

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO  
AMBIENTAL

REGIS LEANDRO LOPES DA SILVA

MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM TEMPO QUASE-REAL: UMA  
ALTERNATIVA PARA A GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS.

PORTO ALEGRE

2018

REGIS LEANDRO LOPES DA SILVA

MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM TEMPO QUASE-REAL: UMA  
ALTERNATIVA PARA A GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS.

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial à obtenção do grau de doutor.

Orientador: ANDRÉ LUIZ LOPES DA SILVEIRA

PORTO ALEGRE

2018

CIP - Catalogação na Publicação

Silva, Regis Leandro Lopes da  
MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM TEMPO QUASE-  
REAL: UMA ALTERNATIVA PARA A GESTÃO DE RECURSOS  
HÍDRICOS. / Regis Leandro Lopes da Silva. -- 2018.  
192 f.  
Orientador: André Luiz Lopes da Silveira.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal do Rio  
Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas,  
Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e  
Saneamento Ambiental, Porto Alegre, BR-RS, 2018.

1. monitoramento. 2. qualidade da água. 3.  
frequência de amostragem. 4. análise espectral. 5.  
custo-efetividade. I. Silveira, André Luiz Lopes da,  
orient. II. Título.

REGIS LEANDRO LOPES DA SILVA  
MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM TEMPO QUASE-REAL: UMA  
ALTERNATIVA PARA A GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS.

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em  
Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da  
Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como  
requisito parcial à obtenção do grau de doutor.

Aprovado em: Porto Alegre, 28 de março de 2018.

---

Prof. Dr. André Luiz Lopes da Silveira – IPH/UFRGS  
Orientador

---

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Lucia Helena Ribeiro Rodrigues– IPH/UFRGS  
Examinador

---

Prof. Dr. Francisco Rossarolla Forgiarini– UFSM  
Examinador

---

Dr. João Carlos Carvalho – ANA  
Examinador

Aos meus pais Antônio e Marly.

## AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal do Rio Grande do Sul, pela qualidade do ensino público e gratuito;

À Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), à *Water Resources Management Division* (WRMD) de *Newfoundland and Labrador*, à *Nova Scotia Environment*, e ao *United States Geological Survey* (USGS), pelos dados de monitoramento da qualidade da água indispensáveis ao desenvolvimento deste trabalho;

Ao Prof. André Luiz Lopes da Silveira, pela orientação, paciência e disponibilidade;

Aos docentes do PPGRHSA/IPH, pelo estímulo à busca do conhecimento;

Aos professores que deixaram suas marcas ao longo da minha formação acadêmica e proporcionaram oportunidades únicas, sem as quais eu não estaria aqui: Galileo Adeli Buriol, Carlos Leite Maciel Filho e Geraldo Lopes da Silveira. Muito obrigado.

Aos membros da banca, Lucia Helena Ribeiro Rodrigues, Francisco Rossarolla Forgiarini e João Carlos Carvalho, que enriqueceram este trabalho com suas sugestões;

Aos colegas do PPGRHSA/IPH, pelo companheirismo nas horas de estudo e de descontração, em especial à Daniela Adamatti, Juan Gutierrez, Carlos Galdino e Virgílio Livele.

Aos colegas da CPRM, pela compreensão e amizade, em especial à Johelder Fornari, João Marcelo, Mauro Rodrigues, Homero Reis, Luciana Brabo e Andréa Germano.

A todos os meus amigos, por existirem, em especial aos amigos André Luis Domingues, Juan Silveira Bolzan, Alencar Rizzardi, Gerônimo Huk, João Francisco Horn, Pedro Pasotini, Elisandra Maziero, Alexandre Barin, Fabrício Daneres, Dionatan Pinto e Leandro Milano;

Às minhas afilhadas e sobrinhos Jêniffer, Arthur, Thiago, Heloísa, Júlia, Adrian, Isabelli e Valentina, por me fazerem acreditar em um amanhã melhor;

À família Spagnollo Acosta, por sempre me receber de forma acolhedora em Porto Alegre;

À Barthira, pelo companheirismo, compreensão, e por tornar minha vida mais leve;

Aos meus irmãos, Sandro, Silvia, Quelen e Vitor, por compreenderem minha ausência, festejarem a presença, e mostrarem o verdadeiro sentido da alegria de estar com quem se ama;

Aos meus pais, Antônio e Marly, por não medirem esforços para que eu tivesse educação, e por me ensinarem na prática o que é fibra moral. Amo vocês.

A todos aqueles que, de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho, e não estão nominalmente citados.

*“The puzzling limitation of our mind: our excessive confidence in what we believe we know, and our apparent inability to acknowledge the full extent of our ignorance and the uncertainty of the world we live in”.*

Daniel Kahneman

## RESUMO

A dificuldade que se tem em promover uma adequada gestão da qualidade dos recursos hídricos tem como uma das causas a escassez de dados, seja espacial ou temporalmente. Os programas de monitoramento da qualidade da água convencionais possuem uma taxa de amostragem baixa, que em muitos casos se resume a algumas amostras por ano. Na busca por tornar as séries históricas de qualidade da água mais densas e representativas, desenvolvem-se técnicas de monitoramento automatizado, com equipamentos fixos em campo, coleta de dados automática e envio em tempo real. Embora estas técnicas tornem as séries históricas muito mais representativas e possibilitem uma tomada de decisão em tempo hábil para o gestor, elas ainda não estão consolidadas e possuem uma série de obstáculos na sua utilização, como o alto custo, as dificuldades de instalação dos equipamentos em campo, e a manutenção e calibração dispendiosas. Uma alternativa seria o chamado monitoramento da qualidade da água em tempo quase real (MQATQR), no qual um operador vai até o curso d'água portando o sensor, que pode ser uma sonda multiparamétrica, faz as leituras com uma frequência maior que o monitoramento convencional, e vai até uma base onde possa enviar esta informação. Com um mesmo aparelho pode ser feita a cobertura de um grande número de pontos e o equipamento pode ter sua calibração controlada em laboratório. Nesse contexto, o objetivo desta tese é avaliar a efetividade e o impacto econômico da utilização de uma estratégia de MQATQR como ferramenta de geração de dados de qualidade da água em um cenário de escassez de dados. Para isso foram utilizadas séries históricas de pontos de monitoramento da qualidade da água em tempo real no Brasil, Canadá e EUA. Estas séries foram submetidas à análise espectral para identificação das frequências mais densas e da representatividade delas dentro das séries. Os valores das frequências obtidos foram relacionados com atributos físicos e hidrológicos das bacias hidrográficas dos pontos de monitoramento. Para obtenção dos intervalos de amostragem foi aplicado o teorema de Nyquist-Shannon. A avaliação da viabilidade econômica da estratégia foi feita com dois estudos de caso, um é a aplicação na Rede Hidrometeorológica Nacional de Referência e o outro a aplicação no âmbito dos empreendimentos hidrelétricos sujeitos à resolução conjunta ANA/ANEEL nº 03/2010. Foi possível observar uma boa relação entre as frequências de amostragem e a área das bacias, possibilitando a prescrição de diferentes tipos de MQATQR para diferentes tipos de bacia. Os intervalos de amostragem obtidos por meio das frequências características em geral se mostraram executáveis nos moldes do MQATQR até a permanência de frequência de 90%. Para as permanências maiores que 90% os intervalos se aproximam do diário, sendo mais aconselhável a utilização de estratégias em tempo real. A estratégia de MQATQR se mostrou com melhor custo-efetividade para a maioria dos programas de monitoramento quando se utilizam permanências de frequências inferiores a 65%. Para permanências maiores que 65% a estratégia se mostrou economicamente viável para programas de monitoramento cujos pontos de amostragem estão próximos à base de operação. A estratégia de MQATQR se mostra como alternativa efetiva para o aumento da densidade temporal dos dados para diversos tipos de programas de monitoramento, com exceção daqueles que exigem o acompanhamento das variações bruscas na qualidade da água, como sistemas de alerta de qualidade da água.

**Palavras chave:** frequência de amostragem, análise espectral, custo-efetividade.

## ABSTRACT

The difficulty in promoting an adequate water quality management is mainly because data scarcity, either spatially or temporally. Conventional water quality monitoring programs have a low sampling rate, in many cases only few samples per year. By using appropriated equipment in field for data collection and real time sending, it is possible to develop some automated monitoring techniques to make the water quality series denser and representative. Although these techniques make the series more representative and allow a time decision-making for the manager, there are some barriers in their application such as higher costs, difficulties of installing the equipment and expensive maintenance and calibration. An alternative is the near-real-time water quality monitoring (NRTWQM), in which an operator goes to the river carrying the sensor, as a multi-parametric probe for example, to obtain a higher sampling frequency than monitoring conventional. In sequence the operator goes to a base where the information can be sent. By using the same sensor, it is possible to cover a large number of points. The equipment can also be calibrated in the laboratory. In this context, the objective of this work is to evaluate the effectiveness and economic impact in using a NRTWQM strategy as a tool to generate water quality data in a data scarcity scenario. For this purpose, water quality series are considered in real time at monitoring points in Brazil, Canada and the USA. The series were submitted to the spectral analysis to identify dense frequencies and their representativeness within the series. The frequencies values were related to the physical and hydrological attributes of the hydrographic basins. The Nyquist-Shannon theorem was applied to obtain the sampling intervals. The economic viability of the strategy is evaluated in two study cases. The National Hydrometeorological Reference Network is applied in the first, whilst the second is based on the application in the scope of hydroelectric projects subject to ANA / ANEEL n° 03/2010 normative resolution. It is observed a good relationship between the sampling frequencies and the basin area, which makes possible to prescribe different types of NRTWQM for different types of basin. In general, the sampling intervals obtained by means of the characteristic frequencies were shown to be executable in the NRTWQM models up to the 90% of cumulative frequency. For cumulative frequency higher than 90% the intervals approach the diary, consequently it is more advisable to use real-time strategies. The NRTWQM strategy proved to be the most cost-effective for mainly monitoring programs when using cumulative frequencies less than 65%. For cumulative frequency higher than 65%, the strategy proved to be economically viable for monitoring programs where sampling points are close to the base of operation. The NRTWQM strategy is an effective alternative to increase the temporal density of data for several types of monitoring programs, except for those that require the monitoring, of sudden changes in water quality, such as water quality warning systems.

**Keywords:** sampling frequency, spectral analysis, cost-effectiveness.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 4.1 - Organização da Revisão Bibliográfica. ....	18
Figura 4.2 - Matriz de energia elétrica brasileira atualizada em março de 2015.....	20
Figura 4.3- Consequências do lançamento de carga orgânica em um curso d'água. ....	26
Figura 4.4 - Registros de mortandade de peixes de 2008 a 2013 no estado de São Paulo. ....	27
Figura 4.5 - Proporção entre as principais causas das ocorrências de mortandade de peixes no período de 2008 a 2013 no estado de São Paulo. ....	28
Figura 4.6 - Escoamento em aproveitamento com TVR e a divisão da vazão afluente em decorrência da implantação de usina hidrelétrica. ....	29
Figura 4.7 - Estrutura de um sistema de monitoramento da qualidade da água em tempo real. ....	37
Figura 4.8 - Unidades de monitoramento remotas nos reservatórios de São Paulo. ....	40
Figura 4.9 - Biofouling associado a condições estuarinas em um sensor de monitoramento. ....	44
Figura 5.1 - Fluxograma metodológico. ....	53
Figura 5.2 - Localização dos pontos de monitoramento da qualidade da água selecionados.....	54
Figura 5.3 - Série histórica de oxigênio dissolvido. ....	57
Figura 5.4 - Decomposição de frequências. ....	57
Figura 5.5 - Espectro de densidade de frequências. ....	58
Figura 5.6 - Espectro de densidades de frequências com janela de Hann. ....	59
Figura 5.7 - Densidade de frequências e curva de densidades acumuladas. ....	60
Figura 5.8 - Frequências características extraídas da curva de densidade acumulada. ....	61
Figura 5.9 - Diferentes sinais recuperados a partir da mesma amostra. ....	65
Figura 5.10 - Localização das estações e das unidades operadoras. ....	68
Figura 5.11 - Localização dos aproveitamentos hidrelétricos e estações de monitoramento.....	71
Figura 6.1 - Espectros de densidade de frequências de séries históricas de Condutividade para bacias de ordem A (superior) até ordem E (inferior). ....	80
Figura 6.2 - Espectros de densidade de frequências de séries históricas de OD para bacias de ordem A (superior) até ordem E (inferior). ....	81
Figura 6.3 - Espectros de densidade de frequências de séries históricas de pH para bacias de ordem A (superior) até ordem E (inferior). ....	82
Figura 6.4 - Curvas de densidades de frequência acumuladas (Permanências) de séries históricas de Condutividade para bacias de ordem A (superior) até ordem E (inferior). ....	85
Figura 6.5 - Curvas de densidades de frequência acumuladas (Permanências) de séries históricas de OD para bacias de ordem A (superior) até ordem E (inferior). ....	86
Figura 6.6 - Curvas de densidades de frequência acumuladas (Permanências) de séries históricas de pH para bacias de ordem A (superior) até ordem E (inferior). ....	87
Figura 6.7 - Dispersão das frequências de permanências 10%, 50%, e 90% de Condutividade versus o coeficiente de variação (CV) das vazões.....	89
Figura 6.8 - Dispersão das frequências de permanências 10%, 50%, e 90% de OD versus o coeficiente de variação (CV) das vazões. ....	89
Figura 6.9 - Dispersão das frequências de permanências 10%, 50%, e 90% de pH versus o coeficiente de variação (CV) das vazões. ....	89
Figura 6.10 - Dispersão das frequências de permanências 10%, 50%, e 90% de Condutividade versus a área de drenagem das bacias. ....	90
Figura 6.11 - Dispersão das frequências de permanências 10%, 50%, e 90% de OD versus a área de drenagem das bacias.....	90
Figura 6.12 - Dispersão das frequências de permanências 10%, 50%, e 90% de pH versus a área de drenagem das bacias.....	90
Figura 6.13 - Curvas de permanência de frequências de cada ordem para Condutividade. ....	92
Figura 6.14 - Curvas de permanência de frequências de cada ordem para OD.....	93

Figura 6.15 - Curvas de permanência de frequências de cada ordem para pH.....	94
Figura 6.16 - Curvas de permanência de frequências de cada ordem para Condutividade após comparação de médias. ....	99
Figura 6.17 – Curvas de permanência de frequências de cada ordem para OD após comparação de médias. ....	100
Figura 6.18 - Curvas de permanência de frequências de cada ordem para pH após comparação de médias. ....	101

## LISTA DE QUADROS

Quadro 4.1 - Ações de Monitoramento no Brasil e instituições responsáveis. ....	22
Quadro 4.2 - Comparativo entre as características da UHE PSJ e da UHE Belo Monte. ....	30
Quadro 4.3 - Evolução do monitoramento hidrológico no Brasil. ....	31
Quadro 4.4 - Tipos de monitoramento, vantagens e desvantagens. ....	34
Quadro 4.5 - Programas de monitoramento da qualidade da água em tempo real nos EUA. ....	38
Quadro 4.6 - Métodos de determinação de parâmetros em sensores de MQATR. ....	45
Quadro 4.7 - Principais alternativas tecnológicas em sensores de qualidade da água ....	46
Quadro 4.8 - Estágio de desenvolvimento das tecnologias de MQATR existentes e aplicações. ....	47
Quadro 5.1 - Características das séries históricas e das bacias hidrográficas dos pontos de monitoramento da qualidade da água selecionados. ....	54
Quadro 5.2 - Esquema de comparação de valores de frequências médias das ordens. ....	64
Quadro 5.3 - Quadro de custos da implantação do MQATQR na RHNR ....	69
Quadro 5.4 - Características dos aproveitamentos hidrelétricos. ....	70
Quadro 5.5 - Quadro de custos da implantação do MQATQR na Res. Conjunta ANA/ANEEL nº 03/2010 por tipo de aplicação. ....	72

## LISTA DE TABELAS

Tabela 5.1 – Quantitativo de estações de monitoramento estabelecido pela Res. Conjunta ANA/ANEEL nº 03/2010.....	70
Tabela 6.1 - Estatística t e P-value do teste ADF para as séries históricas de Condutividade. ....	74
Tabela 6.2 - Estatística LM do teste KPSS para as séries históricas de Condutividade.....	75
Tabela 6.3 - Estatística t e P-value do teste ADF para as séries históricas de OD.....	76
Tabela 6.4 - Estatística LM do teste KPSS para as séries históricas de OD. ....	76
Tabela 6.5 - Estatística t e P-value do teste ADF para as séries históricas de pH.....	77
Tabela 6.6 - Estatística LM do teste KPSS para as séries históricas de pH. ....	78
Tabela 6.7 - Permanências e respectivas frequências médias de cada ordem para Condutividade.....	91
Tabela 6.8 - Permanências e respectivas frequências médias de cada ordem para OD. ....	93
Tabela 6.9 - Permanências e respectivas frequências médias de cada ordem para pH. ....	94
Tabela 6.10 - Comparação entre médias de frequências de permanência das ordens para Condutividade. ....	96
Tabela 6.11 - Comparação entre médias de frequências de permanência das ordens para OD. ....	97
Tabela 6.12 - Comparação entre médias de frequências de permanência das ordens para pH. ....	98
Tabela 6.13 - Frequências atribuídas às ordens após comparação de médias para Condutividade.....	99
Tabela 6.14 – Frequências atribuídas às ordens após comparação de médias para OD.....	100
Tabela 6.15 - Frequências atribuídas às ordens após comparação de médias para pH. ....	101
Tabela 6.16 - Permanências e respectivos intervalos de amostragem para Condutividade. ....	103
Tabela 6.17 - Permanências e respectivos intervalos de amostragem para OD. ....	104
Tabela 6.18 - Permanências e respectivos intervalos de amostragem para pH. ....	105
Tabela 6.19 - Custo-efetividade das estratégias aplicadas à RHNR. ....	108
Tabela 6.20 - Matriz de Custo-efetividade incremental para as estratégias aplicadas à RHNR. ....	108
Tabela 6.21 – Custo-efetividade das estratégias aplicadas à RHNR com redução de 25% nos deslocamentos. ....	109
Tabela 6.22 – Matriz de Custo-efetividade incremental para as estratégias aplicadas à RHNR com redução de 25% nos deslocamentos. ....	109
Tabela 6.23 - Custo-efetividade das estratégias aplicadas à RHNR com redução de 50% nos deslocamentos. ....	110
Tabela 6.24 - Matriz de Custo-efetividade incremental para as estratégias aplicadas à RHNR com redução de 50% nos deslocamentos. ....	110
Tabela 6.25 - Custo-efetividade das estratégias aplicadas ao monitoramento nos aproveitamentos hidrelétricos.....	112
Tabela 6.26 - Matriz de Custo-efetividade incremental para as estratégias aplicadas aos aproveitamentos hidrelétricos. ....	113
Tabela 6.27 - Custo-efetividade das estratégias aplicadas ao monitoramento nos aproveitamentos hidrelétricos utilizando Homem/Hora.....	115
Tabela 6.28 - Matriz de Custo-efetividade incremental para as estratégias aplicadas aos aproveitamentos hidrelétricos utilizando Homem/Hora.....	116
Tabela 7.1 - Intervalos de amostragem em dias recomendados para a estratégia de MQATQR. ....	119

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACE	Análise custo-efetividade
ADF	Augmented Dickey-Fuller
AHE	Aproveitamento Hidrelétrico
ANA	Agência Nacional das Águas
ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
ANOVA	Análise de variância
ARPA	Agência regional de proteção ambiental
BRICS	Brasil, Rússia, Índia, China e África do Sul
CE	Condutividade Elétrica
CEMADEN	Centro Nacional de Monitoramento e Alerta de Desastres Naturais
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CODEVASF	Companhia de Desenvolvimento do Vale do São Francisco
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CPRM	Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais
CSP	Cumulative Spectral Power
CV	Coefficiente de variação
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DERSA	Desenvolvimento Rodoviário SA
DNAEE	Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
FEPAM	Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler - RS
GPRS	General Packet Radio Service
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IIE	Instituto Internacional de Ecologia
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IQA	Índice de Qualidade da Água
KPSS	Kwiatkowski–Phillips–Schmidt–Shin
MQATQR	Monitoramento da qualidade da água em tempo quase-real

MQATR	Monitoramento da qualidade da água em tempo real
NRTWQ	National Real Time Water Quality
NRTWQM	Near-real-time water quality monitoring
OD	Oxigênio Dissolvido
OMM	Organização Meteorológica Mundial
OMS	Organização Mundial da Saúde
PCH	Pequena Central Hidrelétrica
PH	Potencial Hidrogeniônico
PSD	Power Spectral Density
RHNR	Rede Hidrometeorológica Nacional de Referência
RMSP	Região Metropolitana de São Paulo
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SISMADEN	Sistema de Monitoramento e Alerta de Desastres Naturais
STD	Sólidos Totais Dissolvidos
TIR	Taxa Interna de Retorno
TVR	Trecho de Vazão Reduzida
UHE	Usina Hidrelétrica
UMR	Unidade de Monitoramento Remota
UNESCO	Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura
USEPA	United States Environmental Protection Agency
USGS	United States Geological Survey
VC	Valor Crítico
VPL	Valor Presente Líquido
WRMD	Water Resources Management Division

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO .....	15
2	OBJETIVO.....	17
2.1	OBJETIVO GERAL .....	17
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	17
3	ORGANIZAÇÃO DO TRABALHO .....	17
4	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	18
4.1	DEMANDA POR MONITORAMENTO HIDROLÓGICO .....	18
4.1.1	A água como recurso.....	19
4.1.2	A água e os conflitos no seu uso .....	23
4.2	MONITORAMENTO .....	31
4.2.1	Monitoramento da qualidade da água e a gestão dos recursos hídricos .....	32
4.2.2	Monitoramento da qualidade da água em tempo real e quase-real.....	36
4.2.3	Sensores de qualidade da água .....	43
4.2.4	Parâmetros determinados <i>in loco</i> .....	48
5	METODOLOGIA .....	52
5.1	PONTOS DE MONITORAMENTO UTILIZADOS.....	53
5.2	ANÁLISE DA ESTACIONARIEDADE DAS SÉRIES HISTÓRICAS .....	55
5.3	ANÁLISE ESPECTRAL .....	56
5.4	CURVAS DE DENSIDADE DE FREQUÊNCIA ACUMULADAS .....	60
5.5	FREQUÊNCIAS E ATRIBUTOS DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS.....	61
5.6	DETERMINAÇÃO DOS INTERVALOS DE AMOSTRAGEM .....	64
5.7	AVALIAÇÃO DE VIABILIDADE ECONÔMICA.....	66
5.7.1	Estudo de caso 1: RHNR.....	67
5.7.2	Estudo de caso 2: Resolução Conjunta ANA/ANEEL 03/2010.....	70
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	73
6.1	ESTACIONARIEDADE DAS SÉRIES HISTÓRICAS .....	73
6.2	ANÁLISE ESPECTRAL .....	79
6.3	CURVAS DE DENSIDADE DE FREQUÊNCIA ACUMULADAS .....	84
6.4	FREQUÊNCIAS E ATRIBUTOS DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS.....	88
6.5	DETERMINAÇÃO DOS INTERVALOS DE AMOSTRAGEM .....	103
6.6	AVALIAÇÃO DE VIABILIDADE ECONÔMICA.....	107
6.6.1	Estudo de caso 1: RHNR.....	107
6.6.2	Estudo de caso 2: Resolução Conjunta ANA/ANEEL 03/2010.....	111
7	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	118
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	121
	ANEXOS.....	128

## 1 INTRODUÇÃO

A maneira como o homem estabelece a sua relação com o meio ambiente pode sujeitá-lo em maior ou menor grau aos efeitos dos fenômenos da natureza, e muitas das necessidades humanas são supridas pelo uso dos recursos naturais. Essas duas constantes fizeram com que o homem, em seu processo evolutivo, desenvolvesse especial interesse em conhecer a dinâmica dos fenômenos da natureza.

