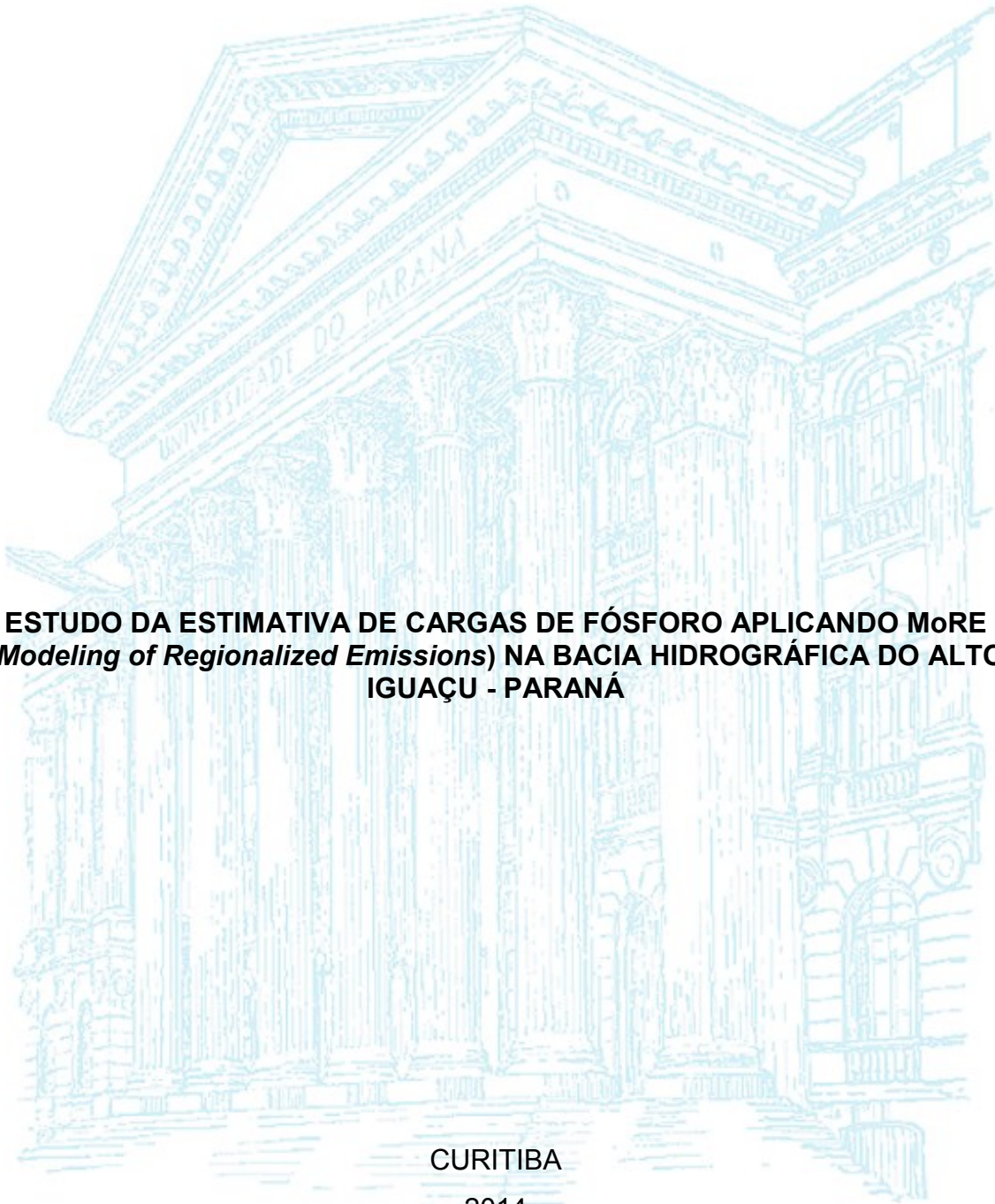


**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ**

**EILEEN ANDREA ACOSTA PORRAS**



**ESTUDO DA ESTIMATIVA DE CARGAS DE FÓSFORO APLICANDO MoRE  
(*Modeling of Regionalized Emissions*) NA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO  
IGUAÇU - PARANÁ**

**CURITIBA**

**2014**

EILEEN ANDREA ACOSTA PORRAS

**ESTUDO DA ESTIMATIVA DE CARGAS DE FÓSFORO APLICANDO MoRE  
(*Modeling of Regionalized Emissions*) NA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO  
IGUAÇU - PARANÁ**

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr<sup>a</sup>. Regina Tiemy Kishi

Co-orientador: Dr.-Ing. Stephan Fuchs

---

P838e

Porras, Eileen Andrea Acosta

Estudo da estimativa de cargas de fósforo aplicando MoRE (Modeling of Regionalized Emissions) na bacia hidrográfica do Alto Iguaçu - Paraná/  
Eileen Andrea Acosta Porras. – Curitiba, 2014.

113 f. : il. color. ; 30 cm.

Dissertação - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia,  
Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos, 2014.

Orientador: Regina Tiemy Kishi – Co-orientador: Stephan Fuchs.

Bibliografia: p. 88-94.

1. Controle de qualidade da água. 2. Fósforo - Aspectos ambientais. 3.  
Iguaçu, Rio, Bacia (PR).. I. Universidade Federal do Paraná. II.Kishi, Regina  
Tiemy. III. Fuchs, Stephan . IV. Título.

CDD: 363.73946

---




## TERMO DE APROVAÇÃO

### EILEEN ANDREA ACOSTA PORRAS

#### “Estudo da Estimativa de Cargas de Fósforo Aplicando MoRE no Alto Iguaçu/PR”

Dissertação aprovada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental do Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná, pela comissão formada pelos professores:

PRESIDENTE:

  
**Regina Tiemy Kishi**  
Universidade Federal do Paraná  
Orientador

MEMBROS:

  
**Irani dos Santos**  
Universidade Federal do Paraná

  
**Daniel Costa dos Santos**  
Universidade Federal do Paraná

Curitiba, 31 de março de 2014

*Este trabalho é dedicado a meus filhos, meu marido e meus pais, por todos aqueles momentos no vividos, por todos aqueles passeios, aniversários, festas e atividades às quais não compareci.*

## AGRADECIMENTOS

O desenvolvimento desta pesquisa, só foi possível com a colaboração preciosa e incansável de pessoas que me ajudaram e confiaram em mim ao longo destes dois anos.

- À Organização dos Estados Americanos e Grupo Coimbra, pela bolsa de estudos;

- À minha professora orientadora Prof. Dr<sup>a</sup> Regina Tiemy Kishi, que com paciência e dedicação me ajudou a superar esta etapa de minha vida, além de me compreender em momentos difíceis que tive que enfrentar;

- Ao Programa de Pós Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental da Universidade Federal do Paraná e seus docentes, em especial os professores Tobias Bleninger, Cristóvão Fernandes, José Junji Ota, Daniel Santos, Heinz Fill, Eloy Kaviski, Claudia Krueger, Jorge Centeno, Miriam Rita Moro, Sérgio Braga, e aos funcionários: Luíz Carlos Barbosa, Celmar de Mattos e Carminha.

- Aos professores do *Karlsruhe Institute of Technology (KIT)* Stephan Fuchs e Stephan Hilgert, e a Ramon Balling, estudante de intercambio que me apoio com o processamento dos dados.

- A meus amigos que me apoiaram e acompanharam sempre, agradeço muitos à vocês: Maciel, você chegou numa etapa da minha vida em que eu realmente precisava e me ajudou a não desistir; Luis Buchir, sem teu apoio eu não conseguia nem começar, e César Destro, você sempre me escutou e me deu seu apoio.

- A meus colegas do Programa, em especial a Filipe Martins Pereira, Alinne Mizukawa, Juliane Rizzi, Patrícia Dall Agnol, Juan Sanéz, Júlio Werner, Felix Banze, Marcelo Coelho e Heloise pelo companheirismo e ajuda fornecida.

- A Ana Maria Cartagena e Jorge Flores por cuidar de meus filhos enquanto eu estive longe, muita obrigada por educar e cuidar deles.

- A todos aqueles que compartilharam comigo minhas saudades, tristezas e choros, Rolando, Natalia Meneses, Rosalina, Maria José, Yohny, Andres, Aura, Elvis, Rocio, Miguel, Dani, Rosalí, Suki, Dona Sidney e Dona Didi. Finalmente, a todos que direta ou indiretamente contribuíram para o desenvolvimento desta pesquisa, um especial obrigada por tudo.

## RESUMO

O comprometimento da qualidade da água superficial é decorrente da poluição causada por diferentes fontes. Estas emissões são produtos de atividades antrópicas que, seja de maneira pontual ou difusa, atingem o corpo de água, transformando-se em cargas poluentes. Existe uma crescente necessidade de se estimar estas cargas para que medidas de seu controle e diminuição possam ser traçadas e priorizadas nos planos de bacias, obtendo assim, condições para alcançar as metas estabelecidas e evitar consequências como a eutrofização dos corpos de água.

A bacia de estudo se encontra localizada no extremo nordeste de Paraná, abrangendo uma superfície total de 2965 km<sup>2</sup>. Caracteriza-se por concentrar cerca de 4 milhões de habitantes em aproximadamente 16% da superfície, o que provoca uma alteração na qualidade de água. Mediante este estudo, foram modeladas e estimadas as cargas de fósforo, tanto pontuais quanto difusas, onde foi obtido um total aproximado de 1540 toneladas de fósforo por ano geradas na bacia, sendo apontado o esgoto doméstico como uma das maiores fontes que atingem o Rio, de maneira pontual como efluente das estações de tratamento de esgoto, ou de maneira difusa, gerada por defeitos nos sistemas de esgotamento sanitário ou entradas clandestinas, com aproximadamente 870 toneladas por ano. O modelo também mostrou como o fósforo que chega pelo escoamento direto ou por águas subterrâneas pode ser significativo gerando cargas de aproximadamente 500 toneladas por ano e que a erosão agrícola e a indústria representam um total de 182 toneladas por ano. Ao relacionar os resultados com dados observados foi encontrada uma relação na mesma ordem grandeza, no entanto há necessidade de melhoria com a incorporação de uma melhor qualidade de dados de entrada do modelo e uma revisão dos módulos relacionados ao escoamento direto e subterrâneo.

## ABSTRACT

The contamination of water bodies is when substances are discharge into the water modifying the composition in negative fashion. These substances are generated by different sources, part of these emissions are generated by anthropogenic activities, bed river modification by extreme events or by substances that input in the water by diffuse way. Actually, there is a need to estimate these loads with aim to monitoring the substances that input in the water and establish new actions for reduction, and prioritization of activities and to improve the treatment of residual water, control of sources and others. These monitoring can help to get the conditions for to achieve the established goals and avoid consequences such as eutrophication of water bodies.

The watershed selected by the study is located northeast of Paraná, covering a total area of 2965 km<sup>2</sup>. Have around 4 million people in approximately 16% of the surface, which causes a pressure on the water resource. In this study were modeled and estimated the point and diffuse phosphorus loads, obtained a total approximately of 1540 tons of phosphorus generated per year in the basin, appointed domestic sewage as a major source reaching the river. A majority part (870 tons per year) is generated principally by defects in sewage systems or illegal entries. The model also showed how the phosphorus arriving by direct runoff or groundwater may be significant generating loads of approximately 500 tons per year and that agricultural erosion and industry represent a total of 182 tons per year. To compare the results with observed data found a relationship, however there is room for improvement with the incorporation of a better quality of model input data and a review of the modules related to the flow and direct underground.

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1	– ETAPAS DA METODOLOGIA .....	7
FIGURA 2	– MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	9
FIGURA 3	– CARGAS PONTUAIS E DIFUSAS DE FÓSFORO EM ÁGUAS SUPERFICIAIS NA ALEMANHA .....	13
FIGURA 4	– PRINCIPAIS COMPONENTES DO FÓSFORO TOTAL.....	16
FIGURA 5	– DIAGRAMA DOS PROCESSOS CONSIDERADOS NO CÁLCULO DAS EMISSÕES DE NUTRIENTES. .....	18
FIGURA 6	– ESQUEMA GRÁFICO DA DISPOSIÇÃO DOS AFLUENTES DO ALTO IGUAÇU E AS ESTAÇÕES SELECIONADAS PARA O ESTUDO.....	22
FIGURA 7	– BOXPLOT DA CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO PARA CADA UMA DAS ESTAÇÕES DE QUALIDADE DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO IGUAÇU .....	24
FIGURA 8	– CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO, MÉDIA HISTÓRICA.....	26
FIGURA 9	– CURVAS DE PERMANÊNCIA - ESTAÇÕES FLUVIOMÉTRICAS OBTIDAS DA ANA.....	27
FIGURA 10	– RELAÇÃO ENTRE VAZÃO (M <sup>3</sup> /S) E CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO (MG/L) .....	30
FIGURA 11	– ETAPAS DA MODELAGEM .....	32
FIGURA 12	– RELAÇÃO DE APORTE DE SEDIMENTOS PARA A BACIA RIBERÃO PIPIRIPAU, USANDO OITO EQUAÇÕES DIFERENTES. ....	41
FIGURA 13	– MAPA DE EROÇÃO HÍDRICA. ....	48
FIGURA 14	– DENSIDADE POPULACIONAL NA BACIA HIDROGRÁFICA DE ALTO IGUAÇU .....	52
FIGURA 15	– FLUXOGRAMA DA BASE DE DADOS. ....	53
FIGURA 16	– PRINCIPAIS FONTES DE POLUENTES E SEUS CAMINHOS. ....	56
FIGURA 17	– FLUXOGRAMA DO MÓDULO DE ESTIMATIVA DE EMISSÕES VIA EROÇÃO .....	57
FIGURA 18	– FLUXOGRAMA DO MÓDULO DE EMISSÕES POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL. ....	59
FIGURA 19	– EMISSÕES DE FÓSFORO POR TIPO DE FONTE.....	62
FIGURA 20	– EMISSÕES DE FÓSFORO TOTAL (KG/KM <sup>2</sup> *ANO) NA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO IGUAÇU .....	63
FIGURA 21	– EMISSÕES DIFUSAS NO SISTEMA URBANO (US_E_P) .....	64

FIGURA 22	– GRÁFICO DE CORRELAÇÃO ENTRE A POPULAÇÃO E AS EMISSÕES DA BACIA .....	64
FIGURA 23	– MAPA DE DEPOSIÇÃO ATMOSFÉRICA (AD_E_P).....	65
FIGURA 24	– EMISSÕES DE FÓSFORO TOTAL VIA EROÇÃO (ER_E_P).....	66
FIGURA 25	– MAPA DA ESTIMATIVA DAS EMISSÕES DE FÓSFORO VIA ESCOAMENTO DIRETO E VIA ÁGUAS SUBTERRÂNEAS .....	67
FIGURA 26	– MAPA DA ESTIMATIVA DAS EMISSÕES VIA DESCARGA PONTUAL INDUSTRIAL. ....	68
FIGURA 27	– MAPA DA ESTIMATIVA DAS EMISSÕES VIA DESCARGA PONTUAL DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO .....	68
FIGURA 28	– GRÁFICO QUE MOSTRA A SENSIBILIDADE DAS VARIÁVEIS MAIS SIGNIFICATIVAS .....	73
FIGURA 29	– COMPARAÇÃO ENTRE OS DADOS OBTIDOS A PARTIR DO MODELO E OS DADOS MEDIDOS EM CAMPO. ....	75
FIGURA 30	– COMPARAÇÃO ENTRE OS DADOS DE VAZÃO OBTIDOS A PARTIR DO MODELO E OS DADOS MEDIDOS EM CAMPO .....	76
FIGURA 31	– GRÁFICOS LINEAIS 1:1 ENTRE OS DADOS DE CAMPO E VALORES OBTIDOS COM O MODELO MORE, DISPOSTOS SEGUNDO QUANTIDADE DE CARGA (T/ANO) .....	77
FIGURA 32	– MAPA DE LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE MONITORAMENTO UTILIZADOS PARA VALIDAR O MODELO. ....	78
FIGURA 33	– ESQUEMA GRÁFICO DOS PASSOS DE UM PLANO DE GESTÃO DE BACIAS.....	82

## LISTA DE QUADROS

QUADRO 1	– QUANTIDADE DE AMOSTRAS DE FÓSFORO, VAZÕES DE 50 E 95 % DE PERMANÊNCIA NAS ESTAÇÕES DE MONITORAMENTO.....	28
QUADRO 2	– DADOS COMPARATIVOS DE ALGUNS MODELOS PARA ESTIMATIVA DE CARGAS .....	34
QUADRO 3	– EQUAÇÕES DE RELAÇÃO DE APORTE DE SEDIMENTOS (RAS) USADAS, COM OS RESPECTIVOS AUTORES E VARIÁVEIS.....	40
QUADRO 4	– DESCRIÇÃO DOS MAPAS UTILIZADOS E SUAS RESPECTIVAS FONTES. ....	49
QUADRO 5	– DADOS ESTATÍSTICOS E TABULARES.....	50
QUADRO 6	– TABELA DE IMPORTAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS DAS UNIDADES DE ANÁLISE.....	54
QUADRO 7	– FORMATO DOS DADOS DE ENTRADA PERIÓDICOS E ESPACIAIS PARA SER IMPORTADOS DENTRO DO MODELO .....	54
QUADRO 8	– FORMATO DA TABELA DE IMPORTAÇÃO DE DADOS ESPACIAIS.....	55
QUADRO 9	– FAIXA DE ÍNDICES DE SENSIBILIDADE .....	71
QUADRO 10	– SENSIBILIDADE.....	72
QUADRO 11	– DIFERENÇA DA CARGA OBSERVADA VS MODELADA .....	79

## LISTA DE APÊNDICES

APÊNDICE 1	– CARACTERÍSTICAS DAS AMOSTRAS DE FÓSFORO NAS ESTAÇÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA. . .....	95
APÊNDICE 2	– RELAÇÃO LOGARÍTMICA ENTRE VAZÃO (M <sup>3</sup> /S) E CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO (MG/L) .. .....	97
APÊNDICE 3	– ANÁLISE DA NORMALIDADE DOS DADOS DE CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO DAS ESTAÇÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA .....	98
APÊNDICE 4	– MAPA QUE MOSTRA A COMPARAÇÃO ENTRE AS VAZÕES COM 95% DE PERMANÊNCIA ESTIMADAS PELA REGIONALIZAÇÃO E AS ESTIMADAS DOS DADOS ANA COM CURVAS DE PERMANÊNCIA .....	99
APÊNDICE 5	– CÓDIGOS UTILIZADOS EM MORE .....	99

## LISTA DE ABREVIACES

ANA	– Instituto das águas do Paraná
BMP	– Melhores Práticas de Manejo
CEBDS	– Conselho Empresarial Brasileiro para o Desenvolvimento Sustentável
DQA	– Diretiva-Quadro da União Europeia
EEA	– <i>European Environment Agency</i>
EMBRAPA	– Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EMC	– <i>Event Mean Concentration</i>
ETE	– Estão de Tratamento de Esgoto
FGV	– Fundao Getúlio Vargas
FINEP	– Agência Brasileira da Inovao
GEE	– Gases de Efeito Estufa
HSPF	– <i>Hydrological Simulation Program</i>
IAP	– Instituto Ambiental de Paraná
IAPAR	– Instituto Paranaense de Assistência Técnica e Extensão Rural
ITC	– <i>International Institute for Geo-Information Sciences and Earth</i>
LACTEC	– Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento
L-THIA	– <i>Long-Term Hydrologic Impact Assessment</i>
MMA	– Ministério do Meio Ambiente
MoRE	– <i>Modeling of Regionalized Emissions</i>
SANEPAR	– Companhia de Saneamento do Paraná
SCS CN	– <i>Curve Number of Soil Conservation Service</i>
STEPL	– <i>Spreadsheet Tool for Estimating Pollutant Load</i>
SUDERHS A	– Superintndcia de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental
SWAT	– <i>Soil and Water Assessment Tool</i>
UBA	– UMWELT BUNDESAMT (Serviço Federal do Meio-Ambiente Berlin-Alemanha)
USEPA	– <i>U.S. Environmental Protection Agency</i>
WBCSD	– Conselho Empresarial Mundial para o Desenvolvimento Sustentável
WPA	– <i>Watershed Protection Approach</i>
WRI	– <i>World Resources Institute</i>

# SUMÁRIO

<b>CAPÍTULO I.....</b>	<b>1</b>
1.1 INTRODUÇÃO .....	1
1.2 OBJETIVOS.....	5
1.3 MÉTODOS E CONSIDERAÇÕES GERAIS .....	6
1.4 ÁREA DE ESTUDO .....	8
<b>CAPÍTULO II.....</b>	<b>11</b>
2. CARACTERIZAÇÃO DAS EMISSÕES DE FÓSFORO NA BACIA DE ALTO IGUAÇU .....	11
2.1 DEFINIÇÕES E CONSIDERAÇÕES SOBRE EMISSÕES DE POLUENTES .....	11
2.1.1 Cargas pontuais .....	13
2.1.2 Cargas difusas .....	14
2.1.3 Cargas de fósforo .....	16
2.2 IMPORTÂNCIA DA ANÁLISE DOS DADOS PARA A ESTIMATIVA DE CARGAS DENTRO DA GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS.....	19
2.3 ESTIMATIVA DE CARGAS MÉDIAS COM DADOS HISTÓRICOS DE MONITORAMENTO.....	21
2.3.1 Dados de concentração de fósforo disponíveis na bacia hidrográfica do alto Iguaçu.....	21
2.3.2 Estimativa das vazões médias, $Q_{50}$ e $Q_{95}$ .....	27
<b>CAPÍTULO III.....</b>	<b>31</b>
3. MODELAGEM DE CARGAS NA BACIA HIDROGRÁFICA ALTO IGUAÇU.....	31
3.1 MODELAGEM .....	31
3.2 MODELOS DE ESTIMATIVA DE CARGAS POLUENTES PARA FINS DE GESTÃO.....	32
3.3 MODELO DE REGIONALIZAÇÃO MoRE PARA ESTIMATIVA DE CARGAS.....	35
3.3.1 Cálculo das emissões pontuais de fósforo.....	36
3.3.2 Cálculo das emissões difusas de fósforo .....	37
3.3.2.1 Deposição atmosférica direta sobre superfícies de água .....	37
3.3.2.2 Emissões difusas geradas pela erosão e sedimentação .....	38
3.3.2.3 Emissões na drenagem agrícola .....	41
3.3.2.4 Emissões difusas via escoamento superficial .....	42
3.3.2.5 Emissões difusas nas áreas urbanas.....	43
3.3.2.6 Emissões difusas no sistema de águas subterrâneas.....	44
3.3.3 Balanço do escoamento na estimativa de emissões. ....	44
3.4 MÉTODOS PARA A COMPILAÇÃO E ELABORAÇÃO DA BASE DE DADOS COMO ENTRADA PARA O MODELO MoRE .....	45

3.4.1 Dados adquiridos.....	46
3.4.1.1 Mapas de precipitação.....	46
3.4.1.2 Mapas de Evaporação.....	46
3.4.1.3 Mapa de declividades.....	47
3.4.1.4 Mapa de perda de solo.....	47
3.4.1.5 Outras Informações digitais.....	48
3.4.2 Dados estatísticos e socioeconómicos.....	49
3.4.2.1 Dados regionalizados de vazão.....	50
3.4.2.2 Dados de Concentrações e vazões das Estações de Tratamento de Esgoto doméstico.....	50
3.4.2.3 Dados das concentrações e vazões das principais indústrias.....	51
3.4.2.4 Dados de população.....	52
3.4.3 Elaboração da base de dados.....	53
<b>3.5 METODOLOGIA PARA ESTIMAR AS CARGAS DE FÓSFORO COM O MODELO MoRE.....</b>	<b>56</b>
3.5.1 Cálculo das emissões a partir de fontes pontuais.....	56
3.5.2 Cálculo das emissões a partir de fontes difusas.....	56
3.5.2.1 Emissões via erosão/sedimentação.....	57
3.5.2.2 Emissões de fósforo na rede de drenagem agrícola.....	58
3.5.2.3 Emissões via Escoamento Superficial direto.....	58
3.5.2.4 Emissão de fósforo via deposição atmosférica.....	59
3.5.2.1 Emissões difusas do Sistema Urbano.....	59
<b>3.6 ESTIMATIVA DE CARGAS – RESULTADOS DO MODELO MoRE.....</b>	<b>61</b>
3.6.1 Emissões difusas nas áreas urbanas.....	63
3.6.2 Emissões difusas através da deposição atmosférica.....	65
3.6.3 Emissões difusas produzidas pela erosão.....	65
3.6.4 Emissões via escoamento superficial direto e via águas subterrâneas.....	66
3.6.5 Emissões pontuais das estações de tratamento de esgoto e do efluente industrial.....	67
3.6.6 Emissões difusas via drenagem agrícola.....	69
<b>CAPITULO VI.....</b>	<b>70</b>
4. ANÁLISE COMPARATIVA DOS DADOS.....	70
4.1 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE E DE INCERTEZAS.....	70
4.2 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DO MÓDULO QUE ESTIMA AS EMISSÕES DIFUSAS NAS ÁREAS URBANAS.....	71
4.3 COMPARAÇÃO DOS RESULTADOS DO MODELO COM DADOS OBSERVADOS.....	74
4.3.1 Cálculo da cargas Observadas e comparação com as cargas modeladas.....	74
<b>CAPÍTULO V.....</b>	<b>80</b>

5.	CONSIDERAÇÕES SOBRE A GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS .....	80
5.1	<i>PLANOS DE RECURSOS HIDRICOS</i> .....	82
5.2	<i>ANÁLISE DE APLICABILIDADE PARA A GESTÃO DE BACIAS NO BRASIL</i> .....	84
5.3	<i>ADAPTAÇÕES PARA O BRASIL</i> .....	84
<b>CAPÍTULO VI .....</b>		<b>86</b>
6.	CONCLUSÕES.....	86
7.	RECOMENDAÇÕES.....	87
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>		<b>88</b>
<b>APÊNDICES.....</b>		<b>95</b>
<b>ANEXOS .....</b>		<b>103</b>

# CAPÍTULO I

## 1.1 INTRODUÇÃO

A água é um dos recursos mais importantes para a vida é uma condição para a vida humana, animal e vegetal, assim como um recurso indispensável para a economia. Todas as atividades humanas necessitam da água para serem realizadas. Ainda que a água seja parte de um ciclo natural isto não garante sua disponibilidade, já que a água doce como tal é um recurso finito, cuja qualidade vem piorando devido ao aumento da população e à ausência de políticas públicas voltadas para a sua preservação (Porto-Gonçalves, 2006).

Desde a década de 70, a água tem sido tema de discussão nos encontros mundiais. Na publicação WWDR (*World Water Development Report*), citado pela UNESCO e BERGHAIN (2006), se faz referência à existência de uma crise da água e se foca nas ações para tentar entender os aspectos de seu manejo e gestão. Água deixou de ser um recurso renovável para tornar-se um recurso vulnerável com muitos problemas e interesses girando em seu entorno.

A Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura UNESCO (2012) menciona que existem muitos fatores que determinam os conflitos da água. Mas as causas são encontradas geralmente ao redor da demanda pela população, que cresce e se desenvolve a um ritmo acelerado. Entretanto, um dos problemas que mais aflige o mundo atual é o uso não sustentável da água, que ameaça contaminar a porção de água potável disponível. Como menciona Porto-Gonçalves (2006), a água termina sempre por ser o destino comum da maior parte dos rejeitos, seja porque nela os rejeitos são lançados diretamente, ou porque a chuva e escoamento se encarregam de levá-los até os corpos de água.

O comprometimento da qualidade da água superficial é decorrente da poluição causada por diferentes fontes, tais como, atividades industriais, sistemas de esgoto, mineração, degradação da vegetação natural, entre outros. Estas atividades geram resíduos que alteram a concentração das substâncias que são transportados pela água. Em geral, estas fontes são lançadas diretamente nas

correntes de água como efluentes, mas também podem ser carregadas naturalmente por escoamento tanto agrícola como urbano. Atualmente, estas fontes já são conhecidas e estudadas, mas ainda não se conta com mecanismos efetivos que logrem solucionar ou controlar este processo que provoca a diminuição da disponibilidade de água potável.

O Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD, 2006) menciona que esta crise afeta com maior proporção sobre a população mais carente, as mulheres e crianças que não têm condições para comprar água ou para possuir saneamento básico. Estes grupos não têm poder, nem de decisão nem de negociação frente à crise, e se valem da esperança de serem recordados nos planos de governo.

O mundo conta com a tecnologia, com os recursos financeiros e com a capacidade humana para melhorar as condições de insegurança com respeito à água. No entanto, povos em desenvolvimento continuam sofrendo as consequências de uma gestão deficiente.

Ante este cenário, os especialistas, técnicos e cientistas buscam estratégias para simplificar o modo como este problema é exposto à visão política. Assim como conseguir fornecer, de maneira resumida, clara e de fácil acesso, informação indispensável para que os governantes tomem decisões que garantam a disponibilidade da água potável para todos.

Muitos são os estudos que se realizam para entender a dinâmica da poluição dos corpos de água, para identificar os principais agentes poluentes e para descobrir novos tratamentos. Na atualidade, a maioria dos recursos é direcionada a demonstrar a existência e a concentração de poluentes. Mas, dentro dos programas de gestão de recursos hídricos também falta informação da distribuição geográfica dos agentes causais e de sua contribuição na geração da carga poluente total em cada bacia.

Geralmente os orçamentos são limitados pelo que ferramentas são utilizadas para auxiliar na tomada de decisões. São elaborados diagnósticos da situação das bacias. Mas ainda assim é necessário de ter estratégias para

priorizar os lugares onde serão aplicadas as medidas de contingência necessárias para manter uma condição sustentável da água.

Tanto as cargas que atingem de modo pontual o corpo de água, como aquelas que chegam de maneira difusa, afetam a qualidade da água. Mas, geralmente, os planos de redução sempre estão focados nas fontes pontuais por serem mais fáceis de controlar. Contudo, nos países desenvolvidos, onde está demonstrado como as cargas pontuais podem ser reduzidas com planos de gestão, ainda as cargas difusas continuam sendo um problema difícil de controlar. Dados da Agência Federal Ambiental de Alemanha (UBA, 2007) demonstram como as emissões pontuais foram reduzidas consideravelmente de 1985 para 1995, apenas utilizando medidas de controle preventivas, o que gerou interesses sobre a dificuldade de monitoramento e controle das emissões difusas. Krause *et al.* (2008) mencionam que em muitos rios da Europa os poluentes difusos estão saindo dos padrões exigidos pela Diretiva Européia da Água. Nos Estados Unidos, USEPA (1998) menciona como 50% da água dos lagos se encontram com problemas de eutrofização, como consequência do aumento de nutrientes produzidos por fontes difusas.

Para auxiliar na avaliação quantitativa dos efeitos das atividades e fenômenos poluentes tanto das cargas pontuais como difusas são utilizados modelos que simplificam os processos que ocorrem no ecossistema. Existem muitos modelos que se utilizam para tentar prever os problemas. Entre eles se encontra MoRE (*Modelling of Regionalized Emissions*), que foi desenvolvido como parte de um projeto para o governo federal e estadual da Alemanha, cujo objetivo principal é apoiar na quantificação das emissões de fontes tanto pontuais como difusas (FUCHS *et al.*, 2011).

Este modelo utiliza dados geo-espaciais, estatísticos e socioeconômicos para cada bacia hidrográfica definida como unidade de planejamento. Proporciona ferramentas para melhorar o conhecimento da situação atual (diagnóstico) e de cenários (prognósticos) dentro da bacia. Com a vantagem de facilitar o monitoramento anual das cargas geradas e auxiliar no cumprimento de metas e verificação de mudanças no tempo.

No referente a modelos, deve-se ter em conta que precisam de calibração e, muitas vezes, as variáveis são específicas para os países onde foram desenvolvidos. O problema se agrava nos países latino-americanos onde são poucos os recursos investidos nas pesquisas e aquisição de dados.

No entanto, é preciso trabalhar com a realidade local e estudar as possibilidades de aplicação e ajuste, assim como poder observar as limitações do modelo e as deficiências dos sistemas de monitoramento local.

O objeto desta pesquisa é avaliar a possibilidade de estimar as cargas poluentes (tanto difusas como pontuais) para fins de gestão de bacias hidrográficas. E avaliar a disponibilidade de dados do Brasil, especificamente um estudo de caso na Bacia hidrográfica do Alto Iguaçu – Paraná

## **1.2 OBJETIVOS**

### **Objetivo Geral**

O objetivo principal desta pesquisa é avaliar a aplicabilidade de MoRE (*Modelling of Regionalized Emissions*) na estimativa de cargas de fósforo. Estudo de caso - Bacia hidrográfica do Alto Iguaçu.

### **Objetivos Específicos**

Para alcançar o objetivo geral desta pesquisa, os seguintes objetivos específicos foram definidos:

1. Analisar os dados disponíveis na Bacia hidrográfica do Alto Iguaçu.
2. Estimar as cargas pontuais e difusas aplicando o Modelo MoRE
3. Realizar uma análise dos dados estimados.
4. Analisar a aplicabilidade de MoRE na Gestão de Recursos Hídricos

### 1.3 MÉTODOS E CONSIDERAÇÕES GERAIS

Ante a dificuldade no estabelecimento de ferramentas de gestão com visão holística e geográfica da poluição dos rios, é evidente a importância de se estudar e aprimorar os modelos de estimativa de emissões, úteis na aplicação de medidas de controle e monitoramento, dentro do planejamento e enquadramento de bacias hidrográficas. Esta pesquisa consiste no estudo e avaliação da possibilidade de utilização de MoRE para estimar quantitativamente as emissões (exportações) de fósforo geradas a partir das fontes pontuais e difusas, distribuídas dentro das unidades de análise (sub-bacias delimitadas).

A justificativa da escolha do modelo MoRE para esta pesquisa encontra-se em avaliar os processos utilizados para vincular os dados geográficos, de atributos e estatísticos num modelo único. Assim como poder entender a concepção dos processos físicos que foram incorporados dentro deste modelo que é utilizado na gestão de bacias pelo Ministério de Ambiente na Alemanha. Este modelo também apresenta uma estrutura de código aberto, que pode ser estudada detalhadamente, gerando a possibilidade de melhoramento contínuo e a incorporação de novas pesquisas e características locais. Além disso, este modelo permite uma visão holística e geográfica da área de interesse no que concerne aos aspectos das emissões de cargas poluentes, uma ferramenta útil na gestão de bacias na tarefa de diagnosticar o estado atual e prognosticar cenários de interesse, e definir medidas de controle e prevenção da poluição, bem como de monitoramento dos recursos hídricos.

Para o desenvolvimento da pesquisa, as tarefas foram divididas em quatro etapas, sem considerar o aprendizado do modelo, sua estrutura, exigência de dados e forma de aplicação, que foi a etapa preliminar. A Figura 1, apresenta as etapas que foram incorporadas para a definição da pesquisa.

