT/PT Turbidez Temperatura do Ar Pressão Atmosférica
86A (Foz do Rio Jacuí)	<b>0.93*</b>	<b>0.009</b>	Amônia Oxigênio Dissolvido Umidade Relativa	0.6	0.45	Nitrogênio total Oxigênio Dissolvido Radiação Global Tempo de residência
45C	0.72	0.15	Oxigênio Dissolvido Turbidez Radiação Global	0.62*	0.04	Ph Radiação Global Cota Farol de Itapuã
64H	0.87	0.13	Amônia Sólidos Totais Pressão Atmosférica	0.59	0.38	Sólidos Totais Turbidez Temperatura do Ar
478b	0.6	0.58	Amônia NT/PT	0.69	0.57	pH Vazão do rRio dos Sinos

\*p&lt;0.05



Ainda sobre o modelo G, a turbidez é uma variável importante e está associada aos eventos de florações. Quando os eventos de floração ocorrem, pode-se observar um aumento da turbidez da água, devido a proliferação de algas (FRAGOSO, 2009). O OD também se correlaciona com tais eventos à medida que o crescimento excessivo de algas causa a desoxigenação da água, no entanto, também pode estar, inicialmente, estar associado à produção de oxigênio, (VON SPERLING, 2007).

Para os demais modelos gerados, observou-se que os modelos gerados por U apresentaram resultados mais representativos, e com maiores valores de  $xR^2$ , portanto, serão discutidos com maior detalhamento.

O **Modelo II**, que considera as variáveis de qualidade da água, apresentou  $xR^2$  de 0.47 para o **modelo U**. As variáveis explicativas para este modelo foram: nitrato, oxigênio dissolvido, turbidez e a razão NT/PT. A presença de nutrientes na água (nitrato), assim como a razão NT/PT, pode dar indícios de que o nutriente limitante para o crescimento algal, possa ser o nitrogênio. Segundo Von Sperling (1996), em baixas concentrações do nutriente limitante, o crescimento de uma certa população, que depende deste nutriente para o seu crescimento, é baixo. Com a elevação da concentração do nutriente limitante, o crescimento populacional também aumenta. O trabalho de Carvalho (1999) identificou o nitrogênio como sendo o nutriente limitante em suas análises realizadas nos rios formadores do Lago Guaíba (Rios Jacuí, Taquari, Caí, Sinos e Gravataí). O oxigênio dissolvido também é uma variável que necessita ser avaliada. Com o aumento da produção primária, inicialmente podem ocorrer valores de oxigênio dissolvido superiores à concentração de saturação, no entanto, com o crescimento das algas, há o consumo deste oxigênio para a decomposição da matéria orgânica. O aumento da biomassa algácea também pode estar associada à diminuição da turbidez. Como a fotossíntese depende da energia luminosa, essa dependência faz com que a turbidez da água seja um fator limitante (VON SPERLING, 2007). À medida que estes fatores estiverem combinados, como aporte de nutrientes, associados à diminuição da turbidez, pode-se criar condições ideais para as florações. Estudos de Costello et al. (2005) e Oliver et al. (2009) relacionaram o aumento na concentração de nutrientes e a redução da turbidez na água como sendo as principais causas das florações de cianobactérias nas águas de rios das bacias do Lago Eyre e nas águas do Rio Murray, situados na Austrália. Além disso, a publicação Porto Alegre (2012) associou a baixa turbidez aos eventos de florações ocorridas no Lago Guaíba em 2012.

O **modelo III** (variáveis meteorológicas e hidrodinâmicas) apresentou  $xR^2$  de 0.54 para o **modelo U**. Os preditores para a clorofila *a* no modelo U foram: Temperatura do ar, UR, Precipitação e as vazões dos Rios dos Sinos e Gravataí. Em relação aos preditores do **modelo U**, observa-se que as vazões dos Rios dos Sinos e Gravataí, dois dos rios mais poluídos do Brasil, segundo (ABES, 2015), foram consideradas como preditoras para a clorofila *a*. No entanto, o modelo não mostra se estes resultados são atribuídos à carga de nutrientes aportada por estes rios ou se referem às vazões. Temperaturas elevadas e baixos índices de precipitação são considerados fatores importantes associados às florações de cianobactérias (THOMANN E MUELLER, 1987; BOUVY ET AL., 2001; HILTON, 2006; SILVA, 2009; CODD, 2000; PORTO ALEGRE, 2012). Já o **modelo G** apresentou um  $xR^2$  0.43, no entanto, o  $p > 0.05$ , de 0.09, não sendo, portanto, um resultado significativo. Os preditores foram: Pressão atmosférica, Radiação solar e vazão do Rio dos Sinos. O aumento da radiação solar está associada ao aumento da produção primária, como observado em diversos trabalhos, dentre eles o de Silva (2009), Bouvy, et al. (2001); Beyruth (2000).

Salienta-se que os modelos gerados por ponto foram feitos considerando todas as 25 variáveis consideradas neste estudo, sendo as 12 variáveis de qualidade da água e as 13 variáveis meteorológicas e hidrodinâmicas.

O **modelo U** para o ponto **Ponto 36**, localizado na região do Delta do Jacuí - margem esquerda sofre influência direta dos Rios dos Sinos e Gravataí. Este modelo apresentou um  $xR^2$  0.67 e os fatores preditores foram nitrato, temperatura do ar, pressão atmosférica, direção do vento, e vazão do Rio dos Sinos. Este modelo fornece indícios de que, novamente, o nitrato apresenta maior relação com a clorofila *a*, e a vazão do Rio dos Sinos também está correlacionada. Este resultado mostrou-se interessante, devido à proximidade da localização deste ponto com a vazão do rio dos Sinos. Dentre as variáveis climáticas, a temperatura do ar também apresentou correlação com a pressão atmosférica e a direção do vento. Conforme relatado na publicação Porto Alegre (2012) a inversão dos ventos propicia o arraste a montante das florações e aumenta o tempo de detenção das águas. O **modelo G** obteve um  $xR^2$  de 0.54 para o ponto 36 e indicou como variáveis explicativas a amônia, temperatura do ar, precipitação, radiação global e a vazão do Rio dos Sinos. Conforme a tendência dos resultados, os nutrientes nitrogenados estão sendo evidenciados como variáveis explicativas da clorofila *a*, além da vazão do Rio dos Sinos e da temperatura, comum nos dois modelos gerados para este ponto. O que diferiu, neste caso, foi a precipitação e a radiação. Conforme já discutido anteriormente, altas temperaturas, alta radiação e baixa precipitação são variáveis

importantes para o crescimento algáceo, e em geral, altas temperaturas e insolação favorecem o crescimento de cianobactérias.