Com os recursos hídricos não foi diferente. As demandas pelo uso da água fizeram com que o homem criasse e aprimorasse técnicas para monitorar a quantidade e a qualidade da água, de modo que os dados gerados pudessem embasar as decisões nas áreas de gestão, engenharia e ambiental.

Para os usos quantitativos, ou seja, aqueles que vão derivar, extrair, desviar a água de um curso ou alterar o seu regime, a disponibilidade de dados é mais farta, mesmo ainda não sendo suficiente. As redes de monitoramento pluviométrico e fluviométrico com frequência temporal diária já operam em muitos pontos no Brasil, com séries históricas representativas para um grande número de bacias hidrográficas (ANA, 2007).

Todavia, quando se trata de dados de qualidade da água, a densidade temporal disponível nos pontos onde há monitoramento é muito baixa, não fornecendo uma base sólida para o apoio à gestão do uso. Muitas vezes essa deficiência acaba forçando os órgãos do poder público a utilizar apenas critérios quantitativos para questões que envolvem a qualidade da água. Um exemplo disso são os processos de outorga de lançamento de efluentes onde, muitas vezes pela falta de dados, se considera apenas a capacidade de diluição de cargas de um determinado volume, não levando em consideração as características qualitativas daquele rio e dos processos que nele ocorrem.

Tudo isso acaba gerando uma perspectiva pessimista da gestão dos recursos hídricos, que é o gerenciamento do que não se conhece. Diante da identificação da necessidade de medidas de controle para os recursos hídricos, o caminho natural deveria ser a implementação de programas de monitoramento robustos, para com isso obter os dados necessários, suficientes e confiáveis. De posse dos dados seriam realizados estudos, e a partir destes estudos, criados métodos a serem aplicados na gestão.

Porém, não é isso que ocorre em muitos casos. Diante da identificação do problema, já se instituem ferramentas de gestão que não possuem bases para que tenham sua eficiência garantida, dificultando o controle e o conhecimento necessário para a aplicação das ferramentas. Isso gera um ciclo vicioso, onde não se controla por que não há dados, e não há dados porque não se controla.

Diante deste cenário, levanta-se uma questão: qual é o monitoramento que seria suficiente, como base de dados, para os diferentes aspectos da gestão dos recursos hídricos?

O monitoramento da qualidade da água no Brasil, em geral, é feito da forma tradicional, com coleta de amostra e análise em laboratório. Esta forma, embora possibilite um maior número de parâmetros analisados, possui uma densidade temporal baixíssima, tornando a base de dados pouco representativa.

O monitoramento da qualidade da água em tempo real (MQATR), com estações fixas em campo, apesar de gerar uma base de dados bem maior em termos de representatividade temporal, ainda não está consolidado no Brasil. No país existem poucas estações com esta forma de operação, devido ao seu alto custo, dificuldades de manutenção em longo prazo e dificuldades operacionais diversas.

Uma alternativa, que seria um meio termo entre as duas formas de monitoramento anteriormente citadas, é o monitoramento da qualidade da água em tempo quase-real (MQATQR). Esta forma de monitoramento, ainda pouco difundida, consiste na medição *in loco* dos parâmetros de qualidade da água por um operador, através de sensores móveis, e divulgação quase imediata do dado coletado, com frequência maior que a convencional e suficiente para os objetivos do programa de monitoramento em que se enquadra, podendo ainda haver uma cobertura maior em termos espaciais com apenas um equipamento de medição.

Esse monitoramento, pela possibilidade de resultar em menor custo em relação ao monitoramento em tempo real, é uma potencial opção para a geração de uma base de dados de qualidade da água mais concisa, principalmente em países em desenvolvimento, com poucos recursos destinados para o controle ambiental, e com áreas territoriais extensas que demandariam um grande número de estações para uma cobertura espacial razoável.

É nesse contexto que esta pesquisa busca avaliar uma alternativa ao monitoramento convencional e ao monitoramento em tempo real da qualidade da água, que possa ser aplicada como ferramenta de controle para os diversos instrumentos de gestão dos recursos hídricos e ambiental, seja efetiva e seja economicamente atraente.

Embora se saiba que o termo gestão de recursos hídricos seja bem abrangente, englobando as ações desenvolvidas em rios, lagos e reservatórios, para esta pesquisa foram utilizados apenas dados provenientes de pontos em rios, portanto qualquer aplicação deste estudo, como ferramentas de suporte gestão, deve ser limitada aos rios.

## **2 OBJETIVO**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

Avaliar a efetividade e o impacto econômico da utilização de uma estratégia de MQATQR como ferramenta de geração de dados de qualidade da água em um cenário de escassez de dados.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Identificar padrões de frequência nas séries históricas de dados de qualidade da água para bacias hidrográficas de diferentes características.

- Determinar intervalos de amostragem a serem aplicados em uma estratégia de monitoramento da qualidade da água em tempo quase real.

- Avaliar a viabilidade econômica da implantação de uma estratégia de monitoramento da qualidade da água em tempo quase real.

## **3 ORGANIZAÇÃO DO TRABALHO**

Para atender aos objetivos, esta tese está organizada da seguinte forma:

- Item 4 - Revisão bibliográfica sobre as demandas por monitoramento hidrológico, formas de monitoramento, com enfoque na qualidade da água, e estratégias de monitoramento de alta resolução temporal.

- Item 5 - Metodologia, descrevendo como se procedeu a análise de séries históricas de qualidade da água de alta resolução temporal para a identificação de padrões de frequência, como estes padrões foram transformados em intervalos de amostragem e, através de dois estudos de caso, como avaliar economicamente a aplicação de uma estratégia de MQATQR.

- Item 6 - Resultados e discussão, contendo observações em torno dos resultados obtidos nas etapas metodológicas, até a determinação dos intervalos de amostragem, e as comparações realizadas para determinar a viabilidade econômica da estratégia.

- Item 7 – Conclusões acerca dos objetivos e recomendações para o uso da estratégia e para pesquisas futuras.

- Item 8 – Referências bibliográficas consultadas.

## 4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O monitoramento da qualidade da água tem evoluído conforme as mudanças nos aspectos das demandas por monitoramento e também com os avanços tecnológicos que possibilitaram a adaptação dos sensores às determinações *in loco*. Nesse contexto, a revisão bibliográfica desta tese está sequenciada conforme a Figura 4.1.

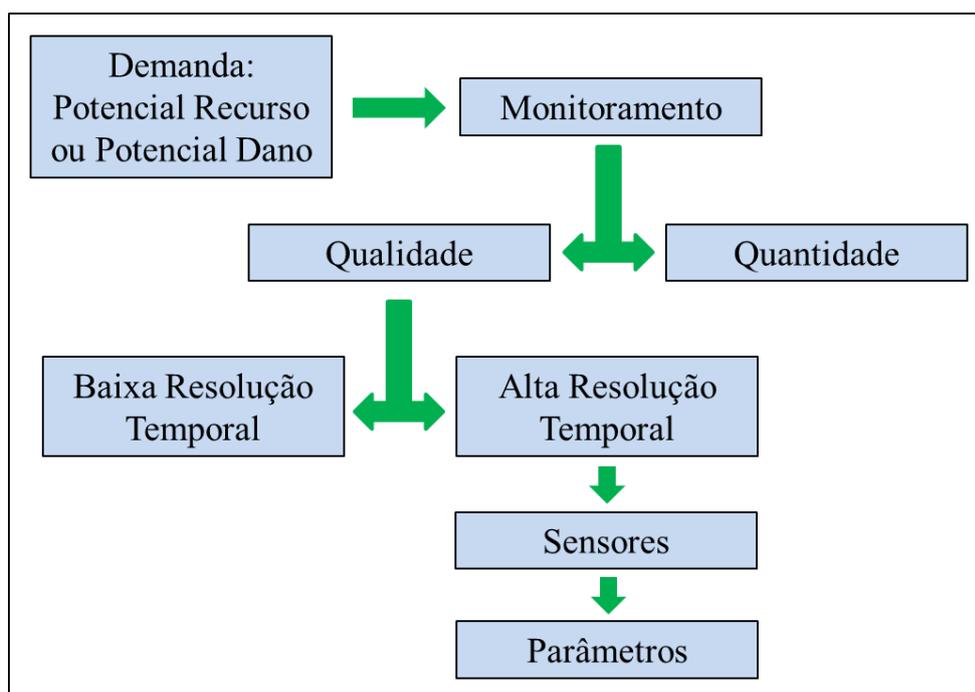


Figura 4.1 - Organização da Revisão Bibliográfica.

A seguir, em cada um dos itens são abordados os assuntos pertinentes à evolução do monitoramento da qualidade da água, traçando um paralelo das tecnologias, métodos e processos que são utilizados para esse fim no Brasil e no mundo.

### 4.1 DEMANDA POR MONITORAMENTO HIDROLÓGICO

Conhecer o comportamento de determinado fenômeno na natureza é sempre necessário quando se tem algum interesse em relação a este fenômeno. Esse interesse geralmente tem a origem no potencial desse fenômeno trazer um benefício ou provocar um dano.

Tratando-se de recursos hídricos, as principais motivações de se conhecer a dinâmica dos parâmetros envolvidos no ciclo da água são econômicas, como no setor hidrelétrico e de abastecimento (MAGALHÃES JUNIOR, 2000). Mas com a evolução das políticas de proteção do meio ambiente, sistemas de monitoramento já estão sendo planejados para a prevenção de

danos ambientais e têm se tornado ferramentas fundamentais na minimização de riscos potenciais de poluição dos recursos hídricos (DI BLASI et al, 2013).

Para conhecer um pouco melhor as demandas que geram os dados existentes atualmente, será feita a seguir uma abordagem sobre os principais interesses que motivam a implantação de sistemas de monitoramento.

#### 4.1.1 A água como recurso

Na atualidade praticamente não existe processo produtivo natural ou antropogênico que dispense a utilização da água. O que vai variar entre esses processos é a forma com que se faz o uso dessa água em cada um deles.

Quando se analisa pelo viés da gestão, os usos da água podem ser consuntivos e não consuntivos (LANNA, 1993). Os usos consuntivos são aqueles que derivam água, reduzindo a vazão ou o volume na seção de derivação. É o caso de abastecimentos urbanos e rurais, da dessedentação de animais, da irrigação e de processos industriais que utilizam a água como insumo.

Já os usos não-consuntivos são aqueles onde não existe derivação ou redução de volume, e se existe, há o retorno da quase totalidade do volume derivado, embora com alterações no padrão temporal da disponibilidade volumétrica bem como dos padrões de qualidade (CRUZ, 2001). A geração energética, a piscicultura, a navegação, a preservação ambiental e a diluição de poluentes são exemplos deste tipo de uso.

Independentemente do tipo de uso, a água acaba assumindo um papel fundamental na economia, pois serve de matéria prima, insumo no processo produtivo e até meio de escoamento da produção. Portanto, pode-se dizer que ela assume um valor econômico, e é principalmente esse valor econômico que cria a necessidade de conhecer a dimensão desse recurso, seja em termos quantitativos ou qualitativos. E um dos setores econômicos que foi pioneiro no Brasil, em termos de monitoramento hidrológico, foi o setor hidrelétrico.

O crescimento econômico do país, junto com todos os benefícios inerentes, traz uma demanda cada vez maior por energia, necessária em praticamente todos os setores da produção e do consumo. Para se ter ideia, o Brasil precisa, a cada ano, um acréscimo de 5 mil Megawatts (MW) em sua matriz energética para atender a este crescimento (LEME, 2009). Tratando-se mais especificamente de energia elétrica, aproximadamente 62% é advinda de aproveitamentos hidrelétricos (ANEEL, 2015), caracterizando uma importância fundamental desta forma de geração (Figura 4.2).

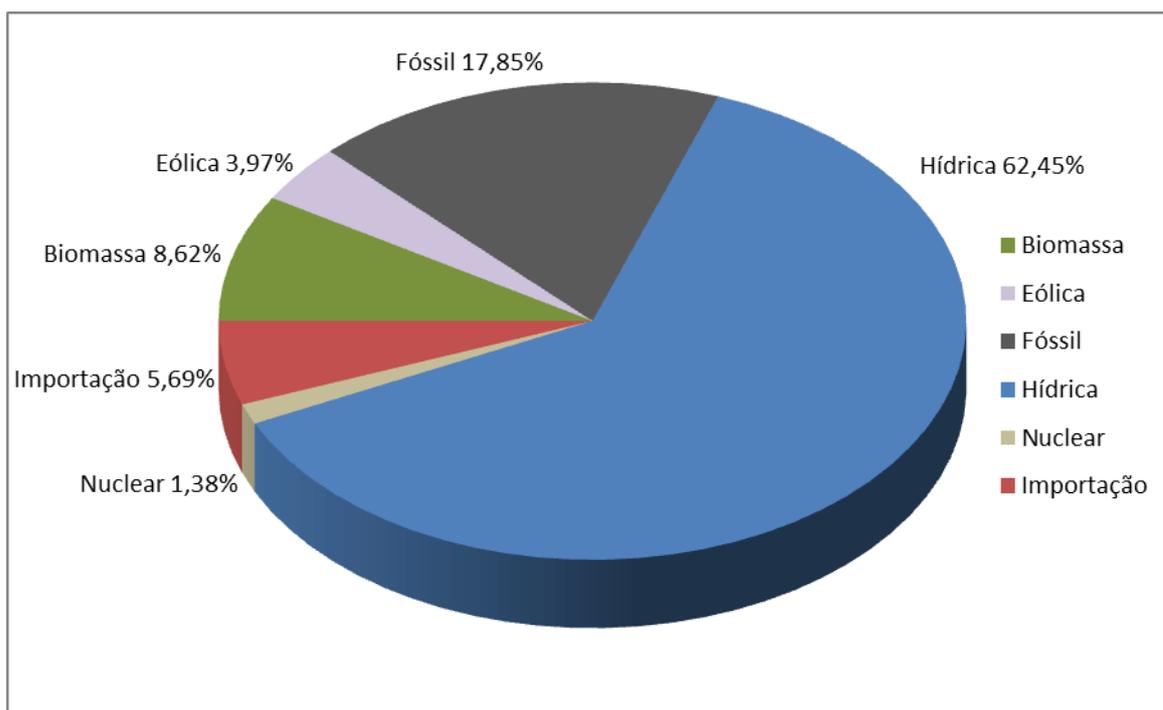


Figura 4.2 - Matriz de energia elétrica brasileira atualizada em março de 2015.

Fonte: ANEEL, 2015.

Sendo essa forma de geração de energia a mais utilizada e difundida aqui no Brasil, a cada dia aparecem novas obras de usinas hidrelétricas. As usinas que vêm sendo construídas são dos mais diversos portes e formatos, como as grandes de Jirau e Santo Antônio, em Rondônia, até pequenas centrais hidrelétricas, como a PCH Bela União, no Rio Grande do Sul e a PCH Salto Góes, em Santa Catarina (SILVA, 2012).

Essa constante evolução do setor hidrelétrico foi o grande impulsionador do monitoramento hidrológico no Brasil. Para se avaliar a viabilidade econômica de um empreendimento hidrelétrico, dimensionar as estruturas hidráulicas, e operar o sistema depois de pronto, é fundamental o conhecimento das variáveis hidrológicas.

Durante muito tempo, até a criação da Agência Nacional das Águas, o maior gestor de informação hidrológica foi um órgão do setor hidrelétrico. Primeiramente, a gestão da rede hidrometeorológica nacional ficava a cargo do Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica (DNAEE). Posteriormente foi criada a Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) através da Lei nº 9.427 de 26 de dezembro de 1996, que também disciplina o regime das concessões de serviços públicos de energia elétrica no país, e foi constituída em 06/10/97. Esta agência assumiu as funções do extinto DNAEE (MAGALHÃES JUNIOR, 2000).

Essa sucessão na gestão da informação hidrológica denota a íntima ligação entre o setor hidrelétrico e a geração de informação hidrológica no Brasil. Somente com a criação da Agência Nacional das Águas (ANA), em 2000, a gestão da maior parte da informação hidrológica nacional deixou de estar diretamente ligada ao setor hidrelétrico.

Outro setor da economia que demanda informações hidrológicas é o setor agrícola. Além de informações climatológicas, que são indispensáveis em todas as culturas, informações de disponibilidade hídrica são fundamentais para as culturas irrigadas. Segundo Magalhães Junior (2000), em números absolutos, as estações de monitoramento do setor de irrigação representam 1/3 das estações do setor energético.

Dentre as instituições ligadas ao setor agrícola que fazem a gestão e operação de redes de monitoramento, pode-se destacar o INMET, ligado ao Ministério da Agricultura, com estações de monitoramento voltadas a previsão meteorológica e a CODEVASF, que faz o monitoramento no vale do Rio São Francisco e afluentes, com objetivo principal de aproveitamento para fins agrícolas e agroindustriais (MAGALHÃES JUNIOR, 2000).

Um apanhado das principais instituições responsáveis pelo monitoramento da água no Brasil e os respectivos setores atendidos pode ser visto na Quadro 4.1.

Outro uso que demanda uma disponibilidade hídrica e que atribui um valor econômico a água é a diluição de efluentes. Os setores industrial e de saneamento são os principais usuários nessa categoria.

Embora nessa modalidade a água não entre no processo como insumo ou matéria prima, ela acaba assumindo valor econômico por servir de meio para a externalização do custo ambiental do empreendedor, em detrimento da eficiência no tratamento dos efluentes.

Esse tipo de utilização da água ainda é motivo de debate. Em Israel, por exemplo, esta prática é proibida. Já a legislação brasileira segue a tendência de países como França, Hungria, Holanda, Japão e Inglaterra, onde a emissão de poluentes está vinculada a emissão de outorga, que tem a finalidade de controlar os possíveis impactos dessa prática (CUNHA et al, 1980).

Nesse contexto que está o Brasil, os usos para diluição de poluentes devem respeitar objetivos de máximo de concentração no corpo hídrico, e por essa razão, são utilizadas vazões de referência para emissão de permissões, buscando evitar lançamentos que possam deteriorar a qualidade da água em épocas de estiagem. Em geral, os critérios utilizados tendem a ser conservadores, para que os usuários tenham uma garantia elevada de suprimento ou de manutenção da qualidade (CRUZ, 2001).