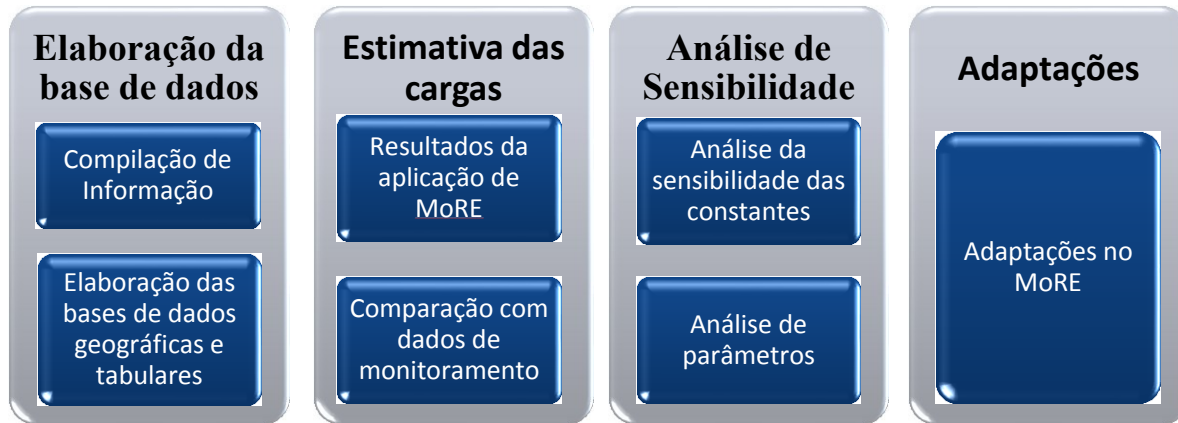


FIGURA 1 – ETAPAS DA METODOLOGIA

A primeira etapa consistiu do levantamento de dados espaciais e socioeconômicos disponíveis na área de estudo e seu processamento para gerar a base de dados de entrada do modelo. Para isso foram visitadas diferentes instituições e organizações que se encontram em Curitiba, assim como foram obtidas informações de fontes *online* e informações que foram cedidas do banco de dados existentes no programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental da Universidade Federal do Paraná. Depois da aquisição dos dados, eles foram processados para gerar a base de dados de entrada do modelo.

Na segunda etapa foi realizada uma estimativa das cargas poluentes utilizando a plataforma MoRE com os dados do Alto Iguaçu, preparados na etapa anterior. Oito módulos de emissões foram analisados, sendo eles: deposição atmosférica, drenagem agrícola, erosão, águas subterrâneas, escoamento superficial, emissões difusas provenientes de áreas urbanas, sistema de esgoto doméstico e indústrias. O resultado desta etapa foram 8 mapas com unidades quantitativas de carga. Dentro desta etapa, como tentativa de validação, foi realizada uma comparação entre as estimativas do modelo e os dados obtidos em campanhas de campo. Para isso foram calculadas as vazões médias e as concentrações médias para cada ponto e calculada uma carga anual.

Na etapa 3, foi selecionado o módulo que gerou maiores quantidades de emissões difusas com a finalidade de avaliar e estudar os processos que são utilizados dentro do modelo. Para isso foi realizada uma análise de sensibilidade

dos parâmetros do módulo referentes às emissões difusas provenientes das áreas urbanas nas estimativas do modelo.

Na etapa 4, foi realizada uma análise que envolve a identificação das limitações encontradas na aplicação do modelo MoRE na realidade brasileira. Para a análise, foram apresentadas tabelas descritivas acerca da quantidade e qualidade dos dados existentes na Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu (BHA), assim como uma série de recomendações para poder adaptar o modelo para a realidade brasileira.

#### **1.4 ÁREA DE ESTUDO**

A Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu está localizada na Região Sul do Brasil, entre as latitudes 25° 10' 0" e 25° 50' 0" Sul e as longitudes 48° 50' 00" e 49° 50' 00" oeste. Esta região é parte da Bacia Hidrográfica do Iguaçu, e nasce da junção dos rios Atuba e Iraí que dão origem ao rio Iguaçu. Devido a sua disposição geográfica, é uma das áreas mais vulneráveis em toda a bacia, pois além de ser área de cabeceira da bacia, neste território se assenta a capital do Estado do Paraná, cidade que consegue influir na qualidade do rio praticamente a sua origem.

A área da BHA se encontra definida dentro da Resolução N° 49/2006/CERH/PR. Mas neste estudo foi delimitada uma área ligeiramente menor, aproximadamente 2965 km<sup>2</sup> (Figura 2). Esta área reduzida foi utilizada pelo fato da maioria das informações disponíveis estarem relacionadas à ela. Esta área foi subdividida em 153 sub-bacias, que para fins deste estudo foram denominadas como "Unidade de Análise".



FIGURA 2 – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Fonte: A autora

Segundo ANA e SEMA (2010), esta região apresenta diversos usos da terra, dos quais 34% da bacia está coberta com vegetação arbórea dispersa em pequenas áreas sobre toda a bacia; 26% está coberta por campos; 21% por culturas agrícolas que se encontram dispostas, em sua maioria, na parte oeste da bacia, sendo as principais culturas: soja, milho, trigo, feijão e a cana-de-açúcar, cerca de 16% com área urbana concentrada em uma mancha localizada principalmente na área norte e central, e os 3% restantes se referem à outros usos, tais como água, solo exposto e áreas alagadas.

A bacia contempla uma região altamente urbanizada, com atividades agrícolas e alta incidência de indústrias, o que gera a necessidade de se obter um diagnóstico adequado para definir os planos de gestão de bacias e seu monitoramento futuro. Uma das tarefas primordiais é identificar os principais geradores de cargas poluentes dentro da bacia, pois ainda que a BHA represente

somente 4% de total da Bacia do Iguaçu, concentra aproximadamente 65% da população do estado de Paraná e a maior quantidade de indústrias da bacia.

Com relação a suas características climáticas, segundo a classificação de Köppen, esta zona se encontra dentro do clima subtropical úmido, mesotérmico, sem estação seca. Com relação ao regime fluvial, apresenta precipitações médias anuais que variam entre 1.200 mm a 1.600 mm, repartidas ao longo do ano, que originam os recursos hídricos superficiais (IPPUC, 2004 *apud* VIEIRA e BIONDI, 2008).

Com relação às características da disponibilidade de água subterrânea, a BHAJ se encontra dentro de uma região com três tipos de aquíferos, o Guabirotuba, o pré-cambriano e o Karst, sendo este primeiro um tipo de aquífero livre. As recargas dos aquíferos são, de modo geral, realizadas principalmente pela água de chuva e pela relação de troca que mantém entre os canais e rios (NOGUEIRA, 1997). Essa característica é evidenciada em diferentes zonas ao longo de todo o curso do rio Iguaçu, onde podem ser observadas alterações na paisagem, produto da extração de areia, que resultam em cavas que permanecem inundadas por encontrar-se abaixo do nível freático.

## CAPÍTULO II

### 2. CARACTERIZAÇÃO DAS EMISSÕES DE FÓSFORO NA BACIA DE ALTO IGUAÇU

#### 2.1 DEFINIÇÕES E CONSIDERAÇÕES SOBRE EMISSÕES DE POLUENTES

Pela dificuldade de estimar as cargas poluentes devido à inexistência de medidas sistemáticas que permitam contabilizar diariamente a quantidade de uma substância que passa por um ponto no rio, são considerados fatores de emissões como unívoco de cargas poluentes. Já que muitas vezes os processos de arrastre e retenção não leito são difíceis de contabilizar e os cálculos envolvidos dificultam a rapidez com que são definidas as ferramentas necessárias na gestão de bacias. Estes fatores de emissões são adotados como metodologia padrão por importantes agências ambientais (Paula *et al.*, 2010). Neste estudo, o termo carga foi adotado como genérico para referir-se à estimativa de emissões.

A origem e quantidade das substâncias emitidas para a atmosfera, solo e água permitem acompanhar o estado da qualidade ambiental e auxiliam no estabelecimento de metas para subsidiar a gestão. Ferramentas como os inventários das emissões de poluentes são essenciais na formulação de políticas públicas ambientais. Estes registros resultam fundamentais na gestão de proteção ambiental para definir as exigências aos empreendedores na adequação e cumprimento da legislação, seja na empresa ou até de indivíduo.

Contagem das emissões periodicamente, conforme registra o Governo Australiano, tem mostrado posicionamento das empresas quanto às suas responsabilidades ambientais e motivado a busca por soluções de gestão e inovações tecnológicas para reduzir as emissões pontuais (AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2013).

Um exemplo deste tipo de iniciativa é a redução de 75 % de solvente nos processos de pintura da empresa *Toyota Motor Corporation*. Ao optar por cartuchos recarregáveis de tinta dedicados especificamente para cada cor,

conseguiram uma redução das emissões de compostos orgânicos voláteis, além de obter uma melhor qualidade no acabamento.

Outro exemplo conhecido são as estimativas de emissões de gases de efeito estufa (GEE). Trata-se de uma parceria da Fundação Getúlio Vargas (FGV) e do *World Resources Institute* apoiada pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA), pelo Conselho Empresarial Brasileiro para o Desenvolvimento Sustentável (CEBDS) e o Conselho Empresarial Mundial para o Desenvolvimento Sustentável (WBCSD) (WRI, 2012), que conduziu e conduz a vários programas e ações para reduzir as emissões como o Programa Brasileiro GHG Protocol, lançado em 2008. Este visa promover a gestão voluntária de GEE, através de capacitação técnica e institucional para a contabilização de GEE e a preparação de inventários no nível organizacional.

Também tem por objetivo fornecer uma plataforma para a publicação de inventários de GEE (o Registro Público de Emissões) e criar um fórum para a troca de informações e para debates envolvendo o público interessado.

Nos últimos anos, tem-se focado a realizar inventários de emissões e exigências para as fontes poluidoras mais comuns. Todavia, além das indústrias e o esgoto, existem outras fontes que podem estar causando a poluição dos rios. Em estudos realizados tem-se observado como as estratégias para diminuição das cargas pontuais dão resultado, conforme registrado no relatório apresentado pela USEPA (2000) para o congresso sobre qualidade de água se analisa como houve uma redução significativa dos contaminantes de fontes pontuais. Esta diminuição é um conquista, mas deixa a vista outro problema que é mais difícil de controlar, a poluição não pontual gerada principalmente das áreas urbanas não controladas e áreas agropecuárias.

Na Alemanha o caso é similar no relatório da Agência Federal de Meio Ambiente se pode denotar que houve uma redução significativa das emissões pontuais entre os anos de 1985 e 1995. (Figura 3). O quadro se mantém relativamente constante para as fontes difusas, mas no ano 2000 a erosão surge como principal fonte de emissão (UBA - Umwelt Bundesamt, 2007).

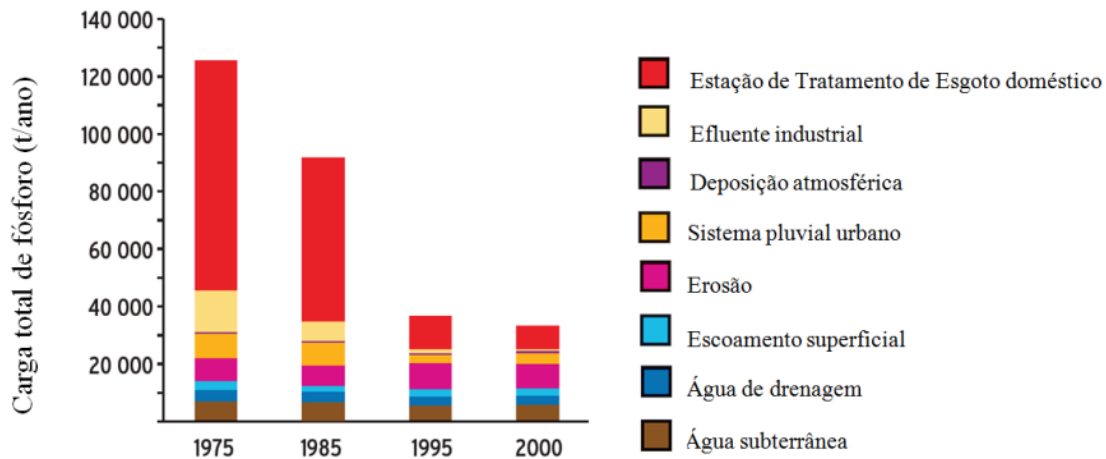


FIGURA 3 – CARGAS PONTUAIS E DIFUSAS DE FÓSFORO EM ÁGUAS SUPERFICIAIS NA ALEMANHA

Fonte: Federal Environmental Agency (2003), citado em UBA (2007).

O interesse particular de estimar as cargas poluentes é poder identificar e entender os processos de poluição, o transporte e transformação dos poluentes, assim como identificar as fontes causais.

### 2.1.1 CARGAS PONTUAIS

São definidas como aquelas descargas de poluente que são lançadas diretamente no corpo de água. Geralmente por meio de uma tubulação ou canal com localização identificável. Thomann e Mueller (1987) detalham como principais fontes pontuais as descargas de estações de tratamento de esgoto e as descargas de efluentes industriais. CECH (2010) ainda inclui na lista os poluentes procedentes de aterros sanitários, minas, bacias de armazenamento dos sistemas de drenagem constituídos, efluente de sistemas e tratamento para micro chorume.

Em termos gerais para a determinação das cargas de massa de qualquer substância num fluxo de água, se depende da concentração ( $c$ ) do poluente e da quantidade de água num determinado tempo. No caso de fontes definidas com fluxo contínuo, as cargas de entrada estão dadas pela equação (1) (THOMANN e MUELLER, 1987):

$$w(t) = Q(t) \cdot c(t) \quad (1)$$

Onde:

$w(t)$  – Carga [M/T];

$Q(t)$  – Vazão [L<sup>3</sup>/T];

$c(t)$  – Concentração da substância na água [M/L<sup>3</sup>].

Para o cálculo das emissões de descargas diretas é preciso conhecer as características dos efluentes lançados na água. Segundo Nuvolari *et al.* (2003), no Brasil, a medição da descarga da indústria se realiza diretamente no efluente apenas quando este supera os níveis esperados para uma área urbana industrial, no caso contrário esta não é considerada por que se encontra incluída dentro da taxa *per capita*.

Von Sperling (1996) menciona que as substâncias encontradas nos efluentes industriais são função do tipo e porte da indústria, processo produtivo, grau de reciclagem, existência de pré-tratamento, entre outros. Pelo que para cada indústria são definidos limites de concentração específica.

Nuvolari *et al.* (2003) mencionam que, no Brasil, segundo as normas brasileiras, o esgoto doméstico é coletado e transportado para sua disposição final por um Sistema Separador Absoluto, motivo pelo qual o esgoto é tratado como fonte pontual já que é transportado para um sistema de tratamento e descartado com uma concentração conhecida no rio em um lugar específico.

### **2.1.2 CARGAS DIFUSAS**

As cargas difusas são definidas como aquele tipo de contaminação proveniente de fontes que não podem ser facilmente localizáveis ou verificáveis. Por exemplo, aquelas substâncias que entram no corpo de água pelo movimento da água subterrânea, pelo transporte da chuva, o por algum fluxo não canalizado. Entre as fontes mais comuns podem-se mencionar: Jardins, agropecuária, construção, escoamento superficial e atividades de dragagem.

Thomann e Mueller (1987) mencionam cinco fontes principais: agricultura, silvicultura, deposição atmosférica, escoamento urbano e suburbano e águas subterrâneas.

Alguns estudos relacionaram as cargas de poluição difusa com a descarga e parâmetros que descrevem variação sazonal e tendências nas concentrações Malve *et al.* (2012). No relatório da Agência de Meio ambiente de Europa (EEA *et al.*, 1998), relacionado com as emissões que atingem os corpos de água da EEA, se menciona que em geral os modelos para calcular emissão difusa são baseados nos mesmos princípios, que relacionam as cargas com o uso e coberturas de solo.

Entre as equações mais usadas se encontra a dos coeficientes de exportação descrita pela equação (2):

$$Lp = \sum_{i=1}^u (L_{p_i} \cdot A_i) \quad (2)$$

Onde

$Lp$  – Carga poluente [M/T];

$L_{p_i}$  – Taxa superficial de carga do poluente [M/(L<sup>2</sup>·T)]

$A_i$  – Área de tipo de uso de solo [L<sup>2</sup>]

USEPA (2001) menciona como as cargas também podem ser calculadas por métodos simplificados. Na equação (3) e calculada a carga relacionando um coeficiente de escoamento para cada tipo de uso de solo, o evento de precipitação e a concentração média do evento.

$$Lp = \sum_U (P \cdot P_j \cdot R_{VU} \cdot C_u \cdot A_u) \quad (3)$$

Onde:

$Lp$  – Cargas poluentes [M/T]

$P$  – Intensidade da chuva [L/T]

$P_j$  – Taxa de tormenta que produz escoamento

$R_{VU}$  – Coeficiente de escoamento superficial para cada tipo de uso de solo [adimensional]

$C_u$  – Concentração média do poluente no evento por tipo de uso [M/L<sup>3</sup>]

$A_u$  – Área de tipo de uso de solo [L<sup>2</sup>]

### 2.1.3 CARGAS DE FÓSFORO

Vinculado ao aumento populacional e a suas demandas de consumo, se elevaram também a quantidade de substâncias descartadas na água. Apesar de muitas delas existirem na natureza, em grandes quantidades ela podem se tornar contaminantes. Entre estas se encontra o fósforo total, que ainda que pode ser considerado como fator limitante para o crescimento natural da vegetação, esta sendo lançado no ambiente em quantidades cada vez maiores, provocando um desequilíbrio nos sistemas ecológicos (RODRÍGUEZ-BLANCO e TABOADA-CASTRO, 2013).

O fósforo pode se apresentar nas águas de diversas formas diferentes. As duas formas principais são o fósforo dissolvido (ortofosfatos e fosfatos orgânicos) e o particulado. A Figura 4, esquematiza os principais componentes do fósforo total.

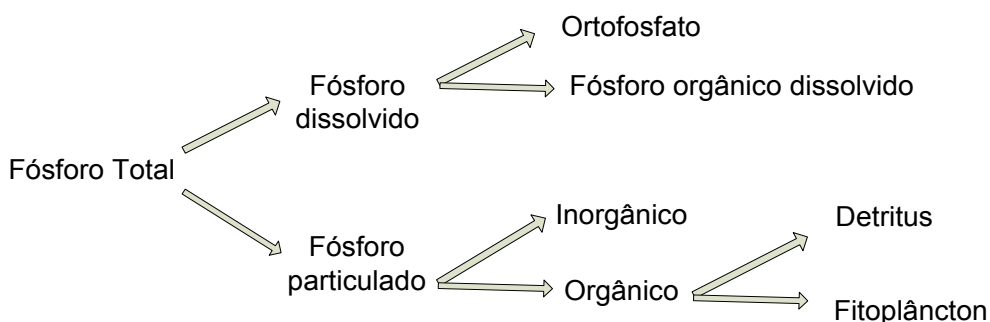


FIGURA 4 – PRINCIPAIS COMPONENTES DO FÓSFORO TOTAL  
Fonte: Adaptado de THOMANN e MUELLER (1987)

A maior preocupação com o fósforo total está ligada ao efeito ambiental de seus níveis elevados. Uma alta quantidade deste nutriente em conjunto com outras características favoráveis do local, pode propiciar o crescimento de algas e resultar em marés vermelhas que podem conduzir a mortandade de peixes e animais aquáticos. A saúde humana poderia ser deteriorada no caso de proliferação de algas tóxicas, entupimentos dos filtros dos sistemas de tratamento de água com algas filamentosas, consumo de água e alimentos procedentes das águas contendo altas concentrações de fósforo (THOMANN e MUELLER, 1987, LOUCKS e VAN BEEK, 2005).

De acordo com Salas e Martino (1991), *apud* Von Sperling (1996), na América Latina a maioria dos lagos são limitados por fósforo, o que é condicionante para a eutrofização de corpos de água. Ainda que o nitrogênio provoque efeitos sobre os corpos de água, a capacidade que tem algumas algas para fixá-lo do ar e sua facilidade de transporte, dificulta as alternativas para controlá-lo. Por esta razão, os planos de controle de nutrientes se encontram focados sobre as fontes que originam excesso de fósforo no sistema. Na Figura 5 são mostrados os principais processos vinculados na geração de cargas de fósforo e as diferentes fontes que produzem excedente de fósforo dentro do sistema.

Entre as principais fontes de fósforo, são denominadas como fontes pontuais os efluentes de estações de tratamento de esgoto e efluentes industriais principalmente de processamento de alimentos, fertilizantes e a erosão. E como exemplos de fontes difusas, o escoamento superficial, tanto oriundo de áreas agropecuárias quanto de áreas urbanas, erosão, deposição atmosférica originada de indústrias ou carros, detergentes, fertilizantes e descargas da água subterrânea (VON SPERLING, 1996; THOMANN e MUELLER, 1987; FUCHS *et al*; 2010).



FIGURA 5 – DIAGRAMA DOS PROCESSOS CONSIDERADOS NO CÁLCULO DAS EMISSÕES DE NUTRIENTES.

Fonte: Modificado de VENOHR *et al.* (2009) *apud* Schernewski. (2008).

No relatório da UBA - Umwelt Bundesamt (2007), foram analisadas as principais fontes de fósforo em diferentes períodos. Na Figura 3 mostra como 40 anos atrás, na Alemanha, as principais fontes de fósforo foram geradas pelas estações de tratamento de esgoto, efluente industrial e sistema pluvial urbano.

Loucks, Beek e Van (2005), mencionam a agricultura como a principal fonte de fósforo gerada por poluição difusa, devido ao uso de fertilizantes fosfatados solúveis em água e o transporte de sedimentos, produto da erosão produzida pelo impacto da água sobre os solos descobertos. Mas vale mencionar que, outros autores consideram as falhas e deficiências dos sistemas de esgoto como cargas difusas por entrar na água de maneira não controlada (FUCHS *et al.*; 2010, BEHRENDT *et al.*; 2007).

## **2.2 IMPORTÂNCIA DA ANÁLISE DOS DADOS PARA A ESTIMATIVA DE CARGAS DENTRO DA GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS**

Uma gestão sustentável dos recursos hídricos necessita de um conjunto mínimo de instrumentos: uma base de dados e informações acessíveis para a sociedade, a definição clara dos direitos de uso, o controle dos impactos sobre os sistemas hídricos e o processo de tomada de decisão (PORTO e LAINA, 2008).

A necessidade de dados de qualidade e que se encontrem disponíveis é um aspecto importante a ser listado nas leis e acordos relacionados com gestão de bacias. Assim, pode-se mencionar o capítulo da diretiva de águas que aborda do comprometimento dos Estados-Membros para melhorar o conhecimento e disponibilidade de dados sobre a origem das substâncias prioritárias e as vias de poluição, com a finalidade de identificar opções de controle específicos e eficazes (CEE e PARLAMENTO EUROPEU, 2008).

O mesmo acontece na lei do Brasil, onde se exige a criação de um sistema de informações centralizado e unificado, que forneça o acesso aos dados e informações à sociedade. Estabelecem-se sistemas de gerenciamento, coleta, tratamento, armazenamento, recuperação e difusão de dados básicos e informações sobre recursos hídricos e fatores relacionados à sua gestão (ANA e SEMA, 2010).

Um dado pode ser definido como um registro de algum processo importante, que pode ser utilizado para as atividades de tomada de decisões. É essencial que os dados sejam adquiridos de maneira confiável, e que sejam analisados e verificados para depois serem utilizados dentro da gestão (PORTO e LAINA, 2008).

O processo de gestão exige ferramentas computacionais que permitam o acesso rápido aos dados da bacia hidrográfica. As decisões sobre outorga, eventuais racionamentos, enquadramento de cursos de água por classes de uso, controle de cheias, tratamento e diluição de efluentes, adoção de medidas de contingência e outras, devem ter como base informações sistematicamente organizadas e atualizadas (PORTO e LAINA, 2008).

De forma geral existem dois tipos de dados, os que são tomados de maneira pontual sobre uma coordenada e aqueles são distribuídos sobre uma área, denominado dado espacial.

Druck *et al.* (2004) mencionam que um componente espacial é uma representação da superfície terrestre e está relacionado com sua localização no espaço. O objetivo da análise espacial é mensurar propriedades e relacionamentos levando em conta a localização espacial do fenômeno em estudo de forma explícita. Assim, com base neste tipo de análise, é possível auxiliar na tomada de decisões com representações gráficas, tabulares, mapas, etc.

Os fenômenos hidrológicos apresentam uma aleatoriedade intrínseca devido à complexa interação e dependência entre inúmeros fatores influentes nas diversas fases do ciclo hidrológico. Para lidar com tais incertezas, o hidrólogo tem como uma de suas primeiras tarefas, obter e analisar uma amostra de dados hidrológicos (NAGHETTINI e ANDRADE, 2007).

Segundo Naghettini e Andrade (2007), ante a existência de dados discretos, como por exemplo dados de vazão, são utilizados indicadores como a curva de permanência. Sendo determinada como uma variação do diagrama de frequências relativas acumuladas, na qual a frequência de não superação é substituída pela percentagem de um intervalo de tempo específico em que o valor da variável, indicado em abscissas, foi igualado ou superado.

Os mesmos autores mencionam que esta curva é muito utilizada para ilustrar as variações de vazões, assim como também para descrever as variações de alguns indicadores de qualidade de água como turbidez, dureza e concentrações de sedimento. No que diz respeito à gestão, este tipo de análise é muito utilizada para o planejamento, como por exemplo, na elaboração de projeto de sistemas de recursos hídricos, para outorga de direito de uso, entre outros.

Para realizar o cálculo, os  $N$  dados de vazão são ordenados em ordem decrescente e para cada vazão ordenada é atribuída sua respectiva ordem de classificação  $m$ , associada a sua respectiva frequência ou probabilidade empírica  $P$  de ser igualada ou superada no intervalo de tempo considerado, dada por  $P=m/N$ . A curva de permanência então é construída pelo lançamento dos dados

de vazão na ordenada e da sua respectiva probabilidade em percentual ( $P \cdot 100$ ) na abscissa. Equação (4).

$$P_i = P(Q > Q_i) = \frac{i}{N} \quad (4)$$

## **2.3 ESTIMATIVA DE CARGAS MÉDIAS COM DADOS HISTÓRICOS DE MONITORAMENTO**

Para poder realizar uma comparação entre os dados obtidos pelo modelo e os dados de campanhas, foi feita uma estimativa das cargas médias anuais com dados medidos em campo. Para isso foram analisados os dados de qualidade da água e vazões existentes nas estações da ANA (ANA, 2010), dados oriundos de algumas campanhas realizadas em projetos de pesquisa da PPGERHA – UFPR e dados obtidos no projeto de Bacias Críticas (PORTO *et al.*, 2007).

### **2.3.1 DADOS DE CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO DISPONÍVEIS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO IGUAÇU.**

Na base de dados da ANA, foram encontradas 79 estações que monitoram a qualidade de água dentro da área de estudo. Das quais 14 têm como responsável a Agência Nacional de Águas e as 65 restantes são de responsabilidade de outras instituições, tais como a ANEEL, COPEL, EMBRAPA, SUDERSHA, (atual Instituto das Águas do Paraná) entre outras sem identificação.

Do total das estações mencionadas, iniciou-se o estudo a partir de 56 destas estações, pelo fato das mesmas terem sido preparadas e consistidas anteriormente por Lindner (2012).

Com o objetivo de realizar a estimativa de carga foi necessário procurar estações que apresentassem algumas características definidas. O número de estações eliminadas, assim como o fator de eliminação, são explicados a seguir:

- 4 estações com menos de 10 registros de fósforo (10, 41, 52 e 53);
- 4 estações localizadas fora do área do estudo (29, 34, 43 e 46)

- 16 estações sem registros de vazão no mesmo local geográfico no dia amostrado (16,19,21,24,31,33,35,40, 45, 2,5, 11,12,17,39 e 48)
- 3 estações por ter menos de 4 anos analisados (26, 4, 49)

Um total de 29 estações foram selecionadas para realizar a estimativa de cargas médias. No Apêndice 1, pode-se observar o resumo das estações escolhidas para a análise.

Na Figura 6, pode se observar um esquema da distribuição dos pontos de monitoramento em relação à localização dos afluentes principais do Alto Iguaçu. Pôde-se observar que as estações do projeto Bacias Críticas se encontram sobre o leito principal, coincidindo com algumas estações da ANA (P\_55»IG02, P\_56»IG03, P\_51»IG05, Olaria»P\_30).

Compete ressaltar que, neste esquema, as bacias consideradas como urbanas são as denominadas como Barigui, Padilha, Belém, Atuba e Palmital.



FIGURA 6 – ESQUEMA GRÁFICO DA DISPOSIÇÃO DOS AFLUENTES DO ALTO IGUAÇU E AS ESTAÇÕES SELECIONADAS PARA O ESTUDO

Fonte: Elaboração da autora.

Utilizando gráficos de boxplot (Figura 7) foram comparados os comportamentos dos quartis (1º e 3º) e média para cada estação. O comportamento para as 29 estações e mais outras 7 estações que foram incorporadas provenientes do monitoramento que faz parte do projeto Bacias

Críticas (PORTO; et al, 2007; COELHO, 2012 e KNAPIK, H, 2011). Estes foram denominados com os nomes de Olaria, IG01 IG02, IG03, IG04, IG05 e IG06 em ordem de montante a jusante sobre o leito principal do rio Iguaçu. Em geral, pôde-se observar que aquelas estações que possuem as maiores distribuições representam os pontos de monitoramento com uso do solo urbano. Novamente os pontos 20, 21, 23, 25, 27, 28, 50, 51, 54, 55 e 56 foram os que apresentaram as concentrações e variações mais altas. Desta forma, foi possível ressaltar que as estações denominadas com IG possuem uma variação alta chamando a atenção, já que se encontram localizadas geograficamente junto às estações 50,51,55 e 56 ou no mesmo ponto.

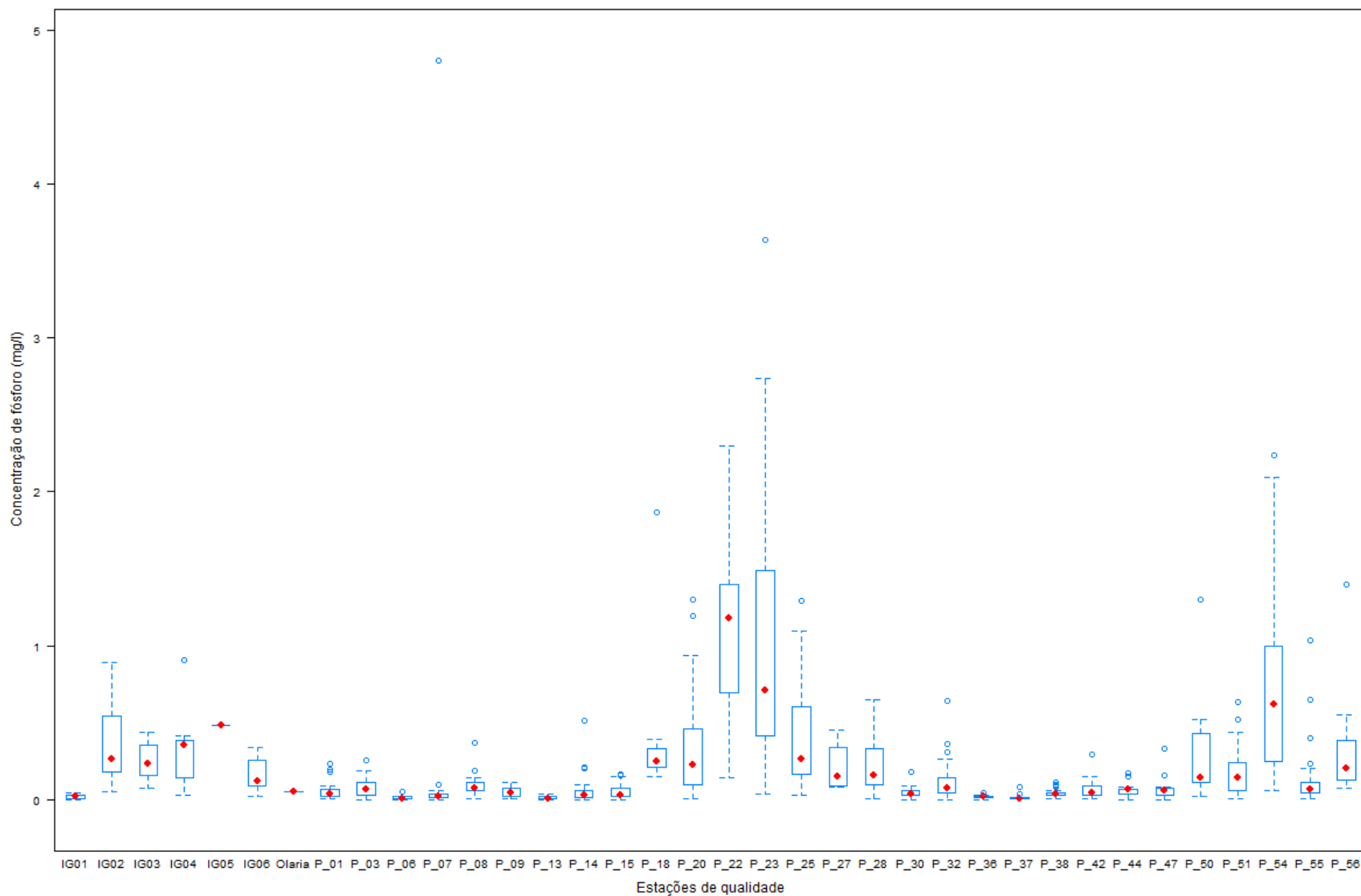


FIGURA 7 – BOXPLOT DA CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO PARA CADA UMA DAS ESTAÇÕES DE QUALIDADE DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO IGUAÇU

Além disso, na Figura 8 pode ser observado o comportamento das médias ao longo dos anos, onde é possível se observar que na maioria das estações as médias se mantiveram dentro da faixa de 0 e 0,5 mg/l, contrário à tendência esperada de aumento a longo dos anos. Nas estações P\_18, P\_20, P\_22, P\_23, P\_54, as concentrações variam significativamente no longo dos anos.

Este comportamento variável poderia evidenciar uma conversão no uso do solo de rural para urbano, já que observando as estações localizadas na área urbana (P\_22, P\_23, P\_54 e P\_51) foi possível constatar que as estações urbanas apresentam uma maior aleatoriedade das médias. O mesmo comportamento de mudança pode ser notado na P\_28, localizada numa sub-bacia rural do rio Palmital, onde é observado um aumento gradativo da concentração média ao longo dos anos. Outro aspecto interessante pode ser observado na estação P\_23, que registra as maiores concentrações médias, sendo esta a estação localizada a jusante do rio Belém, uma das bacias mais urbanizadas da bacia hidrográfica do Alto Iguaçu.

Finalmente, foram avaliados os dados de concentração com análises complementares para tentar estabelecer a descrição dos dados. No Apêndice 3 são mostrados os gráficos com os testes de  $q$  normal que demonstram a aleatoriedade das amostras e a curva característica de dados discretos.