No **modelo U** para o **Ponto 41B**, localizado na foz do Arroio Dilúvio, o modelo obteve um  $xR^2$  de 0.81 e  $p=0.02$ . Os fatores explicativos foram: ortofosfato, turbidez, temperatura do ar, umidade relativa e precipitação. Conforme o documento Porto Alegre (2012), o ponto na foz do Arroio Dilúvio apresenta menores condições para as florações, devido a sua qualidade da água ser muito ruim. A elevada turbidez, devido aos efluentes lançados, dificulta a entrada da luminosidade necessária para o desenvolvimento das florações. No entanto, em condições de baixa precipitação, e alta concentração de nutrientes, neste caso o fósforo, associada a elevadas temperaturas, podem ocorrer condições necessárias para o crescimento algal. Para o **modelo G**, o  $xR^2$  foi de 0.51, no entanto, o  $p=0.09$ , não sendo, portanto, um resultado significativo. Os fatores explicativos foram: fosforo total, relação NT/PT, turbidez, temperatura e pressão atmosférica. Comparado com o modelo U, observou-se que a turbidez, a temperatura e o fósforo foram preditores comuns para os dois modelos.

Analisando os modelos gerados por ponto, observou-se que o melhor modelo, considerando o  $xR^2$  foi o modelo do **ponto 86A**, localizado na foz do Rio Jacuí, com um  $xR^2$  de 0.93 e  $p=0.009$ . Somente o **modelo U** foi significativo. Os fatores preditivos foram: amônia, oxigênio dissolvido e umidade relativa do ar. Segundo estudo da Concremat (2004), a carga de nutrientes aportada pelo Rio Jacuí é grande, no entanto, a maior vazão e oxigenação da água, permite que esta carga seja mais facilmente diluída do que as cargas aportadas pela margem esquerda. Possivelmente, uma condição de baixa vazão pode favorecer o aumento da biomassa algácea.

No **ponto 45C** somente foi significativo o **modelo G** com  $xR^2$  de 0.62 e  $p=0.04$ . Os fatores explicativos foram pH, radiação e a cota no exutório do Lago Guaíba (Farol de Itapuã). Nota-se que para este ponto, foram identificadas variáveis que podem estar relacionadas com as interferências que este ponto possui. A relação com a cota de Itapuã pode estar relacionada com as condições quando o lago inverte o sentido do seu fluxo preferencial; em condições de estiagem, baixa precipitação e elevada insolação, fornecendo condições ideais para o crescimento das algas, aumento concentrações de clorofila *a* neste ponto. Segundo Silva (2009), Bouvy, et al. (2001); Beyruth (2000) o aumento da radiação solar está diretamente associado ao aumento da produção primária.

Os demais modelos, para os pontos 64H e 47-8B, embora tenham apresentado valores elevados de correlação, não apresentaram valores significativos pelo teste de Monte Carlo.

## 8.2 REGRESSÃO LINEAR MÚLTIPLA

Objetivando a comparação entre os resultados dos modelos de regressão multiplicativa não-paramétrica (*Hyperniche 1.0*; MCCUNE & MEFFORD, 2004) com regressões lineares múltiplas. Foram realizadas regressões lineares múltiplas com os mesmos dados utilizados para os modelos II e III (variáveis de qualidade da água e meteorológicas/hidrodinâmicas, respectivamente). No entanto, para analisar o modelo I, considerando todas as variáveis, foram selecionadas apenas as variáveis preditoras para o modelo U e para o modelo G. Os principais resultados encontram-se no Quadro 9 e Quadro 10.

**Quadro 9: Modelos considerando todas as variáveis ambientais – NPMR e Regressão linear.**

	<i>Resultados Modelo I U - NPMR</i>	<i>Resultados Modelo I G- NPMR</i>	<i>Regressão Linear Múltipla Fatores de U</i>	<i>Regressão Linear Múltipla Fatores de G</i>
	$xR^2=0.74$ ; $p=0.03$	$xR^2=0.71$ ; $p=0.01$	$r^2 = 0.31$	$r^2=0.32$
	pH	Oxigênio Dissolvido	Turbidez $p=0.02$	Turbidez $p=0.02$
Fatores	Umidade Relativa do Ar (UR)	Turbidez	Temperatura $p=0.0006$	Temperatura $p=0.02$
	Vazão do Rio Gravataí	Vazão do Rio Gravataí	Vazão do Rio Gravataí $p=0.01$	Radiação $p=0.03$
	Vazão do Rio Jacuí	Vazão do Rio Jacuí		

Analisando os resultados, observou-se que a correlação entre as variáveis explicativas (ambientais) e variável resposta (clorofila *a*) foi melhor nos modelos utilizando NPMR do que nos modelos através de regressão linear múltipla. Nos modelos de regressão linear múltipla, a variável resposta apresentou valores de correlação muito baixos, sendo que, para o modelo considerando as variáveis explicativas de U, o  $r^2$  foi de apenas 0.31, e as variáveis explicativas foram: turbidez, temperatura e vazão do Rio Gravataí. Considerando as variáveis explicativas do modelo G, o modelo de regressão linear múltipla obteve um  $r^2=0.32$ , sendo que os preditores foram semelhantes ao anterior: turbidez, temperatura e radiação.