<b>Instituição</b>	<b>Dados monitorados</b>	<b>Principais setores enfocados</b>
ANA – Agência Nacional das Águas/Ministério de Meio Ambiente	Hidrometeorológicos (pluviométricos, fluviométricos, sedimentométricos e dados de qualidade das águas);	Usos múltiplos da água.
ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica/Ministério de Minas e Energia	Hidrometeorológicos (pluviométricos, fluviométricos, sedimentométricos e dados de qualidade das águas)	Energia hídrica
CPRM – Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais/Ministério de Minas e Energia	Vazões, nível e dados de qualidade de águas superficiais e subterrâneas.	Usos múltiplos da água.
INMET – Instituto Nacional de Meteorologia/Ministério da Agricultura e do Abastecimento	Dados meteorológicos.	Usos múltiplos.
INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais/Ministério da Ciência e Tecnologia.	Dados meteorológicos.	Previsão do tempo e clima.
EMBRAPA – Empresa Brasileira de Agropecuária/Ministério de Agricultura e Abastecimento	Dados meteorológicos.	Uso agrícola.
CODEVASF – Companhia de Desenvolvimento do Vale do São Francisco – Ministério da Integração Nacional.	Dados climatológicos e fluviométricos. Monitoramento da qualidade das águas.	Uso agrícola e abastecimento doméstico.
IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente/MMA.	Parâmetros de qualidade das águas.	Conservação da biodiversidade.
CEMADEN – Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais	Monitoramento Hidrometeorológico.	Desastres Naturais.

Quadro 4.1 - Ações de Monitoramento no Brasil e instituições responsáveis.

(Fonte: Adaptado de Magalhães Junior, 2000)

Porém, a outorga para diluição de efluentes está baseada principalmente em aspectos quantitativos, muitas vezes não levando em conta a situação qualitativa do curso d'água. Isso se deve muito a falta de dados de qualidade com escala espacial e temporal adequadas, e a consequente falta de critérios e metodologias que contemplem mais especificamente este aspecto.

Diante desse quadro, surgem muitos episódios de poluição excessiva das águas, e consequente impacto ambiental associado, caracterizando outra demanda por monitoramento que não está ligada aos benefícios econômicos que a água pode trazer, mas sim aos prejuízos advindos da sua má utilização como recurso.

#### 4.1.2 A água e os conflitos no seu uso

As atividades antrópicas exercem cada vez mais pressão sobre os recursos hídricos, tanto em termos qualitativos como em quantitativos. Em paralelo, a necessidade de água em condições de consumo é uma demanda também crescente, em virtude do aumento da população mundial.

Estima-se que no mundo cerca de um bilhão de pessoas não tenham acesso à água de boa qualidade. Enquanto isso nos BRICS, por exemplo, grupo formado por Brasil, Rússia, Índia, China e África do Sul, o uso de água pelas indústrias, setor que é um dos maiores poluidores dos recursos hídricos, deve subir entre 7 e 22 % até 2050 (UNESCO, 2012).

Juntamente com as dificuldades existentes acerca da qualidade das águas, na atualidade temos diversos registros de eventos extremos, como inundações e secas, que trazem prejuízos econômicos e perdas de vidas (BRASIL, 2007).

E esses eventos foram, durante muito tempo, as principais demandas de monitoramento hidrológico que não estavam diretamente ligadas aos benefícios na utilização da água como recurso.

Segundo estatísticas da Organização Meteorológica Mundial (ASKEW, 1997), 54% dos danos significativos, 65% das pessoas afetadas e 29% das mortes provocadas por desastres naturais são devidas a inundações ou estiagens. Isso tudo caracteriza uma grande demanda por monitoramento hidrológico, como medida não estrutural para mitigação de impactos.

Uma ferramenta muito utilizada no mundo para prevenção de danos ligados a eventos de cheias extremos são os sistemas de alerta hidrológico. Conforme Krzysztofowicz (1993), os sistemas de alerta são compostos basicamente por três módulos, que funcionam em sequência: monitoramento, previsão e decisão.

Aqui no Brasil, o primeiro sistema de alerta foi implantado em 1976, na região metropolitana de São Paulo, após fortes chuvas ocorridas nos dias 28 e 29 de janeiro do mesmo ano, que provocaram a elevação dos níveis de água no reservatório de Guarapiranga a níveis considerados perigosos (NAKAE & BIANCHINI, 1978 apud CONDE et al., 2009).

Desde então, diversos sistemas de alerta contra inundações vêm sendo implantados no Brasil, atendendo a uma demanda de monitoramento hidrológico específica, diferente das demandas mais usuais advindas dos setores econômicos usuários da água.

Durante muito tempo a preocupação com a manutenção da qualidade da água foi restrita a poucos grupos, pois as reservas eram maiores que as demandas quantitativas e de capacidade de depuração dos rios (CRUZ, 2001). Nesse período, o único perigo eminente que a água

poderia trazer eram as inundações, enchentes e enxurradas que, como foi visto, exigiram a implantação de sistemas de monitoramento específicos para este fim.

Porém com o crescimento urbano e desenvolvimento industrial acelerado, os problemas ligados à qualidade da água começaram a ser pauta de discussão não somente de grupos ambientais, mas sim de toda a sociedade.

A China é um exemplo típico desta situação. A rápida industrialização e o crescimento populacional são as principais razões para a contínua ocorrência de casos de poluição das águas. Alguns exemplos destas ocorrências são a explosão na planta de processamento de petróleo, em Jihua, a montante do Rio Songhua na província de Jilin em novembro de 2005 (HU, 2009), e o derramamento de cádmio, que contaminou mais de 100 km do Rio Longjiang, na região de Guangxi sudoeste da China, em janeiro de 2012. Com isso, o governo chinês tem investido em sistemas de alerta de qualidade da água em cidades que ficam situadas a jusante de trechos de rio vulneráveis à poluição e que dependem destes rios para abastecimento (LEVINE et al., 2014).

No Brasil, segundo dados divulgados pelo IBGE (2012) na publicação “Indicadores de Desenvolvimento Sustentável”, com metodologia que classificava os rios quanto a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e quanto ao Índice de Qualidade das Águas (IQA), foram listados os rios em piores condições de qualidade das águas. São eles por ordem decrescente de degradação: Rio Tietê, Rio Iguaçu, Rio Ipojuca, Rio dos Sinos, Rio Gravataí, Rio das Velhas, Rio Capibaribe, Rio Caí, Rio Paraíba do Sul e Rio Doce.

Destes 10 rios listados, 3 estão no Rio Grande do Sul, o que mostra uma fragilidade do estado na gestão da qualidade da água e a falta de políticas públicas efetivas voltadas para esse fim.

A principal causa dos constantes episódios de concentrações de poluentes além das permitidas, são os lançamentos de efluentes de origem industrial e lançamentos de esgotos não tratados.

Quando acontecem esses lançamentos, o corpo hídrico que recebe a carga vai passar por um processo denominado autodepuração, onde há um consumo de oxigênio dissolvido (OD), através da oxidação química e, principalmente, bioquímica, via respiração dos microorganismos (VALENTE et al., 1997).

Braga et al. (2002) complementa que esse processo de autodepuração depende de processos físicos (diluição, sedimentação), químicos (oxidação) e bioquímicos (oxidação da matéria orgânica por microorganismos heterotróficos). Os autores ressaltam ainda que os compostos orgânicos bioresistentes e os compostos inorgânicos, como os metais pesados, não são afetados por esse processo.

Portanto, quando uma carga de esgotos supera a capacidade de autodepuração dos rios, este fica sem oxigênio, impedindo a vida de peixes e outros organismos, que morrem por asfixia. Logo, a poluição orgânica de um curso d'água pode ser avaliada tanto pelo decréscimo de concentração de OD, quanto pela concentração de matéria orgânica e sua dependência de oxigênio para degradação.

Embora o OD não seja o único indicador de qualidade da água, é um dos mais utilizados, pois está diretamente relacionado com a sobrevivência de espécies aquáticas em um determinado ecossistema. A quantidade necessária de OD para as espécies é variável, algumas necessitam de 2 mg/l, outras mais exigentes necessitam do dobro para se manterem vivas (BRAGA et al., 2002).

Então o conhecimento do fenômeno da autodepuração dos rios é fundamental para que estes sejam usados na assimilação de efluentes, sem que haja prejuízos ambientais. Contudo, Von Sperling (1996) cita que este uso deve ser feito com parcimônia e de acordo com critérios técnicos seguros e bem definidos, sendo utilizada essa possibilidade até um ponto aceitável e não prejudicial.

A legislação brasileira contempla essa utilização. Conforme o CONAMA (2005), é permitido utilizar a capacidade de autodepuração do corpo receptor na complementação ao tratamento de efluentes, mesmo com os limites de DBO estabelecidos para as águas doces de classes 2 e 3 sendo ultrapassados, desde que se demonstre que as concentrações mínimas de oxigênio dissolvido serão mantidas nas condições de vazão de referência nos trechos a jusante do lançamento.

Diante de um lançamento, os níveis de oxigênio dissolvido serão variáveis no decorrer do perfil longitudinal do rio. Os processos de degradação da matéria são os responsáveis por essa variação. Especialmente, o processo de depuração se divide em quatro compartimentos ou zonas, como pode ser visto na Figura 4.3.

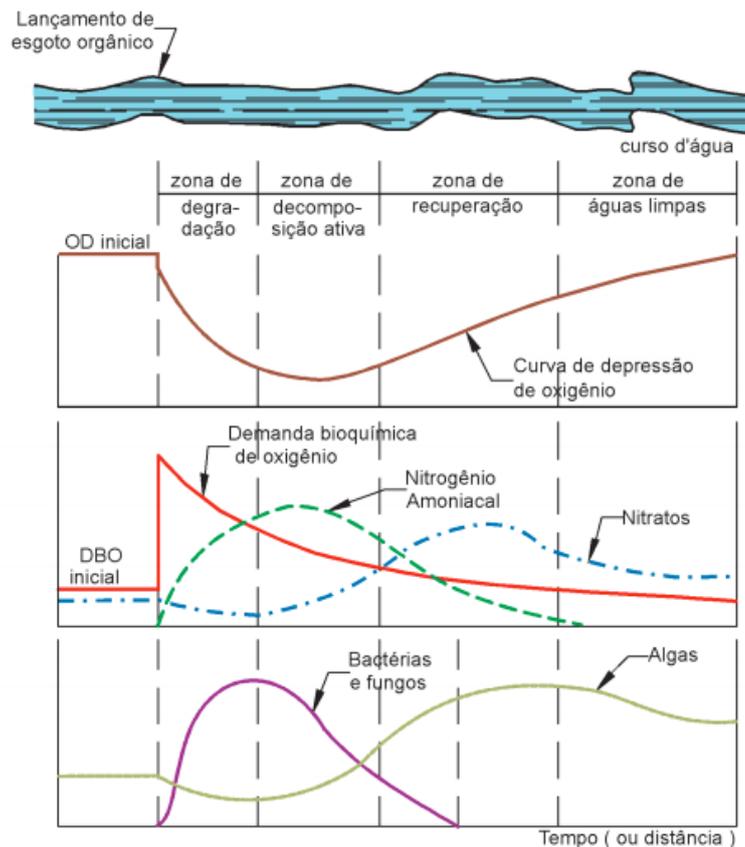


Figura 4.3- Consequências do lançamento de carga orgânica em um curso d'água.

Fonte: MOTA, 1995.

Conforme Von Sperling (1996), estas zonas podem ser descritas da seguinte forma:

#### 1ª Zona: Degradação

Com início imediatamente após o ponto de lançamento. Tem alta concentração de matéria orgânica em estágio complexo, mas com alto potencial de decomposição.

#### 2ª Zona: Decomposição Ativa

Após a fase inicial, onde começa a ser observado o desequilíbrio daquele ecossistema, este começa a se organizar, com os microrganismos assumindo as suas funções, na decomposição ativa da matéria orgânica. Nesta zona, o oxigênio dissolvido atinge a sua menor concentração, podendo ser totalmente consumido pelos microrganismos dependendo da relação entre o lançamento e as condições iniciais do rio em termos de vazão e quantidade.

#### 3ª Zona: Recuperação

A água já se encontra mais clara e sua aparência geral apresenta-se bastante melhorada. Grande parte da matéria orgânica já foi transformada em compostos inertes e se encontra estabilizada, reduzindo o consumo de oxigênio demandado pela respiração bacteriana. Paralelamente, acontece introdução de oxigênio atmosférico na massa líquida, através de

turbulência e difusão molecular. Isso eleva os níveis de oxigênio, mudando a flora e fauna aquática a partir deste trecho.

#### 4ª Zona: Águas Limpas

A condição das águas fica muito próxima de como era anteriormente ao lançamento do poluente em relação ao oxigênio dissolvido, à matéria orgânica e aos teores de bactéria e organismos patogênicos. Devido à mineralização ocorrida até essa fase do processo, as águas são mais ricas em nutrientes do que antes da poluição, ocorrendo uma maior produção de algas. A diversidade de espécies é grande, o ecossistema encontra-se estável e a comunidade tende a atingir novamente o clímax.

Dessas quatro zonas, a mais preocupante, em termos de concentrações de oxigênio dissolvido, é a zona de decomposição ativa. É neste compartimento que os níveis de OD ficam mais baixos, e se forem menores do que os necessários, para a manutenção das espécies, ocorrerão episódios de mortandade de peixes.

Os peixes são as sentinelas de alterações da qualidade da água devido a sua relevância nos diversos ecossistemas e a sua sensibilidade à vários fatores de stress e à exposição a produtos tóxicos (ZHENG et al, 2014).

Segundo CETESB (2013), que fez um levantamento dos episódios de mortandade de peixes e os separou por tipo de atividade predominante na bacia, o setor industrial é o grande responsável pela maioria dos episódios (Figura 4.4).

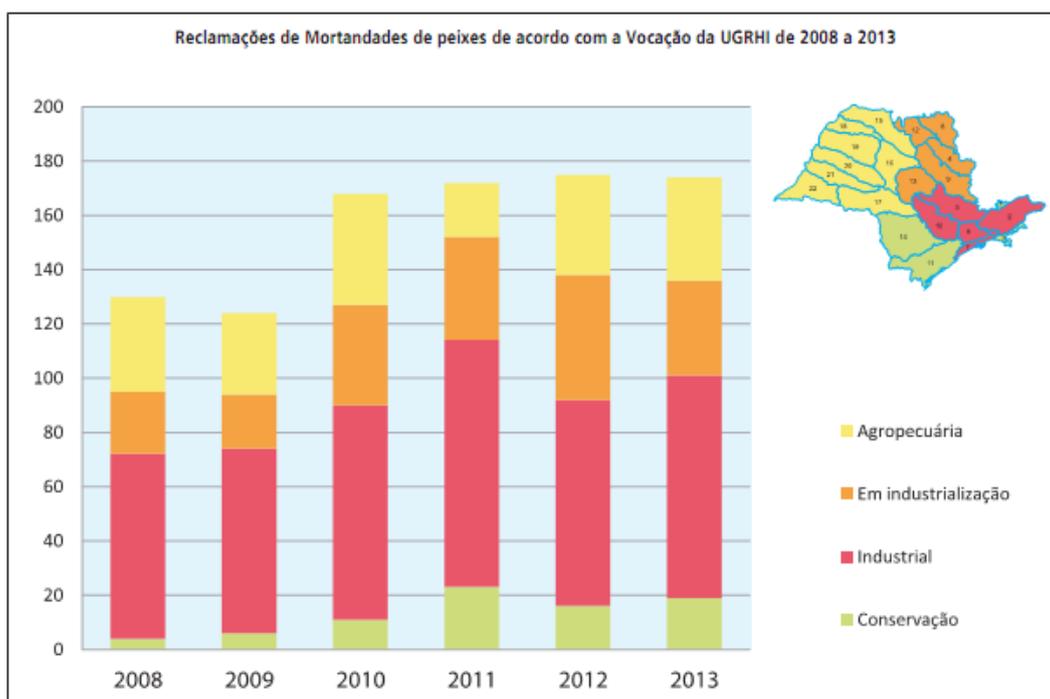


Figura 4.4 - Registros de mortandade de peixes de 2008 a 2013 no estado de São Paulo.

Fonte: CETESB, 2013.

Esses números evidenciam uma necessidade de políticas de controle, que incluam monitoramento específico para os lançamentos provenientes desse setor. A implantação dessas políticas é reforçada pela maior facilidade de controlar cargas pontuais, que é o caso do setor industrial, diferentemente da dificuldade de controlar cargas difusas, como acontece no setor agropecuário.

Ainda quanto às causas das mortandades registradas no estado de São Paulo pela CETESB, a baixa concentração de oxigênio está entre as causas mais frequentes (Figura 4.5).

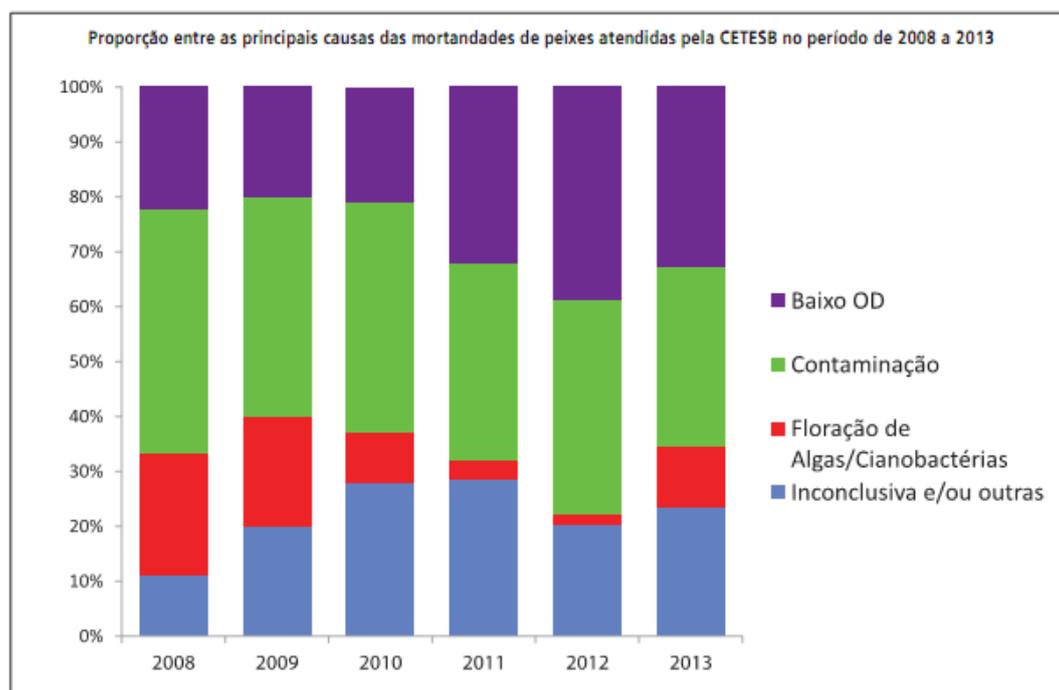


Figura 4.5 - Proporção entre as principais causas das ocorrências de mortandade de peixes no período de 2008 a 2013 no estado de São Paulo.

Fonte: CETESB, 2013.

Assim como em São Paulo, os registros de episódios de mortandade de peixes são muito comuns em zonas densamente industrializadas. No Rio Grande do Sul, um exemplo disso é o Rio dos Sinos, situado na região metropolitana, e que tem registros frequentes de mortandade de peixes nos trechos onde ocorrem lançamentos de efluentes industriais (FEPAM, 2007).

Os problemas decorrentes da qualidade das águas não necessariamente serão consequências de lançamentos de cargas de poluentes. Alterações no regime e no fluxo das águas podem trazer consequências na qualidade de um curso hídrico. Isso é observado na retirada de água para usos consuntivos como a irrigação, que reduz a vazão e diminui a capacidade de diluição de cargas de um rio (FRITZONS et al, 2003), e em usos não consuntivos

que alteram o regime hidrológico, sendo as usinas hidrelétricas os principais exemplos (O'FLYNN et al, 2010).

De modo geral, a construção de qualquer tipo de aproveitamento hidrelétrico pode causar alterações no regime hidrológico, temperatura da água, transporte de nutrientes e sedimentos, alimentação de deltas e bloqueio na migração de peixes (POSTEL & CARPENTER, 1997).

Em se tratando das usinas de acumulação, os principais impactos são causados pelos grandes reservatórios gerados que, conforme SOUZA (2009) alteram o período de ocorrência de eventos de cheias, desconectando rios em suas direções longitudinal e lateral na cheia, e conectando além do usual na estiagem, pela regularização. No Brasil, existe uma tendência de mudança da opção por usinas de acumulação, que criam grandes reservatórios com grandes áreas alagadas, para a opção por usinas a “fio d’água”, com reservatórios menores, com bem menos área alagada (TUCCI, 2011).

Por outro lado, esta tendência tem sido muito discutida, pelo fato de reduzir a garantia de geração, demandando um maior número de usinas (CHIPP, 2011). Agora no âmbito das usinas que operam a “fio d’água”, existem as que fazem a geração no “pé da barragem”, com a casa de força acoplada ao barramento, e tendo a água vertida e turbinada juntas imediatamente após o barramento; e as que fazem a geração utilizando um trecho de vazão reduzida (TVR), onde a casa de força principal não está junto ao barramento.