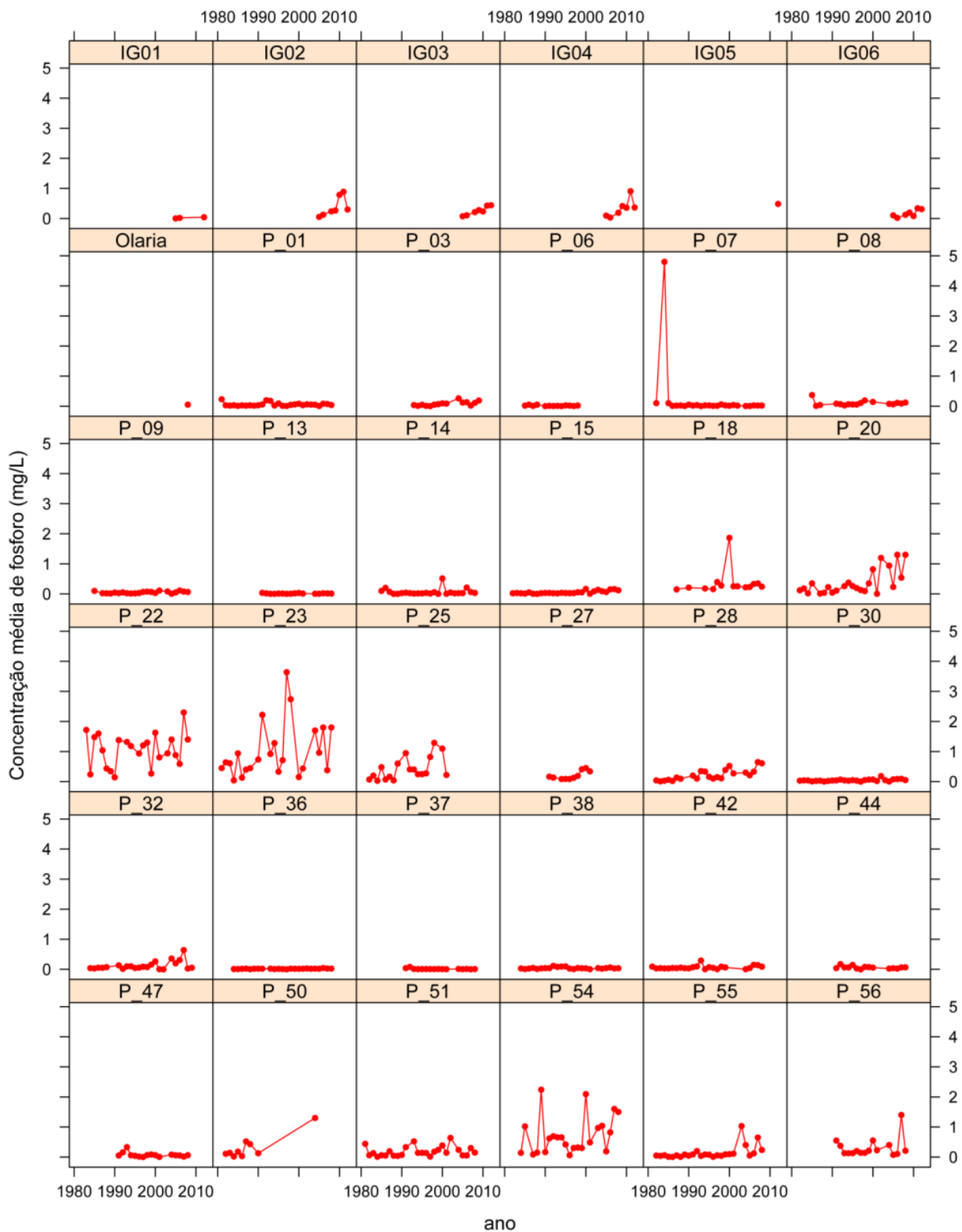


FIGURA 8 – CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO, MÉDIA HISTÓRICA

### 2.3.2 ESTIMATIVA DAS VAZÕES MÉDIAS, $Q_{50}$ E $Q_{95}$

Do total de estações fluviométricas reportados, foram selecionadas apenas 29 estações que tinham dados de qualidade, cujos dados foram obtidos do banco de dados ANA. Para poder obter as vazões médias,  $Q_{50}$  e  $Q_{95}$ , foram elaboradas as curvas de permanência das estações (Figura 9).

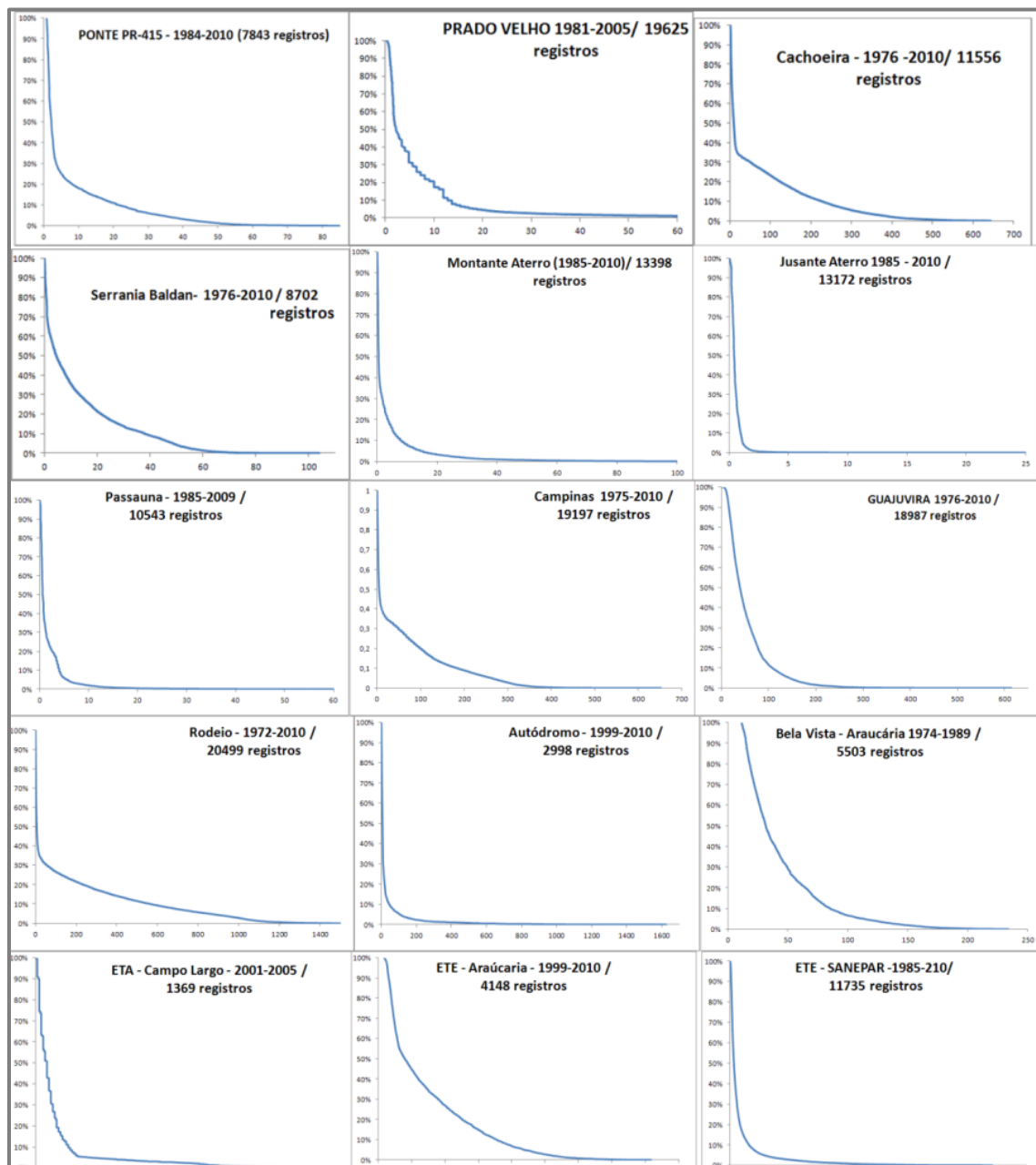


FIGURA 9 – CURVAS DE PERMANÊNCIA - ESTAÇÕES FLUVIOMÉTRICAS OBTIDAS DA ANA

No Quadro 1, foram resumidos os dados obtidos para cada estação de monitoramento, variando de 0,1 a 1,7 para  $Q_{50}$  e de 0,4 a 10 para  $Q_{95}$ . Estes dados foram também comparados com os dados do estudo de regionalização de vazões elaborado por LACTEC e FINEP (2007) (Apêndice 4).

QUADRO 1 – QUANTIDADE DE AMOSTRAS DE FÓSFORO, VAZÕES DE 50 E 95 % DE PERMANÊNCIA NAS ESTAÇÕES DE MONITORAMENTO.

Num	Cod_Hidro web	Nome da estação de monitoramento	Amostras de P	$Q_{50}$	$Q_{95}$	Descrição	ID
30	65003950	OLARIA DO ESTADO	334	2,2	0,6	C.P*	P_30
36	65004995	PONTE PR-415	285	2,2	1,0	R.R**	P_36
27	65006040	EMBRAPA SUDERHSA - TELEMÉTRICA	133	0,5		R.R	P_27
28	65006055	VARGEM GRANDE	274	1,4	0,3	C.P	P_28
32	65006075	PINHAIS	232	4,7	0,8	C.P	P_32
3	65006085	PRÉXIMO A FOZ	127	1,1		R.R	P_03
25	65007045	TERMINAL AFONSO CAMARGO	203	15,5	0,7	C.P	P_25
55	65009000	PONTE BR-277	509	10,0	1,7	C.P	P_55
37	65009900	KM 58 - BR 277	144	1,0		R.R	P_37
38	65010000	FAZENDINHA	252	2,1	0,9	C.P	P_38
22	65011400	PRADO VELHO – PUC	177	2,2	0,8	C.P	P_22
23	65011500	Rodolfo Bernardelli	212	0,5	0,9	C.P	P_23
54	65013005	ETE – SANEPAR	453	15,5	3,3	C.P	P_54
42	65015400	Cachoeira	229	9,3	1,7	C.P	P_42
56	65017006	Ponte Umbarazinho	374	20,7	6,2	C.P	P_56
44	65017035	SERRARIA BALDAN	94	4,5	0,2	C.P	P_44
47	65019400	Ponte do Mauricio	97	4,7	0,3	C.P	P_47
18	65019670	Seminário	89	12,5	1,0	C.P	P_18
20	65019700	PONTE DA CAXIMBA	382	12,5	0,6	C.P	P_20
50	65020000	BELA VISTA – ARAUCÁRIA	98	2,2	13,5	C.P	P_50
6	65020995	MONTANTE ATERRO SANITARIO	212	0,5	0,1	C.P	P_06
7	65021000	JUSANTE ATERRO SANITARIO	218	0,4	0,2	C.P	P_07
8	65021250	Passa-na - Santa Felicidade	127	0,6	0,2	C.P	P_08
9	65021800	PONTE BR-277 - CAMPO LARGO	278	1,4	0,4	C.P	P_09
13	65022900	Jusante Barra Passaúna	127	6,6	0,3	C.P	P_13
14	65023000	OLARIA PIOLI	178	1,3	0,8	C.P	P_14
15	65024000	CAMPINA DAS PEDRAS	258	4,5	0,4	C.P	P_15
51	65025000	GUAJUVIRA	349	39,6	13,2	C.P	P_51
1	65027000	Rodéio	205	6,6	1,0	C.P	P_01

\*C.P – dados da curva de permanência.

\*\*R.R – dados do registro resumem da ANA.

Com os dados selecionados e pareados se estudaram as correlações de cada um dos registros que tinham tanto vazões quanto concentração para o mesmo dia. A ideia era comprovar a hipótese de que pudesse existir uma correlação entre o dado de concentração e o dado de vazão, coletado em campo no mesmo dia. O resultado desta análise é mostrado na Figura 10 (Correlação simples) e Apêndice 2 (logarítmica) onde se pode exemplificar o comportamento da concentração em relação a vazão para 24 das 29 estações.

Ainda que tenha apresentado uma baixa correlação ao se estimar o  $R^2$ , visualmente é possível estabelecer uma diferenciação das bacias urbanas. Estas estações manifestaram um comportamento de distribuição de pontos muito similar (estações: P\_14, P\_15, P\_30, P\_32, P\_50, P\_51, P\_54 e P\_56) e um possível comportamento de envelope que poderá ser estudado mais a detalhe aplicando análise de resíduos.

Como as relações de correlação encontradas foram muito baixas, não foi possível definir uma equação válida para o preenchimento de falhas dos dados de concentração, tendo que utilizar a simples média aritmética para a estimativa das cargas de fósforo na bacia.

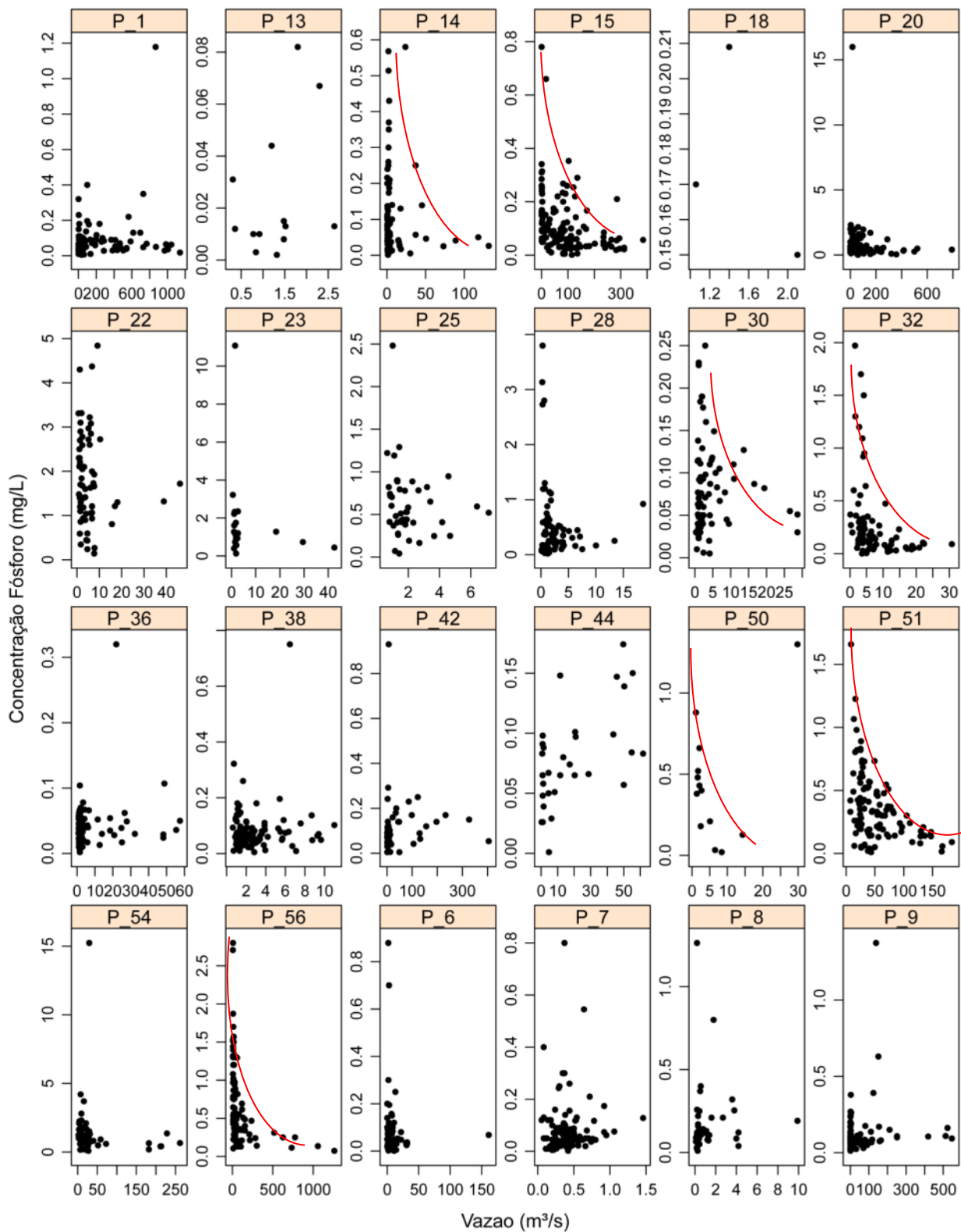


FIGURA 10 – RELAÇÃO ENTRE VAZÃO (M3/S) E CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO (MG/L)

## CAPÍTULO III

### 3. MODELAGEM DE CARGAS NA BACIA HIDROGRÁFICA ALTO IGUAÇU

#### 3.1 MODELAGEM

Os modelos são ferramentas que podem ser úteis na tomada de decisões e na análise dos objetivos de planos de gestão de recursos hídricos. Mas os modelos são simulações de uma realidade complexa que possuem muitas incertezas, sejam pelo ainda escasso conhecimento, pelas limitações dos modelos ou pela quantidade de simplificações que são necessárias para simular os processos físicos complexos encontrados na natureza.

Para que este tipo de ferramenta seja confiável, é preciso realizar uma série de etapas que permitem definir os limites do modelo, medir sua confiabilidade, conhecer suas limitações, entre outros. Na Figura 11 podem ser observadas as etapas gerais da modelagem, onde se denota a definição do problema, de metas e objetivos como parte fundamental no momento de se selecionar um modelo.

A aplicação preliminar auxilia no conhecimento do modelo e outorga as primeiras aproximações. Depois é necessário fazer os ajustes necessários. Neste caso uma análise de sensibilidade é uma etapa que auxilia para conhecer a maneira como o modelo reage à determinada mudança. Além disto, este tipo de análise pode ser fundamental nas etapas de calibração e validação do modelo, que conduzem a avaliar a utilidade e acurácia do modelo.

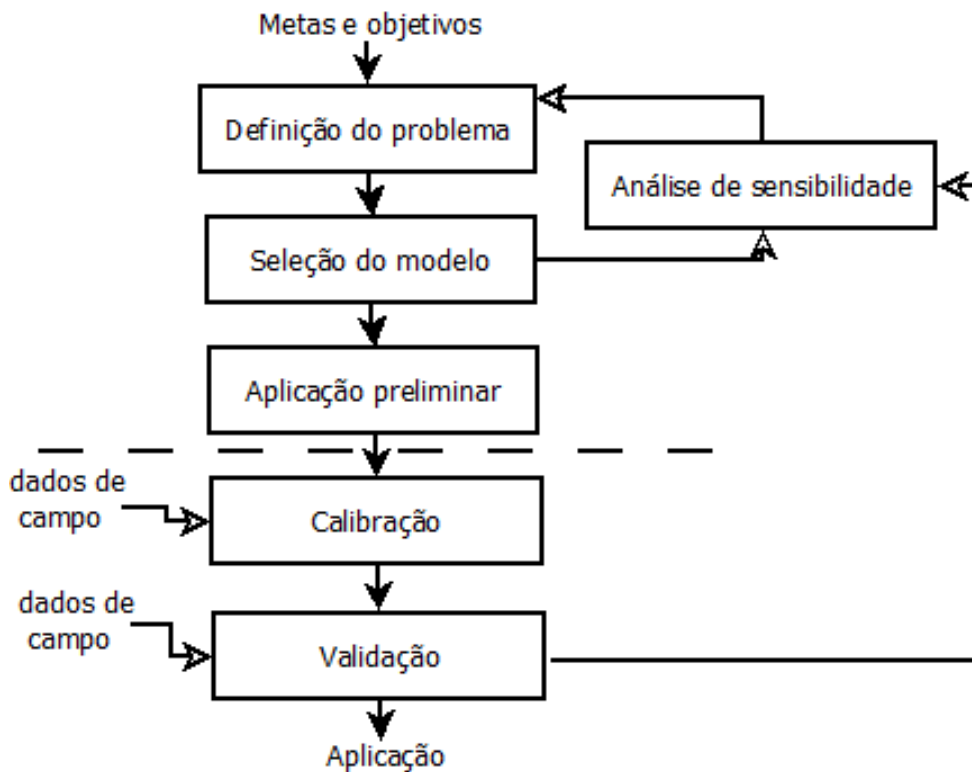


FIGURA 11 – ETAPAS DA MODELAGEM  
 FONTE: ORLOB, (1983)

### 3.2 MODELOS DE ESTIMATIVA DE CARGAS POLUENTES PARA FINS DE GESTÃO

Planejamento e manejo de recursos hídricos geralmente implica a predição dos impactos futuros e a obtenção de informação acerca de processos naturais complexos. Por isso, os modelos tornaram-se uma ferramenta essencial para desenhar propostas de mudanças, para estabelecer limites e planos para reduzir os conflitos relacionados à água, assim como para gerar informação que auxiliem na tomada de decisões (LOUCKS e VAN BEEK, 2005).

Para realizar estimativas de cargas, existem muitos modelos encontrados na literatura. Na sua maioria, são modelos de simulação que são usados para representar os processos físicos ou dinâmicos com parâmetros de distribuição espacial que ocorrem dentro das bacias, os chamados modelos distribuídos.

Os modelos de simulação são ferramentas que podem ser usadas para reduzir o tempo e o custo da experimentação de campo. Os modelos de simulação podem ser classificados em:

- estáticos ou dinâmicos, ou seja, dependentes da variável tempo;
- determinísticos ou estocásticos, ou seja, uso de variáveis aleatórias ou não;
- discretos e contínuos, ou seja, dependendo do avanço da contagem do tempo na simulação.

Os modelos geralmente são baseados na simplificação de alguns parâmetros, motivo pelo qual pode resultar em muitas incertezas. As limitações dos modelos geralmente se encontram na ausência de dados e na presença de incertezas com relação à utilização de simplificações para processos complexos encontrados na natureza, como retenção de nutrientes, transporte, sedimentação, entre outros (KOVACS e HONTI, 2008).

Nestes últimos anos pode-se observar um aumento dos estudos que analisam modelos que simulam poluição das bacias, os quais são utilizados como suporte na tomada de decisões e políticas de manejo de recursos hídricos. Tal é o caso de estudos realizados para comparar modelos e avaliar os cálculos de emissões de poluentes, elaborados por Xie e Lian (2013), Woznicki e Nejadhashemi (2013), Malve et al. (2012), Mewes (2012), Drolc *et al.* (2007), Kovacs; Honti (2008), Krause *et al.* (2008), Azzellino *et al.* (2006), Berlekamp *et al.* (2007), Cho; Mostaghimi (2009), Chinh *et al.* (2011) e Panagopoulos *et al.* (2011).

No Quadro 2, pode-se observar a comparação de alguns modelos que estimam cargas com ênfase em gestão e avaliação de práticas de manejo de bacias.

QUADRO 2 – DADOS COMPARATIVOS DE ALGUNS MODELOS PARA ESTIMATIVA DE CARGAS

Descrição	PLOAD	SWAT	STEPL Model	L-THIA	MoRE	WinHSPF
Estima Cargas pontuais	Não	Sim	Não	Não	Sim	Não
Método para estimar cargas difusas	EMC <sup>1</sup> , CE <sup>2</sup> , MS <sup>3</sup>	Muitas Equações			(C*Q)	
Avaliação de BPM <sup>4</sup>	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim
Software liberado	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim
SIG <sup>5</sup>	Sim	Sim	Não		Sim	
Saídas	Mapas e tabelas					
Permite manipulação das equações					Sim	

<sup>1</sup> Método da Concentração média do evento,

<sup>2</sup> Coeficiente de exportação,

<sup>3</sup> Métodos Simples,

<sup>4</sup> Boas Práticas Ambientais,

<sup>5</sup> Sistemas de Informação Geográfica,

### 3.3 MODELO DE REGIONALIZAÇÃO MORE PARA ESTIMATIVA DE CARGAS

MoRE (*Modeling of Regionalized Emissions*) surgiu como parte do projeto da Agência do Meio Ambiente da Alemanha, que desenvolveu uma base de dados e modelagem para todas as bacias hidrográficas de Alemanha (FUCHS *et al.*, 2012). Foi desenvolvido como parte da necessidade de se obter enfoques adequados para a descrição dos corpos hídricos. É um modelo desenhado para ser empregado na tomada de decisões e que permite oferecer as diretrizes para alcançar um bom estado ecológico das massas de água superficiais para que atendam os padrões de qualidade definidos FUCHS *et al.* (2012).

Surgiu depois do pedido do Conselho e o Parlamento Europeu, relativa a normas e qualidade ambiental no domínio da política da água, denominado Diretivas 2008/105/CE. Também, como parte do pedido da Diretiva-Quadro da União Europeia (DQA). Os quais pediam uma redução permanente da poluição, uma descrição adequada do estado dos corpos hídricos superficiais e avaliação de medidas adequadas para a redução das emissões (Parlamento Europeu; Conselho da União Europeia, 2008).

Este modelo foi desenvolvido como sucessor do modelo MONERIS (*Modelling Nutrient Emissions in River Systems*), ante as limitações que ele apresentava. O modelo foi desenvolvido na plataforma de Excel e apenas modelava as emissões produzidas por nutrientes. Tecnicamente, foi uma mudança de enfoque do MONERIS para um sistema de código aberto, que permitiu obter uma ferramenta mais flexível e transparente para quantificar e visualizar as emissões em águas superficiais.

Segundo Palmeri *et al.* (2005), este modelo trabalha em condição permanente (constante no tempo) com parâmetros espacialmente distribuídos, que considera apenas as cargas de nutrientes geradas de fontes difusas e pontuais. É um modelo semi-empírico conceitual, que ganhou aceitação internacional como um modelo para emissões de nutrientes em águas.

Os cálculos para emissões e retenções são feitos a nível da unidade de análise, definida a partir de sub-bacias hidrográficas.

Com relação ao cálculo total de fósforo, é necessário avaliar as possíveis fontes de fósforo dentro do sistema, as principais interações das fontes e os processos que poderiam modificar o ciclo de fósforo e gerar concentrações de fósforo que superam os limites da natureza.

Assim, é utilizada a equação (5) para determinar o total de emissões potenciais que podem entrar no corpo de água. Como se observa na equação, para a estimativa são somadas as emissões em toneladas por ano, geradas pelas distintas fontes analisadas, que estão detalhadas mais adiante.

$$E_{totP} = PS_{TP} + AD_P + ER_P + SR_P + US_P + TD_P + GW_P \quad (5)$$

Onde:

$E_{totP}$  – Emissões totais de fósforo [t/a];

$PS_{TP}$  – Total de emissões pontuais de fósforo [t/a];

$AD_P$  – Emissões de fósforo via deposição atmosférica [t/a]

$ER_P$  – Emissões de fósforo via erosão [t/a];

$SR_P$  – Emissões de fósforo via escoamento superficial. [t/a];

$US_P$  – Emissões de fósforo difusas nas áreas urbanas [t/a];

$TD_P$  – Emissões de fósforo na rede de drenagem superficial [t/a];

$GW_P$  – Emissões de fósforo na água subterrânea [t/a].

### 3.3.1 CÁLCULO DAS EMISSÕES PONTUAIS DE FÓSFORO

Em toda Europa se conta com uma densidade extremadamente alta de indústrias, no entanto, nem todas estão inventariadas, por exemplo, na Holanda existem 40000 indústrias, das quais somente 730 estão incluídas nos inventários individuais de emissões, o que dificulta a análise das cargas pontuais. EEA (*European Environment Agency*) *et al.* (1998) mencionam que na Europa, a relação entre custo-benefício da obtenção dos inventários dessas cargas é desproporcional e que, por exemplo, na França e Reino Unido, do total de poluição, uma percentagem significativa é oriunda das grandes estações de tratamento. Consequentemente, são consideradas dentro dos métodos de estimativa de cargas pontuais somente aquelas provenientes de estações de

tratamento e indústrias de grande porte. O modelo parte da premissa que as estações de tratamento de águas residuais pequenas não contribuem significativamente na quantidade de emissão pontual (Fuchs *et al.*, 2010), podendo ser incorporadas dentro da contaminação difusa calculada no sistema urbano.

O total de emissões pontuais é determinado pela equação (6) onde é necessário um inventário das fontes.

$$PS_{TP} = (WWTP) \cdot PD_{WTP_{hist}} + \frac{PD_{InDTP}}{1000} \quad (6)$$

Onde:

- $PS_{TP}$  – Total de emissões pontuais [t/a];  
 $WWTP$  – Emissões de fósforo médias das ETE [kg/a];  
 $PD_{WTP_{hist}}$  – Fator para considerar mudanças no sistema de tratamento da ETE (utilizado para realizar modelações futuras);  
 $PD_{InDTP}$  – Emissões de fósforo da indústria [kg/a].

### 3.3.2 CÁLCULO DAS EMISSÕES DIFUSAS DE FÓSFORO

#### 3.3.2.1 Deposição atmosférica direta sobre superfícies de água

A deposição atmosférica é uma das fontes de emissões menos estudadas e geralmente desprezadas. Mas existem estudos que identificam a deposição como fonte de poluição, mencionando dois tipos de deposição: a úmida, que ocorre através da precipitação; e a seca, gerada pela deposição das partículas transportadas pelo ar. Com relação aos nutrientes, se menciona que este tipo de carga vem a ser um fator importante na proliferação e reprodução das algas em reservatórias de maior porte (ANDERSON e DOWNING, 2006, ZHAI *et al.*; 2009, He *et al.*; 2011 e PALMERI *et al.* 2005).

A quantificação das emissões através da deposição atmosférica, equação (7), é calculada utilizando a superfície da água e uma taxa de deposição específica da substância. Esta taxa geralmente é disponibilizada por país.

Segundo Venohr *et al.* (2009), na Europa as taxas de deposição de fósforo variam entre 0,3 e 3,0 kg/(ha·a).

$$AD_P = \frac{IM_{WSA} \cdot PD_{ADTP}}{1000} \quad (7)$$

Onde:

$AD_P$  – Emissões de fósforo via deposição atmosférica [t/a];

$IM_{WSA}$  – Superfície total de água [km<sup>2</sup>];

$PD_{ADTP}$  – Taxa de deposição atmosférica [mg/m<sup>2</sup>].

### 3.3.2.2 Emissões difusas geradas pela erosão e sedimentação

A erosão é o processo de intemperização e remoção de rochas e solos por meios de agentes naturais como escoamento superficial, vento, geleiras, etc., sendo a erosão hídrica a mais representativa em termos econômicos. No Brasil, se estima que por cada grão de cultura produzido, podem ser perdidos entre 6 a 10 kg de solo (SANTOS *et al.*, 2001).

Do solo perdido, uma parcela representativa chegará aos corpos de água formando parte dos sedimentos. Segundo Santos *et al.* (2001), a carga total de sedimentos é composta por materiais fornecidos pelos processos químicos, físicos e biológicos que governam a erosão, e pelos mecanismos de transporte de massa. Sendo o fósforo fortemente estudado pela sua importância como nutriente de solos, e por se acumular nos reservatórios causando problemas de eutrofização. A principal forma de perda de fósforo em áreas agrícolas de alta declividade ocorre por efeito da erosão.

Em MoRE, a quantidade de fósforo produzida pela erosão que atinge os corpos de água superficial em toneladas por ano  $ER_{TP}$  é estimada a partir da equação (8).

$$ER_{TP} = \frac{ER_{TP_{CONT}}}{10^6} \cdot (ER_{SED_{IN}} - ER_{SL_{NAT}}) \cdot ER_{ENR} + \frac{ER_{con_{geoP}}}{10^6} \cdot (ER_{SL_{NAT}}) \quad (8)$$

Onde:

- $ER_{TP}$  – Emissões totais de fósforo via erosão. [t/a];
- $ER_{TP_{cont}}$  – Conteúdo de fósforo no solo superficial [mg/kg];
- $ER_{SED_{in}}$  – Emissões de por sedimentos que podem atingir o corpo de água [t/ano];
- $ER_{SL_{nat}}$  – Perda de solo de áreas com cobertura vegetal (USLE) [t/a];
- $ER_{ENR}$  – Taxa de enriquecimento devido tamanho da área [-];
- $ER_{con_{geoP}}$  – Conteúdo de fósforo no solo devido a seu geologia [mg/kg].

Estas emissões de fósforo englobam a parcela das perdas de solo que ocorrem por erosão e que conseguem atingir a água superficial. Fuchs *et al.* (2010) mencionam que a relação entre a fração de sedimentos que alcança o corpo de água e toda a perda por erosão é definida pelo termo conhecido como taxa de aporte de sedimentos ( $ER_{SDR}$ ) e mostrado na equação (9).

$$ER_{SED_{in}} = (ER_{SD_{corr}} \cdot \frac{ER_{SDR}}{100}) + ER_{SL_{nat}} \quad (9)$$

Onde:

- $ER_{SED_{in}}$  – Emissões de por sedimentos que podem atingir o corpo de água [t/ano];
- $ER_{SD_{corr}}$  – Perda de solo (USLE) corrigida para o ano [t/a];
- $ER_{SDR}$  – Taxa de aporte de sedimento [adimensional];
- $ER_{SL_{nat}}$  – Perda de solo natural (USLE) [t/a].

Dentro desta equação é necessário estimar a taxa de aporte, que depende das condições particulares de cada unidade de resposta hidrológica, assim como das condições geomorfológicas e fatores ambientais presentes na natureza, extensão e localização das fontes de sedimentos, declividade, os padrões de drenagem, condições de canal, uso e textura do solo, entre outros (WALLING, 1983).

O processo de medição é complexo, motivo pelo qual são utilizadas equações empíricas ou taxas para tentar estimar a quantidade de solo que atinge os corpos de água, assim como a taxa de transferência e a taxa de aporte.

Para exemplificar as variações que podem ser encontradas dependendo da equação utilizada, no Quadro 3 são mostradas algumas das equações utilizadas por Leite e Chaves (2010) para calcular a relação de aporte de sedimentos em uma bacia no Brasil.

**QUADRO 3 – EQUAÇÕES DE RELAÇÃO DE APORTE DE SEDIMENTOS (RAS) USADAS, COM OS RESPECTIVOS AUTORES E VARIÁVEIS.**

Autor (ano)	Equação	Descrição das variáveis
Maner (1958)	$\text{Log RAS} = 2,962 + 0,869 \log R - 0,854 \log L$	R = diferença de altura entre ponto mais alto e exutório (m) L = comprimento da bacia (m)
Roehl (1962)	$\text{Log RAS} = 4,5 - 0,23 \log A - 0,51 \log(R/L) - 2,79 \log B_r$	A = área da bacia (km <sup>2</sup> ) R = diferença de altura entre ponto mais alto e exutório (m) L = comprimento da bacia (m) R <sub>b</sub> = relação de bifurcação de Horton
Williams & Berndt (1972)	$\text{RAS} = 0,627 D^{0,403}$	D = gradiente do canal principal (%)
Renfro (1975)	$\text{Log RAS} = 1,793 - 0,142 \log A$	A = área da bacia (km <sup>2</sup> )
Vanoni (1975)	$\text{RAS} = 0,42 A^{-0,125}$	A = área da bacia (mi <sup>2</sup> ) <sup>(1)</sup>
Williams (1977)	$\text{RAS} = 1,37 \times 10^{-11} A^{-0,00998} (R/L)^{0,363} CN^{5,44}$	A = área da bacia (km <sup>2</sup> ) R = diferença de altura entre ponto mais alto e exutório (m) L = comprimento da bacia (km) CN = número - curva do NRCS
NRCS (1979)	$\text{RAS} = 0,51 A^{-0,11}$	A = área da bacia (mi <sup>2</sup> ) <sup>(1)</sup>
Lu et al. (2006)	$\text{RAS} = 2 (t_r/t_c) \{1 - (t_r/t_c) + (t_r/t_c) \exp[-(t_c/t_r)]\}$	t <sub>r</sub> = duração do excesso de precipitação (h) t <sub>c</sub> = tempo de concentração da bacia (h)

Fonte: (LEITE CHAVES, 2010)

Na Figura 12 se observa a variação das taxas obtidas neste estudo ao aplicar as equações mostradas para uma mesma bacia. Pode se observar que a taxa de aporte variou entre 0,12 e 0,52, dependendo apenas da equação utilizada.