**Quadro 10: Resultados dos modelos NPMR e dos modelos de regressão múltipla.**

<i>Resultados Modelo U - NPMR</i>		<i>Resultados Modelo G - NPMR</i>	<i>Resultados Regressão Linear Múltipla</i>	
<b>Modelo II- Variáveis de qualidade da água</b>	<b>Modelo III- Variáveis hidrodinâmicas e meteorológicas</b>	<b>Modelo III- Variáveis hidrodinâmicas e meteorológicas</b>	<b>Modelo II Variáveis de qualidade da água</b>	<b>Modelo III Variáveis hidrodinâmicas e meteorológicas</b>
xR <sup>2</sup> =0.47 p=0.009	xR <sup>2</sup> =0.54 p=0.009	xR <sup>2</sup> =0.43 p=0.09	r <sup>2</sup> =0.23	r <sup>2</sup> =0.34
Nitrato	Temperatura do ar	Pressão atmosférica	OD p=0.001	Temperatura p=0.02
Oxigênio Dissolvido	Umidade Relativa do Ar	Radiação solar	pH p=0.006	Radiação p=0.005
NT/PT	Precipitação	Vazão do Rio dos Sinos	Ortofosfato p=0.02	
Turbidez	Vazão do Rio Gravataí		SDT p=0.05	
	Vazão do Rio dos Sinos		Turbidez p=0.0009	

Para os modelos II e III, os  $r^2$  foram de 0.23 e 0.34, respectivamente. Portanto, nota-se que em ambos os modelos a clorofila *a* obteve fraca correlação com os preditores. Para o modelo II, os fatores significativos foram: OD, pH, ortofosfato, SDT e turbidez. Para o modelo III foram as variáveis temperatura e radiação.

A partir da análise integrada dos resultados, considerando as diferentes abordagens metodológicas, observa-se que a utilização de ferramentas estatísticas para análises de preditores ambientais, baseadas em modelos de regressão multiplicativa não-paramétrica (NPMR), é mais promissora para a predição da dinâmica da clorofila *a* no Lago Guaíba, considerando o banco de dados utilizado neste estudo.

## 9 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste estudo os objetivos inicialmente propostos foram alcançados. Foi avaliada a resposta da comunidade fitoplanctônica do Lago Guaíba, expressa por meio da clorofila *a*, frente à dinâmica de variáveis de qualidade da água, condições meteorológicas e hidrodinâmicas. O estudo ainda verificou, com sucesso, a capacidade de predição de um modelo de regressão multiplicativa não-paramétrica, para os principais fatores relacionados a dinâmica da comunidade fitoplanctônica.

Para a escolha das variáveis utilizadas neste estudo, foi realizada uma vasta revisão bibliográfica, considerando aspectos do processo de eutrofização e os principais fatores associados a este processo, como o enriquecimento nutricional dos corpos hídricos, fatores climáticos e hidrodinâmicos e a ocorrência de florações de cianobactérias, com relação direta às variações de clorofila *a* no manancial.

Foram abordadas questões relacionados a bacia hidrográfica do Lago Guaíba e aos rios formadores, que influenciam fortemente a qualidade de suas águas, e conseqüentemente a ocorrência de florações, perpassando os limites da bacia hidrográfica. Diversos estudos sobre a qualidade da água do Lago Guaíba, enumerados ao longo deste estudo, evidenciaram que nas áreas onde há maior adensamento populacional, localizadas na margem esquerda, a qualidade da água está mais comprometida. As águas que afluem dos Rios Sinos e Gravataí pela margem esquerda, somados aos efluentes sem tratamento pelos arroios, como o Arroio Dilúvio, destacam-se por serem as regiões com a pior qualidade da água.

Neste estudo foram utilizadas 25 variáveis ambientais, sendo 12 variáveis associadas à qualidade da água, 7 relacionadas às condições meteorológicas e 6 referentes à hidrodinâmica do Lago, para verificar a capacidade de predição da clorofila *a* através da geração de modelos de regressão multiplicativa não-paramétrica. Foram gerados três tipos de modelos, nomeados modelos I, II e III. O modelo I englobou todas as 25 variáveis ambientais, o modelo II, somente variáveis de qualidade da água (12 variáveis), e o modelo III, variáveis meteorológicas e hidrodinâmicas (13 variáveis). Foram gerados modelos por ponto, e considerando todos os pontos. Para cada um destes modelos, foram testados dois tipos de *kernel*, uniforme (U) e gaussiano (G). Os resultados para os modelos gerados evidenciaram diferentes variáveis explicativas para as florações no Lago Guaíba, considerando os diferentes tipos de modelos adotados.

Os modelos I, tanto o modelo U quanto o modelo G, mostraram forte influência das variáveis hidrodinâmicas, sendo que três, dos cinco preditores, foram relacionados a elas. O  $XR^2$  foi de 0.74 e para U, de 0.71 para G. O Rio Gravataí e o Rio Jacuí foram preditores para o modelo geral nos dois casos. Considerou-se que o modelo G, que incluiu o tempo de residência, turbidez e o oxigênio dissolvido tenha sido mais representativo para a predição biomassa algácea. Para o modelo II, o  $XR^2$  foi de 0.47. Os fatores explicativos foram nitrogênio e a relação do NT/PT, turbidez e o oxigênio dissolvido (igualmente preditores para o modelo I G). Para o modelo III, o  $XR^2$  foi de 0.54 para o modelo U, sendo que os preditores foram: temperatura, UR, precipitação e vazão do rio Gravataí e dos Sinos. Dentre os modelos gerados por ponto, o que obteve melhor  $xR^2$  de 0.93 foi o ponto 86 A (foz do Rio Jacuí). Foi possível gerar **modelos U** para os pontos 36, 41B e 86 A e **modelo G** para o ponto 45C. Todos os modelos acima citados foram significativos ( $p < 0.05$ ) com o teste de Monte Carlo (100 permutações). Estes modelos indicaram as variáveis preditoras da clorofila *a*, apresentando diferentes resultados por ponto, indicando que cada ponto sofre influência de diferentes variáveis. Possivelmente, a limitação para os modelos nas análises por pontos esteja relacionada ao número de dados, em vista que os pontos 64H e 478b havia menor disponibilidade de dados.