Neste último caso, como pode ser visto na Figura 4.6, parte da vazão é liberada para o TVR e parte é turbinada, sendo esta última conduzida por túneis ou canais de adução até a casa de força, e na sequência somada à descarga escoada pelo TVR, quilômetros após.



Figura 4.6 - Escoamento em aproveitamento com TVR e a divisão da vazão afluente em decorrência da implantação de usina hidrelétrica.

Fonte: Cruz et al (2010)

O principal impacto neste formato de usina é a criação de um “curto-circuito” no rio para aproveitar o declive topográfico natural, desconectando o rio longitudinalmente e alterando o regime no TVR (SOUZA, 2009). Porém, quanto maior o TVR, maior os impactos associados. Se no TVR existir uma contribuição significativa de carga orgânica, a vazão que está sendo mantida pela efluência da barragem poderá não ser suficiente para promover a diluição e manter os níveis de qualidade dentro do padrão aceitável na legislação vigente, o que se caracteriza como um impacto no que se refere a qualidade da água.

No entanto as contribuições ao longo do TVR podem ser vistas como uma vantagem, pois de acordo com Benda (2004), os efeitos de confluência podem mitigar os impactos de um barramento, pois contribuintes com vazões significativas podem reduzir os efeitos da supressão de vazões para as turbinas. Mas isto pode se caracterizar como uma desvantagem se as contribuições no percurso do TVR vierem com excesso de carga poluente, como é o caso da UHE Monte Claro, no Rio das Antas, cujo afluente do TVR traz o esgoto não tratado de parte da cidade de Bento Gonçalves-RS (CRUZ et al, 2006).

Silva (2012) faz uma reflexão sobre como diferenças nos tamanhos dos TVR's e áreas contribuintes podem pesar no balanço final do impacto desta formatação de aproveitamento hidrelétrico. No Quadro 4.2 são comparadas as UHE Passo do São João e o projeto da UHE Belo Monte, que tem sido foco de discussões quanto ao seu licenciamento.

<b>Característica</b>	<b>UHE Belo Monte</b>	<b>UHE Passo do São João</b>
Curso D'água	Rio Xingú	Rio Ijuí
Potência	11.180 MW	77 MW
Área de Drenagem	449.748 km <sup>2</sup>	10.128 km <sup>2</sup>
Área de Alague	440 km <sup>2</sup>	20 km <sup>2</sup>
Comprimento do TVR	100 km	4 km
Área Incremental ao TVR	31.717 km <sup>2</sup>	58 km <sup>2</sup>

Quadro 4.2 - Comparativo entre as características da UHE PSJ e da UHE Belo Monte.

Fonte: LEME (2009), ELETROSUL (2011).

Todas essas alterações que ocorrem nos cursos d'água necessitam ser conhecidas, para que sejam feitos estudos, e desenvolvidos métodos a serem aplicados na gestão, de modo que diminuam os efeitos negativos sobre os diversos usuários. A forma mais adequada de se conhecer as alterações é o monitoramento, sempre projetado e operado a fim de suprir a necessidade de informação para a demanda por monitoramento que venha a atender.

## 4.2 MONITORAMENTO

A evolução do monitoramento sempre acompanhou a evolução dos setores que demandaram os dados hidrológicos. Enquanto cresciam as cidades e as indústrias, crescia a demanda por energia. Conseqüentemente, o crescimento no número de estações pluviométricas e fluviométricas acompanhou a expansão da geração hidrelétrica no Brasil (MAGALHÃES JUNIOR, 2000).

Assim também foi com a agricultura. O aumento da população demandou maior produtividade agrícola, que por sua vez demandou mais água como insumo. Isso fez com que fossem desenvolvidas novas formas de monitoramento hidrológico.

Como as demandas mais tardias foram às ligadas ao setor de meio ambiente, algumas formas de monitoramento demoraram a ser implantadas e ainda enfrentam uma série de obstáculos para a sua efetividade. O monitoramento da qualidade da água é um exemplo típico deste fato.

Conforme levantamento da ANA (2007), que mostra a evolução da rede hidrometeorológica nacional, as primeiras estações de monitoramento pluviométrico e fluviométrico são da década de 1900, enquanto o monitoramento de qualidade da água só foi iniciado na década de 1970. No Quadro 4.3 é possível identificar melhor como se deu a evolução do monitoramento hidrológico no Brasil.

<b>Tipo</b>	1900	1910	1920	1930	1940	1950	1960	1970	1980	1990	2000
Pluviométrica											
Fluviométrica											
Telem.Quanti											
Alerta Quanti											
Qualidade											
Sedimento											
Telem.Quali											
Alerta Quali											

Quadro 4.3 - Evolução do monitoramento hidrológico no Brasil.

Fonte: adaptado de ANA (2007).

A diferença entre a evolução do monitoramento qualitativo e quantitativo das águas é nítida. Contudo, a legislação sobre recursos hídricos não contemplou plenamente essa diferença na evolução dos diferentes monitoramentos, e acaba sendo pouco efetiva em termos de ferramentas de controle da qualidade da água.

Para detalhar quais são as formas de monitoramento da qualidade da água existentes, a evolução das tecnologias e as perspectivas para o futuro, a seguir será feita uma revisão sobre o monitoramento da qualidade da água.

#### 4.2.1 Monitoramento da qualidade da água e a gestão dos recursos hídricos

A Lei Federal nº 9433 de 1997 tem o monitoramento da qualidade da água como pano de fundo em alguns de seus instrumentos, e podemos verificar essa relação mais proeminente no Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos, nos Planos de Recursos Hídricos e no Enquadramento dos Corpos de Água.

Esta lei, em seu artigo nº 27, traz os objetivos do Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos, sendo um deles “reunir, dar consistência e divulgar os dados e informações sobre a situação qualitativa e quantitativa dos recursos hídricos no Brasil”, já incorporando o monitoramento da qualidade da água a este instrumento.

Tundisi (2013) reforça que a gestão integrada dos recursos hídricos só é consolidada quando são feitas intervenções técnicas no desenvolvimento de banco de dados, sistemas de informação e no monitoramento em si, e estas intervenções darão fundamentação para os tomadores de decisão nos comitês de bacia.

Já quando abordamos os Planos de Recursos Hídricos, que visam orientar a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos, o monitoramento da qualidade da água entrará principalmente no diagnóstico da situação atual, importante fase para a determinação das disponibilidades e demandas a serem geridas.

De acordo com Branco e Ruiz (2015), poucos dos planos implantados no país possuem sistemas de monitoramento funcionando plenamente. E quando existem programas de monitoramento, estes não são padronizados, pois não existe um acordo científico sobre o conteúdo mínimo destes programas de monitoramento (FIORE et al., 2017).

Por último e não menos importante temos o instrumento do Enquadramento. Neste instrumento o monitoramento da qualidade da água entra ativamente na avaliação das metas, pois se uma classe é estabelecida pelo enquadramento, para que os limites dos parâmetros de qualidade sejam alcançados ou mantidos é fundamental o acompanhamento contínuo.

Cunha e Calijuri (2010), que estabeleceram metodologia de suporte ao acompanhamento de incompatibilidades quanto ao atendimento do enquadramento, citam que para que a metodologia seja aprimorada, é necessária uma avaliação mais crítica quanto aos registros temporais de qualidade, principalmente no que se refere a sazonalidade.

Ainda quanto as deficiências do monitoramento da qualidade da água para suprir a avaliação de metas do enquadramento, Blasckesi et al. (2015) reforçam que o cumprimento do enquadramento depende diretamente do monitoramento contínuo dos parâmetros de qualidade de água, e no Brasil existe uma deficiência neste tipo de coleta de informações.

A avaliação da qualidade da água, importante ferramenta na gestão de recursos hídricos, passa pela obtenção de dados confiáveis. A Organização Mundial da Saúde (OMS) sugere três formas básicas para obtenção destes dados (DERISIO, 1992):

-Monitoramento: prevê o levantamento sistemático de dados em pontos de amostragem selecionados. Visa acompanhar a evolução das condições de qualidade de água ao longo do tempo;

-Vigilância: implica em uma avaliação contínua da qualidade da água. Busca detectar alterações instantâneas de modo a permitir providências imediatas para resolver ou contornar o problema;

-Estudo especial: é projetado para atender as necessidades de um estudo em particular. Geralmente é feito através de campanhas intensivas e de determinada duração.

Segundo MAGALHÃES JÚNIOR (2000), o monitoramento da qualidade da água deve ser visto como um processo essencial à implantação dos instrumentos de gestão das águas, já que permite a obtenção de informações estratégicas, acompanhamento das medidas efetivas, atualização do banco de dados e atualização das decisões. Este mesmo autor relata a importância de se ter um banco de dados como instrumento de gestão, sob pena de tentar gerenciar o que não se conhece.

Conforme define Soares (2001), o monitoramento da qualidade da água é o esforço em obter informações quantitativas das características físicas, químicas e biológicas da água através de amostragem estatística. O tipo de informação procurada depende dos objetivos da rede de monitoramento e esses objetivos variam desde a detecção de violações dos padrões de qualidade do corpo d'água até a determinação das tendências temporais da qualidade da água.

Os objetivos de um programa de monitoramento conforme Coimbra (1991) são:

- avaliação da qualidade da água e sua adequação para usos requeridos/propostos ou indicação de necessidade de estudos especiais, subsidiando a definição de projetos de recuperação da qualidade de águas residuárias e avaliação de níveis de poluição. De acordo com o uso que se pretende dar aos dados gerados, os programas de monitoramento podem ser classificados como sendo de planejamento e de controle.

- o monitoramento normalmente consiste de um programa de repetitivas observações, medidas e registros de variáveis ambientais e parâmetros operacionais.

Conforme Von Sperling (1996), os objetivos principais dos programas de monitoramento são: conhecer o corpo de água, identificar eventuais problemas, avaliar os efeitos de medidas de recuperação, verificar a conformidade da qualidade com o uso previsto,

comparar o estado atual com os padrões e recomendações vigentes e também buscar a compreensão das diversas relações de causa e efeito, muitas vezes não percebidas mediante uma simples avaliação ou comparação de resultados. Informa, ainda, que os componentes básicos de um programa de monitoramento envolvem a definição dos pontos de coleta, dos parâmetros a serem analisados e da frequência de amostragem.

O momento e a frequência de coleta das amostras devem ser definidos previamente, se o estudo visa obter uma característica média, valores máximos ou mínimos, ou a caracterização instantânea de um ponto de coleta (CETESB, 1987).

Gastaldini & Mendonça (2001) diferenciam os principais objetivos da avaliação e do monitoramento da qualidade de água, como sendo avaliação da qualidade da água a verificação do fato da qualidade ser adequada para determinados usos. Já o monitoramento é a verificação de alterações e tendências na qualidade do meio aquático e a observação da forma como este é afetado por contaminantes, atividades antrópicas e/ou processos de tratamento de efluentes. Em muitos casos, essas alterações podem afetar seriamente a qualidade da água, e se manifestam em alguns dias. É necessário, portanto, que o monitoramento tenha capacidade de detectar essas alterações, para que o alerta seja emitido e providências possam ser tomadas.

Segundo Hanisch & Freire-Nordi (2015), o monitoramento pode ser tradicional, que compreende o modo de coleta em campo com barco, com posterior análise de amostras em laboratório, ou em tempo real, com sondas fixas em campo. O Quadro 4.4 apresenta uma comparação resumida das vantagens e desvantagens dessas duas formas de monitoramento.

<b>Tipo de Monitoramento</b>	<b>Vantagens</b>	<b>Desvantagens</b>
Monitoramento Tradicional	Menor desgaste dos equipamentos, por não permanecerem em ambientes agressivos; Procedimentos e técnicas consolidados.	Monitoramento dificultado em períodos noturnos; Menor quantidade de dados coletados; Maior tempo despendido para obtenção do dado e posterior análise.
Monitoramento em Tempo Real	Obtenção de dados contínuos em intervalos reduzidos de tempo; Detecção de alterações bruscas em tempo real, possibilitando a manutenção da qualidade da água; Possibilidade de alarmes; Possibilidade de maior entendimento dos processos ambientais.	Ambiente agressivo reduz o tempo de vida dos equipamentos; Calibração e manutenção dificultadas; Necessidade de análise paralela da consistência dos dados gerados.

Quadro 4.4 - Tipos de monitoramento, vantagens e desvantagens.

(Fonte: Hanisch & Freire-Nordi, 2015)

No monitoramento tradicional, que é aquele onde se faz a coleta de amostra e envio a um laboratório para análise, há um inconveniente na amostragem, preservação e transporte até o laboratório, que é dispendiosa e, dependendo das locações, quase impossível. No monitoramento convencional, outra limitação diz respeito ao fato de que as amostragens são feitas sempre no período diurno, pela dificuldade de se coletar amostras, que exigem o uso de barco à noite. Dessa forma, oscilações que ocorrem no período noturno (as variações nictemerais) não são detectadas. Entretanto, essas variações devem ser conhecidas, pois podem, ou não, ocasionar oscilações significativas na qualidade da água.

Outro problema do monitoramento tradicional é o grande intervalo de tempo entre as amostragens, o que muitas vezes pode não dar a segurança necessária a trechos que exijam uma atenção maior em virtude de alterações decorrentes de atividades antrópicas. Além disso tem-se o fato da possível perda de confiabilidade ou aumento da incerteza nas determinações em função do transporte de amostras até um laboratório.

A utilização do monitoramento como ferramenta de controle de lançamentos no âmbito da gestão da qualidade das águas necessita de uma frequência temporal alta, e da transmissão rápida da informação, para que o tempo de tomada de decisão seja suficiente para interromper processos potencialmente danosos ao meio ambiente.

O monitoramento contínuo, ou em tempo real, da qualidade da água em rios, lagos, e reservatórios é uma prática que vem sendo introduzida em muitos países que convivem com problemas ambientais, ou mais especificamente, riscos de poluição das suas águas (AGSOLVE, 2012). Esse tipo de monitoramento permite aumentar significativamente a eficiência dos sistemas de vigilância, e em consequência reduzir os riscos sanitários, quando a água é utilizada para abastecimento, ou riscos ambientais, no caso mais geral. Este monitoramento é aquele onde o sensor responsável pela medição do parâmetro de qualidade fica fixo no campo, e os dados são enviados automaticamente através de uma estação telemétrica a uma base com um provedor que receba possibilite a visualização imediata.

A agência ambiental norte americana reforça que o uso do monitoramento em tempo real associado a medidas de controle e proteção dos recursos hídricos pode viabilizar empreendimentos em locais sujeitos a focos de poluição repentinos. (USEPA, 2001).

Existe ainda uma abordagem que entremeia esses dois tipos de monitoramento, que é o que se chama de monitoramento em “tempo quase real”, que é aquele onde o sensor não fica fixo no campo. Um operador vai até o curso d’água portando o sensor, que pode ser uma sonda multiparamétrica. Ele faz a leitura, e vai até uma base onde possa enviar esta informação a quem interessar. O tempo entre a medição e a visualização vai ser proporcional ao deslocamento do operador da margem do rio, até um local onde este tenha condições de enviar esta informação.

De uma forma geral, o monitoramento em tempo real e quase-real se assemelham quanto aos métodos de determinação, sensores utilizados e parâmetros passíveis de determinação.

#### 4.2.2 Monitoramento da qualidade da água em tempo real e quase-real

Com o crescente número de episódios envolvendo a poluição das águas além dos limites suportáveis pelos ecossistemas, vem ficando cada vez mais nítida a necessidade de detecção e resposta rápida para eventos de poluição accidental ou deliberada, evitando os potenciais danos à saúde do habitat como um todo. E a forma mais adequada para assegurar uma resposta em tempo útil é o monitoramento em tempo real (STOREY et al, 2011).

A instrumentação online para o monitoramento de parâmetros como pH, temperatura, turbidez e fluxo, por exemplo, é comumente usada como relatam Frey e Sullivan (2004).

E sendo estes dados obtidos com agilidade, são utilizados pelos operadores de sistemas de gestão, efetuando o controle de processos que incluem a conformidade com padrões regulamentados, e em alguns casos, funcionando como sistemas de alerta para detecção de contaminantes. Um sistema de alerta é composto de uma tecnologia de monitoramento, integrada a um sistema capaz de analisar e interpretar dados em tempo real (GRAYMAN et al., 2001, USEPA, 2005).

Segundo Glasgow et al (2004), o monitoramento remoto em tempo real oferece grandes vantagens sobre o monitoramento tradicional, uma vez que a coleta automática de dados e a disseminação *online* proporcionam um banco para uso e análise de todos os entes interessados. O mesmo autor ainda menciona que se entende por monitoramento em tempo real a coleta de dados por sondas com sensores, que estejam em contato com o corpo d'água, no leito ou em sua margem, e que transmitam esses dados em tempo real por satélites ou sinal de *General Packet Radio Service* (GPRS) para servidores que armazenam em um banco de dados.

Dehua et al (2012) definem que a estrutura de um sistema de monitoramento automático da qualidade da água inclui duas partes. Uma delas é o sistema de coleta de dados, e a outra parte é o centro de monitoramento. Essas são as partes físicas do sistema, que depende ainda da forma de envio da informação entre as duas partes (Figura 4.7).

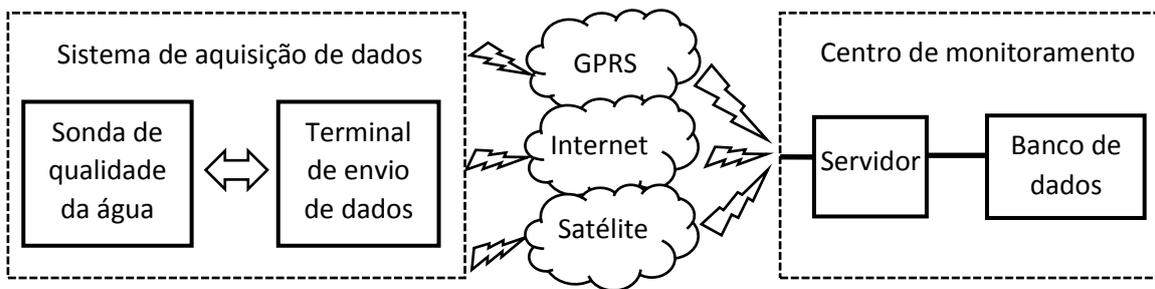


Figura 4.7 - Estrutura de um sistema de monitoramento da qualidade da água em tempo real.

(Fonte: Dehua et al, 2012)

Os sistemas de monitoramento da qualidade da água em tempo real consolidados ainda são poucos no mundo. A frente do processo de consolidação deste tipo de monitoramento está o Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS). Fundado em 1879, além de ter atribuições na área de desastres naturais, o USGS é o responsável pelas informações sobre recursos hídricos nos EUA, possuindo atualmente mais de 1.600 estações de monitoramento em tempo real (HANISCH & FREIRE-NORDI, 2015).

Toda essa expertise convergiu para a publicação do “*Guidelines and Standard Procedures for Continuous Water-Quality Monitors: Station Operation, Record Computation, and Data Reporting*”, que trouxe uma padronização dos procedimentos de instalação e operação das estações de monitoramento da qualidade da água em tempo real (WAGNER et al, 2006).

Segundo o referido guia, os principais aspectos a serem observados quando da implantação de um posto de monitoramento da qualidade são:

- Seleção do local;
- Seleção do formato de estação;
- Configuração da estação e dos sensores;
- Posicionamento dos sensores na água.

Como fruto desse intenso trabalho do USGS no MQATR, em 2000 foi criado um portal, o “*National Real Time Water Quality*”(NRTWQ), que contém a informação atualizada de cada parâmetro de todas as estações de qualidade da água com monitoramento em tempo real nos EUA (RASMUSSEN et al, 2014).

Nos Estados Unidos, além do monitoramento por parte do órgão responsável pelos dados hidrológicos oficiais, o USGS, existem muitos investimentos de outras instituições de pesquisa no MQATR. Glasgow et al. (2004) fez um levantamento dos principais projetos de inovação na área de MQATR nos EUA (Quadro 4.5).

<b>Local</b>	<b>Instituição</b>	<b>Estações</b>	<b>Parâmetros</b>
Rio Neuse – Carolina do Norte	CAAE – Center for Applied Aquatic Ecology	7	Meteorológicos (radiação solar incidente, temperatura do ar, umidade relativa, precipitação e velocidade e direção do vento) e hidrológicos (profundidade da coluna d'água, temperatura da água, salinidade, pH, potencial de oxi-redução, oxigênio dissolvido e turbidez).
Baía de Corpus Christi – Texas	Programa Nacional do Estuário da Baía de Corpus Christi	3	Oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, temperatura, profundidade, flúor, correntes de água, velocidade e direção do vento, temperatura do ar e pressão barométrica.
Delaware	Delaware Department of Natural Resources and Environmental Control (DNREC)	1	Clorofila a, temperatura da água e do ar, pH, oxigênio dissolvido, turbidez, nitrato/nitrito, radiação, umidade relativa, pressão barométrica, velocidade e direção do vento e precipitação.
80 km ao sul de Bermuda	National Science Foundation (NSF)	1	Correntes, temperature, condutividade, nitrate.
Florida	Florida Marine Research Institute (FMRI)	1-móvel	pH, oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade, clorofila, turbidez, nitrato, fosfato, nível, velocidade de fluxo, radiação, velocidade e direção do vento, umidade relativa, pressão barométrica e precipitação.