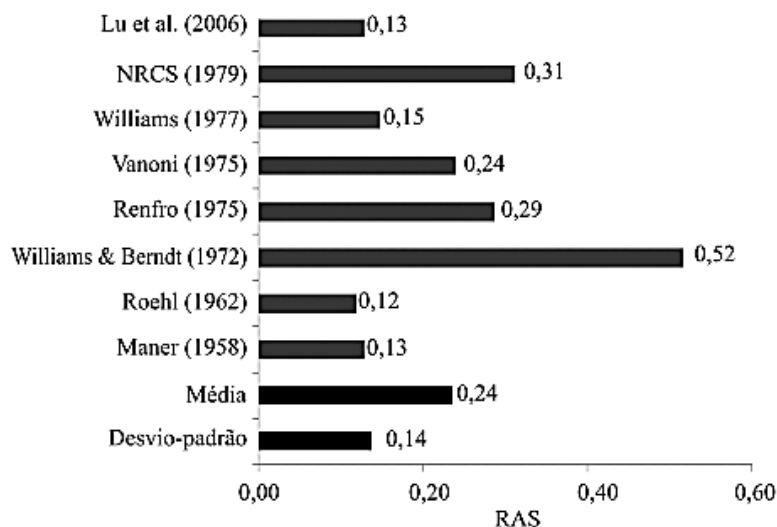


FIGURA 12 – RELAÇÃO DE APORTE DE SEDIMENTOS PARA A BACIA RIBERÃO PIPIRIPAU, USANDO OITO EQUAÇÕES DIFERENTES.

Fonte: Leite Chaves (2010)

Outra taxa que está incluída no cálculo, é a taxa de transferência, taxa esta introduzida no cálculo para considerar o processo de acumulação de substâncias às partículas de sedimento erodidas, sendo dependente principalmente do tamanho e tipo de solo. Segundo ONGLEY (1996), as partículas mais finas são enriquecidas quimicamente, devido sua maior superfície de adsorção, assim a concentração de produtos químicos associados ao sedimento aumentam à medida que a parte empobrecida (partículas mais grossas) vão se depositando e se perdendo ao longo do transporte.

### 3.3.2.3 Emissões na drenagem agrícola

Para estimar as emissões de fósforo geradas nas áreas agrícolas por escoamento direto nas drenagens, é necessário calcular a porção de solo nos terrenos agrícolas que possuem drenagem. Segundo PALMERI *et al.* (2005), é considerado que terrenos agrícolas com paisagens planas, que tem declividade menor a 0,5%, possuem uma rede drenagem onde a água possa ser drenada sub-superficialmente. Este tipo de drenagem geralmente é a mais importante para o

nitrogênio, pois o mesmo apresenta uma alta solubilidade (Kowalkowski *et al.*, 2012).

Para o cálculo das emissões via rede de drenagem, é utilizada a equação (10).

$$TD_P = (TD_Q \cdot TD_{CONP})fc \quad (10)$$

Onde:

- $TD_P$  – Emissões de fósforo na rede de drenagem [t/a];
- $TD_Q$  – Vazão de drenagem subsuperficial (calculado no balanço hídrico) [m<sup>3</sup>/s];
- $TD_{CONP}$  – Concentração de fósforo na água de drenagem [mg/l];
- $fc$  – Fatores de conversão de unidades.

### 3.3.2.4 Emissões difusas via escoamento superficial

O escoamento superficial é calculado com uma metodologia desenvolvida por Carl *et al.* (2008) e Carl e Behrendt (2008), ambos citados por Fuchs (2010). Ao se calcular as emissões de nutrientes provenientes de escoamento superficial, apenas a parcela de nutrientes dissolvidos é considerada. A concentração de nutrientes do escoamento superficial é calculada como a concentração média ponderada pela área de uso de solo.

No caso da existência de neve, na equação (11) é adicionada a carga de fósforo que pode ser levada pelo escoamento da neve. Nas condições da área de estudo, apenas são calculadas as emissões conforme à equação:

$$SR_{WSVP} = \left( SR_{CONC_{WSVP}} \cdot SR_{CONC_{WSVQ}} \right) * fc \quad (11)$$

- $SR_{WSVP}$  – Emissões de P pelo escoamento superficial desde áreas naturais [t/ha];
- $SR_{CONC_{WSVP}}$  – Concentração de P no escoamento de áreas naturais [mg/l];
- $SR_{CONC_{WSVQ}}$  – Escoamento superficial nas áreas cobertas de vegetação natural [m<sup>3</sup>/s].
- $fc$  – Fatores de conversão de unidades.

### 3.3.2.5 Emissões difusas nas áreas urbanas

Embora as maiores partes das cargas no sistema urbano entrem de maneira pontual, o modelo considera como cargas difusas aquelas que podem surgir a partir de fugas ou falhas no sistema. Muitos autores não consideram as cargas geradas pela drenagem pluvial como difusas, mas no MoRE estas são consideradas como entradas difusas por não serem contabilizadas ou tratadas antes de entrar no rio. Considerando-se também como emissões difusas a sobre vazão gerada nas estações de tratamento de esgoto como consequência de eventos de chuvas fortes. Venohr *et al.* (2009) mencionam que para modelar as emissões difusas provenientes do sistema urbano, são somadas quatro componentes básicos que representam as falhas, fugas e efluentes não tratados dentro dos sistemas de tratamento de efluentes. Na equação (12) são para obter o total das emissões são somados estes quatro sub-módulos.

$$US_P = US_{SSSP} + US_{CSOP} + US_{onlySSP} + US_{notconP} \quad (12)$$

Onde:

- $US_P$  – Emissões difusas de fósforo no sistema urbano [t/a];
- $US_{SSSP}$  – Emissões por falhas do sistema de esgoto separador absoluto [t/a];
- $US_{CSOP}$  – Emissões do sistema unitário [t/a];
- $US_{onlySSP}$  – Emissões de P geradas da população conectada apenas ao sistema de coleta de esgoto, mas que não tem tratamento [t/a];
- $US_{notconP}$  – Emissões de áreas não conectadas ao sistema de esgoto [t/a].

Para calcular cada um dos sub-módulos é necessário um realizar uma serie de etapas. Para o cálculo das emissões de nutrientes das áreas urbanas impermeáveis conectadas ao sistema de esgoto separador absoluto ( $US_{SSSP}$ ), primeiro é necessário calcular a concentração de fósforo no evento da chuva que produz a sobre-vazão, onde é considerado apenas aquela quantidade de efluente que supera a capacidade da ETE, gerando uma carga de poluentes sobre o corpo de água. Na metodologia de MoRE, a concentração de fósforo é calculada utilizando a precipitação anual, o coeficiente de escoamento de áreas

impermeáveis e a concentração nas emissões específicas na região (FUCHS *et al.*, 2012).

As emissões geradas pela população e áreas urbanas que estão conectadas ao sistema de esgoto, mas não se encontram conectadas a uma ETE municipal ( $US_{onlySSP}$ ), são calculados com dados estatísticos de população e a produção de esgoto *per capita*.

As emissões de nutrientes geradas por habitantes e áreas urbanas que não estão conectados ao sistema de esgoto ( $US_{notconp}$ ) serão calculadas relacionando à quantidade de habitantes e à taxa de emissões por dia por pessoa utilizado no Brasil.

### 3.3.2.6 Emissões difusas no sistema de as águas subterrâneas

As emissões via água subterrânea são calculadas tomando em conta o fluxo de base. Estudos como o realizado por WIT *et al.* (2000) apontam a importância da realização de análises sobre a contaminação difusa na escala regional e temporal por movimento de poluentes dentro da água subterrânea. Para o cálculo das emissões via água subterrânea, utiliza-se a equação (13).

$$GW_P = (GW_{SSC_Q} \cdot GW_{CON\_Corr_P})fc \quad (13)$$

Onde:

$GW_P$  – Emissões de fósforo via água subterrânea [t/a];

$GW_{CON\_Corr_P}$  – Concentração de fósforo corrigido na água subterrânea (condições sem oxigênio) [mg/l]

$GW_{SSC_Q}$  – Vazões na água subterrânea [m<sup>3</sup>/s];

$fc$  – Fatores de conversão de unidades.

### 3.3.3 BALANÇO DO ESCOAMENTO NA ESTIMATIVA DE EMISSÕES.

O modelo de escoamento é gerado a partir da direção de fluxo de cada unidade de análise. Esta equação de escoamento descreve os processos como um balanço simples da quantidade de água dentro da bacia hidrográfica. Para o

cálculo do balanço de escoamento, foi tomada a evaporação média e a precipitação média da zona. O balanço pode ser calculado com a equação (14).

$$Q_{\text{tot}} = GW_Q + AD_{\text{DIR\_PREC}_Q} + US_Q + TD_Q + SR_Q \quad (14)$$

Onde:

- $Q_{\text{tot}}$  – balanço do escoamento [ $\text{m}^3/\text{s}$ ];
- $GW_Q$  – vazão da água subterrânea [ $\text{m}^3/\text{s}$ ];
- $AD_{\text{DIR\_PREC}_Q}$  – precipitação menos evaporação, sobre superfícies de água [ $\text{m}^3/\text{s}$ ];
- $US_Q$  – água proveniente do sistema de esgotamento [ $\text{m}^3/\text{s}$ ];
- $TD_Q$  – descarga na rede de drenagem agrícola [ $\text{m}^3/\text{s}$ ];
- $SR_Q$  – escoamento superficial das áreas permeáveis [ $\text{m}^3/\text{s}$ ].

### 3.4 MÉTODOS PARA A COMPILAÇÃO E ELABORAÇÃO DA BASE DE DADOS COMO ENTRADA PARA O MODELO MoRE

O primeiro passo com relação a este capítulo consistiu na recompilação da maior quantidade de informação geográfica, tabular e socioeconômica disponível, para gerar uma base de dados para cada uma das unidades de análise. Estes dados foram processados no ambiente SIG, com o auxílio do *software* ArcGIS 10.1, relacionando um conjunto de dados a cada unidade de análise, mediante um código identificador denominado “ID”.

As unidades de análise foram geradas a partir do modelo de elevação do terreno e dos pontos de monitoramento da qualidade da água, que proporcionaram a base para a delimitação das unidades de análise. Estas bacias foram geradas utilizando a ferramenta de delimitação de bacias incorporada no ArcSWAT, o que facilitou o cálculo das características de declividade, área da unidade de análise, centróide, largura do rio, entre outros.

Uma vez definidas as unidades de análise, foram vinculados os atributos descritivos, entre eles mencionados o código identificador específico, nome, ano, o identificador da bacia tributária, área, declividade e outros aspectos descritivos necessários para estabelecer a base do modelo.

### **3.4.1 DADOS ADQUIRIDOS**

Para o estudo, foi necessário realizar uma coleta de informações tanto em forma cartográfica como dados tabulados e estatísticos. Alguns dos dados recompilados já se encontravam espacialmente distribuídos, como por exemplo o mapa de uso e ocupação do solo, tipos de solo e modelo digital do terreno, entre outros mapas utilizados.

Nos itens seguintes é apresentada uma descrição dos produtos derivados e dos processos necessários para a obtenção da base de dados.

#### **3.4.1.1 Mapas de precipitação**

O modelo MoRE necessita da precipitação histórica anual e a precipitação anual do ano de análise. O mapa da precipitação média histórica anual foi obtido através da digitalização das cartas climáticas do estudo de IAPAR - SUDERSHA (1998), apresentado no Anexo 1. O mapa da precipitação do ano analisado foi obtido da base de dados do IAPAR, que tem disponíveis cartas climáticas já interpoladas para todo o estado do Paraná. Segundo CAVIGLIONE *et al.* (2000), o traçado destas cartas foi obtido mediante a interpolação das informações de precipitação de postos pluviométricos, utilizando o método denominado *Kriging*, para depois traçar as isoietas com amplitudes de 100 mm, através do *software* SURFER, versão 6.0.

#### **3.4.1.2 Mapas de Evaporação**

Para esta fase do estudo, foram digitalizadas isolinhas a partir do mapa de evaporação disponível em formato *jpeg* (Anexo 2). De acordo com CAVIGLIONE *et al.* (2000), este mapa foi gerado com os valores diários de evapotranspiração calculados utilizando a equação de Penman (1948), a partir da série histórica do IAPAR. Este processo consistiu no cálculo das médias diárias, mensais e anuais, que foram importadas para a geração das isolinhas com intervalos de 0,5 mm para valores médios diários mensais e anuais.

### 3.4.1.3 Mapa de declividades

O modelo MoRE requer, como dados de entrada, dois tipos de mapas de declividade. Um mapa com valores médios da bacia e outro mapa onde são classificadas as declividades baseadas nas seguintes faixas <1%; entre 1 e 2%; entre 2 e 4%; entre 4 e 8%; e maiores a 8 %. Para gerar estes mapas, foi utilizado o modelo de elevação digital fornecido por CGIAR (<http://srtm.csi.cgiar.org/>), que apresenta informações de elevação com resolução espacial de 90 metros. Este modelo foi gerado a partir da missão da NASA ocorrida em 2000, denominada como SRTM (*Shuttle Radar Topographic Mission*).

Para obter as declividades mais detalhadas, foi adquirido o mapa de elevação digital disponibilizado pelo Instituto de Águas do Paraná. Este mapa de elevações da BHA foi gerado a partir da restituição aerofotogramétrica nas áreas rurais (escala 1:10.000) e a partir de dados de projetos existentes (PARANACIDADE e IPPUC) nas áreas urbanas (esc. 1:2.000).

Os dois mapas foram obtidos dentro do ambiente ArcGIS, utilizando a opção *slope* de *Spatial Analyst*.

### 3.4.1.4 Mapa de perda de solo

Para a determinação das perdas de solo específicas devido à erosão hídrica (t/ha·a), foi utilizada a equação universal de perda de solos (USLE), equação (15). A USLE é destinada para o cálculo da perda de solo proveniente da erosão laminar e por sulcos, não prevendo deposição, nem computando produção de sedimento por ravina e erosão das margens e fundo do canal.

$$BI_{SL} = R \cdot K \cdot C \cdot P \cdot LS \quad (15)$$

A perda de solo por unidade de área e tempo [t/(ha·ano)] foi definida com a sigla  $BI_{SL}$ . O fator ( $R$ ), que representa a erosividade da chuva, ou seja, o poder erosivo da precipitação média anual da região [MJ·mm/(ha·h·ano)], adotado neste estudo, foi aquele atualizado por Waltrick (2010), o qual utilizou dados pluviométricos do período de 1986 a 2008.

Com relação ao fator de erodibilidade do solo ( $K$ ), ou seja, a capacidade do solo de sofrer erosão por uma determinada chuva [ $t \cdot h / (MJ \cdot mm)$ ], e o fator que expressa uso e manejo do solo e cultura ( $C$ ), foram utilizados os valores de Santos *et al.* (1998), que são valores que foram definidos num estudo realizado para a bacia do rio Ivaí, que contempla diferentes tipos de solo no Paraná.

O fator ( $LS$ ), que expressa a função do comprimento da rampa e a declividade média, foi estimado seguindo a metodologia proposta por Bulut *et al.* (2012). Finalmente, o fator ( $P$ ), que expressa a prática conservacionista, foi definido como uma relação entre as práticas de cultura utilizadas e a declividade de cada área (Novotny, 2003). O mapa foi calculado no ambiente ArcGis (Figura 13)



FIGURA 13 – MAPA DE EROÇÃO HÍDRICA.

#### 3.4.1.5 Outras Informações digitais

Foram obtidos também, em formato digital (*shapefile*) informações sobre geologia, Unidades Aquíferas do Paraná, geotecnia, cobertura e uso de solo, solos e áreas com corpos de água. A descrição detalhada é exposta no Quadro 4. Para

cada um destes mapas, foi gerada uma coluna de atributos com os respectivos códigos utilizados pelo modelo. Da mesma forma no ambiente ArcGIS, estes mapas foram vinculados com o identificador específico (*ID*) de cada uma das unidades de análise geradas, obtendo como resultado tabelas com todos os atributos necessários para formar as bases de dados necessárias para a importação e processamento do modelo.

**QUADRO 4 – DESCRIÇÃO DOS MAPAS UTILIZADOS E SUAS RESPECTIVAS FONTES.**

<b>Dado</b>	<b>Descrição</b>	<b>Fonte</b>
Mapa de uso e cobertura do solo	A legenda do mapeamento foi definida pela interpretação de fotografias aéreas digitais ortorretificadas (ortofotos) de Junho de 2000 com escala 1: 20.000, utilizada para a interpretação.	Instituto das Águas do Paraná
Mapa de solo	Base cartográfica extraída de cartas topográficas na escala 1: 20.000 publicadas pelo DSG e IBGE. (Conteúdo de argila, silte e areia)	EMBRAPA IAPAR
Geologia	A geologia foi gerada, na escala 1:20.000, a partir de duas fontes de dados: MINEROPAR e levantamento da área da BHA1 realizado pela SUDERHSA no momento do desenvolvimento do SIG para gestão de recursos hídricos.	SUDERHSA, 2000
Geotecnia BHA1	A geotecnia se deu através do cruzamento da geologia, solos e declividade na escala 1:20.000.	SUDERHSA, 2000
Corpos de água e Rede hídrica	Digitalizados a partir das fotografias aéreas de alta resolução.	SUDERHSA, 2002

### 3.4.2 DADOS ESTATÍSTICOS E SOCIOECONÓMICOS

O modelo requer uma quantidade considerável de dados estatísticos e tabulares, motivo pelo qual foram consultadas fontes diversas: IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), SUDERHSA (ex-Superintendência Desenvolvimento de Recursos Híbridos e Saneamento Ambiental), MINEROPAR (Serviço Geológico do Paraná), AGRITEC (Agritec Agrimensura Aerofotogrametria), PARANACIDADE, IPPUC (Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Curitiba), Águas Paraná, Agência Nacional de Águas (ANA), Hidroweb, COMEC (Coordenação da Região Metropolitana de Curitiba), DIVA-GIS (*Download-GIS*), IAP (Instituto Ambiental do Paraná), IAPAR (Instituto Agrônomo do Paraná), SEMA (Secretaria do Meio Ambiente e Recursos

Hídricos), SANEPAR (Companhia de Saneamento do Paraná), EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária), ITCG (Instituto de Terras Cartografia e Geociências), projetos realizados no Departamento de Hidráulica e Saneamento, estudos de pesquisadores e estudantes que fazem referência à BHAÍ.

Uma vez compiladas as informações, foram atribuídos os respectivos conjuntos de informações à cada unidade de análise baseado em sua localização geográfica. Entre estes tipos de dados podemos mencionar, concentrações pontuais, vazões, dados de população, quantidade de descarga pontual, entre outros (Quadro 5). Nos seguintes itens serão explicadas rapidamente os dados mais representativos.

**QUADRO 5 – DADOS ESTATÍSTICOS E TABULARES**

<b>Dado</b>	<b>Descrição</b>	<b>Fonte</b>
Conteúdo de Fósforo	As concentrações médias dos nutrientes na camada superior do solo foram obtidos dos perfis de Levantamento de Reconhecimento dos Solos do estado de Paraná (Tomo I e II).	EMBRAPA; IAPAR, 1984
Dados das ETES	Posição geográfica, Ponto de descarga, Cadastro de Outorga de Água, concentração de fósforo	SANEPAR
Dados Estatísticos	Habitantes total e conectados a ETE	IBGE
Efluente da Indústria	Cargas médias históricas	IAP

#### **3.4.2.1 Dados regionalizados de vazão.**

O modelo requer dados vazão de 50 e de 95% de permanência, para serem incorporados como parte do módulo que calcula o balanço hídrico. Foram utilizados os dados que já se encontravam regionalizados no estudo de regionalização de vazões de LACTEC e FINEP (2007).

#### **3.4.2.2 Dados de Concentrações e vazões das Estações de Tratamento de Esgoto doméstico.**

Os inventários das ETES são também apresentados ao IAP e à Secretaria de Meio Ambiente mediante os formulários de carga poluidora, motivo pelo qual se dispõe de dados referentes à concentração e a vazão média gerada por cada

estação. No Anexo 3, pode-se observar os dados de concentrações e vazões de cada estação de tratamento de esgoto fornecidos pela SANEPAR.

### **3.4.2.3 Dados das concentrações e vazões das principais indústrias**

Para esta análise, foram solicitados do IAP os dados de emissões de indústrias, os quais não estavam atrelados às suas respectivas coordenadas geográficas, sendo citado apenas o nome das empresas. Para se obter uma base de dados vinculada a um sistema de informação geográfica era demandaria trabalho extra e uma quantidade maior de tempo pelo que foram feitas várias tentativas de cálculo baseadas nas outorgas e na quantidade de indústrias existentes por município, o que culminou na proposição da metodologia apresentada a seguir.

Primeiramente, foi realizado um levantamento de todas as indústrias e atividades produtivas (lista de empresas por município) e após isto, as mesmas foram classificadas em relação às atividades cujos efluentes geram fósforo total como um dos parâmetros de controle. A esta lista foi assinada uma concentração específica de fósforo total utilizando a tabela de *Pollution prevention and abatement handbook, (1998)* (Anexo 4) a qual apresenta valores típicos de concentração permitida de fósforo nos efluentes por tipo de indústria.

Para obter as vazões de descarga, foi utilizado o *shapefile* que contém as concentrações dos efluentes das indústrias, tanto sanitários quanto industriais, fornecido pelo Instituto das Águas. A tabela de atributos contém dados sobre as vazões médias, máximas diárias, horas por dia de lançamento e quantidade de dias que lança no mês, sendo esta informação útil nas estimativas das vazões anuais geradas em cada ponto.

Os dados obtidos foram cruzados, gerando as bases de dados das vazões e concentrações industriais para cada unidade de análise vinculados com os respectivos **IDs**.

### 3.4.2.4 Dados de população

Para obter os dados de população para cada unidade de análise, foram utilizados os setores censitários do Paraná. Para isso, foram obtidos *shapefiles* do IBGE que apresentavam os códigos de todos os polígonos e a tabela de atributos denominada “Básico 1” (IBGE, 2011) contendo os dados em arquivo de Excel, que posteriormente foram vinculados no ambiente ArcGIS. Uma vez obtido o *shapefile* vinculado aos dados respectivos, foi calculada a densidade populacional e a quantidade de habitantes por setor censitários (Figura 14). Foi realizado também o mesmo procedimento para se obter as percentagens de população que lançam esgoto dentro da bacia, a população com fossas sépticas, entre outros dados estatísticos já mencionados.

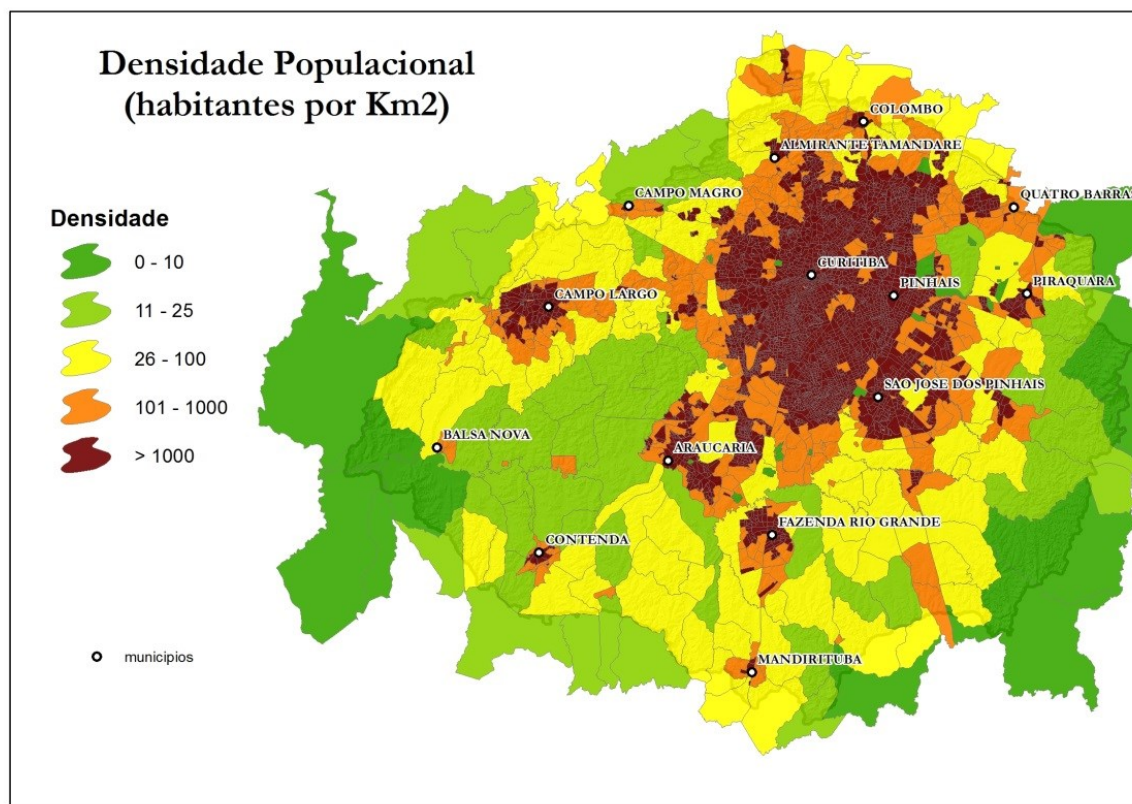


FIGURA 14 – DENSIDADE POPULACIONAL NA BACIA HIDROGRÁFICA DE ALTO IGUAÇU

### 3.4.3 ELABORAÇÃO DA BASE DE DADOS

Com relação à base de dados, foram geradas várias tabelas contendo os dados necessários para implementar cada módulo. Como é mostrado na Figura 15, o modelo precisa de 4 tipos de arquivos com formatos diferentes como entrada, entre eles a tabela de características, os dados espaciais, as constantes, os dados espaciotemporais, detalhadas mas adiante.

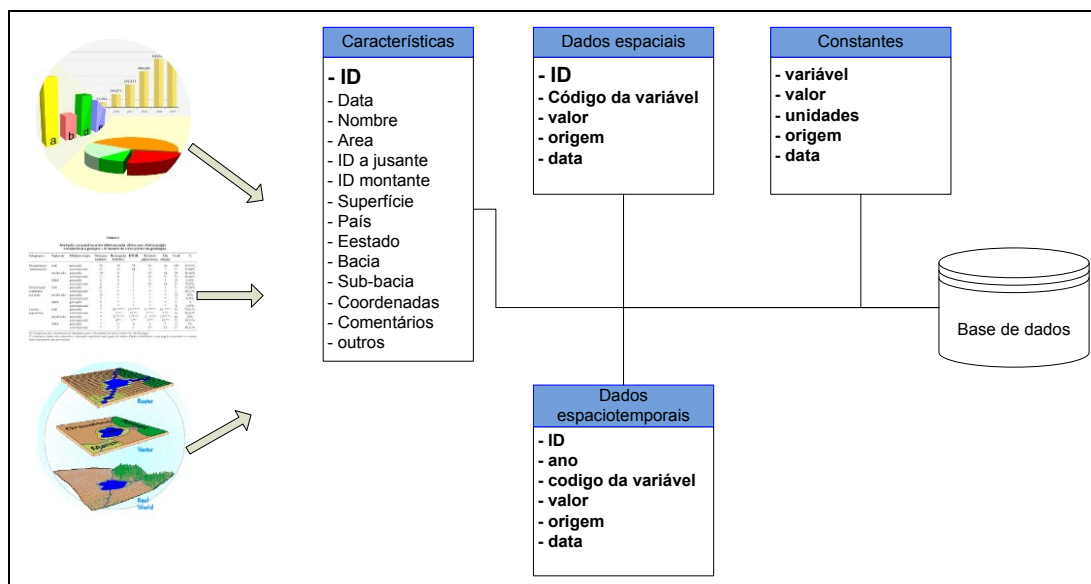


FIGURA 15 – FLUXOGRAMA DA BASE DE DADOS.

Fonte: A autora.

O arquivo de características refere-se aos dados específicos das unidades de análise. Este foi gerado em formato *shapefile* e foi exportada para uma tabela similar, exemplificada no Quadro 6, para posteriormente ser importada dentro do modelo. Esta tabela é a que define as relações entre as bacias, tendo como elemento chave o código identificador de bacias (*ID*), que depois será inserido dentro do modelo.

QUADRO 6 – TABELA DE IMPORTAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS DAS UNIDADES DE ANÁLISE.

ID de bacia	1	2	3	4	..n
Nome	Cabeceira	Rio Barigui	Rio Palmital	Rio Palmital	..i
Id da bacia jusante	11	11	8	8	..i
Id de união					..i
Área	13,73	39,16	10,37	15,74	..i
País	Brasil	Brasil	Brasil	Brasil	..i
Departamento	Paraná	Paraná	Paraná	Paraná	..i
Afluente	Rio Barigui	Rio Barigui	Rio Palmital	Rio Palmital	..i
Rio	Rio Iguaçu	Rio Iguaçu	Rio Iguaçu	Rio Iguaçu	..i
Área de Coordenação	EP	EP	EP	EP	..i

n - número de unidade de análise

i- dados de cada unidade de análise

Os dados de entrada do modelo se dividem em dois grupos, os dados espaço-temporais e dados espaciais. Os denominados dados espaço-temporais são aqueles que representam as características da bacia distribuídas geograficamente e que podem variar ao longo dos anos e dentro do mesmo ano, devido à possíveis modificações naturais ou planejadas pelo homem. Entre eles podem ser mencionados o tipo de uso de solo, mapas de erosão, chuva anual, quantidade de população, quantidade de efluente produzido, percentual de água tratada, concentrações de efluentes, entre outros.

Como resultado deste levantamento de dados é apresentado um exemplo das tabelas geradas no Quadro 7. Para o cálculo das emissões de fósforo, foram preenchidas tabelas com 38 variáveis para cada unidade de análise. Neste exemplo, mostra-se os dados referentes à erosão das áreas agrícolas estimada para cada tipo de declividade na unidade de análise 1.

QUADRO 7 –FORMATO DOS DADOS DE ENTRADA PERIÓDICOS E ESPACIAIS PARA SER IMPORTADOS DENTRO DO MODELO

ID bacia	Ano	Variável	Valor	Fonte	Data
1	2002	BI_AL_SL_1	0,0	GIS	01/01/2000
1	2002	BI_AL_SL_1_2	3,0	GIS	01/01/2000
1	2002	BI_AL_SL_2_4	6,7	GIS	01/01/2000
1	2002	BI_AL_SL_4_8	21,3	GIS	01/01/2000
1	2002	BI_AL_SL_8	80,5	GIS	01/01/2000

No Quadro 8, é mostrado o exemplo da tabela que foi gerada na importação dos dados espaciais, ainda que a mesma seja similar à anterior, ela contém dados quem não apresentam variações consideráveis ao longo de tempo e que são característicos para cada unidade de análise. Referem-se à dados como por exemplo área, declividade, elevação média da bacia, precipitação média anual histórica, evaporação média histórica, entre outros.

QUADRO 8 – FORMATO DA TABELA DE IMPORTAÇÃO DE DADOS ESPACIAIS.

ID de bacia	Variável	Valor	Fonte	Data
1	BI_SO_CONT_topsoil_clay	1,0	GIS	01/01/2000
1	BI_AU_A	13,7	GIS	01/01/2000
1	BI_SLOPE_1000	16,2	GIS	01/01/2000
1	BI_PREC_slr	1290,2	GIS	01/01/2000
1	BI_ELEVA	992,2	GIS	01/01/2000

Uma vez compilada toda a informação, foram geradas as bases de dados e relacionadas à Unidade de Análise com o auxílio do ID (código identificador), baseados no fluxograma mostrado anteriormente na Figura 15.

São necessários 4 tipos de tabelas (dados espaciais, temporais, espaço-temporais e constantes), que foram posteriormente relacionadas e vinculadas aos respectivos *IDs* das sub-bacia. As constantes, em geral, são valores utilizados nas equações e taxas que foram determinadas mediante equações ou por meio de experimentos, as quais não variam ao longo do tempo. No Apêndice 5, pode ser observada a tabela com a codificação utilizada e a descrição dos parâmetros, constantes e variáveis de entrada.

### 3.5 METODOLOGIA PARA ESTIMAR AS CARGAS DE FÓSFORO COM O MODELO MoRE

O modelo MoRE considera como fontes pontuais os efluentes provenientes das indústrias e das estações de tratamento de esgoto e como difusas aquelas provenientes principalmente das áreas agrícolas, da deposição atmosférica, das fontes não controladas dentro das zonas urbanas e a poluição proveniente das águas subterrâneas e escoamento superficial, esquematizado na Figura 16.

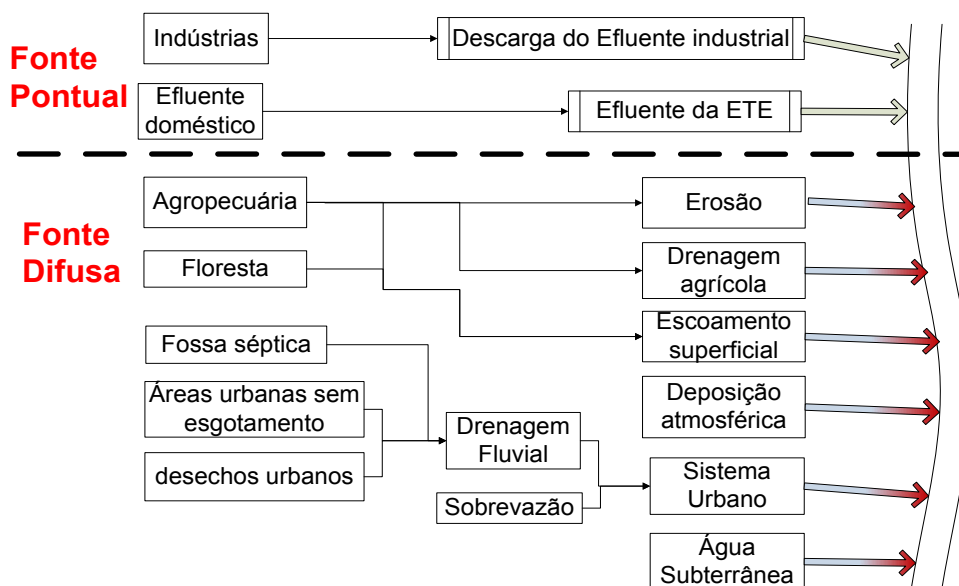


FIGURA 16 – PRINCIPAIS FONTES DE POLUENTES E SEUS CAMINHOS.  
 FONTE: Adaptado de FUCHS *et al.* (2002)

#### 3.5.1 CÁLCULO DAS EMISSÕES A PARTIR DE FONTES PONTUAIS

O cálculo das emissões pontuais é realizado com os inventários de cargas tanto dos efluentes das indústrias (item 3.4.2.3) como das estações de tratamento de esgoto doméstico (item 3.4.2.2), utilizando equações simples de vazão por concentração para calcular a carga anual que atinge no corpo de água.

#### 3.5.2 CÁLCULO DAS EMISSÕES A PARTIR DE FONTES DIFUSAS

No modelo são considerados como difusas, as fontes que não são controlados e que atingem o corpo de água sem tratamento ou sem medição alguma. Por isso, MoRE calcula estas fontes utilizando 6 módulos; 1) o módulo

que calcula as emissões geradas como consequência da erosão proveniente de áreas agrícolas e com vegetação natural; 2) o módulo das cargas que poderiam atingir o rio diretamente pela drenagem agrícola; 3) as áreas de escoamento superficial direto, 4) por deposição atmosférica; 5) e o que calcula a quantidade de substâncias que podem ser transportadas através das subterrâneas. 6) Além disso, são incluídos como fontes difusas aquelas cargas que são produzidas de maneira não controlada nas áreas urbanas, considerando como difusas as águas de drenagem pluvial que podem carregar substâncias e que chegam ao rio sem nenhum tratamento. Também dentro deste módulo, são estimadas aquelas deficiências na rede de coleta de esgoto e nas estações de tratamento. Este módulo gera uma estimativa de concentração de fósforo que pode atingir o corpo d'água de maneira descontrolada, baseada no tamanho da população.

### 3.5.2.1 Emissões via erosão/sedimentação

As emissões de fósforo geradas pela erosão hídrica na BHA1, foram calculadas utilizando a metodologia definida pelo modelo MoRE. A Figura 17 mostra o fluxograma de processos e os dados de entrada envolvidos na metodologia.