Complementarmente, foram realizadas análises de regressão linear múltipla para verificar como se comportam os dados com esta outra abordagem, e observou-se que tais análises apresentaram fraca correlação entre as variáveis, com baixa explicabilidade ( $r^2$  de 0.23 a 0.34), com  $p < 0.05$ . Tais resultados evidenciaram que modelos de regressão multiplicativa não-paramétrica (NPMR) tendem a ajustar melhor ( $r^2$  médio de 0.64) para estas matrizes de dados. Desta forma, a partir da análise integrada dos resultados considerando as diferentes abordagens metodológicas, nota-se que a utilização de ferramentas estatísticas para análises de preditores ambientais, baseadas em NPMR, é muito promissora para a predição da dinâmica da clorofila *a* no Lago Guaíba. Salienta-se que os modelos gerados não preveem concentrações de clorofila *a*, eles definem os principais preditores desta variável.

Considera-se importante a continuidade destes testes, visando obtenção de melhores modelos NPMR para o Lago Guaíba, que deverão passar por testes de sensibilidade e novos testes de calibração, com outros dados de entrada. Após validados, os modelos poderão consistir em uma ferramenta de gestão para predição de eventos de floração de cianobactérias no Lago Guaíba.

## 10 SUGESTÕES DE TRABALHOS FUTUROS

- Trabalhos futuros podem considerar as “condições hidrodinâmicas de referência”, utilizadas na fase C do Plano da Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba, que estipulou as Metas Intermediárias para o Enquadramento a partir destas condições, simuladas com o modelo IPH-ECO. Neste caso, podem ser consideradas condições favoráveis às florações, como: condições de estiagem, ventos na direção predominantemente sul, com conseqüente represamento das águas no Lago Guaíba, forte incidência de radiação solar e elevadas temperaturas;
- Obter dados de vazão dos formadores e dos arroios contribuintes por meio de modelos matemáticos e comparar com as respostas dos modelos obtidos neste estudo;
- Incluir a estação fluviométrica localizada no Arroio Dilúvio como variável hidrodinâmica;
- Verificar períodos com disponibilidade de dados considerando o Ferro<sup>3+</sup>, para avaliar a resposta dos modelos.



## 11 REFERÊNCIAS

- ABES, 2015. Os rios mais poluídos do Brasil. Disponível em: <<http://www.abes-mg.org.br/visualizacao-de-clippings/pt-br/ler/2082/os-rios-mais-poluidos-do-brasil>> Acesso em 20 de maio de 2015.
- ALBERTIN, L. L.; MATOS, A. J.S.; MAUAD, F. F. 2010. Cálculo do Volume e Análise da Deposição de Sedimentos do Reservatório de Três Irmãos. Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada — Departamento de Hidráulica e Saneamento/São Carlos/USP Em RBRH — Revista Brasileira de Recursos Hídricos Volume 15 n.4 Out/Dez 2010, 57-67 57. Disponível em: <[https://www.abrh.org.br/sgcv3/UserFiles/Sumarios/cbc2f8488d65f555b5d5ec032cd46901\\_d038c34f98e8572f960125c0b2f02d14.pdf](https://www.abrh.org.br/sgcv3/UserFiles/Sumarios/cbc2f8488d65f555b5d5ec032cd46901_d038c34f98e8572f960125c0b2f02d14.pdf)>. Acesso em 15 de abril de 2015.
- BENDATI, M. M.; SCHWARZBACH, M.; MAIZONAVE, C.; ALMEIDA, L. E BRINGHENTI, L. 2003. Avaliação da qualidade da água do Lago Guaíba. Subsídios para a gestão da bacia hidrográfica. Revista Pesquisa ECOS. Porto Alegre - RS. Ano 4. Nº7
- BENDATI, M.M.; MAIZONAVE, C.R.M.; FACCHIN, J.M.J.; et al. (2005). Ocorrência de floração de cianobactéria *Planktothrix mougeotti* no Lago Guaíba em 2004: atuação do DMAE no abastecimento público. In: *XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Anais. Campo Grande: ABES.
- BENDATI, M.M.; MAIZONAVE, C.R.M.; FACCHIN, J.M.J.; THEWES, M.R.; ADAIME, H.S. 2005. Ocorrência de floração de cianobactéria *Planktothrix mougeotii* no Lago Guaíba em 2004: atuação do DMAE no abastecimento público. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, Campo Grande, MS
- BERRYMAN, S. & MCCUNE, B. 2006. Estimating epiphytic macrolichen biomass from topography, stand structure and lichen community data. *Journal of Vegetation Science* 17: 157-170, IAVS; *Opulus Press Uppsala*
- BERTONI, J. C.; TUCCI, C. E. M. 2007. Precipitação. In: TUCCI, C. E. M. (Org.). Hidrologia: ciência e aplicação. 3. ed. Porto Alegre: UFRGS, 2007. p. 177-241. (ABRH. Recursos Hídricos, 4).
- BEYRUTH, Z. 2000. Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to Cyanobacterial growth in Guarapiranga Reservoir, São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia* 424: 51 - 65.
- BLOMQUIST, P.; PETTERSSON A. & HYENSTRAND, P. 1994. Ammonium-nitrogen: a key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing Cyanobacteria in aquatic systems. *Arch. Hydrobiologia* 132, p. 141-164.
- BOURCHEID. 2012. Plano da Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí. Relatório final.
- BOUVY, M.; PAGANO, M. & TROUSSELIER, M. 2001. Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil). *Aquatic Microbial Ecology*, 25: 215-227, 2001
- BRASIL. 2003. Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano. – Brasília: Ministério da Saúde: Fundação Nacional de Saúde. 56 p. Disponível em: <<http://www.cvs.saude.sp.gov.br/pdf/cianobacterias.pdf>>. Acesso em 5 de junho de 2015.
- CARACO, N. & MILLER, R. 1998. Direct and indirect effects of CO<sub>2</sub> on competition between a cyanobacteria and eukaryotic phytoplankton. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 55, p.54-62.
- CARMICHAEL, W. W., AND I. R. FALCONER. 1993. Disease related to freshwater blue-green algal toxins, and control measures. In *Algal toxins in seafood and drinking water*, ed. by I. R. Falconer, 187-209. San Diego, CA: Academic Press
- CARMICHAEL, W.W. 1992. Cyanobacteria secondary metabolites- cyanotoxins. *J. Appl. Bacteriol.* p. 445-459.