Quadro 4.5 - Programas de monitoramento da qualidade da água em tempo real nos EUA.

(Fonte: Glasgow et al., 2004)

No Canadá, a província de Newfoundland possui um programa de MQATR bem consolidado, ativo desde 2001. Constituído de 27 estações e uma plataforma móvel, o programa além de obter os dados, desenvolve técnicas de otimização da operação das estações, manejo e correção dos dados, além de estabelecer parcerias com entes privados interessados nos dados (GILLIS, 2011)

A Itália tem boas experiências com o MQATR. Lá as Agências Regionais de Proteção Ambiental (ARPA's) são as responsáveis pelos programas de monitoramento. Um exemplo de sucesso é o programa da ARPA da Umbria, onde existem 13 estações ativas, com o monitoramento contínuo de 6 parâmetros (NUCCI & RENZI, 2010).

Em Hong Kong, que tem águas costeiras eutrofizadas, existe um crescimento acelerado de populações de diatomáceas (Bacillariophyceae) e dinoflagelado (Dinophyceae), que conforme registros foram responsáveis pela mortandade de peixes. Para o estudo dessas

florações foram implementadas duas estações de monitoramento em tempo real em dois grandes estuários de Hong Kong (LEE et al., 2005).

Este programa de monitoramento consistia em duas partes: o monitoramento em tempo real com telemetria *online*, e o tradicional, com amostragem a cada duas semanas. Essa amostragem tradicional servia como complementação e verificação aos dados coletados em tempo real. O sistema de telemetria foi projetado para um monitoramento contínuo do oxigênio dissolvido (OD) e da dinâmica das algas durante uma floração, além de gerar um alarme sempre que fosse detectada a presença de uma floração.

Outra experiência no MQATR é a de Taiwan, em Nanwan Bay. Um sistema de monitoramento contínuo foi montado próximo de uma usina nuclear. Os parâmetros quantificados foram temperatura, condutividade, nível, pH, turbidez e oxigênio dissolvido. Os dados medidos foram transmitidos para um centro de controle no Museu Nacional de Taiwan de Biologia Marinha e Aquário via transmissão sem fio por GPRS (TEW et al., 2013).

No Brasil existem programas de MQATR, tendo alguns uma base de dados já consolidada, e em constante desenvolvimento das técnicas utilizadas. As principais iniciativas tiveram início com o monitoramento em tempo real em reservatórios, mas na atualidade já possuem estações em cursos d'água importantes em termos ambientais, econômicos e sociais.

Entre os programas existentes, pode-se destacar o sistema de monitoramento operado pelo Instituto Nacional de Ecologia, desenvolvido juntamente com o Instituto Internacional de Ecologia (IIE). O sistema consiste de três estações de monitoramento em tempo real localizadas nas represas Billings e Guarapiranga.

O sistema possui monitoramento meteorológico e uma sonda multiparâmetros com sensores de profundidade, pH, temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade, turbidez e sólidos totais dissolvidos. Os dados são armazenados e transmitidos via GPRS para um servidor de internet e para um servidor de comunicação central, que tem a função de intermediar o tráfego de dados entre o servidor da internet e a rede de telefonia celular e disponibilizar as informações ao IIE, à DERSA e à CETESB (HANISCH & FREIRE-NORDI, 2015).

Outra experiência também relatada por Hanisch & Freire-Nordi (2015) é a da SABESP, que no final dos anos 90 iniciou o monitoramento em tempo real dos reservatórios da região metropolitana de São Paulo (RMSP).

Nesse programa, as unidades de monitoramento remoto (UMR), foram instaladas nas represas de Guarapiranga, Billings, Rio Grande e Taiacupeba. A Figura 4.8 mostra a disposição das estações de monitoramento.

As UMR's realizam medições a cada 30 minutos dos parâmetros pH, temperatura, condutividade elétrica, potencial de oxi-redução, turbidez e concentração de oxigênio dissolvido. Os dados são armazenados em *dataloggers* e transmitidos via GPRS para uma central na Sabesp (TSUTIYA, 2004).

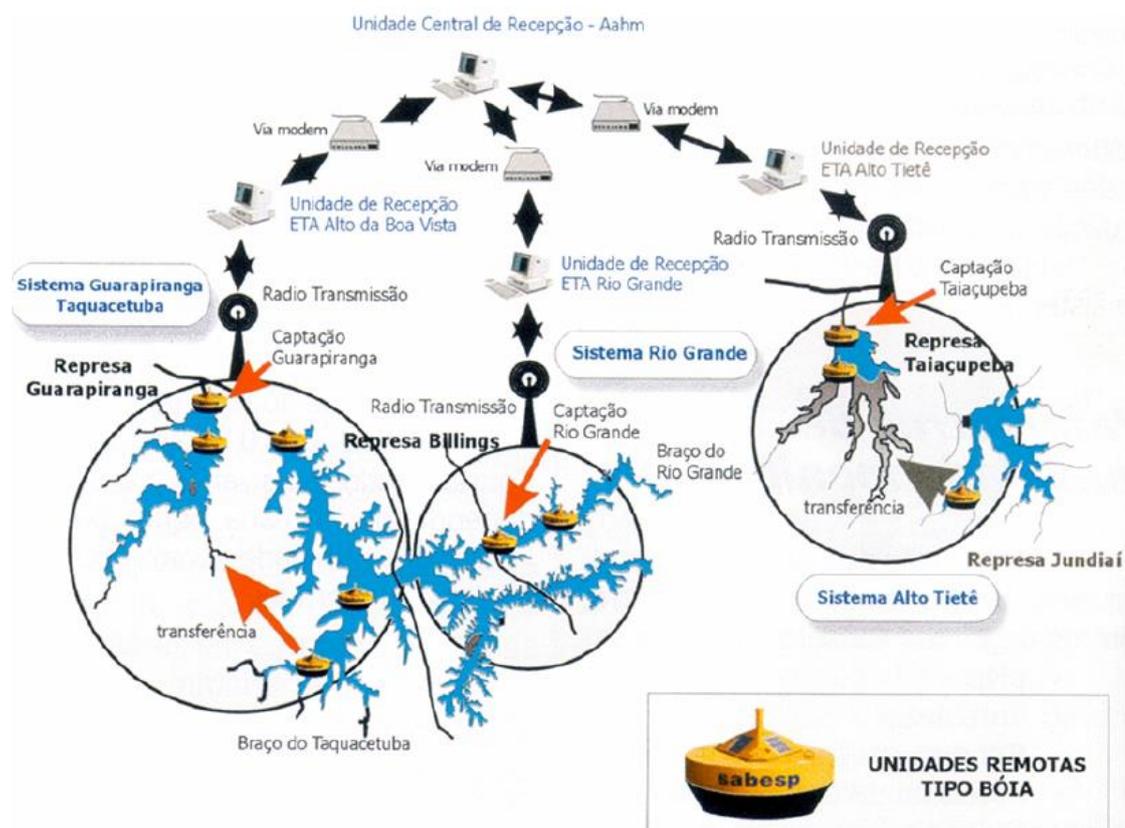


Figura 4.8 - Unidades de monitoramento remotas nos reservatórios de São Paulo.

(Fonte: Hanisch & Freire-Nordi, 2015)

A experiência de maior sucesso no MQATR no Brasil é o da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Em operação desde 1998, a rede de monitoramento automático da CETESB vem crescendo e se consolidando a cada ano. No último relatório de águas superficiais, publicado pela companhia em 2013, o número de estações ativas chegava a 12, sendo 7 em rios (4 no Rio Tietê, 1 no Rio Pinheiros, 1 no rio Piracicaba e 1 no Rio Cotia) e 5 em reservatórios (2 no Res. Billings, 1 no Res. de Guarapiranga, 1 no Res. De Águas Claras e 1 no Reservatório do Rio Grande) (CETESB, 2013).

Segundo o relatório, o objetivo da rede de monitoramento automático é o controle de fontes poluidoras domésticas e industriais, bem como o controle da qualidade da água destinada ao abastecimento público. Para isso, os parâmetros monitorados são oxigênio dissolvido, pH, temperatura, condutividade elétrica e turbidez, com uma frequência horária.

A CETESB também tem mantido esforços para consolidar o MQATR na parte paulista da bacia do Rio Paraíba do Sul. Em 2005, em convênio com o INPE em um projeto piloto, instalou três estações de monitoramento automático da qualidade da água no Paraíba do Sul (MAGINA et al, 2009). As estações mediam os parâmetros OD, condutividade, pH, temperatura da água, turbidez, além da medição do nível da água (cota) e precipitação pluviométrica.

As estações da rede de qualidade da água do Paraíba do Sul foram programadas para realizarem leituras instantâneas dos sensores a cada 10 minutos transmitir os dados para os satélites SCD do INPE a cada três horas.

Estas estações chegaram a ter sua aplicabilidade em um sistema de alerta avaliada, utilizando a extinta plataforma do SISMADEEN (Sistema de monitoramento e alerta de desastres naturais), e tinha como finalidade identificar alterações bruscas nos parâmetros de qualidade medidos (LOPES et al, 2011). Contudo, não foram mais operacionalizadas após o fim do acordo de cooperação.

No final de 2014 a CETESB iniciou novamente a implantação de estações de MQATR no Paraíba do Sul, já tendo uma estação implantada, no município de Santa Branca e a previsão de instalação de uma estação no município de Queluz (CETESB, 2015).

Linklater & Ormezi (2013) comparam as opções existentes de monitoramento em tempo real e quase-real, e fazem uma revisão sobre as tecnologias emergentes destas duas formas de monitoramento.

Ainda com o argumento do monitoramento em tempo quase real, durante o projeto “Rede Integrada de Monitoramento Semi-Automático da Qualidade da Água da Bacia do Rio Paraíba do Sul”, oito estações tinham medições diárias de quatro parâmetros de qualidade de água, utilizando sondas portáteis, duas vezes ao dia, às 7h e 17h.

Os parâmetros medidos foram: Temperatura (°C), Condutividade Elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), Oxigênio Dissolvido (mg/L) e Potencial Hidrogeniônico (pH), além de medições de nível e chuva. Após a medição, os dados eram enviados via telefonia celular para uma central de recebimento (ANA/CPRM, 2007).

Silva (2012) avalia o uso do monitoramento em tempo quase real para a gestão da qualidade da água em um trecho de vazão reduzida de uma usina hidrelétrica no Rio Grande do Sul, sugerindo a utilização do mesmo diante da impossibilidade da utilização do monitoramento em tempo real, ou em redundância a este.

Toda essa gama de projetos, tanto no Brasil como em outros países do mundo, muitas vezes acabam encontrando dificuldades em alguns aspectos técnico e operacionais. Algumas dificuldades são comuns a qualquer sistema de monitoramento, como a exposição a intempéries

e condições extremas e a vulnerabilidade a roubo e vandalismo, o que exige projetos complexos e escolha adequada do local e formato da estação.

Contudo, existem pontos específicos do MQATR a serem abordados, e muitos programas, além de promoverem o levantamento de dados, acabam se dedicando também ao desenvolvimento e melhoria das tecnologias, que ainda estão em uma situação emergente.

No que diz respeito às limitações e dificuldades na utilização de sistemas MQATR, Springer et al (2005) relatam que a qualidade dos dados está intimamente ligada a qualidade da manutenção e da calibração dos instrumentos de medição. Segundo o mesmo autor, para sua pesquisa, intervalos de calibração de 3 dias eram ideais para a qualidade dos dados, já Tew et al (2013) utilizou uma calibração a cada duas semanas, o que mostra a diversidade entre técnicas, equipamentos e operacionalidade dos sistemas.

Outro fator limitante em muitos sistemas é a energia necessária, sendo o mais crítico para a manutenção de um sistema autônomo, dependendo dos instrumentos utilizados, que em alguns casos podem chegar a um consumo de 27 kWh/mês, sendo preferidas turbinas de vento às placas solares (ISLAM et al, 2010).

Os mesmos autores, abordando outra dificuldade dos sistemas de MQATR, ainda cita que muitas vezes as anomalias detectadas são provenientes de defeitos nos sensores, e não decorrências de mudanças nas condições dos ecossistemas monitorados. Um dos subterfúgios para esta dificuldade utilizados em seu trabalho é o acompanhamento dos dados monitorados com modelos de qualidade da água, identificando assim possíveis falhas nos sensores.

A CETESB também identificou este mesmo problema de falhas nos sensores, e reforça a utilização de um sistema ou módulo que permita desencadear alertas automáticos à equipe de operação da rede de monitoramento, quando da ocorrência de uma leitura anormal (LOPES et al, 2011). Acontecendo isso, a equipe iria a campo para checar se o valor observado sugere:

- a) descalibração ou falha do sensor;
- b) erros de transmissão/recepção via satélite;
- c) variação da qualidade da água indicando despejo clandestino ou acidental.

Ainda no que diz respeito aos sensores, Islan et al (2010) citam as incrustações como um importante fator a ser considerado, pois podem influenciar significativamente o desempenho do sensor. Em seu estudo, os sensores de medição utilizavam uma plataforma robótica para que, entre os ciclos de medidas, ficassem em uma posição acima da água, evitando a formação de incrustações.

Tanto no MQATR quanto no MQATQR, os sensores de medição são a parte mais importante do sistema, por efetuar a determinação das medidas. Contudo, quando fixos em campo (MQATR) também se tornam a parte mais vulnerável, por estar em contato direto com

o meio e serem suscetíveis a intempéries. Sabendo-se desta particularidade, serão abordadas no item a seguir as especificidades dos sensores em uso na atualidade.

#### 4.2.3 Sensores de qualidade da água

Segundo Fuentes (2005), sensor é:

“um dispositivo que converte uma grandeza física de qualquer espécie em outro sinal que possa ser transmitido a um elemento indicador, para que este mostre o valor da grandeza que está sendo medida ou que seja inteligível para o elemento de comparação de um sistema de controle”.

Ainda, conforme Van Der Gaag & Volz (2008), o desenvolvimento das tecnologias de sensoriamento para a qualidade da água se concentram em três categorias:

- Biosensores: utilizam a exposição de um agente biológico a um composto alvo.
- Sensores físicos: possuem a capacidade de detecção de poluentes químicos com base em suas propriedades físicas.
- Plataformas multi-sensor: que combinam diferentes sensores convencionais (em sua maioria físicos) com tecnologias para a leitura remota e tratamento de dados.

Aliado a isso, vivemos uma época em que os avanços tecnológicos estão garantindo a capacidade de criação e desenvolvimento de novos sensores, novas tecnologias de rede e comunicação, e inúmeras possibilidades de sistemas de interpretação de dados. Existe uma grande oportunidade de utilizar esses módulos integrados, em sistemas inteligentes que forneçam subsídios para a tomada de decisão na gestão da água (O'FLYNN et al, 2010).

A maioria dos sensores existentes têm sido desenvolvidos em laboratório, sendo que muitos ainda não foram totalmente validados em campo. Segundo O'Flynn et al (2010), a validação em campo exigiria uma implantação a longo prazo, e isso ainda é confrontado com muitos desafios.

Além das dificuldades que envolvem as características de fabricação dos sensores, como a precisão, a acurácia, o intervalo de calibração necessário e o consumo de energia, existem dificuldades que estão ligadas ao meio ao qual o sensor ficará exposto.

Como o sensor costuma ficar vulnerável a intempéries e condições extremas de clima, é preciso que o equipamento possua certa robustez, para que não seja danificado ou perdido, e para que mantenha suas características originais, preservando por mais tempo as calibrações periódicas.

Um dos problemas mais comuns à maioria dos sensores, e que afetam diretamente a qualidade do dado medido são as incrustações biológicas, o chamado *biofouling* (Figura 4.9).



Figura 4.9 - Biofouling associado a condições estuarinas em um sensor de monitoramento.

(Fonte: O’Flynn et al, 2010).

Segundo O’Flynn et al (2010), os efeitos da incrustação biológica são perceptíveis já nos primeiros dias de implantação de um sistema. Estes efeitos costumam ser a necessidade de manutenções e calibração mais regulares, redução da vida útil do equipamento e introdução de um grau de erro para os dados recolhidos.

Segundo os mesmos autores, existem sensores dotados de métodos mecânicos automatizados de limpeza. Porém não são ideais em alguns casos, pois refletem em um consumo elevado de energia, que como mencionado anteriormente, é um fator limitante nos sistemas de MQATR.

Outro importante desafio na utilização dos sensores de qualidade da água são as alterações nas medições, conhecidas como *drift*. Essas alterações podem ser em decorrência de mudanças operacionais, instrumentais ou de processos, como por exemplo, efeito de temperatura, de pressão e pH no instrumento, a acumulação de resíduo ou envelhecimento do instrumento, mudanças no alinhamento do equipamento (Larrechi & Callao, 2003).

Diante deste cenário de dificuldades existentes e de desenvolvimento constante de novas tecnologias, diversos formatos de sensores estão começando a ser estudados, testados e comercializados. Segundo Hasan et al (2005), os métodos de determinação mais utilizados nos sensores de sistemas de monitoramento em tempo real no mundo estão no Quadro 4.6.

<b>Parâmetro</b>	<b>Tecnologia</b>
Cloro	Calorimetria e eletrodo de membrana Eletrodo de Íon seletivo Redução eletroquímica
Temperatura	Thermistor
Oxigênio Dissolvido	Eletrodo de membrana Sensor óptico Voltametria eletroquímica
Potencial de Oxirredução	Método potenciométrico
pH	Eletrodo de bulbo de vidro Medida potenciométrica com eletrodo de referência
Turbidez	Método Nefelométrico Sensor óptico
Condutividade	Célula de condutividade
Compostos de nitrogênio	Eletrodo de Íon seletivo
Compostos de amônia	Eletrodo de Íon seletivo

Quadro 4.6 - Métodos de determinação de parâmetros em sensores de MQATR.

Fonte: Hasan et al (2005).

Já Storey et al (2011), em seu trabalho, faz um apanhado das tecnologias utilizadas e uma comparação entre elas, mostrando as características, vantagens e limitações de cada uma (Quadro 4.7).

Sensor	Característica	Vantagens	Limitações
J-Mar Biosentry™	Monitoramento on-line contínuo de partículas na água utilizando tecnologia a laser.	-Pode ser integrado em sistemas de abastecimento. -Processo instantâneo com detecção em tempo real. -Totalmente automatizado e acessível remotamente. -Baixa manutenção.	-Não possui dados de viabilidade. -O sistema não consegue diferenciar organismos vivos e mortos, móveis e não móveis, orgânicos e inorgânicos.
UV-VIS spectrolyser™	Medidor multiparâmetro incluindo turbidez, COT, DBO, nitrato, nitrito e compostos aromáticos.	-Sonda totalmente submersível. -Apenas um aparelho para medição de muitos parâmetros.	-Passível de incrustação na célula de fluxo. -Acumulação de sedimento determinada pela taxa de fluxo.
Hach Event Monitor (Guardian Blue™)	Medidor multiparâmetro.	-Assistência técnica remota. -Programado para reconhecer e notificar ocorrências futuras de um mesmo evento.	- Mesmo com poucos problemas de manutenção criou muitos alarmes falsos.
YSI Sonde™	Medidor multiparâmetro.	-Medição simultânea de temperatura, pH, condutividade, salinidade, oxigênio dissolvido, turbidez e clorofila. -Medição in-situ imediata com boa sensibilidade em níveis naturais. -Ideal para alerta de proliferação de algas.	-Mesmo com práticas corretas de limpeza, amostras podem ser contaminadas. -Sensor de profundidade pode ser afetado pela incrustação biológica.
Censar™	Medidor multiparâmetro.	-Medição simultânea de cor, turbidez e temperatura. -Acesso online a todas as leituras.	-Número de parâmetros limitado.
scan Water Quality Monitoring Station™	Medidor multiparâmetro.	-Aplicável para água residuárias, águas de abastecimento e águas brutas. -Medição de vários parâmetros.	-Medição de cor possui baixa sensibilidade. -Quando da ausência de limpeza com ar alguns problemas de execução são identificados.
TOXcontrol™ (MicroLAN)	Determinação de toxicidade utilizando <i>Vibrio fischeri</i>	-Avaliação em tempo real de populações microbianas, tempo de resposta rápido. -Alta sensibilidade do <i>Vibrio Fischeri</i> para cianeto.	- <i>Vibrio fischeri</i> pouco sensível a fluoroacetato de sódio.
Algae Toximeter (BBE)	Determinação de toxicidade através da atividade fotossintética de algas.	-Determinação precisa de concentração de algas na água. -Altamente sensível à herbicidas e derivados.	- Lag-time no cultivo de algas de crescimento lento.
Daphnia Toximeter™ (BBE).	Determinação de toxicidade utilizando <i>Daphnia magna</i>	-Altamente sensível para detecção inicial de substâncias perigosas. -Baixa manutenção.	-Não indicado para águas tratadas, pois a <i>Daphnia magna</i> é sensível ao cloro. -Alta sensibilidade pode levar a alarmes falsos.
ToxProtect™ (BBE)	Detecção de toxinas pela atividade de peixes.	-Rápida detecção de substâncias tóxicas. -Capaz de detectar níveis baixos de cianeto. -Alta relação da toxicidade em peixes e humanos.	-Incapaz de detectar níveis elevados de fluoroacetato. -Manutenção complexa e exigência de espaço.
Fish Activity Monitoring System (FAMS)	Utilização de monitoramento em vídeo da atividade de peixes.	-Monitoramento contínuo da qualidade da água. -Tempo de resposta rápido	-Manutenção complexa e exigência de espaço.
Surface enhanced Raman spectroscopy	Detecção de microorganismos por espectroscopia.	-Não invasivo e baixo consumo de reagentes. -Identificação microbiana altamente específica.	-Sofre influência dos desvios espectrais causados por fatores metabólicos e ambientais.
Laser tweezer Raman spectroscopy	Detecção de microorganismos por espectroscopia.	-Permite a discriminação de diferentes tipos de bactérias e esporos. -Bactérias em diferentes fases de crescimento podem ser classificadas.	-Precisa estar associado a métodos bioquímicos e biomoleculares para ter sua eficácia confirmada.
Surface acoustic wave (SAW) devices	Concentração de compostos utilizando ondas acústicas.	-Altamente específico e de baixo custo.	-Baixa sensibilidade e estabilidade.