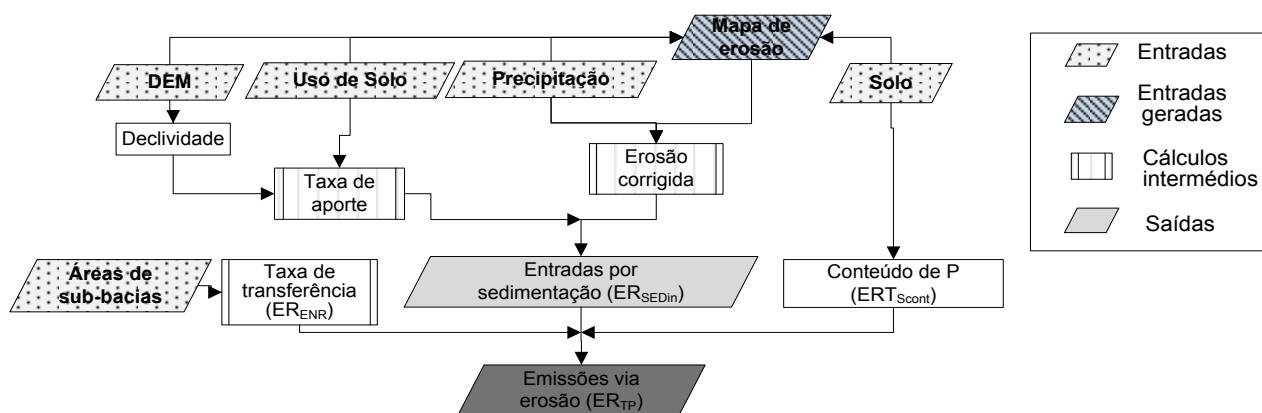


FIGURA 17 – FLUXOGRAMA DO MÓDULO DE ESTIMATIVA DE EMISSÕES VIA EROSIÃO

Fonte: Fuchs *et al.* (2010) modificado pelo autor.

O mapa de perda de solo foi gerado com a metodologia de USLE. A partir deste mapa é obtida a perda de solo absoluta para cada uso de solo, multiplicando

a quantidade de perda de solos (1 Kg/ha·ano) pela área em hectare da unidade de análise.

O mapa de perda de solo obtido contém valores médios históricos, motivo pelo qual se realiza um ajuste em relação às variações sazonais, utilizando um índice de precipitação. Este índice é calculado através da relação entre a precipitação observada no ano de estudo e a precipitação média histórica.

Uma vez determinada a perda total de solo por erosão para os distintos tipos de uso de solo encontrados na bacia, é utilizada a taxa de aporte de sedimentos ( $ER_{SDR}$ ) para definir a quantidade de solo que pode ser exportado da bacia.

Finalmente, ao resultado desta fração de perda é aplicada uma taxa de transferência, que é introduzida no cálculo para considerar o processo de acumulação de substâncias às partículas de sedimento erodidas. O resultado desta multiplicação final é a quantidade de solo que pode atingir os corpos de água ( $ER_{TP}$ ).

### **3.5.2.2 Emissões de fósforo na rede de drenagem agrícola**

Para calcular as emissões potenciais de fósforo na rede de drenagem, é necessário se conhecer a proporção do terreno que possui a drenagem agrícola, isso vai depender do tipo de cultivo estabelecido nesta área. Esta porcentagem foi obtida das recomendações técnicas de cultivo determinadas por EMBRAPA e FAO.

No caso de fósforo, este tipo de emissão não é tão representativa como é para o caso de nitrogênio, mas da mesma forma pode ser importante em zonas onde existem cultivos com alta densidade de drenagem.

### **3.5.2.3 Emissões via Escoamento Superficial direto**

As emissões de nutrientes via escoamento superficial são calculadas baseadas no uso de solo especificamente. Na Figura 18 é mostrado o fluxo de processos de maneira simplificada. Para o cálculo das emissões de nutrientes pelo escoamento superficial, foi utilizado o mapa de uso de solo, a concentração

média dos nutrientes no solo superficial, a precipitação e a relação entre áreas e escoamento superficial direto para o rio. Quando são calculadas as emissões de nutrientes via escoamento superficial, apenas os nutrientes dissolvidos são considerados. A concentração de fósforo é calculada como a média da concentração na superfície de escoamento para diferentes classes de uso de solo.

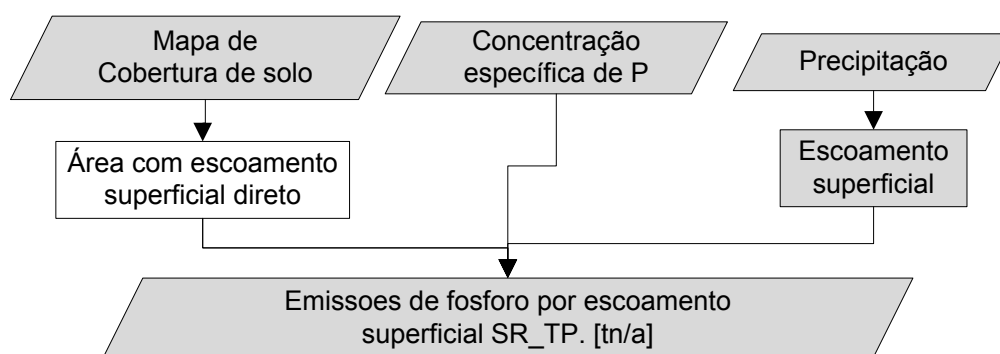


FIGURA 18 – FLUXOGRAMA DO MÓDULO DE EMISSÕES POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL.

Fonte: Fuchs *et al.* (2010) modificado pelo autor.

### 3.5.2.4 Emissão de fósforo via deposição atmosférica

Com relação ao módulo da deposição atmosférica direta, este foi calculado utilizando a área das superfícies de água e taxa de deposição da substância (fósforo). No caso do BHAJ, foi adotada a taxa média calculada para Europa, por não existirem dados locais e por representar uma situação média. Como já foi mencionado na Europa, as taxas de deposição de fósforo variam entre 0,3 e 3,0 kg/(ha·a), com média de 0,37 kg/(ha·a) para suas bacias, segundo (Venohr *et al.* (2009) apud Behrendt *et al.*, 2002) e .Fuchs; Hilgert; *et al.* (2011)

Com respeito ao cálculo de superfície de água, foram utilizados os dados em formato *shapefile* fornecidos pela ANA no estudo da BHAJ.

### 3.5.2.1 Emissões difusas do Sistema Urbano

Para o cálculo das emissões difusas provenientes do sistema urbano, foi considerado que, a água proveniente de drenagem pluvial no Sistema Separador

Absoluto ( $US_{SSP}$ ) não conta com tratamento antes ser lançado no corpo receptor. Na metodologia de MoRE, considera-se a concentração de fósforo como a média dos eventos, e a vazão calculada no balanço de hídrico (item 2.4.4).

Com relação às emissões referentes ao sistema de esgoto unitário ( $US_{CSOP}$ ), são consideradas difusas as emissões geradas devido superação da capacidade do sistema, consequência de eventos fortes de chuva, onde a capacidade da ETE é superada gerando uma carga de poluentes sobre o corpo de água receptor. O modelo oferece esta estimativa, no entanto, na área de estudo o sistema é do tipo separador absoluto.

Com relação às emissões geradas pela população em áreas urbanas que estão conectadas ao sistema de esgoto, mas não se encontram conectadas a uma ETE municipal ( $US_{onlySSP}$ ), assim como as emissões geradas por habitantes de áreas urbanas que não estão conectados ao sistema de esgoto ( $US_{notconp}$ ) foram calculadas relacionando o número de habitantes *per capita* utilizada no Brasil.

O dado foi obtido do Censo 2010 realizado por IBGE, que possui um registro por setor censitário da quantidade de pessoas que utilizam fossas sépticas e que não tem sistema de esgoto. Posteriormente, os dados foram vinculados geograficamente para cada polígono utilizado pelo IBGE, para se desenvolver a Base de Informações por setor censitário - Censo 2010 IBGE (2011).

### 3.6 ESTIMATIVA DE CARGAS – RESULTADOS DO MODELO MoRE

Foram obtidas as estimativas das cargas geradas para cada módulo descrito. Em total, a bacia gera aproximadamente 1540 toneladas de fósforo por ano. Na Figura 19, observam-se os resultados obtidos para a área de estudo segundo a fonte, mostrando como fonte principal os efluentes gerados pelas Estações de Tratamento de Esgoto (WWTP\_E\_P) com aproximadamente 450 toneladas de fósforo produzidas por ano, o que corresponde à 28% do total gerado na bacia. Isto se deve principalmente à eficiência do tratamento e aos dados de descarga que foram estimados na base das vazões produzidas e a concentração do efluente que entra no corpo de água. Olhando este cenário, temos uma ideia de que é necessário melhorar a retenção de fósforo e otimizar nossos sistemas sanitários.

Em segundo lugar, com 27% da produção, se encontra as emissões geradas de maneira difusa nas áreas urbanas (US\_E\_P), com 420 t/a, correspondente à estimativa daquelas emissões que podem ser geradas pela população com ligações de esgoto lançadas diretamente nos rios, quantidade de população que possuem fossas séptica, possíveis cargas geradas pela sobre vazão, entre outras emissões não contabilizadas nas fontes pontuais.

A quantidade de fósforo gerada pela erosão não é tão representativa para esta bacia, pelo fato da mesma possuir uma percentagem alta de uso do solo classificado como urbana. Neste caso foi encontrado um total de 102 t/ano, que seriam oriundas das áreas com maiores declividades na bacia.

Segundo o modelo, as indústrias são responsáveis por uma carga total de fósforo de 81 t/ano. Finalmente, pôde-se observar a pouca influência das emissões geradas por deposição atmosférica (AD\_E\_P) e drenagem agrícola (TD\_E\_P) com 0,18 e 2,4 toneladas por ano respectivamente. Ainda que o módulo de deposição atmosférica pode não ser representativo para fósforo, os mesmos foram analisados porque o modelo não só calcula fósforo, mas também é utilizado para cálculos de cargas de metais pesados e outras substâncias. Duce *et al.* (2009) salienta que a deposição atmosférica pode ser relevante principalmente para a poluição de reservatórios e mares, onde os principais contaminantes são

de procedência antrópica (tais como: chumbo, mercúrio, ferro e dióxido de carbono).

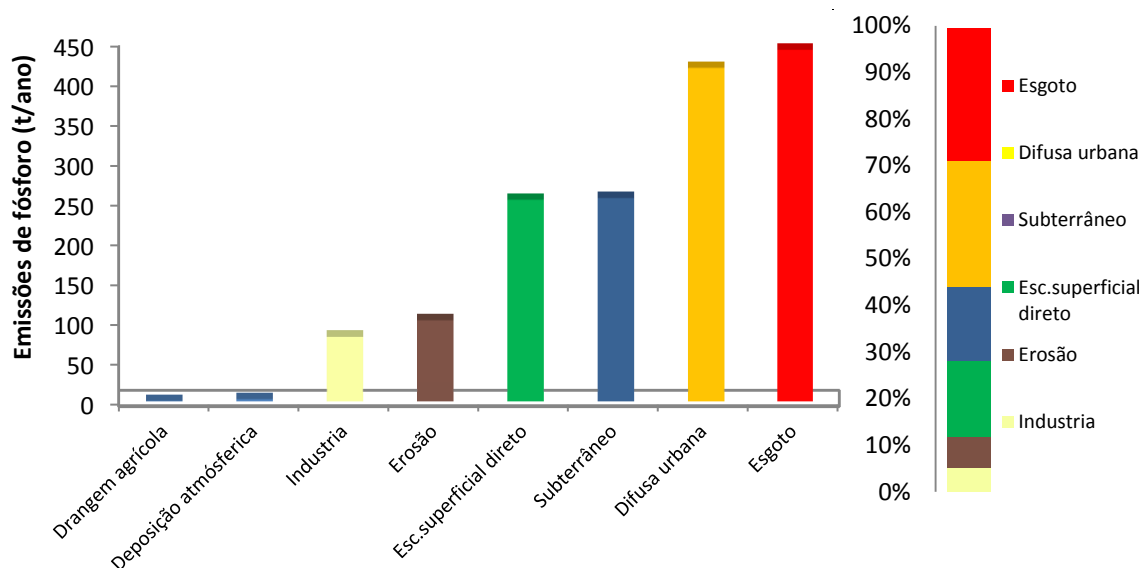


FIGURA 19– EMISSÕES DE FÓSFORO POR TIPO DE FONTE

Na Figura 20, se observa como existe uma correlação entre as emissões de fósforo e o uso do solo predominante na bacia. Aquelas bacias que possuem usos urbanos, tem uma tendência de apresentar maiores quantidades de fósforo. Esta tendência evidencia que a BHA1 tem uma deficiência considerável nos sistemas de coleta e tratamento de esgoto com relação às outras fontes de fósforo, quanto similar à década 70 na Alemanha antes de estabelecer programas para melhora do tratamento nas ETEs. . É notável como a influência da população é um fator determinante na geração de carga de fósforo, mas também este resultado torna evidente que para poder controlar a poluição dos rios desta bacia é necessário investir na melhoria do tratamento e sistemas de esgoto.

Nas bacias onde predominam os usos florestais tem uma tendência de exportar uma menor quantidade de fósforo, provavelmente como consequência da barreira que produz a cobertura vegetal ante o processo da erosão hídrica.

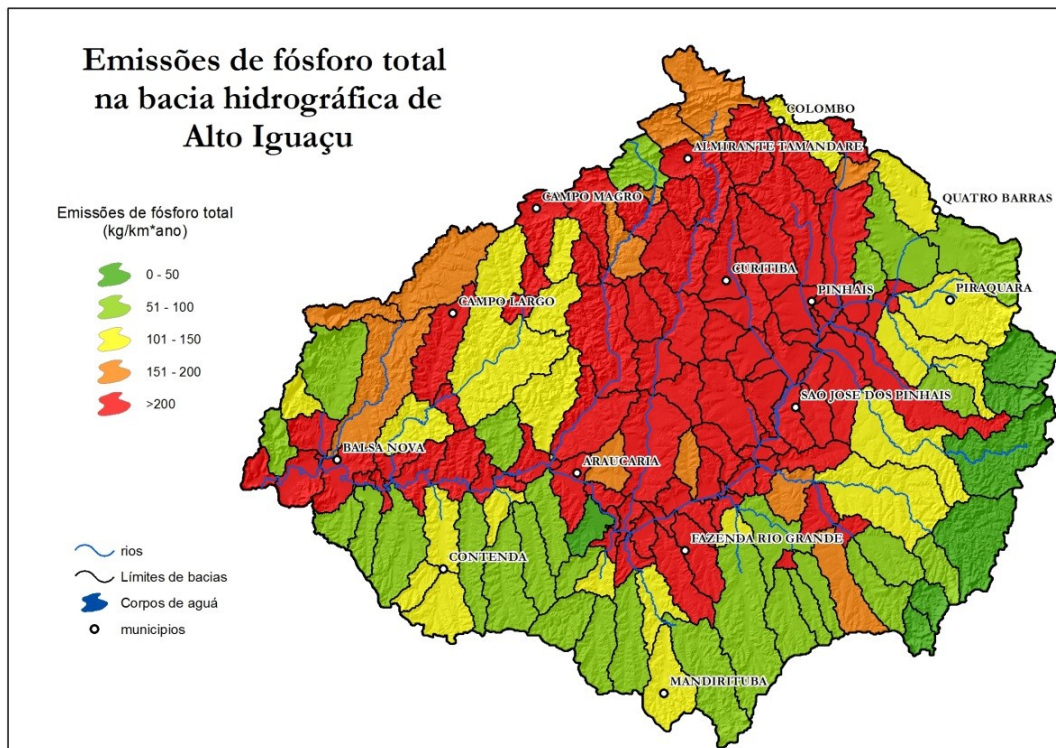


FIGURA 20 – EMISSÕES DE FÓSFORO TOTAL (kg/km<sup>2</sup>\*ano) NA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO IGUAÇU

### 3.6.1 EMISSÕES DIFUSAS NAS ÁREAS URBANAS

Como resultado da análise, foi obtido o mapa que mostra as emissões geradas dentro das áreas urbanas (Figura 21) pode-se notar que as cargas maiores são emitidas pelas bacias onde a concentração de população é maior.

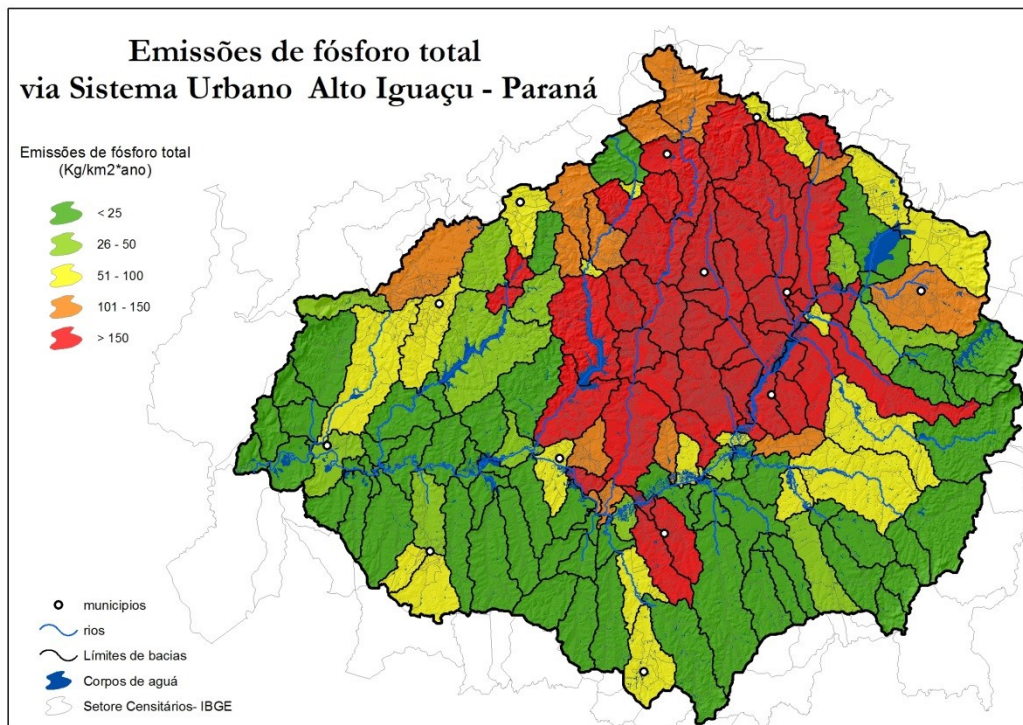


FIGURA 21 – EMISSÕES DIFUSAS NO SISTEMA URBANO (US\_E\_P)

No gráfico da Figura 22 se observa como existe uma alta correlação linear ( $R^2$  de 0,77) entre a população e a quantidade de emissões que foram calculadas neste módulo.

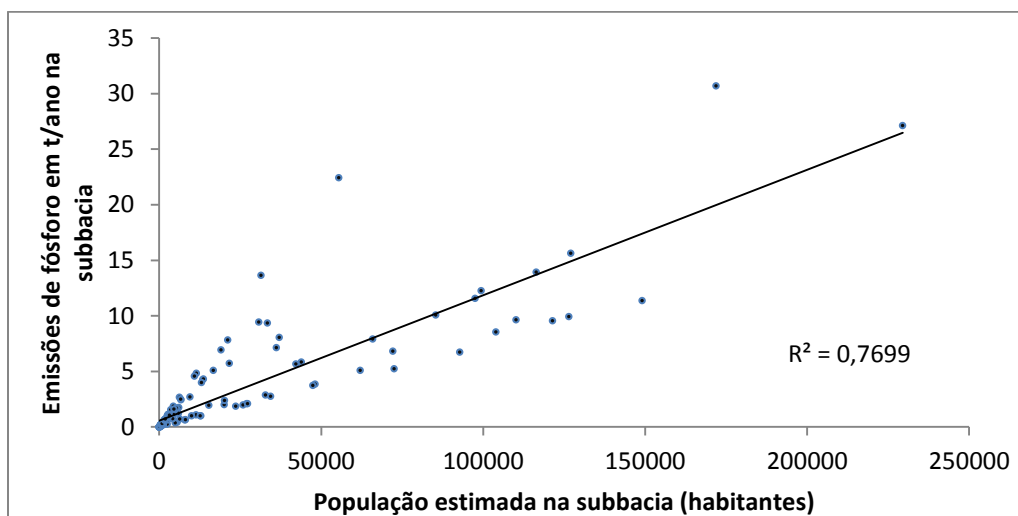


FIGURA 22 – GRÁFICO DE CORRELAÇÃO ENTRE A POPULAÇÃO E AS EMISSÕES DA BACIA

### 3.6.2 EMISSÕES DIFUSAS ATRAVÉS DA DEPOSIÇÃO ATMOSFÉRICA

A estimativa de fósforo via deposição atmosférica está apresentada no mapa detalhado na Figura 23. O mapa demonstra que onde existe maior deposição atmosférica em toneladas por ano, é possível perceber a influência dos lagos sobre a estimativa desta emissão gerada pelos fenômenos de deposição na água. Sendo apenas considerada a deposição sobre corpos de água e outorgada um valor para cada sub-bacia.

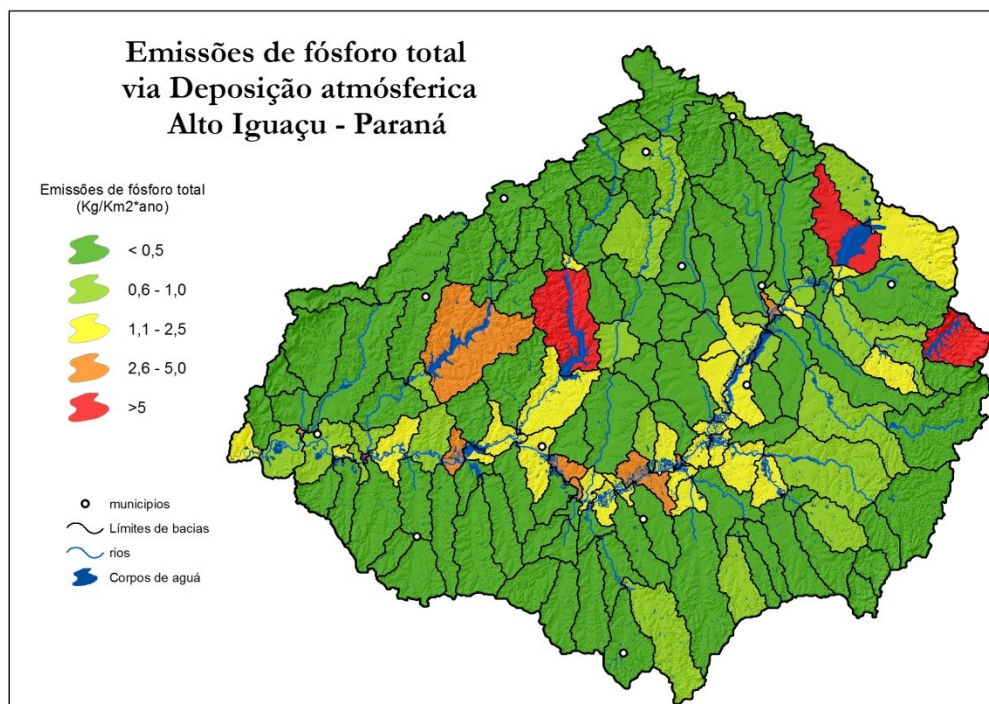


FIGURA 23 – MAPA DE DEPOSIÇÃO ATMOSFÉRICA (AD\_E\_P).

### 3.6.3 EMISSÕES DIFUSAS PRODUZIDAS PELA EROSÃO

O resultado da estimativa da emissão de fósforo por erosão na Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu, seguindo a metodologia descrita, está apresentado na Figura 24. Este modelo de estimativa aponta emissões com valores médios na bacia, apresentando valores na faixa de 0 e 1 kg/(ha.ano). Estudos semelhantes podem ser encontrados ao redor do mundo. Segundo Holsten *et al.* (2012), na região do mar Báltico (Europa) foram encontrados valores próximos, na ordem de 0,5 a 1 kg/(ha.ano). Malve *et al.* (2012) mencionam que em parte da Europa

podem ser encontradas cargas médias de fósforo de 0,4 kg/(ha·ano), mas Malve *et al.* (2012) *apud* Johnes (1996) encontrou uma faixa entre 0,02 e 6,9 kg/(ha·ano) relacionando diferentes países na Europa. Como pode ser observado nesta figura, áreas com maior potencial de emissão se encontram nas bacias que contém áreas agrícolas com maior declividade.

Kovacs e Honti (2008), mencionam que 73% do total das emissões de fósforo na Hungria são produzidas pela erosão. Desta porcentagem, 61% é relacionado às áreas rurais e os 12% restantes às áreas urbanas.

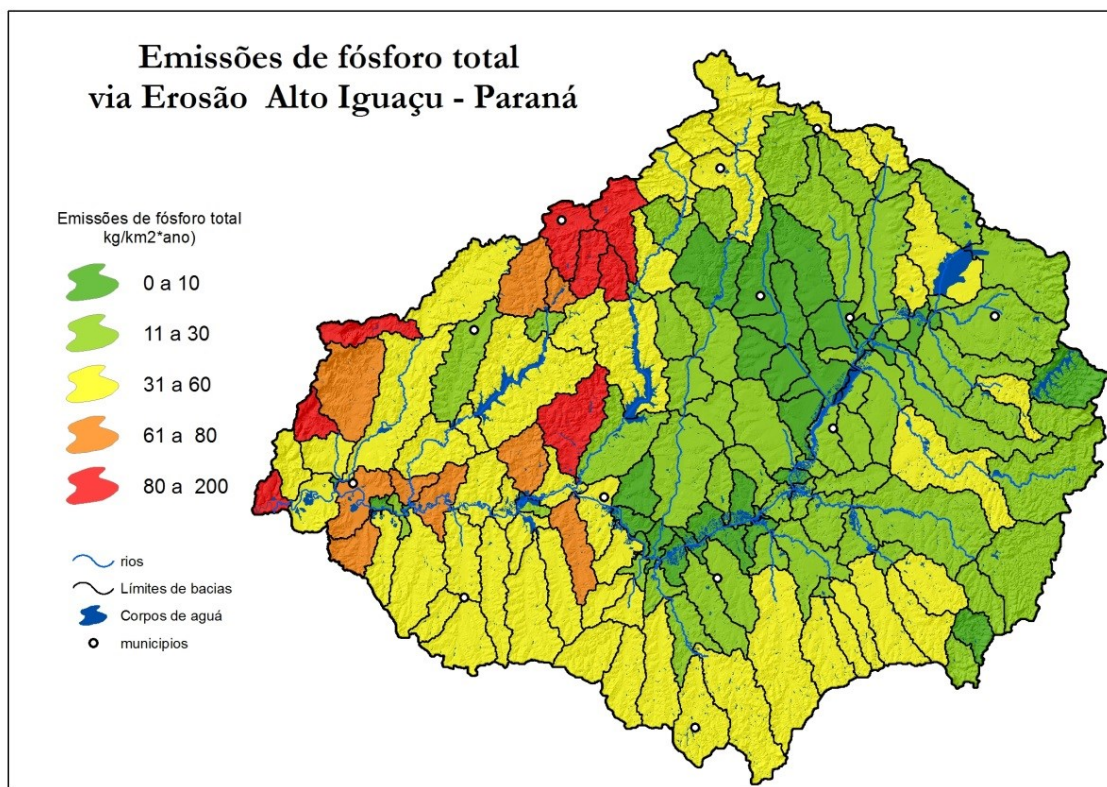


FIGURA 24 – EMISSÕES DE FÓSFORO TOTAL VIA EROSÃO (ER\_E\_P).

### 3.6.4 EMISSÕES VIA ESCOAMENTO SUPERFICIAL DIRETO E VIA ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

Na Figura 25 podem ser observados os mapas da estimativa das emissões que podem ser geradas pelo escoamento direto das bacias. Assim como o gráfico que compara as vazões modeladas e observadas para cada estação hidrográfica dentro da Bacia hidrográfica.

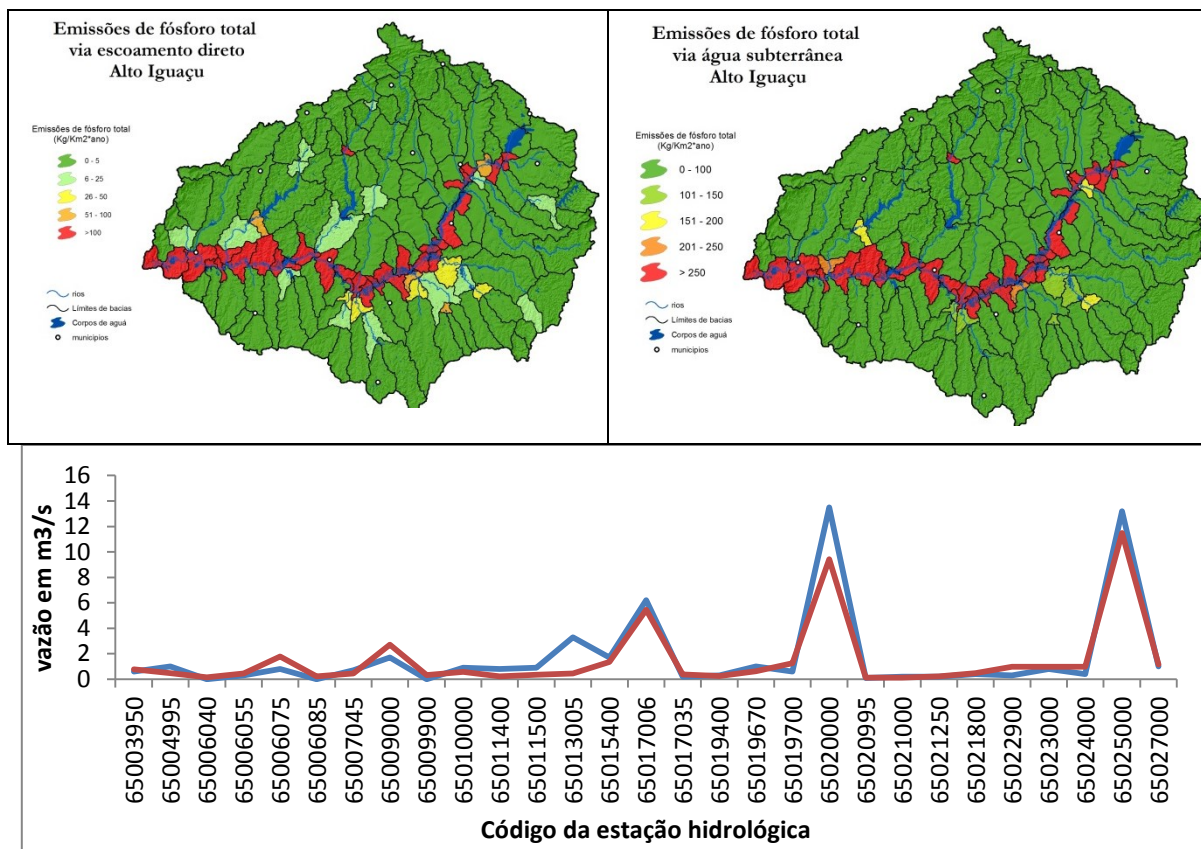


FIGURA 25 – MAPA DA ESTIMATIVA DAS EMISSÕES DE FÓSFORO VIA ESCOAMENTO DIRETO E VIA ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

### 3.6.5 EMISSÕES PONTUAIS DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO E DO EFLUENTE INDUSTRIAL

Nas Figura 26 e Figura 27, é possível observar os resultados obtidos para os módulos que estimam as cargas pontuais. O modelo não faz transporte do poluente, ou seja, apenas calcula a quantidade de poluição que poderia ser exportada à determinada bacia, o que coloca em desvantagem as bacias que possuem dentro de sua delimitação as estações de tratamento de esgoto e as indústrias. No caso das indústrias, foi possível perceber que a definição dos limites baseados na concentração do efluente, não garante que se respeitem os limites do enquadramento do rio, já que existe uma concentração de indústrias numa mesma sub-bacia com cargas, que somadas, podem superar os limites do enquadramento.

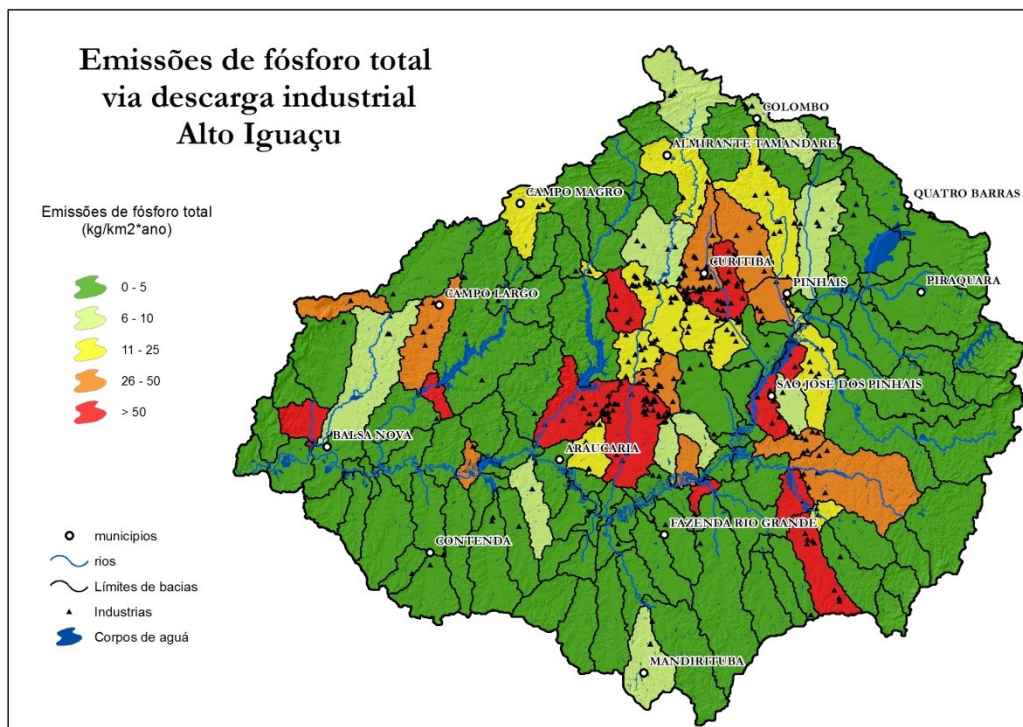


FIGURA 26 – MAPA DA ESTIMATIVA DAS EMISSÕES VIA DESCARGA PONTUAL INDUSTRIAL.