- CARVALHO, E. N. 1999. Avaliação zonal de variáveis limnológicas e grupos fitoplantônicos na foz dos principais rios formadores do Lago Guaíba (RS) com ênfase em *Microcystis aeruginosa* Kutz. Dissertação de Mestrado. UFRGS. Porto Alegre (RS).
- CARVALHO, M.C.; AGUIJARO, F.L. PIRES, D.A.; PICOLI, C. 2013. Manual de cianobactérias planctônicas: legislação, orientações para o monitoramento e aspectos ambientais. São Paulo. CETESB.
- CASALAS, A. B; CYBIS, L. F. 1985. Modelo matemático de circulação e qualidade das águas do estuário do Rio Guaíba. In: Simpósio Brasileiro de Hidrologia e Recursos Hídricos, 1985, São Paulo. Anais do Simpósio Brasileiro de Hidrologia e Recursos Hídricos. São Paulo: ABRH, 1985. v. 6. p. 419-433.
- CASWELL, H. 1976. *The validation problem*. p. 313-325. In: B.C. Patten (ed.), *Simulation in ecology*, vol. IV. Academic Press, New York.
- CHAPRA, S.C. 1997. **Surface water quality modeling**. New York: McGraw-Hill. 844 p.
- CHORUS, I; BARTRAM, J. 1999. Toxic Cyanobacteria in water: a guide to public health, consequences, monitoring and management. World Health Organization. London and New York, 416p
- CLICRBS. 2015. Proliferação acentuada de algas deixa o Guaíba esverdeado. Disponível em: <http://www.clicrbs.com.br/especial/sc/qualidade-de-vida-sc/19,0,2497748, Proliferao-acentuada-de-algas-deixa-o-Guaiba-esverdeado.html> Acesso em 25 de maio de 2015.
- CODD, G.A. 2000. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. Department of Biological Sciences, University of Dundee, Dundee DD1 4HN, UK. In Elsevier: *Ecological Engineering* vol. 16, p. 51–60
- CONCREMAT. 2004. Relatório Temático A1. Diagnóstico das disponibilidades hídricas da bacia hidrográfica. Estudos preliminares para subsídio ao Plano de Bacia do Lago Guaíba, 2004a.
- \_\_\_\_\_. Relatório da Fase A, Fase B e Síntese. Estudos preliminares para subsídio ao Plano de Bacia do Lago Guaíba, 2004c
- CORTES, R.X. 2010. Um estudo comparativo de estimadores de regressões não-paramétricas aditivas: Performance de amostras finitas. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul 71p.
- COSTELLOE, J.F.; POWLING, J.; REID, J.R.W.; SHIEL, R.J.; HUDSON, P. 2005 Algal diversity and assemblages in arid zone rivers of the lake Eyre basin, Australia. *River Research and Applications*, v. 21, p. 337-349
- CRISTOFOLINI, F; GIORDANI, P; GOTTARDINI, E; MODENESI, P. 2008. The response of epiphytic lichens to air pollution and subsets of ecological predictors: A case study from the Italian Prealps. Available online at [www.sciencedirect.com](http://www.sciencedirect.com) *Environmental Pollution* 151 308-317
- DEBANO, S. J; HAMM, P. B; JENSEN, A; RONDON, S. I & LANDOLT, J.P. Spatial and Temporal Dynamics of Potato Tuberworm (Lepidoptera: Gelechiidae) in the Columbia Basin of the Pacific Northwest. 2010 Entomological Society of America
- DEBANO, S.J. S.J.; HAMM, P.B.; JENSEN, A; RONDON, S.I; & LANDOLT, P.J; Spatial and Temporal Dynamics of Potato Tuberworm (Lepidoptera: Gelechiidae) in the Columbia Basin of the Pacific Northwest
- DELEVATI, D.M. 2010. PLANOS DIRETORES DE RECURSOS HÍDRICOS: A EXPERIÊNCIA GAÚCHA NO PERÍODO DE 1994 A 2008. Tese de Doutorado. UNISC, Disponível em: <http://btd.unisc.br/Teses/DioneiMinuzzi.pdf> >. Acesso em 5 de Maio de 2015.
- DERR, C.C; MCCUNE, B.; GEISER, L. H. 2007. Epiphytic macrolichen communities in Pinus contorta peatlands in southeastern Alaska THE BRYOLOGIST 110(3), pp. 521–532 [http://nhm2.uio.no/botanisk/lav/RLL/PDF2/Bryologist/110/110\\_521-532.pdf](http://nhm2.uio.no/botanisk/lav/RLL/PDF2/Bryologist/110/110_521-532.pdf) 2007