Quadro 4.7 - Principais alternativas tecnológicas em sensores de qualidade da água

Fonte: (Storey et al, 2011).

Ainda no que se refere às tecnologias existentes, Van der Gaag e Volz (2008) traçam um resumo geral do estágio de desenvolvimento, ressaltando que equipamentos confiáveis, robustos e consolidados já estão disponíveis para medições físicas (pressão, temperatura, potencial redox, fluxo, condutividade, pH e turbidez); alguns parâmetros químicos (ferro, manganês, alumínio, nitrato, nitrito); análises mais complexas para um número limitado de poluentes orgânicos; e alguns biomonitores a base de algas e *Daphnia magna*.

Para os autores, em um segundo plano, com desempenho menos confiável estão os equipamentos para análise espectral, determinação de oxigênio, clorofila a, contagem de partículas, amônia e óleo em águas. No Quadro 4.8 é possível ver o estágio de desenvolvimento das tecnologias e suas aplicações.

Equipamento	Parâmetro	Água Superficial	Água Subterrânea	Estações de tratamento	Água tratada	Rede de distribuição	Tipo de monitoramento
Termômetro	Temperatura						Avaliação
Sonda de oxigênio	Oxigênio dissolvido						Avaliação
pHmetro	pH						Avaliação
Turbidímetro	Turbidez						Avaliação Alerta
Condutivímetro	Condutividade						Avaliação
Eletrodo de Íon Seletivo	Íons						Avaliação
Monitor de reação química derivada	Ferro, manganês, alumínio, nitrato e cloro						Avaliação
Contador de partículas	Partículas						
Algae monitor	Herbicidas						
Daphnia monitor	Pesticidas						Alerta
Mussel monitor	Compostos organohalogenados						Alerta
Bacteria monitor	Benzeno, pesticidas, hidrocarbonetos halogenados						Alerta
Monitor de peixes	Amplo espectro de poluentes químicos						
UV-Probe	FTU/NTU, STS, COD, TOC, BOD, AOC, NO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub> , BTX, O <sub>2</sub> , Ozone						
GC-MS	Amplo espectro de poluentes químicos						Avaliação Alerta
LC-UV (DAD)	Amplo espectro de poluentes químicos						Avaliação Alerta
LC-MS	Amplo espectro de poluentes químicos						Avaliação Alerta
- verde: confiável, robusto e bem estabelecido para a pesquisa e, na maioria dos casos, também pode ser aplicado para o monitoramento de rotina. Alguns equipamentos, como os baseados em reação química e os biomonitores requerem manutenção intensiva. - amarelo: em desenvolvimento. - vermelho: ainda não aplicado, mas com potencial de aplicação. - branco: sem potencial de aplicação.							

Quadro 4.8 - Estágio de desenvolvimento das tecnologias de MQATR existentes e aplicações.

Fonte: Van der Gaag & Volz, (2008).

Os autores citam ainda que as empresas existentes no mercado têm interesse em desenvolver sistemas de monitoramento mais confiáveis para pesticidas, hidrocarbonetos, bromatos, ozônio, nitrogênio total e bactérias. E concluem frisando que o grande desafio tecnológico está em desenvolver sensores *online* para micro-organismos patogênicos a serem aplicados no monitoramento da qualidade da água.

Diante dessa diversidade de parâmetros passíveis de determinação com as tecnologias existentes, tanto para o monitoramento em tempo real quanto para o monitoramento em tempo quase-real, saber qual é o significado ambiental das determinações de cada parâmetro é fundamental para o estabelecimento de uma estratégia de monitoramento voltada para o controle de lançamentos e gestão da qualidade da água em um trecho de rio.

#### 4.2.4 Parâmetros determinados *in loco*

Conforme foi observado no item anterior, diante da existência de diversas tecnologias para determinação *in loco* de diferentes parâmetros de qualidade da água, a diversidade do dado obtido em programas de monitoramento também é grande.

Contudo, a escolha do parâmetro que vai ser utilizado é de suma importância, pois este deve ser representativo das possíveis mudanças no ambiente decorrentes dos fenômenos que se desejam monitorar.

Por exemplo, se um programa é criado para monitorar o aporte de sedimento a um determinado reservatório, é fundamental que os parâmetros turbidez e condutividade sejam levados em consideração, pois são indicativos da carga de sedimento transportada.

Portanto, a escolha dos parâmetros a serem utilizados em um sistema de monitoramento, basicamente vai ser delimitada pelas possibilidades tecnológicas existentes, e pelo significado ambiental do parâmetro de interesse.

Sendo assim, a seguir será feita uma revisão do que representam, ambientalmente falando, os principais parâmetros com possibilidade de determinação *in loco* diante das tecnologias disponíveis no mercado atualmente, e que potencialmente podem integrar algum programa de MQATQR.

Começando pela temperatura, que desempenha um papel fundamental de controle no meio aquático, controlando a distribuição e a atividade de animais e plantas, agindo como um fator limitante à reprodução, ao crescimento e a distribuição de organismos e condicionando as influências de uma série de parâmetros físicos e químicos (ESTEVES, 1998).

As variações de temperatura são parte do regime climático normal, podendo os corpos d'água apresentarem variações temporais (sazonais e diurnas) e espaciais (estratificação

vertical). Estratificação é um fenômeno comum nos corpos de água, que consiste na formação de camadas horizontais de água com diferentes densidades, estáveis, ordenadas de forma a que as menos densas flutuem sobre as mais densas, com um grau mínimo de mistura entre elas (PIVELI & KATO, 2005).

A elevação da temperatura da água, dentro de certos limites, aumenta a atividade metabólica de organismos, como peixes e bactérias, causando maior consumo de oxigênio (BRANCO, 1986).

Além disso, a elevação da temperatura pode provocar o aumento da ação tóxica de muitos elementos e compostos químicos presentes na água. Esta tem sido a razão pela qual há uma maior mortandade de peixes em águas poluídas durante o verão do que no inverno (MOTA, 1995).

Quanto ao pH (potencial hidrogeniônico), é usado para expressar a intensidade da condição ácida ou básica de uma solução e é uma maneira de expressar a concentração do íon hidrogênio (SAWYER et, al. 1994).

Nas águas naturais, as variações destes parâmetros são ocasionadas geralmente pelo consumo e/ou produção de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), promovido pelos organismos fotossintetizadores e pelos fenômenos de respiração/fermentação de todos os organismos presentes na massa de água, produzindo ácidos orgânicos fracos (BRANCO, 1986).

O pH é muito influenciado pela quantidade de matéria morta a ser decomposta, sendo que quanto maior a quantidade de matéria orgânica disponível, menor o pH, pois para haver decomposição de materiais muitos ácidos são produzidos (PIVELI & KATO, 2005).

O pH de um corpo d'água também pode variar, dependendo das características da área de contribuição. Quanto mais ácido for o solo da bacia, mais ácidas serão as águas deste corpo d'água. Por exemplo, solos característicos do Cerrado, que tem excesso de alumínio, quando drenados, levam uma grande quantidade de ácidos para os corpos d'água, reduzindo o pH (CAMARGO, 1996).

A turbidez é causada pela presença de materiais em suspensão na água, como partículas insolúveis de solo, matéria orgânica e organismos microscópicos (MOTA, 1995). A turbidez é elevada quando a água recebe certa quantidade de partículas que permanecem, por algum tempo, em suspensão e podem ser do próprio solo quando não há mata ciliar, ou provenientes de atividades minerais, como portos de areia, exploração de argila, indústrias, ou mesmo de esgoto das cidades.

A turbidez por si só, se for natural, não causa danos. Porém a presença de partículas em suspensão pode catalisar eventos de poluição, pois a turbidez limita a penetração de raios

solares, restringindo a realização da fotossíntese e, conseqüentemente, diminuindo a reposição de oxigênio (ESTEVES, 1998).

Um aumento sensível da turbidez ocorre quando há poluição por esgotos domésticos, assim como por outros tipos de despejos, ou mesmo por eventos de precipitação de alta intensidade (CETESB, 2013).

A condutividade elétrica (CE) é a medida resultante da aplicação de uma dada força elétrica, que é diretamente proporcional à quantidade de sais presentes em uma solução. Quanto maior for a quantidade de íons dissolvidos, maior será a condutividade elétrica da água (PIVELI & KATO, 2005).

O parâmetro condutividade elétrica não determina, especificamente, quais os íons que estão presentes em determinada amostra de água, mas pode contribuir para possíveis reconhecimentos de impactos ambientais, que ocorram na bacia de drenagem, ocasionados por lançamentos de resíduos industriais, mineração ou esgotos (CETESB, 2013).

A determinação da condutividade elétrica permite estimar de modo rápido a quantidade de sólidos totais dissolvidos (STD) presentes na água. Para valores elevados de STD, aumenta a solubilidade dos precipitados de alumínio e de ferro, o que altera a cinética de coagulação. Também são afetadas a formação e precipitação do carbonato de cálcio, favorecendo a corrosão (HELLER & PÁDUA, 2010).

As águas com demasiado teor de sólidos dissolvidos totais não são convenientes para usos. Quando contém menos de  $500 \text{ mg.L}^{-1}$  de sólidos dissolvidos é, em geral, satisfatória para uso doméstico e para muitos fins industriais. Com mais de  $1000 \text{ mg.L}^{-1}$ , porém, a água contém minerais que lhe conferem um sabor desagradável e a tornam inadequada para diversas finalidades (CARVALHO & OLIVEIRA, 2003).

As atividades agrícolas, quando do uso de técnicas inadequadas de preparo e conservação do solo, constituem-se nos principais agentes dos processos erosivos. Como consequência, durante o período chuvoso, e em muitos casos diante da falta de mata ciliar, grande quantidade de solo é carregada para o leito dos cursos d'água, contribuindo para o aumento da concentração de sólidos (CETESB, 2013).

Quanto à determinação do oxigênio dissolvido, ela é de fundamental importância para avaliar as condições naturais da água e detectar impactos ambientais como eutrofização e poluição orgânica (CARMOUZE, 1994). Um rio considerado despoluído, em condições normais, apresenta de 8 a  $10 \text{ mg.L}^{-1}$ . Essa quantidade pode variar em função da temperatura e pressão.

Do ponto de vista ecológico, o oxigênio dissolvido é um parâmetro extremamente importante, pois é necessário para a respiração da maioria dos organismos que habitam o meio aquático (ESTEVES, 1998).

Geralmente o oxigênio dissolvido se reduz ou desaparece quando a água recebe grandes quantidades de substâncias orgânicas biodegradáveis, que são encontradas, por exemplo, no esgoto doméstico, em certos resíduos industriais, no vinhoto, e outros. Essa redução ocorre por que estes despejos são decompostos por microrganismos que utilizam o oxigênio na respiração. Assim, quanto maior a carga de matéria orgânica, maior o número de microrganismos decompositores e, conseqüentemente, maior o consumo de oxigênio (CETESB, 2013).

Os outros fatores que também influenciam a concentração desse gás no ambiente aquático são: (1) a temperatura da água (que, quanto mais alta, menor será a concentração de saturação de OD presente no meio hídrico; porém, maior será a capacidade de reaeração do corpo d'água); (2) a pressão atmosférica; (3) a salinidade (FEPAM, 1996; ANEEL, 1999).

Com essa breve abordagem sobre o significado ambiental de alguns dos principais parâmetros utilizados em estratégias de monitoramento *in loco* de alta resolução temporal encerra-se a revisão bibliográfica. No próximo item serão vistos os procedimentos metodológicos aplicados nesta pesquisa.

## 5 METODOLOGIA

A principal proposição desta tese é a utilização do monitoramento em tempo quase real como instrumento de geração de dados de qualidade da água em um cenário de escassez de dados e falta de recursos para a implantação de monitoramento em tempo real, ou utilização como complemento às estratégias baseadas no monitoramento automático.

Para isso, a avaliação foi dividida em duas etapas: a primeira, onde se avaliou como deve ser executado o monitoramento em tempo quase real em termos de intervalo de amostragem, de modo que os registros das características das séries temporais de concentrações não sejam afetados de forma significativa; e a segunda, onde o resultado deste estabelecimento de intervalos de amostragem do monitoramento em tempo quase real deve ser testado quanto a sua aplicabilidade como subsídio às estratégias de monitoramento da qualidade da água.

Para a avaliação dos intervalos de amostragem a serem utilizados na estratégia de monitoramento em tempo quase real foi realizada uma análise espectral nas séries temporais de pontos que possuem longos períodos de registros de monitoramento da qualidade da água em tempo real, com a finalidade de se obter quais as frequências mais presentes na série, e a partir destas intensidades de frequências, determinar qual a taxa de amostragem temporalmente representativa para o fim a que se destinada o monitoramento.

Posteriormente essas frequências obtidas para cada ponto foram comparadas com características das bacias hidrográficas nas quais estavam situados os pontos de monitoramento, a fim de avaliar a existência de alguma relação que possa subsidiar a indicação de um intervalo amostragem para cada tipo de bacia.

A avaliação da aplicabilidade do MQATQR foi realizada por meio de uma avaliação da relação custo-efetividade da estratégia, em comparação com estratégias de monitoramento em tempo real e estratégias convencionais de monitoramento. Para isso foram utilizados dois estudos de caso: o primeiro avalia a aplicabilidade do MQATQR como complemento ao desenvolvimento e aprimoramento da Rede Hidrometeorológica Nacional de Referência (RHNR), e o segundo caso, como uma ferramenta extra na aplicação da Resolução Conjunta ANA-ANEEL nº 03/2010, que estabelece procedimentos de monitoramento contínuo para aproveitamentos hidrelétricos.

O fluxograma da Figura 5.1 mostra a sequência de atividades necessárias para a avaliação proposta.

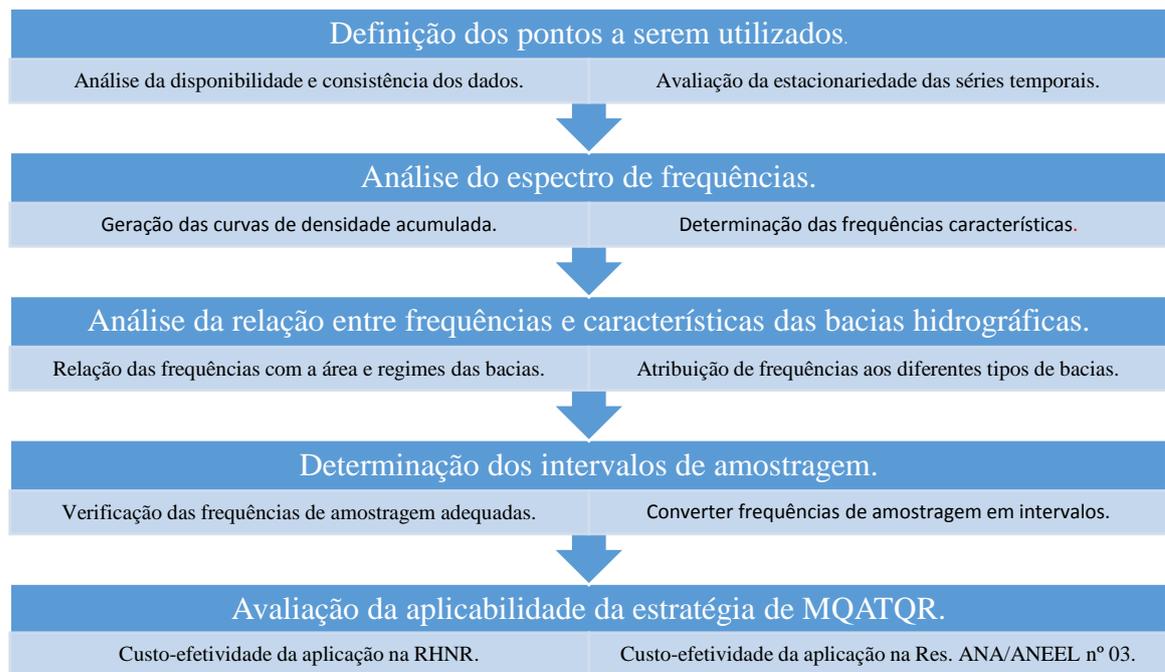


Figura 5.1 - Fluxograma metodológico.

Na sequência deste capítulo será abordada cada uma das etapas propostas para o desenvolvimento da metodologia.

## 5.1 PONTOS DE MONITORAMENTO UTILIZADOS

Para esta pesquisa, foram necessários pontos de monitoramento que possuíssem uma densidade temporal significativa, para que pudessem ser feitas as avaliações em torno das frequências mais comuns e intervalos de amostragem necessários para a proposta estratégica, ou seja, dados provenientes de plataformas com monitoramento automático e com registros diários, horários ou em tempo real.

Para que a análise pudesse ser abrangente, o ideal seriam series históricas longas, preferencialmente com mais de 30 anos, assim como o usual em análises hidrológicas. Porém, pelo fato de o monitoramento da qualidade da água em tempo real ser algo novo, e relativamente recente, não existem séries tão longas assim. Portanto buscou-se obter pontos de monitoramento com as séries mais longas possíveis, com um período de registro de dados próximo dos 10 anos.

Foram utilizados 76 pontos que possuíam séries históricas longas de MQATR, sendo 4 deles no Brasil, operados pela CETESB, 5 no Canadá, operados pela *Water Resources Management Division (WRMD)* do Governo de *Newfoundland and Labrador*, e *Nova Scotia Environment*, e 67 nos Estados Unidos da América, operados pelo USGS (*United States Geological Survey*). O Quadro 5.1 apresenta um resumo das características dos pontos de

monitoramento da qualidade da água selecionados e suas respectivas séries históricas e a Figura 5.2 mostra a localização.

País	Quantidade	Período Médio	Período Mínimo	Período Máximo	Área Mínima	Área Máxima
Brasil	4	9.2 anos	7 anos	10 anos	240 km <sup>2</sup>	16100 km <sup>2</sup>
Canadá	5	8.4 anos	7 anos	11 anos	64 km <sup>2</sup>	7855 km <sup>2</sup>
EUA	67	9.7 anos	7 anos	10 anos	6 km <sup>2</sup>	2915834 km <sup>2</sup>

Quadro 5.1 - Características das séries históricas e das bacias hidrográficas dos pontos de monitoramento da qualidade da água selecionados.