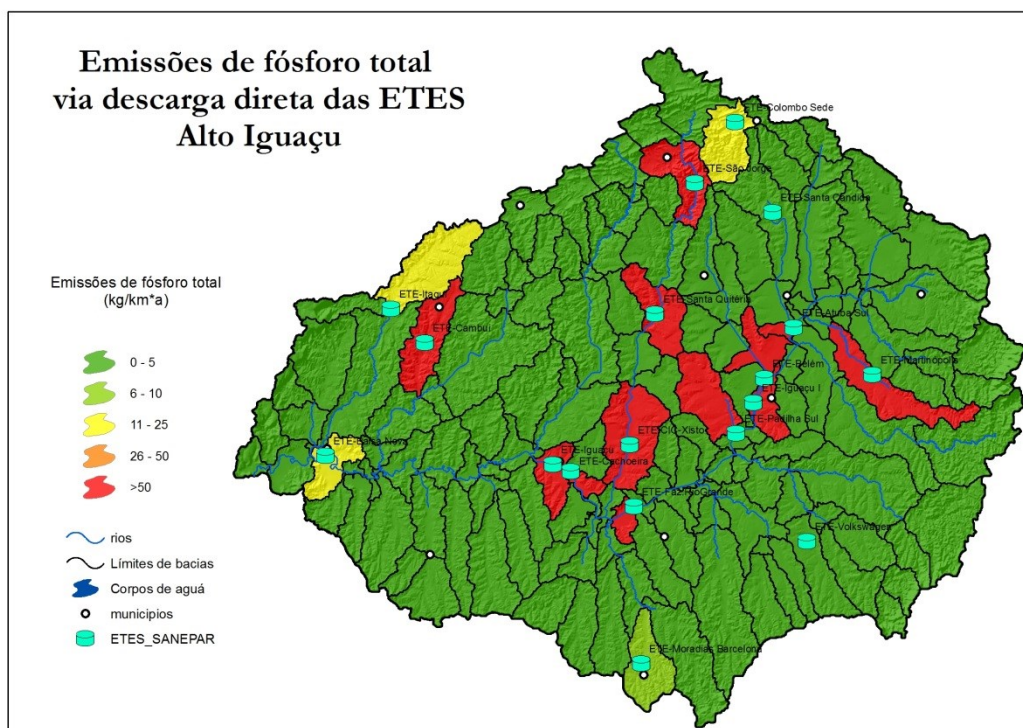


FIGURA 27 – MAPA DA ESTIMATIVA DAS EMISSÕES VIA DESCARGA PONTUAL DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO.

### **3.6.6 EMISSÕES DIFUSAS VIA DRENAGEM AGRÍCOLA**

Com relação à estimativa das emissões via drenagem agrícola, foram encontradas cargas relativamente baixas, apresentando valores menores que 9,5 gramas por hectare por ano. Isso se deve ao fato de que nas áreas agrícolas do Paraná, a drenagem denominada *Tile drainage*, analisada pelo modelo, não é comum.

## CAPITULO VI

### 4. ANÁLISE COMPARATIVA DOS DADOS

#### 4.1 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE E DE INCERTEZAS

Dentro da modelagem, uma das etapas mais importantes é a análise de sensibilidade, que tem a finalidade de verificar como um determinado modelo esta relacionado com seus parâmetros de entrada ou constantes. Pode ser usado também para determinar como uma mudança nos parâmetros do modelo pode causar a alteração dos dados de saída.

Neupauer *et al.* (2011) afirma que, uma análise de sensibilidade tem como objetivo verificar a susceptibilidade das variações nos dados de entrada e ajuda a entender o funcionamento do modelo. O objetivo da análise de sensibilidade é a exploração das mudanças no modelo de resposta, resultante de uma mudança no modelo de entrada, e método utilizado em diversos trabalhos e aplicações para melhorar a compreensão do comportamento do modelo e para ajudar a separação de parâmetros com menos influência dentro do modelo (MODERL *et al.*, 2011).

Saltelli *et al.* (1999) definem que uma análise de sensibilidade pode ser dividida em métodos locais e globais. Os primeiros são de fácil aplicação, mas não tem a capacidade de explicar as interações dos parâmetros. Os métodos globais variam todos os parâmetros de um modelo em regiões predefinidas, para quantificar sua importância e a importância de suas interações.

Segundo Lenhart *et al.* (2002), para calcular a sensibilidade matematicamente, a dependência da variável  $y$  de certo parâmetro  $x$  pode ser expressa por uma derivada parcial. Este índice pode ser estimado utilizando a equação (16), que surge depois da normalização da aproximação, realizado por diferenças finitas da derivada parcial  $\frac{\partial y}{\partial x}$ .

$$I = \frac{(y_2 - y_1)/y_0}{2\Delta x/x_0} \quad (16)$$

Onde:

- $I$  – Índice  
 $y$  – Variável dependente  
 $x$  – Parâmetro  
 $\pm\Delta x$  – Variação do parâmetro inicial

Em virtude da quantidade significativa de parâmetros, constantes e variáveis que possui o modelo, propõe-se a realização de uma análise de sensibilidade do modelo. Para isso, foi feito uma análise dos oito módulos estudados, onde o que apresentou maior quantidade de carga gerada por ano foi selecionado. A análise consistiu em realizar uma modificação das taxas calculadas dentro do modelo ou de parâmetros que possam afetar o resultado.

O índice proposto por Lenhart *et al.* (2002) é classificado em faixas de valores de sensibilidade para análise dos resultados. Quadro 9.

QUADRO 9 – FAIXA DE ÍNDICES DE SENSIBILIDADE

Classe	Índice	Sensibilidade
I	$0,00 \leq  I  < 0,05$	Baixa o negligenciável
II	$0,05 \leq  I  < 0,20$	Media
III	$0,20 \leq  I  < 1,00$	Alta
IV	$ I  \geq 1,00$	Muito alta

Fonte: Lenhart *et al.* (2002)

#### 4.2 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DO MÓDULO QUE ESTIMA AS EMISSÕES DIFUSAS NAS ÁREAS URBANAS.

Para realizar a análise de sensibilidade, foi escolhido o módulo que calcula as emissões difusas de fósforo geradas nas áreas urbanas (US\_E\_P). O método proposto por Fuchs; Hilgert; *et al.* (2011) utiliza uma série de equações empíricas para determinar estas emissões difusas na base da população (número de pessoas que possuem sistema de esgoto regular, a capacidade das ETEs, entre

outros). Vinte e quatro constantes deste módulo foram analisadas, cujos valores foram modificados na razão de 10 a -10 % para observar a sua influência sobre as estimativas. Uma análise de sensibilidade é importante para se conhecer o grau de influência do parâmetro sobre o modelo, indicando a necessidade de um grau maior de precisão na definição daqueles com maior influência.

Como resultado da análise de sensibilidade (Quadro 10), dentre as variáveis analisadas e seu respectivo índice de sensibilidade, apontam quatro dos 24 parâmetros analisados como os de maior influência relativa na estimativa de emissões oriundas de áreas urbanas. Assim, é importante a definição mais precisa da área impermeável, dos eventos de cheias e do tipo de sistema (separador ou unitário), pois uma má definição pode levar a valores não reais na estimativa das emissões. Quanto aos parâmetros com pouca sensibilidade (graus I), a preocupação no detalhamento do parâmetro pode ser menor, pois uma variação não chega a mudar significativamente a resposta do modelo.

QUADRO 10– SENSIBILIDADE

Código	Parâmetros	Sensibilidade
CUS14	Inhabitant-specific water amount	I
CUS10	specific P-input from impervious áreas	II
CUS5	Runoff ratio, factor 1	I
CUS6	Runoff ratio, factor 2	I
CUS9	P-concentration in commercial wastewater	I
CUS15	Wastewater from commercial áreas	I
CUS16	Duration of wastewater discharge from commercial areas	I
CUS22	P-retention in soil / consolidated rocks	I
CUS23	P-retention in soil / unconsolidated rocks	I
CUS24	Average rainfall runoff rate	I
CUS25	Combined sewer system, factor 1	I
CUS26	Combined sewer system, factor 2	I
CUS27	Combined sewer system, factor 3	I
CUS28	Share of the suspended solids transported from septic tank to MWWTP	I
CUS19	Share of P-disposal from not connected inhabitants	I
CUS2	Calculation of the share of impervious areas in the total urban area, factor 2	II
CUS4	Calculation of the share of impervious areas in the total urban area, factor 4	I
CUS1	Calculation of the share of impervious areas in the total urban area, factor 1	I
CUS3	Calculation of the share of impervious areas in the total urban area, factor 3	II
CUS7	Flood events, factor 1	I

CUS8	Flood events, factor 2	I
CUS29	Connection to separate sewer system: factor 1	II
CUS30	Connection to separate sewer system: factor 2	I

As denominadas constantes no modelo foram variadas de -10 até 10%. Na FIGURA 28 se observam as únicas variáveis que reportaram sensibilidade foram CUS2, CUS3, CUS10 e CUS29. Além disso, estas variações não são altas, porque não superam o índice II de sensibilidade.

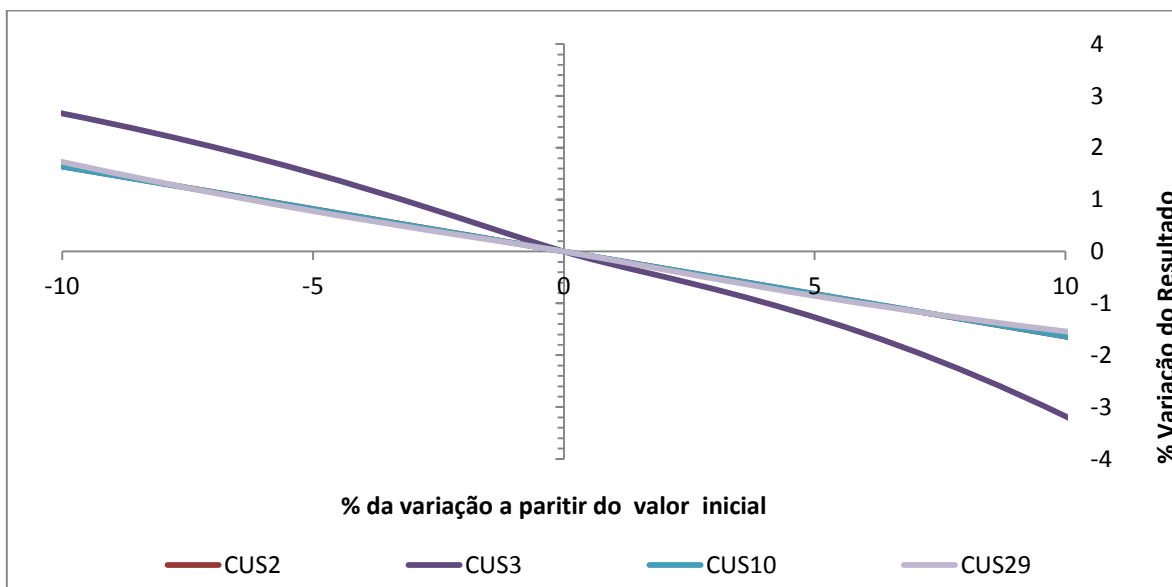


FIGURA 28 – GRÁFICO QUE MOSTRA A SENSIBILIDADE DAS VARIÁVEIS MAIS SIGNIFICATIVAS

### 4.3 COMPARAÇÃO DOS RESULTADOS DO MODELO COM DADOS OBSERVADOS

#### 4.3.1 CÁLCULO DA CARGAS OBSERVADAS E COMPARAÇÃO COM AS CARGAS MODELADAS.

O modelo MoRE é um modelo que faz estimativas das emissões de elementos acumuladas em um ano, o objetivo é poder prognosticar e monitorar as mudanças obtidas depois da modificação das atividades antrópicas dentro da unidade de análise. Por isso, foi necessário fazer uma estimativa das cargas de fósforo observadas nas bacias, podendo servir para realizar uma validação dos resultados gerados pelo modelo. Foram utilizadas as vazões médias e as cargas médias para gerar um dado que nos proporcionará uma ideia da carga anual gerada em cada ponto de monitoramento na área de estudo.

Para avaliar a diferença entre o valor estimado e o valor observado foi utilizado o índice de erro médio quadrático (EQM), que mede a média do quadrado do erro com o erro sendo o montante pelo qual o estimador difere da quantidade a ser estimada. Este é calculado com a equação (17) sendo a soma das diferenças entre o valor estimado e o valor real dos dados, ponderados pelo número de termos. Assim também pode ser usado a variante denominada Raiz do erro médio quadrático (RMSE) como índice para identificar as variações obtidas entre o modelo e os dados observados equação (18).

$$EMQ = \sum_i \frac{(y_1 - \hat{y}_2)^2}{n} \quad (17)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_{obs} - \hat{y}_{2mod})^2} \quad (18)$$

- $y_{obs}$  – Valores observados
- $\hat{y}_{2mod}$  – Valores modelados
- $n$  – Quantidade de valores
- $RMSE$  – Raiz do erro médio quadrático

Com os dados estimados pelo modelo e os observados, foi gerado um gráfico comparativo 1:1 (Figura 29), mostrando que o modelo tende a subestimar os valores modelados. Ao realizar uma correlação linear temos tendência de R quadrado de 0,9, o que indica que o modelo precisa de calibração. Além disso, os pontos que tem valores menores que 100 t/ano apresentam características mais variáveis, podendo se dever à falta de valores de monitoramento constantes nos pontos de coleta, ou a alguma falha na calibração do modelo. Na Figura 30, se observa a comparação entre a vazão observada com a vazão estimada pelo modelo, mostrando uma tendência similar, sendo assim é evidente que o modelo realiza a estimativa das cargas com a equação de concentração vezes vazão.

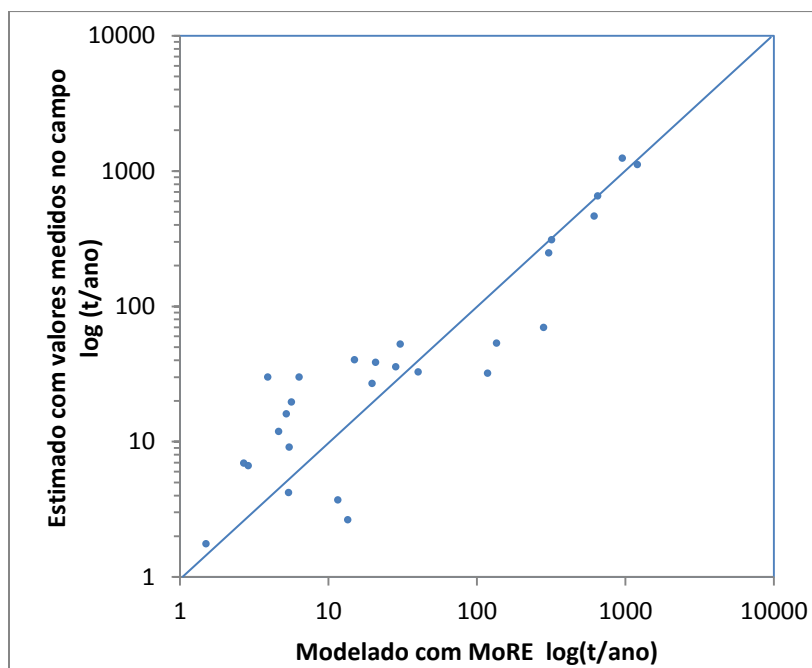


FIGURA 29 – COMPARAÇÃO ENTRE OS DADOS OBTIDOS A PARTIR DO MODELO E OS DADOS MÉDICOS EM CAMPO.

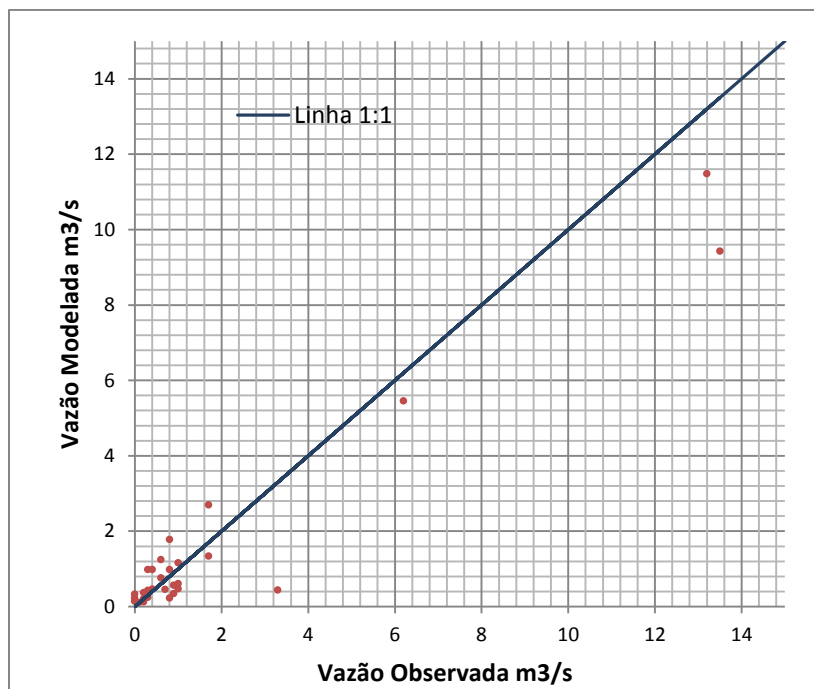


FIGURA 30 – COMPARAÇÃO ENTRE OS DADOS DE VAZÃO OBTIDOS A PARTIR DO MODELO E OS DADOS MEDIDOS EM CAMPO

Como os resultados variam dentro de uma faixa bastante grande, os resultados da comparação foram divididos em dois gráficos. Na Figura 31 pôde ser observada a tendência do modelo a apresentar um erro maior nas áreas com cargas menores a 50 t/ano. Ao relacionar geograficamente as áreas onde se apresentam estas cargas, são áreas em geral cobertas pelos usos agrícolas, campo ou com cobertura vegetal, o que indica conseqüentemente que estas cargas são relacionadas a erosão ou à aplicação de fertilizantes.

Neste gráfico se observa que ao comparar os dados do modelo com as cargas médias observadas no ponto de monitoramento, o modelo apresentou cargas maiores na maioria dos casos. Este comportamento pode ser devido ao modelo MoRE considerar a exportação do fósforo das fontes e não considera processos de transporte e retenção. Por outro lado valores mais baixos de cargas observadas, poderiam ser explicados devido a que as coletas geralmente são tomadas aleatoriamente no dia, podendo não ser capaz de mensurar as concentrações mais altas produzidas nos eventos de chuva, que é quando há uma forte relação entre a quantidade de fosforo gerada nas áreas agrícolas.

No gráfico do lado direito, observa-se que existe uma melhor disposição (tomando como referencia a linha 1:1) entre as cargas estimadas e as estações localizadas nas áreas com maior percentual urbano envolvendo o rio principal, evidenciando a influência da atividade antrópica na produção de fósforo.

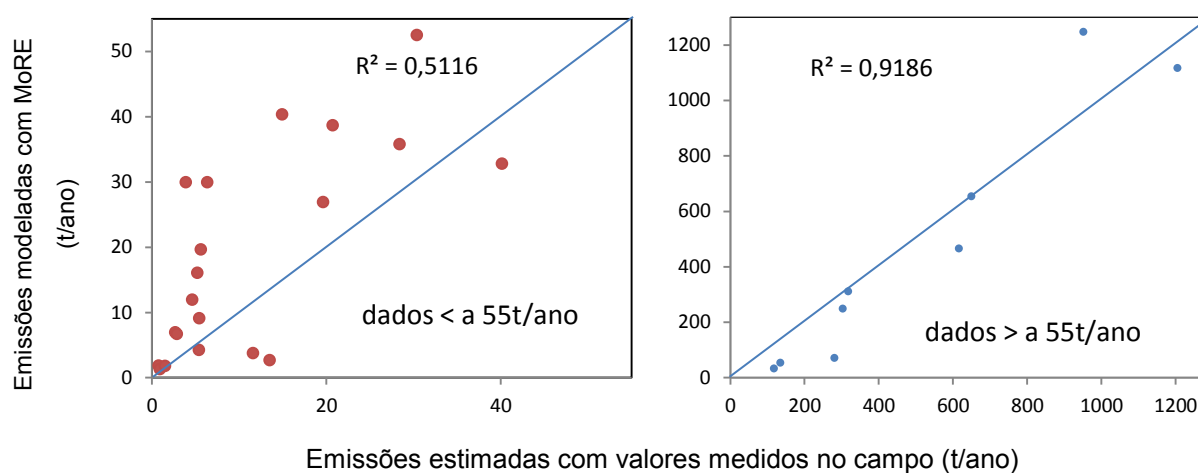


FIGURA 31 – GRÁFICOS LINEAIS 1:1 ENTRE OS DADOS DE CAMPO E VALORES OBTIDOS COM O MODELO MORE, DISPOSTOS SEGUNDO QUANTIDADE DE CARGA (T/ANO)

Os pontos que apresentaram maiores cargas foram Prado Velho, Seminário, Ponte BR-277, Terminal Afonso Camargo, Ponte da Caximba, Ponte Umbarazinho, Guajuvira, ETE - SANEPAR e Bela Vista – Araucária, todos mostrados na Figura 32 com a cor vermelha. Já os verdes correspondem aos pontos com cargas menores à 55 t/ano, localizados na sua maioria em sub-bacias com usos que possuem maiores porcentagens de áreas agrícolas e florestais.

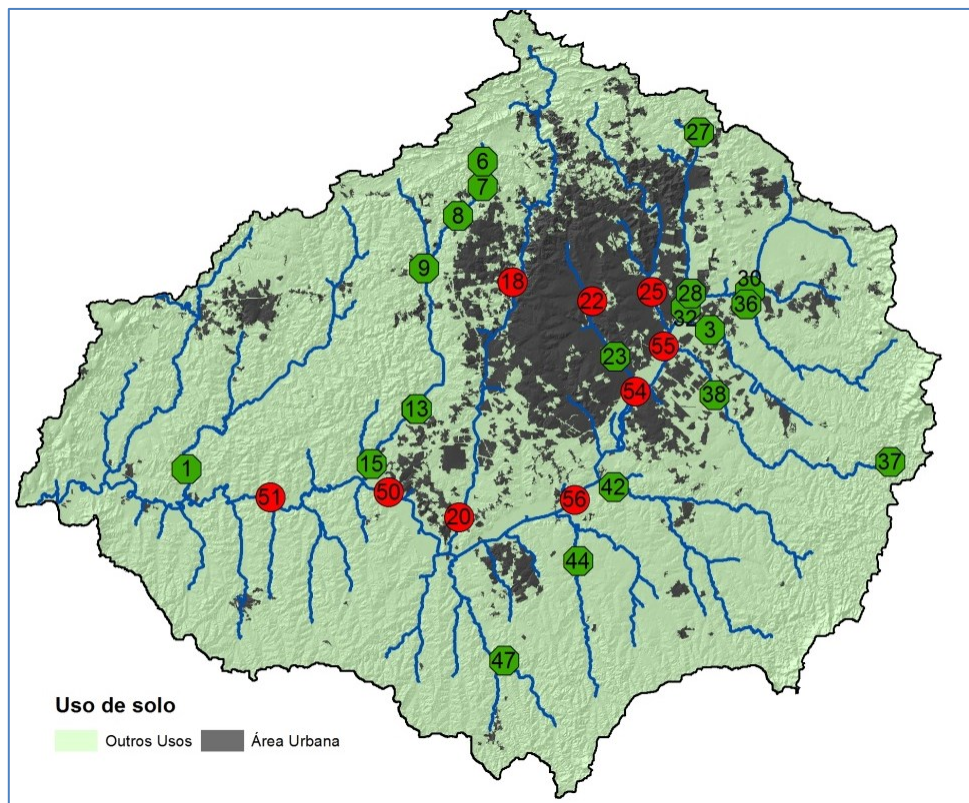


FIGURA 32 – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE MONITORAMENTO UTILIZADOS PARA VALIDAR O MODELO.

No Quadro 11 podem ser observados os valores obtidos de carga observada versus carga modelada e a diferença entre os valores. O erro médio quadrático foi de 1,139 e a raiz do erro médio quadrático foi de 1,067. Foi observada diferenças maiores nas estações onde se apresentaram mais cargas, e uma diferença porcentual menor onde os usos de solo são mais homogêneos.

QUADRO 11 – DIFERENÇA DA CARGA OBSERVADA VS MODELADA

Rótulos de Linha	Código	Carga	Carga	Diferença
		observada	modelada	
		t/a	t/a	
Km 58 - br 277	37	1	2	1,0
Montante aterro sanitário	6	1	1	0,3
Jusante aterro sanitário	7	1	2	0,3
Ponte pr-415	36	3	7	4,2
Passauna - Santa Felicidade	8	3	7	3,8
Olaria Pioli	14	4	30	26,0
Próximo a foz	3	5	12	7,3
Ponte br-277 - campo largo	9	5	16	10,9
Embrapa suderhsa - telemétrica	27	5	4	-1,2
Fazendinha	38	5	9	3,6
Olaria do estado	30	6	20	14,0
Jusante barra Passauna	13	6	30	23,6
Serraria baldan	44	12	4	-7,9
Ponte do maurício	47	13	3	-10,9
Campina das pedras	15	15	40	25,4
Vargem grande	28	20	27	7,3
Rodeio	1	21	39	17,9
Cachoeira	42	28	36	7,3
Rodolfo bernardelli	23	30	52	22,1
Pinhais	32	40	33	-7,4
Prado velho - ucp	22	118	32	-86,1
Seminário	18	136	53	-82,1
Ponte br-277	P_55-IG02	318	310	-8,2
Terminal afonso camargo	25	281	70	-210,9
Ponte da caximba	20	304	248	-56,1
Ponte umbarazinho	56-IG03	650	653	3,2
Guajuvira	51-IG05	952	1246	294,1
ETE – sanepar	54	617	465	-151,5
Bela Vista – araucária	50- IG04	1206	1116	-89,2
Erro médio quadrático			MSE	1,139
Raiz do erro médio quadrático			RMSE	1,067

## CAPÍTULO V

### 5. CONSIDERAÇÕES SOBRE A GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

As atividades humanas e as mudanças no uso de solo alteram os processos biológicos, físicos e químicos dos sistemas naturais gerando impactos negativos sobre os ecossistemas e os recursos. Loucks e Van Beek (2005) mencionam que muitos dos esforços de manejo e planejamento de recursos naturais são usualmente motivados por conflitos relacionados com seus usos e suas disponibilidades.

Água é um dos recursos mais vulneráveis por suas características físicas e químicas e também por ser indispensável para todos os processos na natureza. Além disso, água é utilizada como meio para muitas atividades humanas gerando consequências diretas sobre a disponibilidade e qualidade do recurso. Entre as consequências mais importante se encontra a contaminação, por que limita o uso d'água e representa uma ameaça para os ambientes aquáticos e sistemas ecológicos. Este problema pode ser mais significativo dependendo do uso, por exemplo, o uso de água potável para consumo humano direto é o mais susceptível que outros, já que as concentrações suportadas segundo as regulações são muito mais restritas (CECH, 2010).

As tentativas por mitigar e controlar impactos sobre este recurso está levando a procurar alternativas de medição e monitoramento de poluentes no mundo todo. A gestão de recursos hídricos surgiu como parte destes esforços, para o controle e planejamento das atividades realizadas dentro da bacia, sendo seu objetivo assegurar a provisão de água atual e garanti-la para o futuro.

Entre as medidas que promovem e regulam o uso deste recurso, podem ser mencionadas as regulações estabelecidas na Europa, onde se exigem a identificação das causas da poluição, e seu tratamento direto na fonte antes de atingir o corpo de água (PARLAMENTO EUROPEU e CONSELHO DA UNIÃO EUROPEIA, 2008).

Outro exemplo que pode se mencionar acerca de planejamento e ações tomadas com fins de gestão de Recurso Hídricos são os processos focados a diminuição de cargas realizados nos Estados Unidos da América. O projeto de WPA (*Watershed Protection Approach*) da USEPA (*Environmental Protection Agency*) estão tendo resultados significativos na diminuição da poluição a nível local, regional e estadual (Cech, 2010).

No Brasil, pode se mencionar a Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997 que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Esta lei estabelece que a gestão de recursos hídricos proporcione o uso múltiplo das águas, que a gestão deve ser descentralizada e contar com a participação tanto do poder público como dos usuários da água.

Em geral no Brasil a gestão de Recursos Hídricos é subdividida em dois importantes itens:

i) O Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, cujo objetivo principal é coordenar a gestão integrada das águas. Integrada por:

- Conselho Nacional de Recursos Hídricos;
- os comitês de bacias;
- as agências de água;
- a secretaria executiva do conselho nacional de recursos hídricos e
- as organizações civis de recursos hídricos.

ii) A Política Nacional de Recursos Hídricos engloba os objetivos, os fundamentos, as diretrizes e os instrumentos que proporcionam as bases para gerar as propostas e recomendações a serem implantadas para a resolução dos problemas.

A implementação de instrumentos que possibilitem análises integradas do uso e da ocupação do solo é uma ferramenta importante dentro da definição de metas e limitações. A lei 9433/97 no Brasil menciona os seguintes instrumentos como necessários para estabelecer a política de Recursos Hídricos:

- planos de Recursos Hídricos;

- enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água;
- outorga dos direitos de uso de recursos hídricos;
- cobrança pelo uso de recursos hídricos;
- ~~compensação a municípios e~~
- sistema de Informações sobre Recursos Hídricos.

Segundo ANA e SEMA (2010) estes instrumentos ajudam a estabelecer as orientações técnicas e estratégicas para a gestão de recursos. Assim, como também aponta a contemplar os programas e as ações do Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos com relação às bacias prioritárias.

### 5.1 PLANOS DE RECURSOS HIDRICOS

Dentro dos planos de recursos hídricos, USEPA (2008) recomenda estabelecer varias etapas que facilitam a implementação e melhoramento contínuo do planejamento. Na Figura 33 do *Handbook for Developing Watershed Plans to Restore and Protect Our Waters* se mostra um esquema gráfico dos passos básicos a seguir em um plano de gestão.

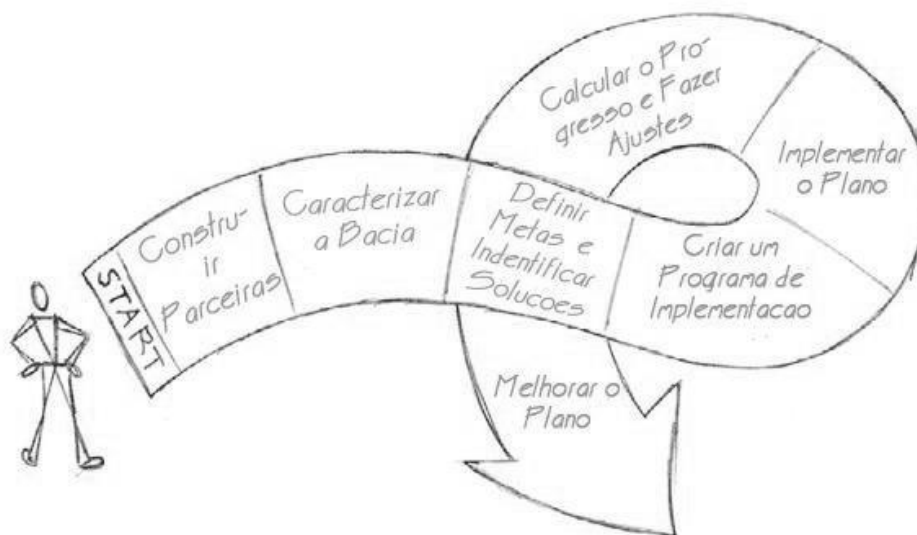


FIGURA 33 – ESQUEMA GRÁFICO DOS PASSOS DE UM PLANO DE GESTÃO DE BACIAS

Fonte: Adaptado de USEPA, 2008

SEMA *et al.* (2007). Menciona que a caracterização da bacia tem que ser realizada para identificar o estado atual da bacia, da ocupação de solo, as potencialidades, à identificação do grau de recuperação da vegetação e sua conservação Dentro dos processos de tomada de decisões que devem repercutir positivamente sobre a variável ambiental de um sistema, e no processo de encontrar a melhor opção para minimizar os impactos.

Entre os aspectos importantes do planejamento dos recursos hídricos se encontra o acompanhamento das metas, para poder observar os alcances obtidos até o momento e, se preciso, realizar os ajustes para melhorar as ações.

O ser humano precisa de grandes quantidades de água sem impurezas, e ante a pressão atual e as mudanças na disponibilidade de água, há a necessidade de valorar e monitorar a qualidade dos corpos de água. O monitoramento dos impactos sobre qualquer corpo de água, políticas para a manutenção proporciona uma medida para avaliar se as políticas atendem as demandas e expectativas, assim como também direciona um caminho para controlar a obtenção das expectativas planejadas.

Para o desenvolvimento de um plano se requerem indicadores de desempenho, o grande desafio é fazer com que a informação obtida coincida com a informação necessária (LOUCKS e VAN BEEK, 2005).

Outra das ferramentas utilizadas para o planejamento é o enquadramento dos corpos de água. Na resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente CONAMA nº 357/2005, são definidos os critérios para a classificação de corpos de água de acordo com seus usos preponderantes, permitindo efetuar o enquadramento, um dos cinco instrumentos dispostos na Política Nacional de Recursos Hídricos. Esta análise resulta importante, porque outorga o direito de uso e controla a concentração máxima de lançamento para cada poluente, de forma que o corpo de água se mantenha na mesma classe estabelecida pelo enquadramento (Zucco *et al.* 2011).

Com relação ao monitoramento, este deve permitir esclarecer se as estratégias de redução aplicadas tem impacto consequente nos resultados esperados. É necessário que os objetivos e limites sejam claramente

estabelecidos dentro do planejamento. Este geralmente é um ponto fraco pelo custo que é involucrado; sugerindo a necessidade de determinar áreas prioritárias para monitorar. A partir deste ponto é que se volve uma necessidade a estimativa regionalizada de cargas poluentes, já que pode ajudar a definir as sub-bacias que aportam mais poluentes dentro da bacia.

À procura de alternativas a medição e controle das emissões vem a ser uma opção para poder tanto planejar, enquadrar e dar seguimento às metas de enquadramento dos copos de água.

## **5.2 ANÁLISE DE APLICABILIDADE PARA A GESTÃO DE BACIAS NO BRASIL**

A análise de aplicabilidade consistiu no estudo do modelo e na pesquisa da informação adequada para sua implementação. Na primeira etapa, foram estudadas as equações do modelo, identificando os dados, parâmetros, constantes e equações utilizadas para a estimativa de emissões de fósforo, já que o modelo conta com equações e parâmetros diferentes com relação ao tipo de substância analisada. Finalmente, se apresenta algumas possíveis adaptações e comentários sobre o que é necessário fazer para poder melhorar a aplicação do MoRE no Brasil.

## **5.3 ADAPTAÇÕES PARA O BRASIL**

Com relação aos dados de entrada, a maioria são dados geográficos e não tem muita mudança com relação ao tempo, o que dificultou o modelagem anual tendo que realizar apenas um prognóstico inicial e não uma comparativa anual. Por exemplo, no caso de uso de solo no Brasil foi gerado na data de 2000 e ainda não ter uma atualização a disposição dos tomadores de decisão. Isso atrapalha o objetivo final deste modelo que é ter uma maneira de monitorar se as ações realizadas na bacia tem algum efeito sobre as emissões de cargas. Considera-se necessário incluir uma regulação para poder obter ao menos um uso de solo a cada 5 anos com uma metodologia padronizada para poder obter conclusões sobre a influência do uso de solo na qualidade de água.

Com relação às emissões de fósforo oriundas da atmosfera, estas são relativamente insignificantes, mas se torna significativo em bacias com grandes espelhos de água e que normalmente tem outras condições adequadas para a proliferação de algas, como por exemplo, grandes reservatórios. Este módulo é mais significativo para estimativas de outras emissões como metais pesados, que o MoRE também realiza.

No caso de estudo do fósforo, pode-se pensar em se basear o uso e ocupação do solo como auxiliar para adoção das taxas de deposição, pois em locais com agricultura que utilizam fertilizantes fosforados, podem indicar maiores taxas que outros, sendo que no modelo utiliza-se de taxa única para toda a área.