- DODDS, W. K., BOUSKA, W. W., EITZMANN J.L., PILGER T.J., PITTS K. L, RILLEY, A.J. SCHLOSSER, J. T. AND THORNBROUGH, J. D. 2009. Eutrophication of U.S. freshwaters: analysis of potential economic damages. *Environmental science and technology*, vol 43 n°1, p. 12-19.
- ECOPLAN. 2007. Plano Estadual de Recursos Hídricos do Rio Grande Do Sul, 2007.
- \_\_\_\_\_. 2015. Plano da Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba. – Fase C. RT1: Atividades Preliminares e Consolidação da Base Técnica - REVISÃO 04. 2015. 217p. (a) \*Relatório já aprovado, porém, ainda não publicado pelo DRH/SEMA.
- \_\_\_\_\_. 2015. Plano da Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba-Fase C RT2 - Complementação da Fase B - Estabelecimento das metas intermediárias do Enquadramento e definição da Vazão de Referência. Revisão 01. 96p. (b)\* Relatório já submetido à aprovação do DRH/SEMA. Até o momento de publicação deste trabalho, o relatório ainda não havia sido publicado.
- ELSER, J.J., BRACKEN, M.E.S., CLELAND, E.E., GRUNER, D.S., HARPOLE, W.S., HILLEBRAND, H., NGAI, J.T., SEABLOOM, E.W., SHURIN, J.B., & SMITH, J.E. (2007) Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 10: 1135–1142.
- ENRICH-PRAST, Alex. 2005. Caminhos do nitrogênio em ecossistemas aquáticos continentais. Lições de limnologia. Cap. 12, Rima Editora, 2005.
- ESTEVES, F. de A. 1998. Fundamentos de limnologia. Rio de Janeiro: Interciência. 602 p.
- FAN, F. 2010. Manual do Programa Manejo de Dados Hidroweb. Disponível em: < <http://www.ufrgs.br/hge/modelos-e-outros-produtos/software-de-manejo-e-visualizacao-de-dados-hidrologicos/> > Acesso em 3 de abril de 2015.
- FERGUSON, A.J.D; PEARSON, M.J; REYNOLDS, C. S. 1996. Eutrophication of natural waters and toxic algal blooms. In: Hester, R.E., Harrison, R.M. (Eds.), *Agricultural Chemicals and the Environment. Issues in Environ. Sci. Technol.* The Royal Society of Cambridge, p. 27–41.
- FILIPPELLI, G.M.. 2008. The Global Phosphorus Cycle: Past, Present, and Future. *Elements Mineralogical Society of America*; v. 4; n°. 2; p. 89-95.
- FRAGOSO, C. R. J. 2009. Modelagem tridimensional da estrutura trófica em ecossistemas aquáticos continentais rasos. Tese de doutorado. Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre.
- FRAGOSO, C.R.J. 2005. Simulações da Dinâmica de Fitoplâncton no Sistema Hidrológico do Taim. Dissertação de Mestrado. Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 151p.
- FRANZEN, M. 2009. Dinâmica do fósforo na interface água-sedimento em reservatórios. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre (RS).
- GALLOWAY, J.N. & COWLING, E.B. 2002. Nitrogen and the world. *Ambio* p. 64–71.
- GALLOWAY, J.N. 1998. The global nitrogen-cycle: Changes and consequences. The Netherlands. Elsevier, Amsterdam. p. 15-24.
- GARBRECHT, J.; SHARPLEY, A.N. 1992. Sediment-phosphorus relationships in watersheds. In: WORKSHOP SEDIMENT QUALITY, 1992, Karlsruhe. [Report]. Paris: Unesco. p. 54-63.
- Giordani, P. 2007. Is the diversity of epiphytic lichens a reliable indicator of air pollution? A case study from Italy. *Environmental Pollution* 146 (2007) 317e323
- GOLTERMAN, H. L. 2000. Denitrification and a numerical modelling approach for shallow waters. *Hydrobiologia* 431: 93–104.
- GOLTERMAN, H.; PAING, J.; SERRANO, L.; GOMEZ, E. 1998. Presence of and phosphate release from polyphosphates or phytate phosphate in lake sediments. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 364, p. 99-104.
- Grimm, V. 1994. Mathematical models and understanding in ecology. *Ecol. Modell.* 75-76, 641-651.