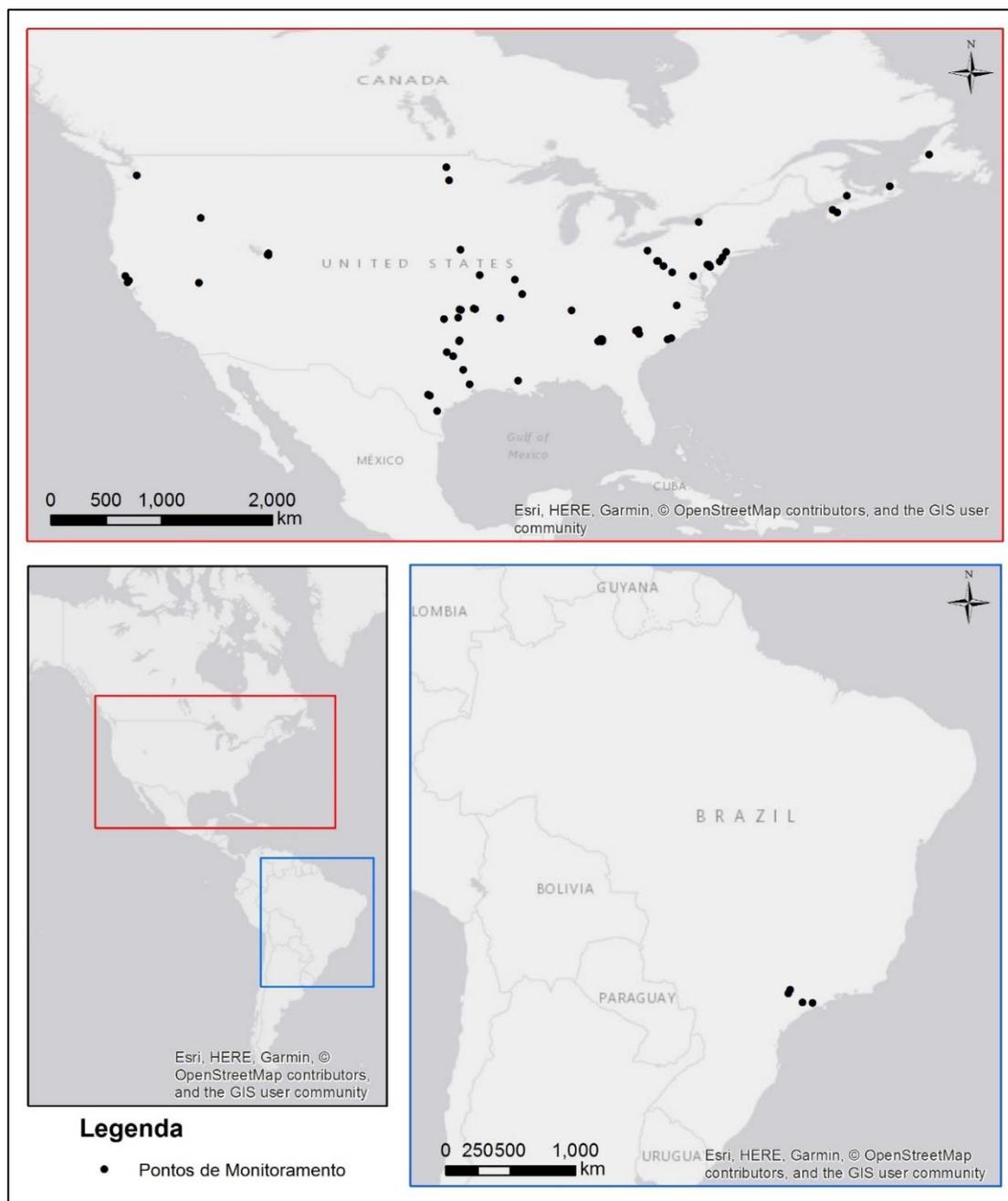


Figura 5.2 - Localização dos pontos de monitoramento da qualidade da água selecionados.

O monitoramento realizado nestes pontos e que compõe as séries históricas é o MQATR, com os parâmetros básicos: Temperatura, OD, pH, Turbidez e Condutividade. Contudo, para a avaliação proposta nesta tese foram utilizados apenas os parâmetros OD, pH e Condutividade, uma vez que os dados de Turbidez eram muito falhos na maioria das séries, e os dados de Temperatura, na maioria dos casos, funcionam apenas como dado auxiliar na determinação dos demais parâmetros.

## 5.2 ANÁLISE DA ESTACIONARIEDADE DAS SÉRIES HISTÓRICAS

Para que pudessem ser determinadas as intensidades das frequências nas séries foi realizada uma análise espectral, porém um requisito para a utilização da análise espectral é de que os dados sejam estacionários, ou seja, variam no tempo aleatoriamente em torno de uma média constante, caso contrário este tipo de análise não se aplica.

Para a verificação da estacionariedade das séries históricas de qualidade da água dos pontos de monitoramento em análise foram utilizados os testes de raiz unitária ADF (SAID & DICKEY, 1984) e KPSS (KWIATKOWSKI et al., 1992).

Para o teste ADF, considera-se a seguinte equação de regressão:

5.1

$$\Delta y_t = \beta_1 + \beta_2 t + \delta y_{t-1} + \sum_{i=1}^m \alpha_i \Delta y_{t-i} + \varepsilon_t$$

Sendo  $\beta_1$  o intercepto,  $\beta_2$  o coeficiente de tendência,  $\delta$  o coeficiente de presença de raiz unitária e  $m$  o número de defasagens tomadas na série.

Considerando a hipótese nula, dada por  $H_0 : \delta = 0$ , que indica que a série tem uma raiz unitária e não é estacionária, faz-se uma regressão de  $\Delta y_t$  em  $y_{t-1}, \Delta y_{t-1}, \dots, \Delta y_{t+p-1}$  e calcula-se a estatística T dada por:

5.2

$$T = \frac{\hat{\delta}}{se(\hat{\delta})}$$

Sendo  $\hat{\delta}$  um estimador para  $\delta$  e  $se(\hat{\delta})$  um estimador para desvio padrão do erro de  $\delta$ . Após o cálculo da estatística T comparam-se os valores obtidos com os valores críticos tabelados para a estatística T, para o nível de significância utilizado. Para este estudo o nível de significância utilizado foi de 5%.

O teste KPSS, ao contrário do ADF, tem como  $H_0$  a estacionariedade da série, e  $H_1$  que a série apresenta uma raiz unitária, e consiste no seguinte modelo:

5.3

$$y_t = \delta t + \zeta_t + \varepsilon_t$$

Sendo  $\zeta_t$  o passeio aleatório, dado por:

5.4

$$\zeta_t = \zeta_{t-1} + \mu_t$$

Com  $\mu_t \sim i. i. d. (0, \sigma_\mu^2)$  e  $\varepsilon_t$  sendo um processo estacionário. Para a análise da hipótese nula utiliza-se a estatística dada por:

5.5

$$LM = \frac{\sum_{t=1}^T S_t^2}{\sigma_e^2}$$

Sendo  $S_t^2$  a soma dos resíduos de uma regressão de  $y_t$  considerando um intercepto e uma tendência, e  $\sigma_e^2$  a soma dos quadrados dos resíduos da regressão dividido por T, que representa a variância do erro da regressão.

Para a realização dos testes foi utilizado o software estatístico Eviews<sup>®</sup> 9, e para efeito de análise, foram consideradas não estacionárias e, portanto, excluídas do escopo do estudo, as estações que não rejeitaram a hipótese nula para o teste ADF e rejeitaram a hipótese nula para o teste KPSS, ambos a um nível de significância de 5%.

As demais estações foram submetidas ao próximo passo para a metodologia proposta: a análise espectral.

### 5.3 ANÁLISE ESPECTRAL

Uma série de dados do monitoramento da qualidade da água em tempo real nada mais é que o registro de um sinal ao longo do tempo (Figura 5.3). E o registro deste sinal guarda várias características que são de fundamental importância para o entendimento do fenômeno que gerou aquele sinal, como duração, amplitude e frequência.

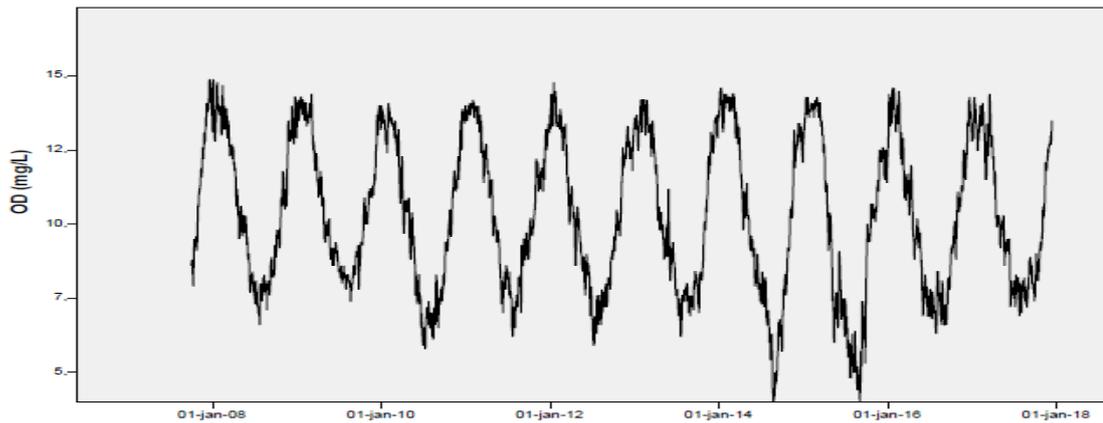


Figura 5.3 - Série histórica de oxigênio dissolvido.

No nosso cotidiano temos vários exemplos da utilização de sinais e das frequências a ele associadas: a frequência de uma estação transmissora de rádio, a frequência dos batimentos em um eletrocardiograma, a frequência com que uma determinada ação muda de preço na bolsa de valores, e vários outros exemplos.

Contudo, registrar este sinal não é uma tarefa muito simples, pois para fazê-lo, precisamos coletar várias amostras dele ao longo do tempo, para que possamos estimar suas características ou reproduzi-lo se necessário. E como saber se estamos fazendo esta amostragem corretamente? Será que não estamos perdendo alguma característica importante deste sinal? Se o sinal for relativamente simples, como uma onda senoidal de amplitude constante por exemplo, definir a taxa de amostragem não é difícil, mas quanto mais complexo o sinal, mais complexa a definição da taxa de amostragem.

Uma forma de simplificar um sinal é decompor ele em vários sinais com diferentes frequências, uma vez que este sinal complexo é a soma de vários sinais mais simples (Figura 5.4).

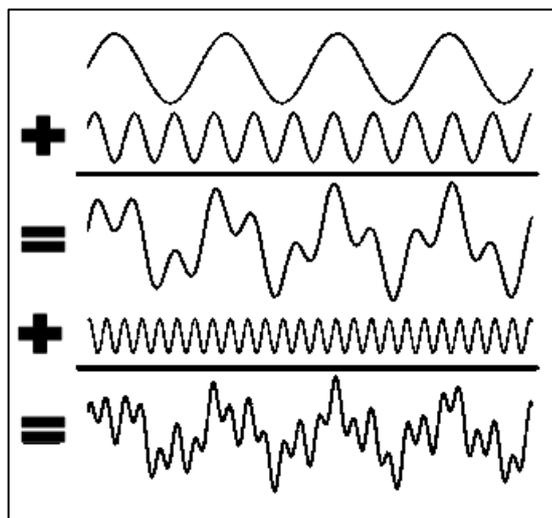


Figura 5.4 - Decomposição de frequências.

Além dessa decomposição, é possível verificar quais são as frequências que possuem maior densidade na série, ou seja, que são mais presentes e que predominam no sinal, mostrando quais periodicidades são relevantes no sinal. Essa verificação é feita através da análise espectral.

Utilizando a série de Fourier, na sua forma exponencial, um sinal  $f(t)$  pode ser expresso da seguinte forma:

5.6

$$f(t) \approx \sum_{k=-\infty}^{\infty} c_k e^{j\omega_0 kt}$$

Sendo  $\omega_0$  a frequência angular fundamental, e  $c_k$  são chamados de coeficientes da série exponencial de Fourier, ou coeficientes espectrais, que são dados pela equação 5.7:

5.7

$$c_k = \frac{1}{T} \int_T f(t) e^{-j\omega_0 kt} dt, \quad k = \pm 1, \pm 2, \pm 3 \dots$$

A representação dos coeficientes espectrais de um sinal em função da frequência resulta em um gráfico de densidades de frequências, também chamado de PSD (*Power Spectral Density*) (Figura 5.5), e a análise deste gráfico consiste na análise espectral.

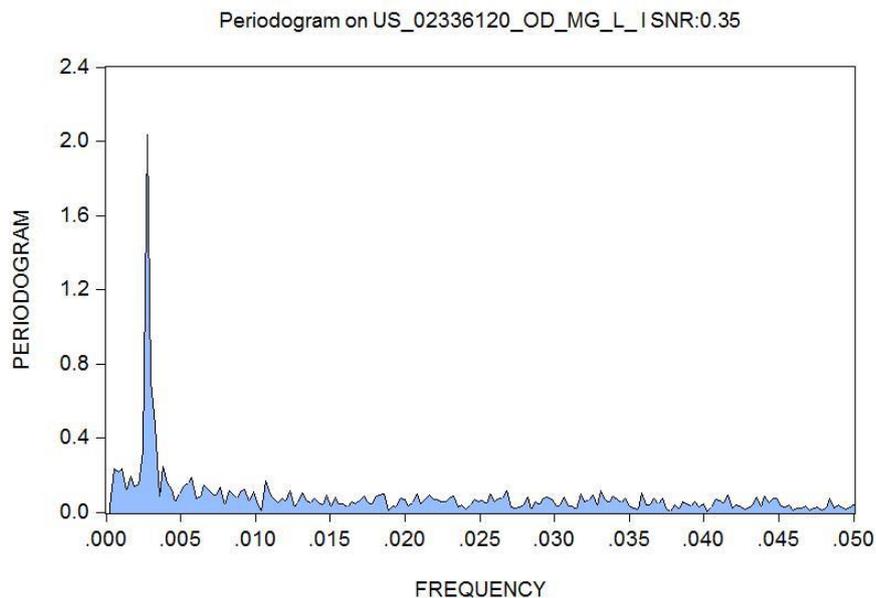


Figura 5.5 - Espectro de densidade de frequências.

Como é possível ver na figura, este espectro as vezes parece confuso e de difícil interpretação pelo excesso de ruído. Para minimizar este efeito, eliminar a representação de frequências geradas por possíveis discontinuidades que este sinal possa apresentar, e realçar as

freqüências de interesse, utilizam-se técnicas de janelamento, que realizam uma suavização no gráfico e tornam mais fácil a interpretação (Figura 5.6).

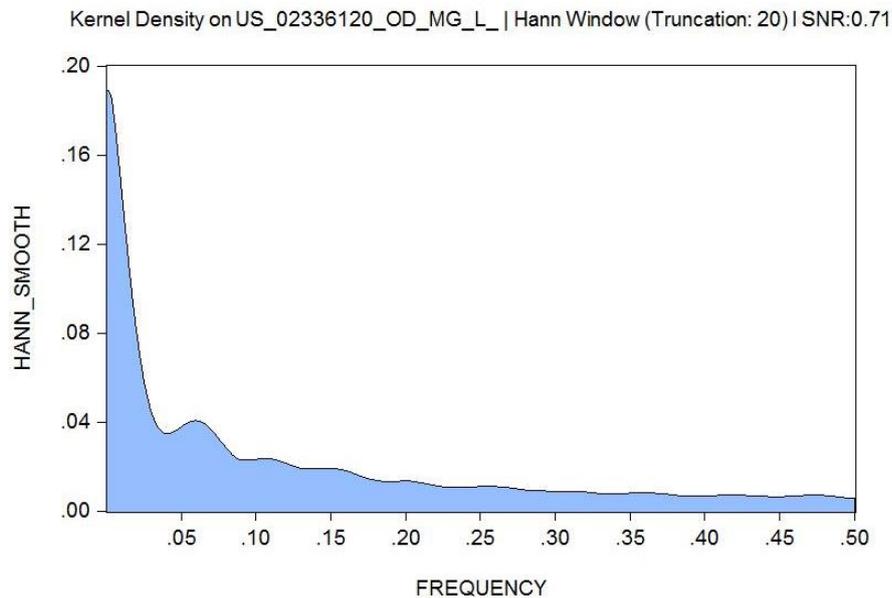


Figura 5.6 - Espectro de densidades de freqüências com janela de Hann.

Para esta tese foi utilizada a janela de Hann, que é a mais indicada para usos gerais ou para quando não se conhece a natureza do sinal a ser analisado. A aplicação do janelamento de Hann, para uma janela de tamanho  $N$ , é definida pela Equação 5.8.

5.8

$$w(n) = 0.5 - 0.5 \cos\left(\frac{2\pi n}{N}\right), n = 0, 1, 2, \dots, N - 1$$

Para realizar a análise espectral foi utilizado o software estatístico Eviews® 9, em que foram gerados todos os espectros de freqüências para as séries históricas dos 76 pontos de monitoramento utilizados, e em cada ponto, para os três parâmetros considerados: Condutividade, OD e pH.

Após a geração dos espectros, foi realizada a próxima etapa da pesquisa, que trata da acumulação das densidades de freqüências obtidas na análise espectral.

#### 5.4 CURVAS DE DENSIDADE DE FREQUÊNCIA ACUMULADAS

Obtidos os espectros de frequências para cada ponto de monitoramento, a próxima etapa foi a construção das curvas de densidade acumuladas, também chamadas de CSP (*Cumulative Spectral Power*). Essas curvas nada mais são que a integral normalizada do espectro de densidade de frequências (Figura 5.7).

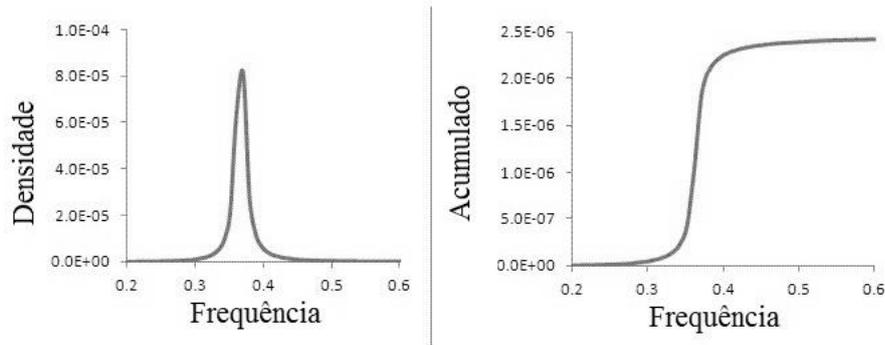


Figura 5.7 - Densidade de frequências e curva de densidades acumuladas.

Para obter essa curva basta aplicar a equação 5.9:

5.9

$$\tilde{I}(\omega) = \int_0^{\omega} \tilde{S}(\omega') d\omega'$$

Sendo  $\tilde{S}(\omega)$  a densidade espectral, e  $\tilde{I}(\omega)$  é uma função positiva e não decrescente, e:

5.10

$$\tilde{I}(0) = 0,$$

5.11

$$\tilde{I}(\infty) = 1.$$

Após a acumulação, os valores foram substituídos por valores relativos (porcentagens do total acumulado em cada curva) para a normalização de todas as curvas. As curvas de densidade espectral acumulada foram geradas para as séries históricas dos parâmetros Condutividade, OD e pH, para os 76 pontos de monitoramento utilizados na análise. Nesta tese chamaremos estas curvas de curvas de permanência de frequências. De cada uma dessas curvas foram extraídos os valores de frequência correspondentes as densidades espectrais acumuladas de 5% até 95%, com incrementos de 5% (5%, 10%, 15%,...,95%), conforme o exemplo da Figura 5.8.

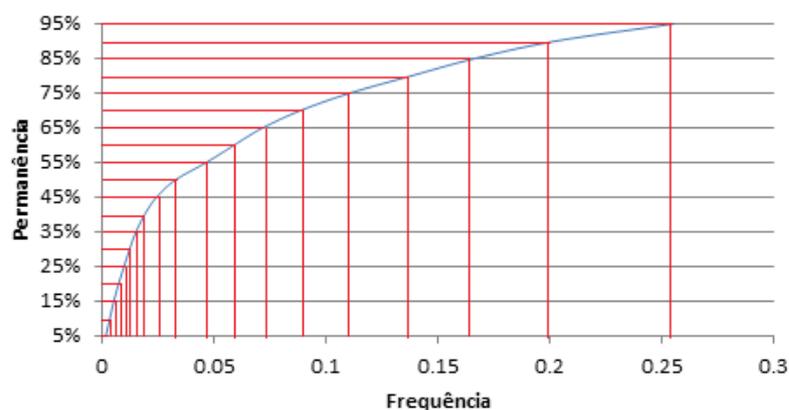


Figura 5.8 - Frequências características extraídas da curva de densidade acumulada.

Esses valores característicos foram utilizados na próxima etapa metodológica, que visa relacionar as frequências características com atributos das bacias hidrográficas onde estão situados os pontos de monitoramento.

## 5.5 FREQUÊNCIAS E ATRIBUTOS DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS.

Como o intuito deste trabalho é a aplicabilidade de uma estratégia de monitoramento em tempo quase real para bacias com escassez de dados, quando houver a necessidade do estabelecimento de um regime de operação do monitoramento para determinada bacia, faz-se necessária a utilização de critérios de prescrição, que vão embasar o tomador de decisão.

Sendo que para este estudo foram utilizados pontos de monitoramento situados em bacias hidrográficas com diferentes formatos, áreas e sujeitas a diferentes regimes hidrológicos, verificou-se a existência ou não de alguma associação entre estes atributos das bacias e as frequências características obtidas na análise espectral, de modo que estes atributos pudessem traduzir-se em critérios.

Para essa avaliação as bacias foram separadas em 5 ordens:

- Ordem A: bacias com até 100 km<sup>2</sup> de área de drenagem (16 pontos);
- Ordem B: bacias com área de drenagem entre 100 e 1000 km<sup>2</sup> (20 pontos);
- Ordem C: bacias com área de drenagem entre 1000 e 10000 km<sup>2</sup> (22 pontos);
- Ordem D: bacias com área de drenagem entre 10000 e 100000 km<sup>2</sup> (15 pontos);
- Ordem E: bacias com área de drenagem maior que 100000 km<sup>2</sup> (3 pontos).