No caso de outros poluentes, para se obter dados da região de estudo referente a taxas de deposição atmosférica e obter dados mais reais do local, uma alternativa poderia ser dados de emissões atmosféricas oriundos do monitoramento do IAP, que conta com cadastro de emissões, referente a cargas emitidas por empresas. Também se conhece a existência de relatórios de emissões de GEE (Gases de Efeito Estufa), que são mais comuns de se encontrar e provavelmente possam ser usados como indicadores de poluição do ar para auxiliar na adoção de taxas diferenciadas espacialmente.

## CAPÍTULO VI

### 6. CONCLUSÕES

A Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu possui uma quantidade de informações aceitável para conseguir gerar a base de dados necessárias como entrada no MoRE.

Foi possível inserir nas bases de dados um total de 38 parâmetros de entrada espaço-temporais, 18 parâmetros espaciais e 10 parâmetros descritivos, para cada unidade das 152 unidades de análise.

Com relação à aplicabilidade do modelo, MoRE pôde ser utilizado para a estimativa de emissões de fósforo na Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu, determinando um total de 1540 toneladas de fósforo por ano.

Dos módulos avaliados, foi possível constatar que os maiores geradores de cargas estão os relacionados com a população, o módulo que avalia as cargas pontuais provenientes das Estações de Tratamento e o módulo que estima a quantidade de fósforo proveniente de maneira difusa das áreas urbanas.

Os módulos que apresentaram cargas mais baixas são os que estimam as emissões via drenagem agrícola e via deposição atmosférica.

A estimativa de cargas via erosão obteve um resultado baixo no total da bacia, ficando no sexto lugar de produção de carga de fósforo, porém as taxas específicas em kg/ha.ano mostram uma similaridade com as taxas de outros países.

Existe uma alta correlação entre a quantidade de emissões de fósforo com a quantidade de população dentro da bacia.

O índice de correlação ( $R^2$ ) foi igual à 0,9, o que sugere uma boa aproximação entre os valores modelados e os valores de carga estimados com dados de campo.

Ao separar os dados menores a 55 toneladas no gráfico comparativo, pôde ser observado que o  $R^2$  diminui para 0,51 e os dados com emissões maiores a 55 t/ano continuam tendo um  $R^2$  maior a 0,9.

Com relação à análise realizada com os dados de concentração de fósforo, foram encontradas tendências sobre a relação entre a aleatoriedade das médias anuais com as áreas urbanas, sendo aqueles que demonstraram um comportamento mais variável ao longo dos anos para as estações localizadas nas áreas urbanas.

As estimativas realizadas com este tipo de modelo projetam uma estratégia de identificar as áreas que aportam maior quantidade de emissões de fósforo, o que permite avaliar as mudanças frente cenários de redução de cargas e traçar prioridades nas ações na bacia.

Uma das preocupações na aplicabilidade do modelo MoRE foi contar com todas as taxas e fatores requeridas pelo. Motivo pelo qual foi utilizada uma análise de sensibilidade, para demonstrar a pouca relevância da modificação das taxas dentro do módulo específico que estima as emissões de fósforo para as fontes difusas dentro do Sistema Urbano, otimizando a aplicação do modelo

O modelo MoRE é de código aberto, o que proporciona a possibilidade de incorporar modificações ou adaptações, garantindo a possibilidade de aplicação no Brasil ou em regiões com escassez de dados.

## **7. RECOMENDAÇÕES**

É necessário definir uma análise de sensibilidade que envolva os dados de entrada das variáveis, sobre tudo no módulo de Sistema Urbano.

Com relação a novos estudos, recomenda-se realizar maiores estudos do funcionamento dos módulos de águas subterrâneas e escoamento superficial.

É necessário realizar uma incorporação dos dados geográficos dentro do modelo, já que uma das partes mais complicadas é a incorporação de modificações e ajustes de alguns parâmetros de entrada.

Deste modo, fica evidente que existe uma forte necessidade de se criar um protocolo para a utilização de MoRE no monitoramento da qualidade de água, incorporando as medições de vazão dentro dos parâmetros analisados em campo.

Este modelo pode ser utilizado como ferramenta auxiliar na priorização de ações em sub-bacias mais críticas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANA. Sistemas de informações hidrológicas. Hidroweb. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br/>>. .

ANA; SEMA. **Bacias Hidrográficas do Paraná. Série Histórica**. Curitiba - Paraná, 2010.

ANDERSON, K. A.; DOWNING, J. A. DRY AND WET ATMOSPHERIC DEPOSITION OF NITROGEN , PHOSPHORUS AND SILICON IN AN AGRICULTURAL REGION. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 176, n. 1-4, p. 351–374, 2006. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11270-006-9172-4>>. Acesso em: 20/8/2013.

AUSTRALIAN GOVERNMENT. National Pollutant Inventory. Disponível em: <<http://www.npi.gov.au/>>. .

AZZELLINO, A.; SALVETTI, R.; VISMARA, R.; BONOMO, L. Combined use of the EPA-QUAL2E simulation model and factor analysis to assess the source apportionment of point and non point loads of nutrients to surface waters. **The Science of the total environment**, v. 371, n. 1-3, p. 214–22, 2006. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16677687>>. Acesso em: 31/1/2013.

BEHRENDT, H.; VENOHR, M.; HIRT, U.; et al. **The model system MONERIS, version 2.0 - User's Manual**. Berlin, Germany: Leibniz Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, 2007.

BERLEKAMP, J.; LAUTENBACH, S.; GRAF, N.; REIMER, S.; MATTHIES, M. Integration of MONERIS and GREAT-ER in the decision support system for the German Elbe river basin. **Environmental Modelling & Software**, v. 22, n. 2, p. 239–247, 2007. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364815205001830>>. Acesso em: 31/1/2013.

BULUT, G. .; CAL, M. .; RICHARDSON, C. .; GALLEGOS, J. . A GIS-based Soil Erosion Risk Map for New Mexico Bulut. World Environmental and Water Resources Congress 2012. **Anais...** p.3754–3763, 2012.

CAVIGLIONE, J.; KIIHL, L.; CARAMORI, P.; OLIVEIRA, D. Cartas climáticas do Paraná. Disponível em: <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=861>>. .

CECH, T. V. **Principles of Water Resources. History, Development and Policy**. 2010.

CEE; PARLAMENTO EUROPEO. DIRECTIVA 2008/105/CE DO PARLAMENTO EUROPEU E DO CONSELHO. **Jornal Oficial da União Europeia**, p. 84–97, 2008.

CHINH, L.; ISERI, H.; HIRAMATSU, K.; HARADA, M.; MORI, M. Simulation of rainfall runoff and pollutant load for Chikugo River basin in Japan using a GIS-based distributed parameter model. **Paddy and Water Environment**, v. 11, n. 1-4, p. 97–112, 2011. Disponível em: <<http://www.springerlink.com/index/10.1007/s10333-011-0296-9>>. Acesso em: 31/11/2013.

CHO, J.; MOSTAGHIMI, S. Dynamic agricultural non-point source assessment tool (DANSAT): Model development. **Biosystems Engineering**, v. 102, n. 4, p. 14, 2009. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1537511009000415>>. Acesso em: 17/12/2012.

CONAMA. **RESOLUÇÃO No 357, DE 17 DE MARÇO DE 2005**. Brasil, 2005.

DROLC, A.; KONCAN, J.; TISLER, T. Evaluation of Point and Diffuse Sources of Nutrients in a River Basin on Base of Monitoring Data. **Environ Monit Assess**, v. 129, p. 461 – 470, 2007.

DRUCK, S.; CARVALHO, M. S.; CÂMARA, G.; MONTEIRO, A. V. . ANÁLISE ESPACIAL E GEOPROCESSAMENTO. **Análise Espacial de Dados Geográficos**. p.26, 2004. Brasília-Brasil.

DUCE, R. A.; GALLOWAY, J. N.; LISS, P. S. atmosférica sobre el océano en los ecosistemas marinos y en el clima Title. **Boletim de la OMM**, v. 77845, n. 1, p. 61–66, 2009.

EEA; JOL, A.; THYSSEN, N. **A European Inventory of Emissions to Inland Waters**. Copenhagen - Denmark, 1998.

EMBRAPA; IAPAR. **Levantamento de Reconhecimento dos Solos do estado de Paraná (Tomo I e II)**. Londrina- Brasil, 1984.

FUCHS, S.; HILGERT, S.; ROGOZINA, T.; et al. **toffeinträge von Schwermetallen in Oberflächengewässer in Deutschland - Modeling of Regionalized Emissions (MoRE)**. Fachtag „Diffuse Stoffeinträge in Oberflächengewässer“. 2011.

FUCHS, S.; SCHERER, U.; WANDER, R.; et al. **Calculation of Emissions into Rivers in Germany using the MONERIS Model: Nutrients, heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons**. Dessau-Roßlau Germany: Federal Environment Agency (Umweltbundesamt), 2010.

FUCHS, S.; WANDER, R.; WEBER, T.; et al. **Methodical Optimization of Model Approaches on Pollutant Balancing in River Basin Districts to Promote the Implementation Strategy for the Water Framework Directive** ". 2011.

FUCHS, S.; WANDER, R.; WEBER, T.; et al. **Modeling of Regionalized Emissions ( MoRE )**. 2012.

HE, J.; BALASUBRAMANIAN, R.; BURGER, D. F.; et al. Dry and wet atmospheric deposition of nitrogen and phosphorus in Singapore. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 16, p. 2760–2768, 2011. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1352231011001701>>. Acesso em: 6/9/2013.

HOLSTEN, B.; OCHSNER, S.; TREPEL, M. **Guidelines for the reduction of nutrient discharges from drained agricultural land**. 2012.

IBGE. **Base de informações do Censo Demográfico 2010 : Resultados do Universo por setor censitário**. Rio de Janeiro, 2011.

KOVACS, A.; HONTI, M. Estimation of diffuse phosphorus emissions at small catchment scale by GIS-based pollution potential analysis. **Desalination**, v. 226, n. 1-3, p. 72–80, 2008. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0011916408001379>>. Acesso em: 31/1/2013.

KOWALKOWSKI, T.; PASTUSZAK, M.; IGRAS, J.; BUSZEWSKI, B. Differences in emission of nitrogen and phosphorus into the Vistula and Oder basins in 1995–2008 — Natural and anthropogenic causes (MONERIS model). **Journal of Marine Systems**, v. 89, n. 1, p. 48–60, 2012. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0924796311001692>>. Acesso em: 18/3/2013.

KRAUSE, S.; JACOBS, J.; VOSS, A.; BRONSTERT, A.; ZEHE, E. Assessing the impact of changes in landuse and management practices on the diffuse pollution and retention of nitrate in a riparian floodplain. **The Science of the total environment**, v. 389, n. 1, p. 149–64, 2008. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17915291>>. Acesso em: 28/2/2013.

LACTEC; FINEP. **Desenvolvimento de metodologia para enquadramento de corpos de água da bacia Alto Iguaçu**. Curitiba - Paraná, 2007.

LEITE CHAVES, H. M. Relações de aporte de sedimento e implicações de sua utilização no pagamento por serviço ambiental em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 1, p. 1469–1477, 2010.

LENHART, T.; ECKHARDT, K.; FOHRER, N.; FREDE, H.-G. Comparison of two different approaches of sensitivity analysis. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 27, n. 9-10, p. 645–654, 2002. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1474706502000499>>. .

LINDER, A.; KISHI, R. **Universidade Federal do Paraná Setor de Tecnologia Departamento de Hidráulica e Saneamento ESTUDO DA RELAÇÃO ENTRE O USO DO SOLO E A QUALIDADE**, 2012.

LOUCKS, D. P.; VAN BEEK, E. **Water resources systems planning and management. An introduction to methods, models and applications**. Delf- The Netherlands: UNESCO PUBLISHING, 2005.

M.MODERL; C.HELLBACH; R.SITZENFREI; et al. GIS based applications of sensitivity analysis for water distribution models. World Environmental and Water Resources Congress 2011. **Anais...** p.129–136, 2011.

MALVE, O.; TATTARI, S.; RIIHIMÄKI, J.; et al. Estimation of diffuse pollution loads in Europe for continental scale modelling of loads and in-stream river water quality. **Hydrological Processes**, v. 26, n. 16, p. 2385–2394, 2012. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/hyp.9344>>. Acesso em: 31/1/2013.

MEWES, M. Diffuse nutrient reduction in the German Baltic Sea catchment: Cost-effectiveness analysis of water protection measures. **Ecological Indicators**, v. 22, p. 16–26, 2012. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X12000210>>. Acesso em: 31/1/2013.

NAGHETTINI, M.; ANDRADE, É. J. **Hidrologia Estatística**. Belo Horizonte - MG, 2007.

NEUPAUER, R. M.; PH, D.; ASCE, M. Adjoint Sensitivity Analysis of Contaminant Concentrations in Water Distribution Systems. **JOURNAL OF ENGINEERING MECHANICS**, , n. January, p. 31–39, 2011.

NOGUEIRA, J. **A BACIA HIDROGEOLOGICA DE CURITIBA**, 1997. UFPR.

NOVOTNY, V. **Water Quality. Diffuse Pollution and Watershed Management**. 2da ed. Haboken, New Jersey, 2003.

NUVOLARI, A.; TELLES, D. D.; RIBEIRO, J. T.; et al. **Esgoto Sanitário. Coleta transporte tratamento e reúso agrícola**. 1º ed. São Paulo - Brasil, 2003.

ONGLEY, E. Control of water pollution from agriculture. , p. 111, 1996. Burlington, Canada: FAO.

ORLOB, G. T. **APPLIED SYSTEMS ANALYSIS MATHEMATICAL MODELING OF WATER QUALITY : Streams , Lakes , and by.** international Institute for Applied System Analysis, 1983.

PALMERI, L.; BENDORICCHIO, G.; ARTIOLI, Y. Modelling nutrient emissions from river systems and loads to the coastal zone: Po River case study, Italy. **Ecological Modelling**, v. 184, n. 1, p. 37–53, 2005. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304380004005836>>. Acesso em: 30/1/2013.

PANAGOPOULOS, Y.; MAKROPOULOS, C.; MIMIKOU, M. Diffuse Surface Water Pollution: Driving Factors for Different Geoclimatic Regions. **Water Resources Management**, v. 25, n. 14, p. 3635–3660, 2011. Disponível em: <<http://www.springerlink.com/index/10.1007/s11269-011-9874-2>>. Acesso em: 31/1/2013.

PARLAMENTO EUROPEU; CONSELHO DA UNIÃO EUROPEIA. Directivas: Directiva 2008/105/CE do parlamento Europeu e do Conselho de 16 de dezembro de 2008. **Journal Oficial da União Europeia**, p. 14, 2008.

PAULA, F. C. F.; LACERDA, L.; MARINS, R.; et al. Emissões naturais e antrópicas de metais e nutrientes para a bacia inferior do rio de contas, Bahia. **Quim. Nova**, v. 33, n. 1, p. 70–75, 2010.

PNUD. Fin de la crisis de agua y saneamiento. **Informe Mundial de Desarrollo Humano 2006, titulado “Más allá de la escasez: poder, pobreza y la crisis mundial”**,. p.50, 2006.

PORTO, M. F. A.; LAINA, R. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 43–60, 2008.

PORTO, M. F.; ET AL. **Bacias Críticas: Bases Técnicas para a definição de Metas Progressivas para seu Enquadramento e a Integração com os demais Instrumentos de Gestão**. Curitiba - Paraná, 2007.

PORTO-GONÇALVES, C. W. A Luta pela Apropriação e Reapropriação Social da Água na América Latina. Disponível em: <[www.geopolitica.ws](http://www.geopolitica.ws)>. .

RODRÍGUEZ-BLANCO, M. L.; TABOADA-CASTRO, M. M. M. T. Phosphorus transport into a stream draining from a mixed land use catchment in Galicia (NW Spain): Significance of runoff events. **Journal of Hydrology**, v. 481, p. 12–21, 2013. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169412010256>>. Acesso em: 31/1/2013.

SALTELLI, A.; TARANTOLA, S.; CHAN, S. A quantitative Model-independent method for global Sensitivity Analysis of model Output.pdf. **THECHNOMETRICS**, v. 41, n. 1, p. 20, 1999.

SANTOS, I.; FILL, H.; SUGAI, M.; et al. **Hidrometria Aplicada**. Curitiba - Paraná: LACTEC, 2001.

SANTOS, I.; KRÜGER, C. M.; LEVIS, M. **Estudos hidrometeorológicos para os estudos de inventário da bacia hidrográfica do rio Ivaí**. CURITIBA: CEHPAR/UFPR/COPEL, 1998.

SEMA; GOVERNO DO PARANÁ; SUDERSHA; et al. **RECOMENDAÇÕES PARA A ELABORAÇÃO DO PLANO MUNICIPAL DE GESTÃO DOS RECURSOS**. 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2° ed. Belo Horizonte - MG, 1996.

SUDERSHA. **Atlas de Recursos Hídricos do Estado do Paraná**. 1998.

THOMANN, R.; MUELLER, J. **Principles of surface water quality modeling and control**. New York, 1987.

UBA - UMWELT BUNDESAMT. **Environmental Data for Germany - Environmental Indicators**. Dessau-Roßlau, 2007.

UNESCO. **Managing Water under Uncertainty and Risk: The United Nations World Water Development Report 4**. Paris, France, 2012.

UNESCO; BERGHAHN. **Water a shared responsibility**. Paris, France, 2006.

USEPA. **National Water Quality Inventory: 1998 Report to Congress**. 1998.

USEPA. **The Quality of Our Nations Waters. 1998 Report to Congress**.  
USEPA. (2000). The Quality of Our Nations Waters. 1998 Report to Congress (pp. 1–20)., 2000.

USEPA. **PLOAD version 3.0. GIS Pollutant Loading Application — Users Manual**. USA, 2001.

USEPA. **Handbook for Developing Watershed Plans to Restore and Protect Our Waters**. Washington DC, 2008.

VENOHR, M.; HIRT, U.; OPITZ, D.; et al. **The Model System MONERIS Version 2.14.1 vba - Manual**. Berlin, Germany, Berlin - Germany: Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, 2009.

VIEIRA, C. H. S. .; BIONDI, D. ANÁLISE DA DINÂMICA DA COBERTURA VEGETAL DE CURITIBA , PR ( DE 1986 A 2004 ), UTILIZANDO IMAGENS LANDSAT TM 1. **Revista Árvore SIF**, v. 32, n. 3, p. 479–487, 2008.

WALLING, D. E. The Sediment delivery problem. **Journal of Hydrology**, v. 65, p. 209–237, 1983.

WALTRICK, P. C. **Erosividade de chuvas no Paraná: Atualização, influência do “El niño” e “La niña” e estimativa para cenários climáticos futuros.**, 2010. Universidade Federal de Paraná.

WIT, M. DE; MEINARDI, C.; WENDLAND, F.; KUNKEL, R. Modelling water fluxes for the analysis of diffuse pollution at the river basin scale. **Hydrological Processes**, v. 14.1707-17, p. 17, 2000.

WOZNICKI, S. A.; NEJADHASHEMI, A. P. Spatial and Temporal Variabilities of Sediment Delivery Ratio. **Water Resources Management**, v. 27, n. 7, p. 2483–2499, 2013. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11269-013-0298-z>>. Acesso em: 14/5/2013.

WRI. **Especificações do Programa Brasileiro GHG Protocolo**. 2012.

XIE, H.; LIAN, Y. Uncertainty-based evaluation and comparison of SWAT and HSPF applications to the Illinois River Basin. **Journal of Hydrology**, v. 481, p. 119–131, 2013. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169412011109>>. .

ZHAI, S.; YANG, L.; HU, W. Observations of atmospheric nitrogen and phosphorus deposition during the period of algal bloom formation in northern Lake Taihu, China. **Environmental management**, v. 44, n. 3, p. 542–51, 2009. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19597869>>. Acesso em: 15/9/2013.

ZUCCO, E.; PINHEIRO, A.; DESCHAMPS, F. C.; SOARES, P. A. Metodologia para estimativa das concentrações em cursos de água para vazões de referência : uma ferramenta de suporte e apoio ao sistema de gestão de bacias hidrográficas. **REGA**, v. 9, p. 13, 2011.

## APÊNDICES

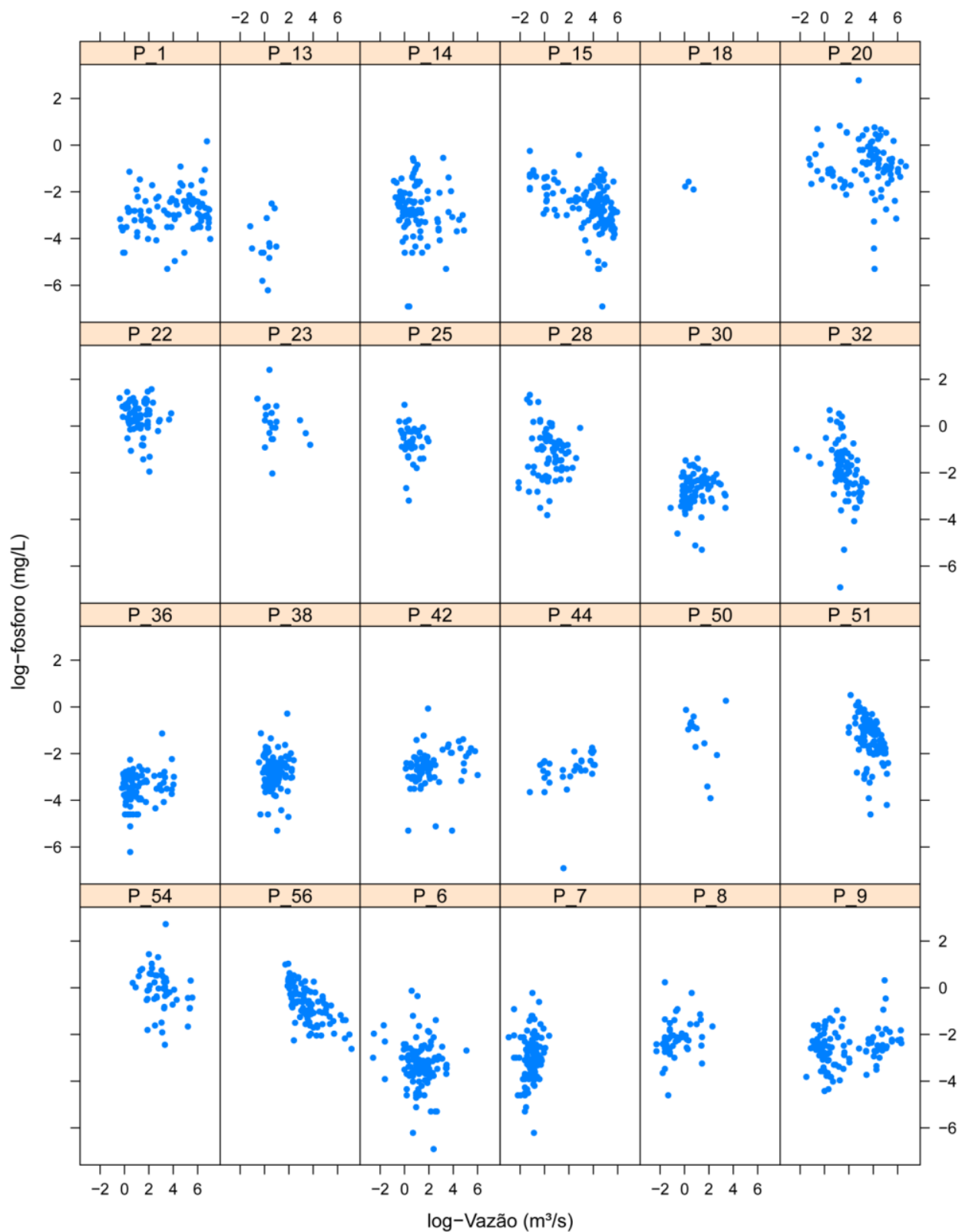
### APÊNDICE 1 – CARACTERÍSTICAS DAS AMOSTRAS DE FÓSFORO NAS ESTAÇÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA.

Cod_ANA	Núm	Nome	Área (km <sup>2</sup> )	Qualidade		Quantidade Amostras	Concentração de fósforo				
				Período			Mín	Média	DesvPad	Máx	Var
65027000	1	Rodéio	231	1981	2010	105	0,01	0,1	0,17	1,179	0,03
65029980	4	ETA - Campo Largo	44,7	1981	2006	9	0,07	0,3	0,22	0,68	0,05
65020995	6	Montante Aterro sanitário	20	1985	2010	138	0	0,06	0,1	0,879	0,01
65021000	7	Jusante Aterro sanitário	27	1981	2010	135	0	0,11	0,42	4,8	0,17
65021250	8	Passaúna - Santa Felicidade	39	1985	2010	82	0,01	0,15	0,21	1,264	0,04
65021800	9	Ponte BR- 277 - Campo Largo	92,03	1985	2010	164	0,01	0,12	0,18	1,374	0,03
65022900	13	Jusante Barra Passaúna	167,6	1982	2010	110	0	0,03	0,04	0,413	0
65023000	14	Olaria Pioli	168,91	1985	2010	123	0	0,09	0,11	0,58	0,01
65024000	15	Campina das Pedras	180	1981	2010	168	0	0,11	0,1	0,78	0,01
65019670	18	Seminário	164,54	1987	2010	34	0,15	0,34	0,29	1,865	0,08
65019700	20	Ponte da Caximba	257	1981	2011	99	0,01	0,63	0,55	2,3	0,3
65011400	22	Prado Velho - UCP	43	1983	2011	73	0,14	1,88	1,48	11	2,2
65007045	25	Terminal Afonso Camargo	127	1981	1995	67	0,03	0,57	0,38	2,48	0,15
65007046	26	Autódromo	127,73	1999	2010	17	0,24	0,7	0,34	1,4	0,12
65006055	28	Vargem Grande	101,9	1981	2011	106	0,01	0,44	0,61	3,798	0,38
65003950	30	Olaria do Estado	182	1980	2011	137	0	0,09	0,11	1,21	0,01
65006075	32	Pinhais	425,82	1984	2011	91	0	0,29	0,4	1,971	0,16
65004995	36	Ponte PR 415	102	1984	2011	131	0	0,04	0,03	0,32	0
65010000	38	Fazendinha	116,82	1984	2010	113	0,01	0,08	0,08	0,75	0,01
65014950	41	Miringuava	138,81	2004	2010	5	0,01	0,07	0,09	0,23	0,01
65015400	42	Cachoeira	272	1981	2010	92	0,01	0,1	0,11	0,93	0,01
65017035	44	Serraria Baldán	68	1982	2010	35	0	0,08	0,04	0,174	0
65019400	47	Ponte do Maurício	50,5	1991	2010	38	0	0,09	0,07	0,33	0
65019980	49	ETE - Araucária	1930	1999	2008	26	0,01	0,47	0,43	1,553	0,18
65020000	50	Bela Vista - Araucária	1930	1981	2004	29	0,02	0,32	0,28	1,3	0,08
65025000	51	Guajuvira	2330	1981	2010	115	0,01	0,38	0,3	1,659	0,09
65013000	53	Jusante do Belém	720	1984		1	0,14	0,14		0,14	
65013005	54	ETE Sanepar	814	1984	2010	99	0,06	1,26	1,64	15,24	2,71
65009000	55	Ponte BR 277	625,53	1981	2011	176	0	0,45	0,9	8,4	0,81
65017006	56	Ponte Umbarazinho	1330	1991	2010	104	0,07	0,67	0,55	2,8	0,3

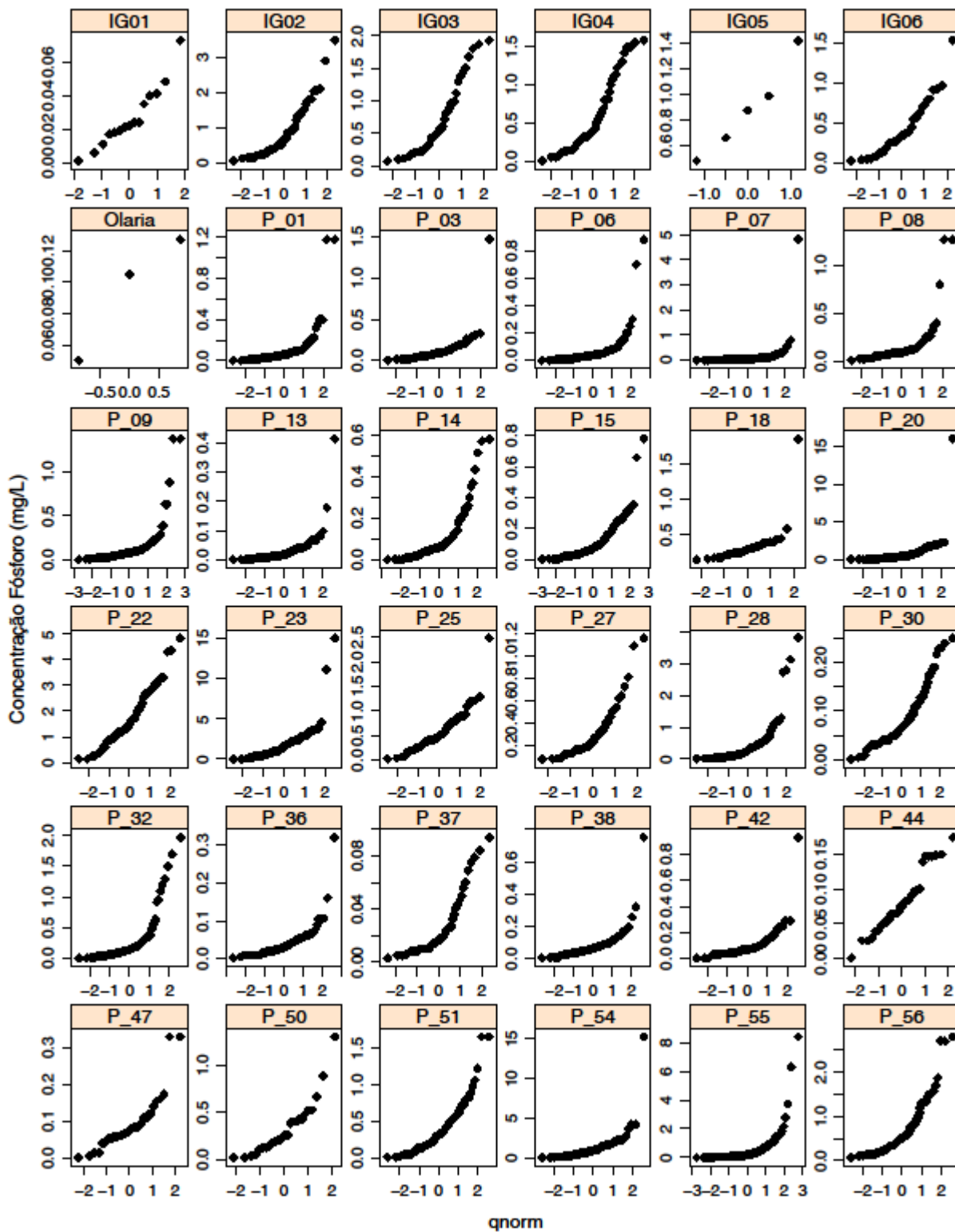
## Continuação APÊNDICE 1

Núm	Nome	Área (km <sup>2</sup> )	Qualidade		Quantidade Amostras	Concentração de fósforo				
			Período			Mín	Média	DesvPad	Máx	Var
1	Rodéio	231	1981	2010	105	0,01	0,1	0,17	1,179	0,03
2	km 68 - BR 277	18	1991	2010	66	0,03	0,11	0,09	0,52	0,01
3	Próximo a foz	45,47	1993	2011	62	0	0,13	0,19	1,466	0,04
5	ETA - Campo Largo	-	1991	2010	78	0	0,02	0,03	0,115	0
11	Reservatório Sanepar 1	126	1985	1989	18	0,01	0,08	0,08	0,3	0,01
12	Reservatório Sanepar 2	146	1985	1989	22	0	0,19	0,54	2,575	0,29
16	Boi Chininga	37,9	1993	2010	29	0,02	0,06	0,06	0,278	0
17	Ponte do Cascarinha	128	1993	2010	28	0,01	0,19	0,1	0,603	0,01
19	Rua João Bettega	218,18	1993	2010	28	0,16	0,82	0,4	1,889	0,16
21	Montante Parque São Lourenço	4,1	1993	2011	30	0,22	0,86	0,56	3,09	0,31
23	Rodolfo Bernardelli	79,71	1971	2011	76	0,04	1,93	2,15	15	4,63
24	Córrego Monjolo Jusante	58	1993	2010	28	0,24	0,71	1,04	5,89	1,08
27	Embrapa - Suderhsa - Telemétrica	29,88	1991	2011	45	0,09	0,57	1,23	7,3	1,5
31	ETA Iraí	313,28	1996	2010	49	0,01	0,28	0,23	0,92	0,05
33	Avenida Getúlio Vargas	25,58	1992	2010	34	0,01	0,16	0,23	1,1	0,05
35	Ponte Estrada de Ferro	52,73	1991	2010	38	0,01	0,07	0,08	0,501	0,01
37	km 58 - BR 277	17,24	1985	2011	53	0	0,03	0,02	0,094	0
39	Próximo a foz	145,15	1996	2010	46	0,01	0,12	0,05	0,25	0
40	Jardim Paranaense	30,1	1981	2010	38	0,04	1,46	1,64	8,942	2,7
45	Próximo a foz	74,95	1993	2010	30	0,01	0,09	0,06	0,271	0
48	Próximo a foz	149,44	1993	2010	30	0,02	0,11	0,07	0,385	0

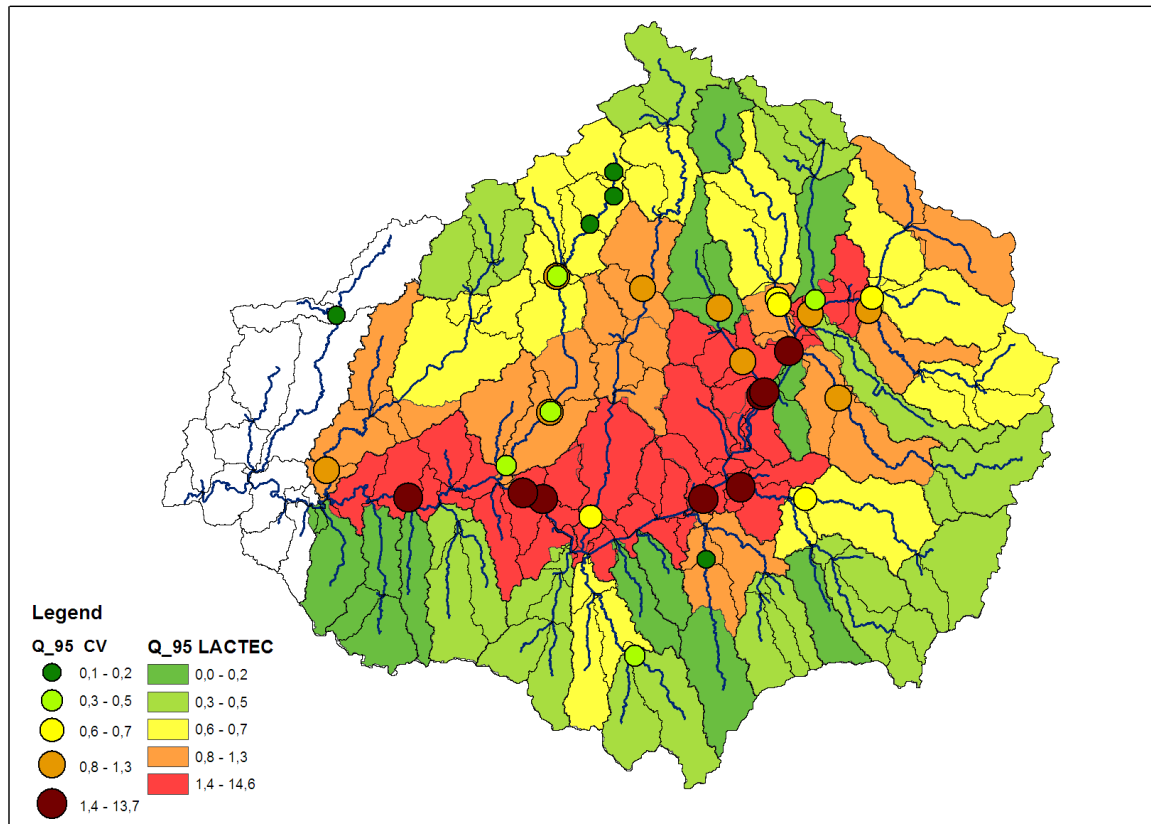
APÊNDICE 2 – RELAÇÃO LOGARÍTMICA ENTRE VAZÃO (m³/s) E CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO (mg/L)