- GUERRA, T. 2015. O comitê de gerenciamento do Lago Guaíba. Disponível em: <[http://www.ecologia.ufrgs.br/ecologia/ea/comite\\_lago\\_guaiba.pdf](http://www.ecologia.ufrgs.br/ecologia/ea/comite_lago_guaiba.pdf)> . Acesso em 5 de maio de 2015.
- HARRISON, R.B., TURNER, N.S., HOYLE, J.A., KREJS, L.J., TONE, D.D., HENRY, C.L., ISAKSEN, P.J., & XUE, D. 1999. Treatment of Septic Effluent for Fecal Coliform and Nitrogen in Coarse-textured Soils: Use of Soil-only and Sand Filter Systems. *Water, Air, & Soil Pollution*, Volume 124, n° 1-2, 205-215.
- HUPPERT A, BLASIUS B, STONE L. 2002. A model of phytoplankton blooms. *American Naturalist*. 159:156–171.
- HUSZAR, V.L.M. 2003. A biodiversidade fitoplanctônica em uma nova abordagem para a predição de florações de cianobactérias em reservatórios do Estado do Rio de Janeiro. Projeto CNPq. 21p.
- VERA L.M. HUSZAR, V.L.M; CARACO, N.F; ROLAND; COLE, J. 2006. Nutrient–chlorophyll relationships in tropical– subtropical lakes: do temperate models fit. *Springer, Biogeochemistry* (2006) 79: 239–250.
- INMET, 2015. Estações automáticas do INMET. Disponível em:< <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesautomaticas>> . Acesso em 25 de maio de 2015.
- JAMES, C., FISHER, J. & MOSS, B. 2003. Nitrogen driven lakes: The Shropshire and Cheshire Meres: *Archiv für Hydrobiologie* 158: 249–266.
- JEPPESEN, E., M. MEERHOFF, B. JACOBSEN, R. HANSEN, M. SØNDERGAARD, J. JENSEN, T. LAURIDSEN, N. MAZZEO, AND C. BRANCO.2007. Restoration of shallow lakes by nutriente control and biomanipulation—the successful strategy varies with lake size and climate. *Hydrobiologia* 581:269–285.2007.
- KALFF J. 2002. *Limnology; Inland Water Ecosystems*. Prentice Hall, New Jersey.
- KARLSSON, J., BYSTRO, P, ASK, J., ASK, P., PERSSON, L., & JANSSON, M. 2009. Light limitation of nutrient-poor lake ecosystems. *Lettrers Vol. 460*, 23.
- KOSTEN, S.; HUSZAR, V. L. M.; MAZZEO, N.; SCHEFFER, M..STERNBERG, L. S. 2009. Lake and wathershed charateristics rather than climate influence nutriente limitation in shallow lakes. *Ecological Applications*, 19(7). pp. 1791–1804. Ecological Society of America. 2009.
- LAMPARELLI, M. C. 2004. Graus de Trofia em corpos d’água no Estado de São Paulo. Avaliação dos Métodos de Monitoramento. Tese (Doutorado) Instituto de Biociências de Universidade de São Paulo. São Paulo, 2004.
- LAYBAUER, L. 2002. Estudo de risco ambiental e da dinâmica sedimentológica e geoquímica da contaminação por metais pesados nos sedimentos do Lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Instituto de Geociências, Porto Alegre, RS. 2002.
- LEE, C. 1973. *Models in planning. Na introduction to the use of quantitative models in planning.* Oxford. Pergamon Press.
- LEWIS W.M. Jr. 2000. Basis for the protection and management of tropical lakes. *Lake Reserv. Res. Manag.* 5: 35–48.
- LOURO, M. 2011. Respostas relacionais entre nitrato, ortofosfato e biomassa fitoplanctônica da Lagoa de Cima (RJ): uma abordagem experimental.Tese para a obtenção do título de mestrado. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, RJ.
- MAIZONAVE, C.RM., BENDATI,M.M.; WERNER,V, R.; CYBIS, L.F.A.; CARVALHO, E.N. 2005. Avaliação planctônica do reservatório da Lomba do Sabão (Porto Alegre/RS) com ênfase na ocorrência de cianobactérias: implicações para o abastecimento público. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental: 23°, Campo Grande. ABES, 2005.
- MAIZONAVE, C.RM.,& WERNER, V.R. 2004. Ocorrência de planktothrix mougeotii (cyanobacteria) no Lago Guaíba, Porto Alegre, RS, Brasil.. Reunião da Sociedade Brasileira de Ficologia. Salvador Bahia, de 24 a 29 de abril de 2004
- MARGALEF, R. 1983. *Limnologia*. Barcelona: Omega. 1010 p.

- MCCUNE, B. 2006. Non-parametric habitat models with automatic interactions *Journal of Vegetation Science* 17: 819-830.
- MCCUNE, B. 2011. *Nonparametric Multiplicative Regression for Habitat Modeling*. Oregon State University, Corvallis, Oregon U. S. A. 58p. Disponível em: <<http://www.pcord.com/NPMRintro.pdf>>. Acesso em 15 de março de 2015.
- MCCUNE, B. 2015. Basics of non parametric regression. Disponível em: <<http://people.oregonstate.edu/~mccuneb/SummarySheetForBasics.pdf>>. Acesso em 15 de maio de 2015.
- MCCUNE, B., & MEFFORD, M. J. 2004. *Nonparametric multiplicative regression for habitat modeling version 1*. Glenden Beach, OR: MjM Software.
- MCCUNE, B., BERRYMAN, S.D., CISSEL, J.H., GITELMAN, A.I., 2003. Use of a smoother to forecast occurrence of epiphytic lichens under alternative forest management plans. *Ecological Applications* 13, 1110-1123.
- NICOLODI, J. L.; TOLDO E E. & FARINA, L. 2010. Dinâmica e ressuspensão por ondas no Lago Guaíba (RS, Brasil) e implicações nos locais de captação de água para abastecimento humano. *Pesquisas em Geociências*, 37 (1): 25-39, jan./abr. 2010 Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil
- OLIVER, R.L.; MITROVIC, S.M.; REES, C. 2009 Influence of salinity on light conditions and phytoplankton growth in a turbid river. *River Research and Applications*, v. 26, p. 894-903.
- PAZ, A.R; REIS, L.G.M; LIMA, H.V.C. 2005. Uso de modelagem hidrodinâmica visando a segmentação corpos d'água rasos para enquadramento: o caso do Lago Guaíba (RS) Disponível em: <[http://www.ct.ufpb.br/~adrianorpaz/artigos/Paz\\_et\\_al\\_SBRH\\_2005a.pdf](http://www.ct.ufpb.br/~adrianorpaz/artigos/Paz_et_al_SBRH_2005a.pdf)>. Acesso em 20 de abril de 2015.
- PETERS R.H. 1986. The role of prediction in limnology. *Limnol. Oceanogr.* 31: p.1143–1159.
- PETERSON, E.B., 2000. Analysis and prediction of patterns in lichen communities over the Western Oregon landscape. PhD dissertation, Oregon State University, Corvallis.
- PONADER, K, P; POTAPOVA, M. G. 2007. Diatoms from the genus *Achnanthisidium* in flowing waters of the Appalachian Mountains (North America): Ecology, distribution and taxonomic notes. In: Elsevier. *Limnológica* 37, p. 227-241, 2007.
- PORTO ALEGRE. 2012. A ocorrência de florações no Lago Guaíba. Departamento Municipal de Água Disponível em: <<https://portoimagem.wordpress.com/2012/04/14/o-guaiba-fica-verde-novamente/guaiba-verde>> acesso em 10 de Junho de 2015.
- PORTOIMAGEM. 2012. O Guaíba fica verde novamente. Disponível em: <<https://portoimagem.files.wordpress.com/2012/04/guaiba-verde.jpg>> Acesso em 15 de junho de 2015.
- POTAPOVA, M. G. & WINTEL, D. M. 2006. Use of nonparametric multiplicative regression for modeling diatom habitat: a case study of three *Geissleria* species from North America In book: *Advances in Phycological Studies. Festschrift in Honour of Prof. Dobrina Temniskova-Topalova*, Publisher: Pensoft Publishers & University Publishing House, Editors: Ognjanova-Rumenova, N. and K. Manoylov, pp.319-332, 2006.
- PRÓ-GUAÍBA. 2003. Dez anos de planejamento, ações e resultados. Módulo I: 1995 - 2005. Disponível em: <<http://www.proguaiba.rs.gov.br/modulo1.htm>>. Acesso em 28 de janeiro de 2015.
- RAIJ, B; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. *Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo*. 2.ed. Campinas: Instituto Agrônomo, 1996. 285p.
- RODRIGUES, L. H. R. 2014. Validação da eficiência de medidas naturais para controle de florações de cianobactérias através de modelagem ecológica. Relatório final, UFRGS, Porto Alegre.
- ROSSI, R.; SUMINSKY, M. 2007 Experiência do DMAE com a aplicação de dióxido de cloro na fase de pré-tratamento da ETA Tristeza: atuação sobre propriedades organolepticas e “fouling” de mexilhão dourado. Assembleia nacional da ASSEMAE: 37°, Guarulhos/SP 2007.