APÊNDICE 3 – ANÁLISE DA NORMALIDADE DOS DADOS DE CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO DAS ESTAÇÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA



APÊNDICE 4 – MAPA QUE MOSTRA A COMPARAÇÃO ENTRE AS VAZÕES COM 95% DE PERMANÊNCIA ESTIMADAS PELA REGIONALIZAÇÃO E AS ESTIMADAS DOS DADOS ANA COM CURVAS DE PERMANÊNCIA



APÊNDICE 5 – CÓDIGOS UTILIZADOS EM MORE

Name	Beschreibung	Einheit	Bemerkungen
BI_mount_SL_v2	Mittlerer Bodenabtrag aus Gebirgsregionen > 1000 m Höhe, v2	t/(ha-a)	
CBG1	P-Konzentration Schnee		aus den Moneris-Daten importiert
CBG11	Anreicherungsverhältnis TP: Faktor 1		aus den Moneris-Daten importiert
CBG18	natürliche P-Akkumulation		aus den Moneris-Daten importiert
CBG6a			aus den Moneris-Daten importiert
CBG6b			aus den Moneris-Daten importiert
CBG7	P-Back Atmosphäre		aus den Moneris-Daten importiert
CBG8	P-Back Oberflächenabfluss		aus den Moneris-Daten importiert
CD_Pcont_basis_factor_a	Ton-Phosphor-Modell, Faktor 1	-	
CD_Pcont_basis_factor_b	Ton-Phosphor-Modell, Faktor 2	-	
CE1	Sedimenteintragsverhältnis, Faktor a	-	
CE12	natürlicher Bodenabtrag, Faktor a	t/(ha-a)	
CE14	P-Gehalt Ackerland		aus den Moneris-Daten importiert

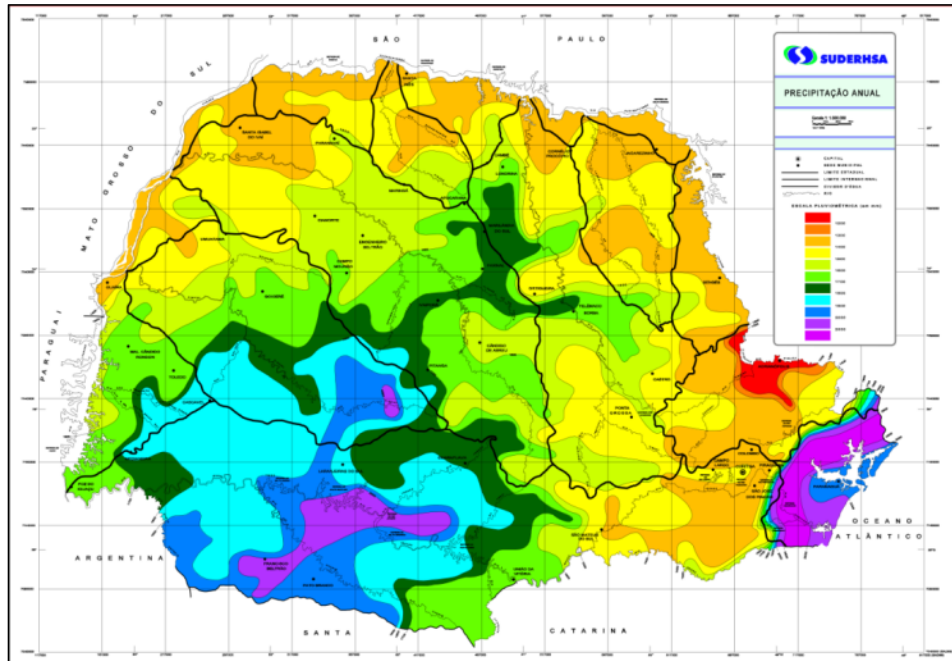
CE15	natürlicher Bodenabtrag, Faktor b	-	
CE17	R-Faktor (ABAG) Sommer-Niederschlag, Faktor a	$\text{kJ}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$	
CE18	R-Faktor (ABAG) Sommer-Niederschlag, Faktor b	$\text{N}/(\text{h} \cdot \text{a})$	
CE19	Sediment-Lieferung für nichtagrarische Bedingungen	-	
CE2	Sedimenteintragsverhältnis, Faktor b	-	
CE3	Sedimenteintragsverhältnis, Faktor c	-	
CE4	Sedimenteintragsverhältnis, Faktor d	-	
CE5	Sedimenteintragsverhältnis, Neigungsbedingung	%	
CGW1	Verhältnis TP/SRP aerobe Bedingungen		aus den Moneris-Daten importiert
CGW10	P Konzentration / Lehm / Hintergrundbedingungen		aus den Moneris-Daten importiert
CGW11	P Konzentration / Niedermoor / Hintergrundbedingungen		aus den Moneris-Daten importiert
CGW12	P Konzentration / Hochmoor / Hintergrundbedingungen		aus den Moneris-Daten importiert
CGW13	Lockergestein, oberflächennahes Grundwasser: Faktor 1		aus den Moneris-Daten importiert
CGW14	Lockergestein, oberflächennahes Grundwasser: Faktor 2		aus den Moneris-Daten importiert
CGW15	Lockergestein, tiefes Grundwasser: Faktor 1		aus den Moneris-Daten importiert
CGW16	Lockergestein, tiefes Grundwasser: Faktor 2		aus den Moneris-Daten importiert
CGW17	Festgestein, hohe Porosität: Faktor 1		aus den Moneris-Daten importiert
CGW18	Festgestein, hohe Porosität: Faktor 2		aus den Moneris-Daten importiert
CGW19	Festgestein, schwach durchlässig: Faktor 1		aus den Moneris-Daten importiert
CGW2	Verhältnis TP/SRP anaerobe Bedingungen		aus den Moneris-Daten importiert
CGW20	Festgestein, schwach durchlässig: Faktor 2		aus den Moneris-Daten importiert
CGW22	Faktor für die langfristige Änderung der atmosphärischen Deposition		aus den Moneris-Daten importiert
CGW25	Zwischenabfluss, Faktor a	-	
CGW26	Zwischenabfluss, Faktor b	-	
CGW27	Basisabfluss, Faktor a	-	
CGW28	Basisabfluss, Faktor b	-	
CGW3	P Konzentration / Wald / aktuelle Werte		aus den Moneris-Daten importiert
CGW31	Grenzwert Redox-Verhältnis		aus den Moneris-Daten importiert
CGW4	P Konzentration / Sand / aktuelle Werte		aus den Moneris-Daten importiert
CGW5	P Konzentration / Lehm / aktuelle Werte		aus den Moneris-Daten importiert
CGW6	P Konzentration / Niedermoor / aktuelle Werte		aus den Moneris-Daten importiert
CGW7	P Konzentration / Hochmoor / aktuelle Werte		aus den Moneris-Daten importiert
CGW8	P Konzentration / Wald / Hintergrundbedingungen		aus den Moneris-Daten importiert
CGW9	P Konzentration / Sand / Hintergrundbedingungen		aus den Moneris-Daten importiert
CR1	q-Ansatz, RT, Faktor 1		aus den Moneris-Daten importiert
CR2	q-Ansatz, RT, Faktor 2		aus den Moneris-Daten importiert
CR3	HL-Ansatz, TP, Faktor 1		aus den Moneris-Daten importiert
CR4	HL-Ansatz, TP, Faktor 2		aus den Moneris-Daten importiert
CSR14	Obergrenze Niederschlag	$\text{mm}/\text{a}$	
CSR15	unkorrigierter Oberflächenabfluss von Schnee, Faktor a	-	
CSR16	unkorrigierter Oberflächenabfluss von Schnee, Faktor b	-	

CSR17	Oberflächenabfluss von Schnee, Faktor a (Kriterium Schneeschmelze)	-	
CSR18	Oberflächenabfluss von Niederschlag, Faktor a	-	
CSR19	Oberflächenabfluss von Niederschlag, Faktor b	-	
CTD1	Dränspende, Faktor a (Winter)	-	
CTD2	Dränspende, Faktor b (Sommer)	-	
CUS1	Anteil der versiegelten Fläche an der gesamten urbanen Fläche, Faktor a	-	
CUS10	spezifischer P-Eintrag von Straßen		aus den Moneris-Daten importiert
CUS14	Einwohner-spezifische Wassermenge	L/(E·d)	
CUS15	Abwässer von Flächen gewerblicher Nutzung	L/(ha·s)	
CUS16	Dauer der Wasserabgabe von Gewerbeflächen	h/d	
CUS19	Anteil des P-Abgabe der Bevölkerung, die weder an Kanalisation noch an Kläranlagen angeschlossen ist		aus den Moneris-Daten importiert
CUS2	Anteil der versiegelten Fläche an der gesamten urbanen Fläche, Faktor b	-	
CUS22	P-Retention im Boden / Festgestein		aus den Moneris-Daten importiert
CUS23	P-Retention im Boden / Lockergestein		aus den Moneris-Daten importiert
CUS24	mittlere Regenabflussrate	L/(ha·a)	
CUS25	Anteil Mischsystem im Ausland, Faktor a	-	
CUS26	Anteil Mischsystem im Ausland, Faktor b	-	
CUS27	Anteil Mischsystem im Ausland, Faktor c	-	
CUS28	Anteil der von Klärgruben zu Kläranlagen transportierten Feststoffe	%	
CUS29	Trennsystemverbindung 2	-	
CUS3	Anteil der versiegelten Fläche an der gesamten urbanen Fläche, Faktor c	-	
CUS30	Trennsystemverbindung 1	-	
CUS4	Anteil der versiegelten Fläche an der gesamten urbanen Fläche, Faktor d	-	
CUS5	Abflussbeiwert, Faktor a	-	
CUS6	Abflussbeiwert, Faktor b	-	
CUS7	Starkregentage, Faktor a	d/a	
CUS8	Starkregentage, Faktor b	-	
CUS9	P-Konzentration in gewerblichen Abwässern		aus den Moneris-Daten importiert
ER_CONT_geo_HM	Schwermetall-Gehalt des Bodens (geogen)	mg/kg	
ER_CONT_geo_P	Phosphorgehalt (geogen)		
ER_ENR_P_factor_a	Phosphor Anreicherungsverhältnis, Faktor a	-	
ER_ENR_P_factor_a_v2	Maximales Anreicherungsverhältnis für P	-	
ER_ENR_P_factor_b	Phosphor Anreicherungsverhältnis, Faktor b	-	
ER_ENR_P_factor_c	Phosphor Anreicherungsverhältnis, Faktor c	-	
ER_ENR_P_factor_d	Phosphor Anreicherungsverhältnis, Faktor d	-	
ER_ENR_factor_a	Anreicherungsverhältnis, Faktor a	-	
ER_ENR_factor_b	Anreicherungsverhältnis, Faktor b	-	
ER_SDR_NATCOV_v2	Sedimenteintragsverhältnis von natürlich bedeckten Flächen, v2	-	
ER_SDR_v2_factor_a	Sedimenteintragsverhältnis, v2, Faktor a	-	
ER_SDR_v2_factor_b	Sedimenteintragsverhältnis, v2, Faktor b	-	

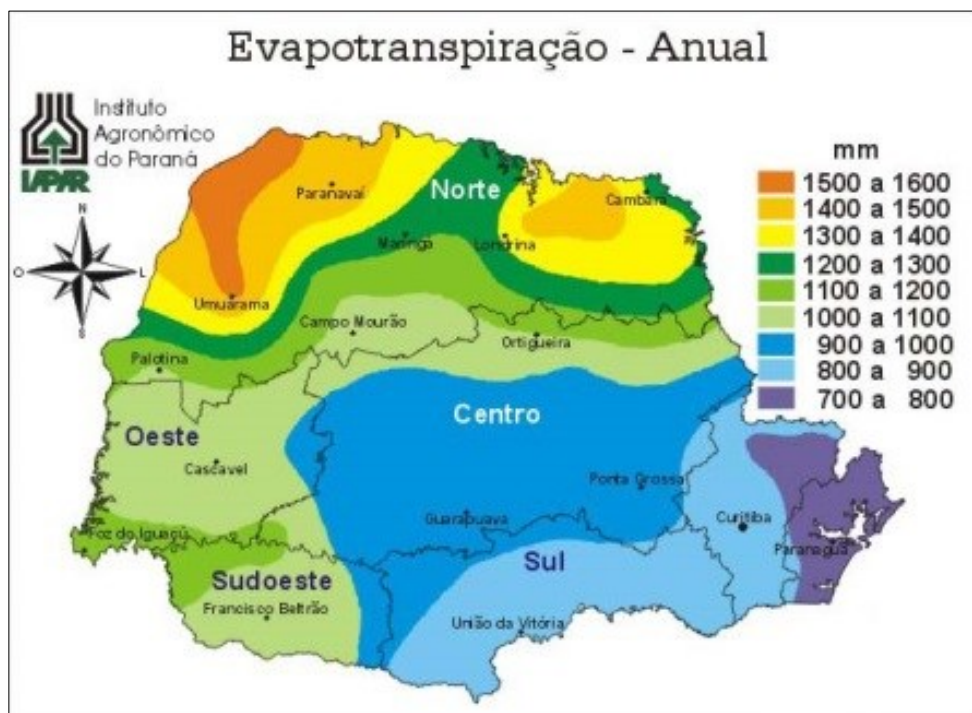
ER_SDR_v2_factor_c	Sedimenteintragsverhältnis, v2, Faktor c	-	
RL_disch_coeff_f_a_HM	Abflussabhängiger Koeffizient für Schwermetall-Gewässerfracht, Faktor a	-	
RL_disch_coeff_f_b_HM	Abflussabhängiger Koeffizient für Schwermetall-Gewässerfracht, Faktor b	-	
SR_ACC_P	P-Akkumulation Deutschland	-	aus den Moneris-Daten importiert
SR_CONC_FER_forest_P	P-Konzentration durch Dünger / Wald	-	aus den Moneris-Daten importiert
SR_CONC_FER_oa_P	P-Konzentration durch Dünger / offenes Land	-	aus den Moneris-Daten importiert
SR_CONC_SNOW_P	P-Konzentration Schnee	-	aus den Moneris-Daten importiert
SR_SAT_AL_P	P-Sättigung / Acker	-	aus den Moneris-Daten importiert
SR_SAT_GL_P	P-Sättigung Grünland	-	aus den Moneris-Daten importiert
SR_SOL_P_factor_a	P-Wasserlöslichkeit Faktor 1	-	aus den Moneris-Daten importiert
SR_SOL_P_factor_b	P-Wasserlöslichkeit Faktor 2	-	aus den Moneris-Daten importiert
SR_SOL_P_factor_c	P-Wasserlöslichkeit Faktor 3	-	aus den Moneris-Daten importiert
TD_CONC_bog_P	P-Konzentration Hochmoor		aus den Moneris-Daten importiert
TD_CONC_fen_P	P-Konzentration Niedermoor		aus den Moneris-Daten importiert
TD_CONC_loam_P	P-Konzentration Lehm		aus den Moneris-Daten importiert
TD_CONC_sand_P	P-Konzentration Sand		aus den Moneris-Daten importiert
US_CSO_CONC_PSC	Pflanzenschutzmittel-Konzentration im Mischwasserüberlauf	µg/l	
US_CSO_SEW_DIL	Mischungsverhältnis des Trockenwetterabflusses mit dem Regenabfluss im Regenüberlaufbecken 1:X	-	
US_CSO_V_storage	Speichervolumen bei vollständigem Ausbau der Mischwasserbehandlung	m <sup>3</sup> /ha	
US_SF_HM	Schwermetall-Einwohnerfrachten, gelöster Anteil	-	
US_SHARE_IMP_A_COM	Anteil der Gewerbeflächen an den gesamten urbanen Flächen	%	
US_SL_PSC	Pflanzenschutzmittel-Oberflächenpotential versiegelter Flächen	t/(ha·a)	
US_SL_reg_high_HM	Schwermetall-Oberflächenpotenzial der versiegelten Flächen (innerhalb einer Agglomeration oder Stadt > 200.000 EW)	g/(ha·a)	
US_SL_reg_low_HM	Schwermetall-Oberflächenpotenzial der versiegelten Flächen (außerhalb einer Agglomeration oder Stadt > 200.000 EW)	g/(ha·a)	
US_SSS_CONC_PSC	Pflanzenschutzmittel-Konzentration im Niederschlagsabfluss des Trennsystems	µg/l	
US_WWTP_CONC_PSC	Mittlere Pflanzenschutzmittel-Konzentration im Kläranlagenablauf	µg/l	
US_WWTP_EFF_PSC	Wirkungsgrad der Kläranlage zur Eliminierung von Pflanzenschutzmittel	%	
US_WW_CONC_PSC	Pflanzenschutzmittel-Konzentration im Abwasser	µg/l	
US_notcon_DEGR_PSC	Abbau und Retention von Pflanzenschutzmittel während der Bodenpassage	%	

## ANEXOS

### ANEXO 1- Mapas de precipitação



### ANEXO 2- Mapas de Evapotranspiração potencial.



## ANEXO 3 – Concentração e Vazão das Estações de Tratamento de Esgoto

Nome da Estação de Tratamento de Esgoto	Corpo receptor	Vazão média (l/s)	Capacidade (l/s)	Concentração de fósforo (mg/l)
ETE-São Jorge	Rio-Barigui	44	70	3,4
ETE-Cachoeira	Rio-Iguaçu	68	90	5,64
ETE-Iguaçu	Rio-Iguaçu	18	20	4,77
ETE-Balsa Nova	Rio-Iguaçu	3	5	3,76
ETE-Cambui	Rio-Cambuí	64	70	2,15
ETE-Itaqui	Rio-Itaqui	4	10	3,97
ETE-Colombo Sede	Córrego-Apoio	3	24	6,75
ETE-Padilha Sul	Rio-Iguaçu	309	420	6,56
ETE-Atuba Sul	Rio-Atuba	1.098,00	1.120,00	3,62
ETE-Santa Candida	Rio-Atuba	1,15	1,15	4,33
ETE-Santa Quitéria	Rio-Barigui	397	420	3,9
ETE-CIC-Xisto	Rio-Barigui	423	490	4,94
ETE-Belém	Rio-Iguaçu	1.209,00	840	2,04
ETE-Faz.RioGrande	Rio Iguaçu	90	210	5,08
ETE-Rodovia do Xisto	Rio Capivari	54	90	5,47
ETE-Moradias Barcelona	Rio dos Patos	1,1	1,8	5,38
ETE-Iguaçu I	Rio-Iguaçu	70	70	4,87
ETE-Martinópolis	Rio-Itaqui	30	30	2,75
ETE-Volkswagen	Rio-Campina	10	37	sem dados

Fonte: SANEPAR

## ANEXO 4 – Limites para lançamento de efluente segundo indústria

<b>Tipo de Indústria</b>	<b>Efluente</b>	<b>Limite</b>
<b>Produção de alumínio</b>	pH	6 a 9
	TSS	50
	Fluoreto	20
	Alumínio	0.2
	DQO	150
	Hidrocarbonetos	5
	Aumento da temperatura	≤3°C
<b>Base Metal e Mineração de Ferro</b>	pH	6 a 9
	TSS	50
	Óleo e Graxa	10
	Cianeto	1.0
	Cianeto Livre	0.1
	Cianeto dissolvido em ácido fraco (WAD)	0.5
	DQO	150
	Arsênio	0.1
	Cádmio	0.1
	Cromo (hexavalente)	0.1
	Cobre	0.5
	Ferro	3.5
	Chumbo	0.2
	Mercúrio	0.01
	Níquel	0.5
	Zinco	2
Metais Totais	10	
<b>Cervejarias</b>	pH	6 a 9
	DQO	250
	BOD	50
	TSS	50
	Óleo e Graxa	10
	Nitrogênio Amoniacal (NH4-N)	10
	Fósforo	5
	Aumento da temperatura	≤3°C
<b>Chlor-Alcalóide: Produção de Cloro e soda cáustica</b>	pH	6 a 9
	TSS	20
	DQO	150
	AOX	0.5
	Sulfitos	1
	Cloro	0.2
<b>Mineração do Carvão e Produção</b>	pH	6–9
	TSSa	50
	Óleo e Graxa	10
	Ferro	3.5
	Metais Totais	10
<b>Produção de Coca-Cola</b>	BOD	30
	DQO	150
<b>Refinamento de Cobre</b>	pH	6 a 9
	Sólidos Suspensos Totais	50
	Arsênio	0.1

	Cádmio	0.1
	Cromo	0.5
	Ferro	3.5
	Chumbo	0.1
	Mercúrio (total)	0.01
	Zinco	1.0
	Metais Totais	10
	Aumento de temperatura	≤3°C
<b>Fábrica de Laticínios</b>	pH	6 a 9
	BOD	50
	DQO	250
	TSS	50
	Óleo e Graxa	10
	Nitrogênio Total	10
	Fósforo Total	2
	Aumento de temperatura	≤ 3° Ca
	Coliforme	400 NMP/100 ml
<b>Produção de Tinta</b>	pH	6 a 9
	BOD	30
	DQO	150
	TSS	50
	Óleo e Graxa	10
	Fenol	0.5
	Cromo (hexavalente)	0.1
	Cobre	0.5
	Zinco	2
	AOX	1
	Compostos orgânicos Tóxicos como a Benzidina	0.05
<b>Produção de Eletrônicos</b>	pH	6 a 9
	BOD	50
	TSS Máximo	50
	Média mensal TSS	20
	Óleo e Graxa	10
	Fósforo	5.0
	Fluoreto	20
	Amônia	10
	Cianeto Total	1.0
	Cianeto livre	0.1
	Clorocarbonetos e Hidroclorocarbonetos Totais	0.5
	Metais Totais	10
	Arsênio	0.1
	Cromo (hexavalente)	0.1
	Cádmio	0.1
	Cobre	0.5
	Chumbo	0.1
	Mercúrio	0.01
	Níquel	0.5
Estanho	2.0	
<b>Galvanização</b>	pH	7 a 10
	TSS	25
	Óleo e Graxa	10

	Arsênio	0.1
	Cádmio	0.1
	Cromo (hexavalente)	0.1
	Cromo (total)	0.5
	Cobre	0.5
	Chumbo	0.2
	Mercúrio	0.01
	Níquel	0.5
	Prata	0.5
	Zinco	2
	Metais totais	10
	Cianeto (Livre)	0.2
	Fluoretos	20
	Tricloroetano	0.05
	Tricloroetileno	0.05
	Fósforo	5
<b>Fundições</b>	pH	6 a 9
	TSS	50
	Óleo e Graxa	10
	Cobre	0.5
	Zinco	2
	Aumento na temperatura	≤3° C
<b>Indústria de Processamento de Frutas e Vegetais</b>	pH	6 a 9
	BOD	50
	DQO	250
	TSS	50
	Óleo e Graxa	10
	Nitrogênio Total	10
	Fósforo Total	5
<b>Produção de Vidro</b>	pH	6 a 9
	TSS	50
	DQO	150
	Óleo e Graxa	10
	Chumbo	0.1
	Arsênio	0.1
	Antimônio	0.5
	Fluoretos	20
	Metais Totais	10
<b>Produção de Ferro e Aço</b>	pH	6-9
	TSS	50
	Óleo e Graxa	10
	DQO	250
	Fenol	0.5
	Cádmio	0.1
	Cromo (total)	0.5
	Chumbo	0.2
	Mercúrio	0.01
	Zinco	2
	Cianeto (livre)	0.1
	Cianeto (Total)	1
	Aumento de temperatura	≤ 3°C
	<b>Fundição de Chumbo e Zinco</b>	pH
TSS		20

	Arsênio	0.1
	Cádmio	0.1
	Cobre	0.5
	Ferro	3.5
	Chumbo	0.1
	Mercúrio	0.01
	Zinco	2.0
	Metais Totais	5
	Aumento de temperatura	≤3°C
<b>Processamento e Distribuição de Carne</b>	pH	6–9
	BOD	50
	DQO	250
	TSS	50
	Óleo e Graxa	10
	Nitrogênio (Total)	10
	Total Fósforo	5
	Coliforme	400 NMP/100 ml
<b>Trituramento de Pequenos Aços</b>	pH	6–9
	TSS	50
	Óleo e Graxa	10
	Cádmio	0.1
	Cromo (hexavalente)	0.1
	Cromo (total)	0.5
	Cobre	0.5
	Chumbo	0.1
	Níquel	0.5
	Aumento de temperatura	≤3°C
<b>Mistura de Fertilizantes de Plantas</b>	pH	6–9
	TSS	50
	Fluoretos	20
	Metais Totais	10
	Cádmio	0.1
	Fósforo	5
	Amônia (NH <sub>4</sub> -N)	10
<b>Refinamento e Fundição de Níquel</b>	pH	6–9
	TSS	50
	Níquel	0.5
	Ferro	3.5
	Metais Totais	10
<b>Fertilizantes de Nitrogênio para Plantas</b>	pH	6–9
	TSS	50
	Amônia	10
	Uréia	1
	Aumento de temperatura	≤3°C
<b>Desenvolvimento de Óleo e Gás (Onshore)</b>	pH	6–9
	BOD	50
	TSS	50
	Óleo e Graxa	20
	Fenol	1
	Sulfeto	1
	Metais Tóxicos Totais	5
	Aumento de temperatura	< 3°C

<b>Formulação de Pesticidas</b>	pH	6–9	
	AOX	1	
	DQO	150	
	TSS	20	
	Óleo e Graxa	10	
	Organoclorados	0.05	
	Nitroorgânicos	0.05	
	Piretróides (inseticidas)	0.05	
	Compostos de Fenóxi	0.05	
	Ingredientes ativos	0.05	
	Arsênio e Cromo hexavalente	0.1	
	Cobre	0.5	
	Mercúrio	0.01	
	<b>Produção de Pesticidas</b>	pH	6–9
BOD		30	
DQO		150	
AOX		1	
TSS		10	
Óleo e Graxa		10	
Fenol		0.5	
Arsênio		0.1	
Cromo (hexavalente)		0.1	
Cobre		0.5	
Mercúrio		0.01	
Ingredientes ativos		0.05	
<b>Produção de Petroquímicos</b>		pH	6–9
		BOD	30
	DQO	150	
	TSS	30	
	Óleo e Graxa	10	
	Cádmio	0.1	
	Cromo (hexavalente)	0.1	
	Cobre	0.5	
	Fenol	0.5	
	Benzeno	0.05	
	Vinilideno clorado	0.05	
	Sulfeto	1	
	Nitrogênio (Total)	10	
	Aumento de temperatura	≤3°C	
	<b>Refinamento de Petróleo</b>	pH	6–9
BOD		30	
DQO		150	
TSS		30	
Óleo e Graxa		10	
Cromo (hexavalente)		0.1	
Cromo (total)		0.5	
Chumbo		0.1	
Fenol		0.5	
Benzeno		0.05	
Benzo (a) pirina		0.05	
Sulfeto		1	
Nitrogênio (Total)		10	
Aumento de temperatura		≤3°C	

<b>Produção Farmacêutica</b>	pH	6–9
	BOD	30
	DQO	150
	AOX	1
	TSS	10
	Óleo e Graxa	10
	Fenol	0.5
	Arsênio	0.1
	Cádmio	0.1
	Cromo (hexavalente)	0.1
	Mercúrio	0.01
	Ingrediente ativo	0.05
	<b>Fertilizantes de Fosfatos para Plantas</b>	pH
TSS		50
Fósforo		5
Fluoreto		20
Cádmio		0.1
<b>Impressão</b>	pH	6.5–10
	BOD	30
	DQO	150
	TSS	50
	Óleo e Graxa	10
	Cádmio	0.1
	Cromo (hexavalente)	0.1
	Cromo (total)	0.5
	Cobre	0.5
	Prata	0.5
Zinco	2	
<b>Produção de Açúcar</b>	pH	6–9
	BOD	50
	DQO	250
	TSS	50
	Óleo e Graxa	10
	Nitrogênio Total (NH <sub>4</sub> -N)	10
	Total Fósforo	2
	Aumento de temperatura	≤ 3°C
<b>Revestimento de Couro</b>	pH	6–9
	BOD	50
	DQO	250
	TSS	50
	Óleo e Graxa	10
	Sulfeto	1.0
	Cromo (hexavalente)	0.1
	Cromo (total)	0.5
	Nitrogênio (NH <sub>4</sub> -N)	10
	Fósforo (total)	2
	Coliforme	400 NMP/100 ml
	<b>Têxtil</b>	pH
BOD		50
DQO		250
AOX		8
TSS		50
Óleo e Graxa		10

	Pesticidas	0.05	
	Cromo (total)	0.5	
	Cobalto	0.5	
	Cobre	0.5	
	Níquel	0.5	
	Zinco	2	
	Fenol	0.5	
	Sulfeto	1	
	Aumento de temperatura	< 3°C	
	Coliforme	400 NMP/100 ml	
<b>Termoelétricas: Diretriz para novos projetos</b>	pH	6–9	
	TSS	50	
	Óleo e Graxa	10	
	Total de Cloro residual	0.2	
	Cromo (total)	0.5	
	Cobre	0.5	
	Ferro	1.0	
	Zinco	1.0	
	Aumento de temperatura	≤3°C	
	<b>Processamento de Óleo Vegetal</b>	pH	6–9
BOD		50	
DQO		250	
TSS		50	
Óleo e Graxa		10	
Nitrogênio Total		10	
Aumento de temperatura		≤ 3°C	
<b>Preservação de Floresta</b>	pH	6–9	
	TSS	50	
	DQO	150	
	Óleo e Graxa	10	
	Fenol	0.5	
	Arsênio	0.1	
	Cromo (hexavalente)	0.1	
	Cromo (total)	0.5	
	Cobre	0.5	
	Fluoretos	20	
	Hidrocarbonetos aromáticos polinucleados (PAHs)		
	(PAHs) como a Benzo (a) pirina	0.05	
	Dioxinas/Furando (total)	0.0005	
Pesticidas	0.05		
<b>Produção de Cimento</b>	pH	6 a 9	
	Aumento de temperatura	<3°C	
<b>Trituração de Tecidos e Papéis</b>	pH	6–9	
	DQO	300 mg/l ...	
	AOX	...	
	Fósforo Total	0.05 kg/t	
	Nitrogênio Total	0.4 kg/t	
	Temperatura	< 3°C	

Fonte: Pollution prevention and abatement handbook 1998 : toward cleaner production, Volume 1".

<http://lnweb18.worldbank.org/essd/envext.nsf/51ByDocName/PollutionPreventionandAbatementHandbookIndustrySectorGuidelines>

## ANEXO 5 – Parâmetros espaço-temporais utilizados para o cálculo das emissões de fósforo dentro de MoRE

Código	Descrição	Unidades
BI_AL_A_1	Arable land <1 %	Km2
BI_AL_A_1_2	Arable land 1-2 %	Km2
BI_AL_A_2_4	Arable land 2-4 %	Km2
BI_AL_A_4_8	Arable land >8 %	Km <sup>2</sup>
BI_AL_A_8	Arable land >8 %	Km <sup>2</sup>
BI_GL_A	Grassland / Pastures	Km2
BI_NATCOV_A	Natural covered areas	Km2
BI_O_A	Not covered areas	Km2
BI_OPM_A	Open pit mine	Km2
BI_URB_A	urban area	Km2
BI_WL_A	Wetlands	Km2
BI_WS_A	Water surfaces (CORINE)	Km2
BI_AL_SL_1	Soil erosion on arable land with a slope < 1%	t/(ha·a)
BI_AL_SL_1_2	Soil erosion on arable land with a slope 1-2 %	t/(ha·a)
BI_AL_SL_2_4	Soil erosion on arable land with a slope 2-4 %	t/(ha·a)
BI_AL_SL_4_8	Soil erosion on arable land with a slope 4-8 %	t/(ha·a)
BI_AL_SL_8	Soil erosion on arable land with a slope >8 %	t/(ha·a)
BI_GL_SL	Soil erosion on grassland / pastures	t/(ha·a)
BI_NATCOV_SL	Soil erosion on natural covered areas	t/(ha·a)
ER_ABAG_factor_C_coun	C-Factor (ABAG)	-
PD_PREC_s	Precipitation summer	mm/a
CD_Pacc_coun	Phosphorus accumulation	kg/(ha·a)
BI_REM_A	Other areas	km <sup>2</sup>
AD_RATE_P		
BI_TD	Tile drained areas	%
PD_CSS_share	Share of the length of combined sewers in the total sewer system	%
PD_PREC_yr	Yearly precipitation	mm/a
PD_Q_calc_net	Modelled discharge of the analytical unit	m <sup>3</sup> /s
US_CSO_storage	Storage volume in combined sewer system	%
US_INH_con	Connected inhabitants, to sewer systems but not to MWWTP	hab
US_INH_conWWTP	Connected inhabitants, MWWTP and sewer systems	hab
US_INH_tot	Inhabitants, total	hab
CD_Pinh_coun	TP-inhabitant specific disposal per day according to country data	mg/(hab·d)
GW_qltcorr	Groundwater discharge, specific, final result, long-term	mm/a
GW_TNsurp_RT	average N-surplus during retention time	kg/(ha·a)
WWTP_large_E_P		
WWTP_small_E_P		
PD_InD_TP	Emissões geradas de descarga industrial	kg/a

ANEXO 6 – Parâmetros espaciais utilizados para o cálculo das emissões de fósforo dentro de MoRE

Código	Descrição	Unidade
BI_SO_sand	Sand dominated soils	km <sup>2</sup>
BI_SO_bog	Bog	km <sup>2</sup>
BI_SO_silt	Silt dominated soils	km <sup>2</sup>
BI_SO_fen	Fen	km <sup>2</sup>
BI_SO_clay	Clay dominated soils	km <sup>2</sup>
BI_SO_loam	Loam dominated soils	km <sup>2</sup>
BI_HYG_uncs	Unconsolidated rocks, shallow groundwater	km <sup>2</sup>
BI_HYG_uncd	Unconsolidated rocks, deep groundwater	km <sup>2</sup>
BI_HYG_conhp	Consolidated rocks, highly permeable	km <sup>2</sup>
BI_HYG_conimp	Consolidated rocks, low permeable	km <sup>2</sup>
BI_AD_noxlt	Atmospheric deposition, NOx, long term	mg/m <sup>2</sup>
BI_AD_nhxt	Atmospheric deposition, NH4, long term	mg/m <sup>2</sup>
BI_EVAPO_It	Evapotranspiration, long term	mm/a
BI_SO_CONT_topsoil_clay	Clay dominated soils	km <sup>2</sup>
BI_AU_A	Size of the analytical unit	km <sup>2</sup>
BI_SLOPE_1000	Average slope (1000m) in the analytical unit	%
BI_PREC_slt	Precipitation summer, long term	mm/a
BI_ELEVA	Average elevation of the analytical unit	m