- SAKAMOTO, M. 1966. Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. *Archiv für Hydrobiologie* 62:1–28.
- SAMUEL, J.; COULIBALY, P.; METCALFE, R. A. 2011. Estimation of Continuous Streamflow in Ontario Ungauged Basins: Comparison of Regionalization Methods, *J. Hydrol. Eng.*, 16, 447–459, 2011.
- SCHEFFER, M. 1998. *Ecology of shallow lakes*. Chapman and Hall, London.
- SCHEFFER, M., & S. RINALDI. 2000. Minimal Models of Top-Down Control of Phytoplankton. *Freshwater Biology* 45, no. 2: 265-83.
- SCHOLEFIELD, D., LOCKYER, D.R., WHITEHEAD, D.C. & TYSON, K.C. 1991. A model to predict transformations and losses of nitrogen in UK pastures grazed by beef cattle. *Plant and Soil*, Volume 132, Number 2, p. 165-177.
- SHAPIRO, J. 1990. Currents beliefs regarding dominance by blue-greens: the case of the importance of CO<sub>2</sub> and pH. *Verh. Int. ver. Limnol* 24 p. 38-54.
- SILVA, J. R. L. 2009. Dinâmica de Cianobactérias e cianotoxinas em um braço do reservatório da usina hidrelétrica Luiz Eduardo Magalhães e suas implicações para o abastecimento público de Palmas –TO. Dissertação de mestrado. UFRGS, Porto Alegre. 125 p.
- SMITH, V. 1986. Light and nutrient effects on the relative biomass of blue-green algae in lake phytoplankton. *Can. J. Fish. Aquat.* 43.p.148-153.
- STERNER, R.W., ANDERSEN, T., ELSER, J.J., HESSEN, D. O., HOOD, J.M., MCCAULEY, E., URABE, J. 2008. Scale-dependent carbon: nitrogen : phosphorus seston stoichiometry in marine and freshwaters. *Limnol. Oceanogr.* Vol. 53, p.1169–1180.
- STRASKRABA, M. & GNAUCK, A.H. 1985. *Freshwater Ecosystems – Modelling and Simulation*. Elsevier, Amsterdam.
- TALLING J.F. AND LEMOALLE J. 1998. *Ecological Dynamics of Tropical Inland Waters*. Cambridge. University Press, United Kingdom.
- THOMANN, R. V., MUELLER, J.A. 1987. *Principles of surface water quality modeling and control*. Harper International Editon. 644p.
- TUCCI, C. E. M. 1997. Plano Diretor de Drenagem Urbana: Princípios e Concepção. RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos Volume 2 n.2. 5-12p.
- TUCCI, C.E.M. 1993. *Hidrologia: ciência e aplicação*. Porto Alegre. Ed. da Universidade. ABRH:EDUSP. 943p
- TUNDISI, J. G. & MATSMURA-TUNDISI, T. 2008 *Limnologia*. São Paulo: Oficina de textos, 2008.
- TUNDISI, J.G.; VANNUCCI, D. 2001. Planejamento e gerenciamento de lagos e represas: uma abordagem integrada ao problema de eutrofização. São Carlos: Instituto Internacional de Ecologia. 385 p.
- UFRGS. 2015. Tipos de modelo de simulação. Disponível em: [http://www.mat.ufrgs.br/~viali/estatistica/mat2274/material/laminaspi/Comp\\_2\\_6.pdf](http://www.mat.ufrgs.br/~viali/estatistica/mat2274/material/laminaspi/Comp_2_6.pdf). Acesso em 2 de Junho de 2015.
- VON SPERLING, M. 1996. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 1. Belo Horizonte: UFMG/DESA. 243 p.
- VON SPERLING, M. Estudos da modelagem da qualidade da água de rios. Volume 7. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG; 2007
- WATSON, S.B.; MC CAULEY, E. & DOWNING, J.A. 1997. Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of differing nutrient status. *Limnol. Oceanogr.* 42: p. 487-495.
- WETZEL, R. G. 2001. “Limnology”, Lake and River Ecosystem. San Diego: Academic Press, 3<sup>a</sup>ed.
- WINDOLF, J., E. JEPPESEN, J. P. JENSEN, AND P. KRISTENSEN. 1996. Modelling of seasonal variation in nitrogen retention and inflake concentration: a four-year mass balance study in 16 shallow Danish lakes. *Biogeochemistry* 33:25–44.