Posteriormente, foram feitas análises de dispersão afim de identificar grupos de bacias com atributos semelhantes e frequências também semelhantes: 1-foram avaliadas as relações entre as frequências e as áreas das bacias onde estão situados os pontos de monitoramento, que

representa um importante atributo físico, e 2-a relação entre as frequências e os coeficientes de variação das vazões, que representam a variabilidade do regime hidrológico. Essa análise foi repetida para cada uma das frequências características extraídas das curvas de densidade espectral acumulada.

Na sequência da análise foram comparadas as médias das frequências obtidas entre os membros de cada ordem (A, B, C, D, E), para verificar se existe alguma diferença significativa entre estas médias. Para estas comparações foram utilizados dois testes de comparações múltiplas: ANOVA e Welch, que é mais indicado quando as variâncias dos subgrupos são heterogêneas.

Para o teste ANOVA, a estatística F para a igualdade de médias entre os grupos é obtida pela equação 5.12:

5.12

$$F = \frac{SS_B / (G - 1)}{SS_W / (N - G)}$$

Sendo N o total de observações, G o número de subgrupos e:

5.13

$$SS_B = \sum_{g=1}^G n_g (\bar{x}_g - \bar{x})^2$$

5.14

$$SS_W = \sum_{g=1}^G \sum_{i=1}^{n_g} (x_{ig} - \bar{x}_g)^2$$

em que  $\bar{x}_g$  é a média da amostra do grupo g e  $\bar{x}$  é a média de todo o conjunto de dados.

A estatística F é comparada com F tabelado de Snedecor, onde G-1 graus de liberdade como numerador e N-G graus de liberdade como denominador. A hipótese nula é de que todas as médias são iguais.

Já o teste de Welch, embora seja também um teste de estatística F, leva em conta a desigualdade das variâncias. Usando a função de peso de Cochran, que é dada pela Equação 5.15:

5.15

$$w_g = n_g / s_g^2$$

em que  $s_g^2$  é a variância da amostra do subgrupo  $g$ , modifica-se a estatística  $F$ , que agora é dada pela Equação 5.16:

5.16

$$F^* = \frac{\sum_{g=1}^G w_g (\bar{x}_g - \bar{x}^*)^2 / (G - 1)}{1 + \frac{2(G-2)}{G^2-1} \sum_{g=1}^G \frac{(1-h_g)^2}{n_g-1}}$$

Sendo  $h_g$  um peso normalizado e  $\bar{x}^*$  a média ponderada, dados pelas seguintes equações:

5.17

$$h_g = w_g / \left( \sum_{g=1}^G w_k \right)$$

5.18

$$\bar{x}^* = \sum_{g=1}^G h_k \bar{x}_g$$

O numerador da estatística ajustada é o quadrado médio ponderado entre os grupos e o denominador é o quadrado médio ponderado dentro do grupo. A hipótese nula é de que as médias são iguais para as variâncias diferentes, e  $F^*$  é uma aproximação da distribuição  $F$  com  $(G-1, DF^*)$  graus de liberdade, sendo  $DF^*$  dado por:

5.19

$$DF^* = \frac{(G^2 - 1)}{3 \sum_{g=1}^G \frac{(1-h_g)^2}{n_g-1}}$$

Os valores críticos são obtidos por meio da tabela  $F$  de Snedecor. Para os dois testes foram utilizados níveis de significância de 5%.

Depois de verificada a igualdade ou não das médias das frequências características de cada ordem (A, B, C, D e E), os valores das frequências características foram compilados, de forma que, a ordem que apresentou média com diferença significativa das demais recebeu o valor da média das frequências dos pontos de monitoramento da ordem, e as ordens que apresentaram médias iguais segundo os testes, receberam a média das frequências dos pontos de monitoramento do grupo de ordens onde a média não se diferenciou, como pode ser visto no esquema do Quadro 5.2.

COMPARAÇÃO ENTRE ORDENS	VALOR ATRIBUÍDO À ORDEM				
	A	B	C	D	E
abcde =	Média abcde	Média abcde	Média abcde	Média abcde	Média abcde
abcde ≠	Próxima comparação				
abcd =	Média abcd	Média abcd	Média abcd	Média abcd	Média e
abcd ≠	Próxima comparação				
bcde =	Média a	Média bcde	Média bcde	Média bcde	Média bcde
bcde ≠	Próxima comparação				
bcd =	Média a	Média bcd	Média bcd	Média bcd	Média e
bcd ≠	Próxima comparação				
bc =	Média a	Média bc	Média bc	Média d	Média e
bc ≠	Próxima comparação				
cd =	Média a	Média b	Média cd	Média cd	Média e
cd ≠	Média a	Média b	Média c	Média d	Média e

Quadro 5.2 - Esquema de comparação de valores de frequências médias das ordens.

Depois de compiladas as frequências características médias atribuídas a cada ordem, foi realizada a etapa metodológica referente à determinação dos intervalos de amostragem para a estratégia de monitoramento em tempo quase real.

## 5.6 DETERMINAÇÃO DOS INTERVALOS DE AMOSTRAGEM

O principal cuidado quando estamos fazendo a amostragem de um sinal é fazê-lo com uma densidade temporal que permita estimar as características desta amostra, e que estas características sejam representativas do sinal. Além disso, pode existir a necessidade de reproduzir este sinal, e se a minha amostragem for insuficiente, essa reprodução pode ser severamente prejudicada.

Um dos principais efeitos de uma amostragem inadequada em sinais é o chamado *aliasing*, que é a sobreposição de espectro, o que inviabiliza a correta recuperação do sinal. Um exemplo de uma amostragem inadequada e do efeito *aliasing* pode ser vista na Figura 5.9, onde os pontos são as amostras. É possível ver que a partir do mesmo conjunto de amostras (pontos), três sinais diferentes podem ser reproduzidos.

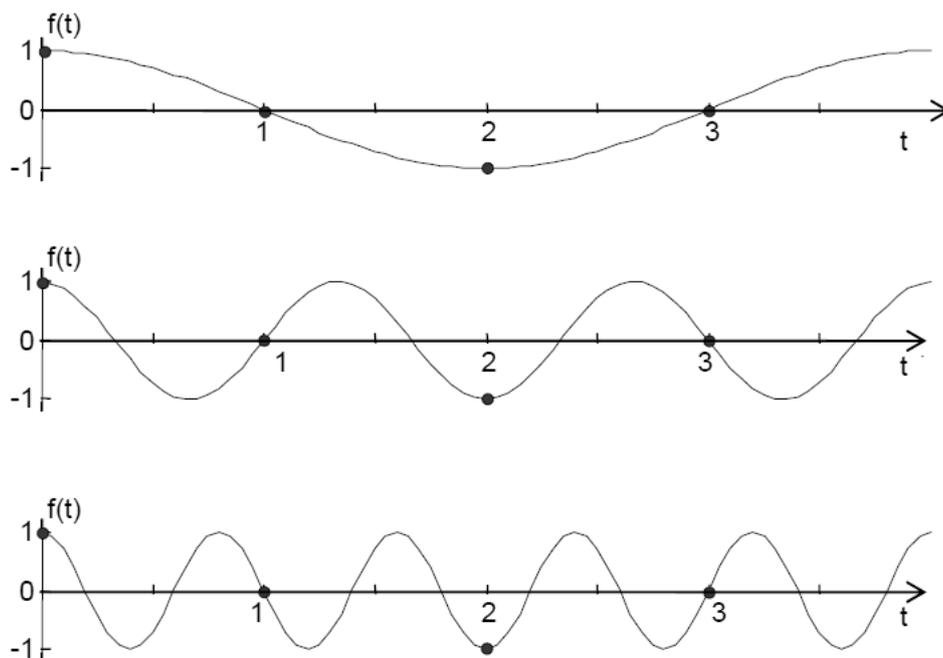


Figura 5.9 - Diferentes sinais recuperados a partir da mesma amostra.

Para que este efeito não aconteça, a amostragem deve seguir o Teorema de Nyquist-Shannon, ou Teorema da Amostragem, que é dado pela Equação 5.20:

5.20

$$f_{max} \leq \frac{f_s}{2}$$

Em que  $f_{max}$  é a frequência máxima do sinal amostrado e  $f_s$  é a frequência de amostragem. Para esta tese, as frequências máximas seriam as frequências atribuídas a cada ordem de bacia em seu nível de representatividade dos espectros de frequência (5%, 10%, 15%,...,95%). Isso significa, por exemplo que, se para uma determinada bacia foi estipulado que se deseja uma representatividade de 80% das frequências do espectro, a frequência de amostragem deve ser maior que o dobro da frequência correspondente à 80% da curva de densidades acumuladas (permanência de frequências).

Sendo assim, a amostragem estaria adequada para 80% do espectro de frequências, não se adequando aos 20% que correspondem às frequências maiores que a frequência característica estipulada.

Determinada a frequência de amostragem, para se ter o intervalo de amostragem T é só aplicar a Equação 5.21:

$$T = \frac{1}{f_s}$$

Obtidos os intervalos de amostragem que correspondem às determinadas faixas de representatividade do monitoramento, restou avaliar se aplicabilidade desta estratégia é viável em termos econômicos.

## 5.7 AVALIAÇÃO DE VIABILIDADE ECONÔMICA

Além de verificar se a estratégia é tecnicamente viável e supre as necessidades que se exigem de um programa de monitoramento, é necessário verificar quanto custará a implantação desta estratégia, em comparação com as técnicas de monitoramento que são usuais.

Existem diversos métodos de comparar estratégias quanto as suas vantagens econômicas: Valor presente líquido (VPL), Taxa interna de retorno (TIR), Custo-benefício, Custo-efetividade, Custo-utilidade.

Destas, a relação custo-benefício se destaca, pois é amplamente utilizada. Contudo, em determinadas avaliações não é possível monetizar os benefícios, nem sequer estimar seus valores, isso costuma ocorrer principalmente com políticas públicas. Nesses casos a avaliação custo-benefício fica prejudicada ou impossibilitada.

Uma alternativa de avaliação quando da impossibilidade da atribuição de valor financeiro aos benefícios é a utilização da análise custo-efetividade (ACE). Segundo Lang (2007), a ACE considera diferentes opções de ações disponíveis para que seja atingido um objetivo predefinido e compara os custos relativos para atingi-lo.

Para obter a relação custo-efetividade aplica-se a equação 5.22:

5.22

$$CE = \frac{\sum_{t=1}^n \frac{C_t}{(1+i)^t}}{E}$$

Em que  $C_t$  é o custo no tempo  $t$ ,  $n$  é o número de períodos que serão considerados,  $i$  é o custo de capital, e  $E$  é o indicador de efetividade escolhido. Complementarmente avalia-se o custo efetividade incremental, que se traduz na razão entre incremento de custo e incremento de efetividade entre duas alternativas. Para esta avaliação aplica-se a Equação 5.23:

$$CEI = \frac{\left(\sum_{t=1}^n \frac{C_{At}}{(1+i)^t}\right) - \left(\sum_{t=1}^n \frac{C_{Bt}}{(1+i)^t}\right)}{E_A - E_B}$$

Sendo  $C_{At}$  o custo da alternativa A no tempo  $t$ ,  $C_{Bt}$  o custo da alternativa B no tempo  $t$ ,  $E_A$  a efetividade da alternativa A e  $E_B$  a efetividade da alternativa B.

Para esta tese, com intuito de avaliar a aplicabilidade da estratégia de monitoramento em tempo quase real, foram utilizados dois estudos de caso com análise de custo efetividade. Os dois estudos de caso estão no âmbito da Lei Federal nº 9433/1997, mais particularmente sob o campo de ação do Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos, instrumento da referida lei.

Um dos estudos de caso trata da análise custo-efetividade da aplicação de um monitoramento em tempo quase real no contexto da Rede Hidrometeorológica Nacional de Referência (RHNR), sob responsabilidade da ANA e operada pela CPRM.

O outro estudo de caso analisou o custo efetividade do uso da estratégia no contexto da Resolução Conjunta ANA/ANEEL nº 03/2010, que estabelece procedimentos de monitoramento a serem executados por concessionários em aproveitamentos hidrelétricos. Na sequência será descrita a forma de aplicação da ACE para cada um dos casos.

### 5.7.1 Estudo de caso 1: RHNR

A rede de monitoramento hidrológico no Brasil é de responsabilidade da ANA, que conta com diversos parceiros para realizar a operação da rede. Esta rede, denominada de Rede Hidrometeorológica Nacional, conta com estações pluviométricas, com registros de precipitação, e estações fluviométricas, com registros de cota, vazão, qualidade da água e sedimento. Muitas destas estações já possuem monitoramento em tempo real de chuva, cota, e vazão para as que possuem curva chave definida.

Estas estações são visitadas pelos operadores em média a cada três meses, quando são recolhidos registros de observadores hidrológicos, feitos *retrieves* das plataformas de coleta de dados, manutenção, medição de vazão, e determinação de qualidade da água.

Em um esforço de qualificar a operação de algumas estações, e implantar um regime diferenciado de operação que garantisse um dado com qualidade, confiável e em tempo real, a ANA, juntamente com a CPRM, iniciou em 2017 a implantação da Rede Hidrometeorológica Nacional de Referência.

Esta “rede dentro da rede” contempla algumas estações, de especial interesse quanto aos usos da água, que serão operadas em um regime diferenciado das demais, recebendo mais visitas dos operadores no ano e sujeitas a visitas emergências para manutenção das plataformas automáticas quando da ocorrência de alguma interrupção ou imperfeição do dado recebido em tempo real.

Contudo ainda resta o desafio de intensificar o monitoramento da qualidade da água, para que este também se torne um monitoramento de referência, e que os dados de qualidade da água também tenham uma maior densidade temporal como os demais dados.

A RHNR conta com 100 estações, distribuídas entre as 11 unidades de operação da CPRM. Destas 100 estações, cinco estão em áreas de difícil acesso, que não permitiriam uma estratégia de monitoramento em tempo quase real, e para esta ACE foram deixadas a parte, pois para estas a única alternativa de intensificação seria o monitoramento em tempo real. Assim, para compor a ACE restaram 95 estações, que podem ser vistas na Figura 5.10, juntamente com a localização das unidades de operação.

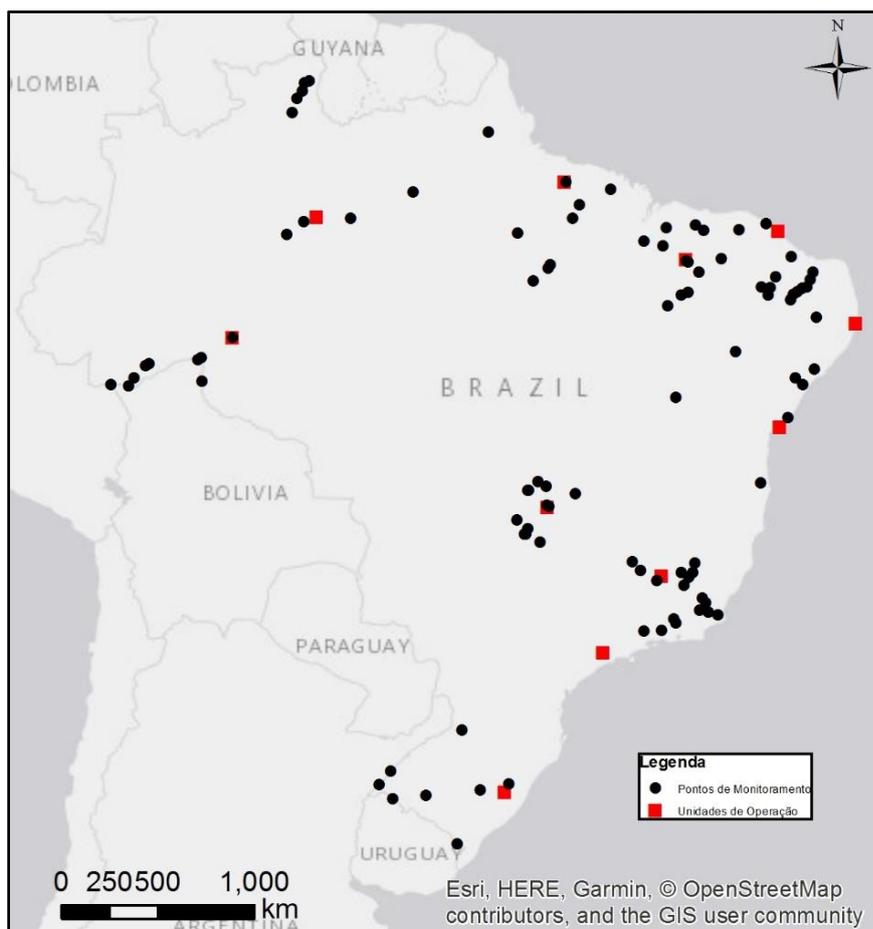


Figura 5.10 - Localização das estações e das unidades operadoras.

A ACE do monitoramento da qualidade da água para a RHNR comparou 7 opções de estratégia: o monitoramento convencional com 3 e 6 visitas por ano, o MQATQR com intervalos de amostragem de 2, 4 e 7 dias, e MQATR com visitas de calibração das sondas a cada 15 e 30 dias. O horizonte de avaliação foi de 10 anos, e os custos atribuídos que entraram na contabilização estão no Quadro 5.3, e os valores utilizados são os valores médios praticados atualmente no mercado.

<b>Investimento</b>		
Item	Descrição	V. Unit (R\$)
1	Sonda Multiparâmetro	50000
2	Plataforma de Coleta de Dados	40000
3	Obras de Infraestrutura	30000
<b>O&amp;M (por ano)</b>		
Item	Descrição	V. Unit (R\$)
1	Diárias de campo	190
2	Km Rodados	1.1
3	Kit Sensores de reposição	5000
4	Kit soluções de calibração	1000
<b>Outros (por ano)</b>		
Item	Descrição	Valor
1	Taxa de desconto	10%
2	Depreciação	10%
3	Inflação	5%

Quadro 5.3 - Quadro de custos da implantação do MQATQR na RHNR

A quilometragem utilizada foi referente a roteiros de operação com origem e fim na unidade de operação, passando pelas estações, e utilizando o menor trajeto. Para cada unidade operadora foram estipulados dois roteiros.

As diárias de campo foram estipuladas conforme as distâncias a serem percorridas nos roteiros, sendo estipulada 1 diária para cada 500 km rodados.

## 5.7.2 Estudo de caso 2: Resolução Conjunta ANA/ANEEL 03/2010

A Resolução Conjunta ANA/ANEEL nº 03/2010 estabelece que as concessionárias de geração de energia hidrelétrica devem instalar e operar estações hidrométricas visando o monitoramento pluviométrico, limnimétrico, fluviométrico, sedimentométrico e de qualidade da água. Para cada aproveitamento, o quantitativo de estações se dá pela área de drenagem do empreendimento, conforme Tabela 5.1.

Tabela 5.1 – Quantitativo de estações de monitoramento estabelecido pela Res. Conjunta ANA/ANEEL nº 03/2010.

Tipo de Monitoramento	Área de Drenagem Incremental				
	De 0 a 500 km <sup>2</sup>	De 501 a 5.000 km <sup>2</sup>	De 5.001 a 50.000 km <sup>2</sup>	De 50.001 a 500.000 km <sup>2</sup>	Acima de 500.000 km <sup>2</sup>
Pluviométrico	1	3	4	6	7
Limnimétrico	1	1	1	1	1
Fluviométrico	1	3	4	6	7
Sedimentométrico	1	2	2	3	3

A mesma resolução, em seu artigo 5º, estabelece que o monitoramento pluviométrico, limnimétrico e fluviométrico devem ser automatizados e disponibilizados em tempo real.

Nesse contexto, esse estudo de caso analisa a relação custo efetividade da implementação de estratégia de monitoramento da qualidade da água, com maior densidade temporal dos dados, para 10 aproveitamentos hidrelétricos, 2 em cada região do Brasil, e com heterogeneidade quanto ao tamanho do empreendimento. Um resumo das características dos empreendimentos pode ser visto no Quadro 5.4 e a localização pode ser vista na Figura 5.11.

REGIÃO	APROVEITAMENTO	CAPACIDADE INSTALADA	ÁREA DE DRENAGEM	ÁREA DO RESERVATÓRIO	ESTAÇÕES
SUL	UHE Passo São João	77 MW	10100 km <sup>2</sup>	20 km <sup>2</sup>	4
	Itaipu Binacional	14000 MW	823000 km <sup>2</sup>	1350 km <sup>2</sup>	9
SUDESTE	PCH São José	4 MW	756 km <sup>2</sup>	0.01 km <sup>2</sup>	4
	UHE Três Marias	396 MW	50650 km <sup>2</sup>	1040 km <sup>2</sup>	6
CENTRO-OESTE	UHE Teles Pires	1820 MW	90455 km <sup>2</sup>	150 km <sup>2</sup>	6
	PCH Mambáí II	12 MW	893 km <sup>2</sup>	0.3 km <sup>2</sup>	4
NORTE	UHE Santo Antônio	3568 MW	980000 km <sup>2</sup>	422 km <sup>2</sup>	9
	UHE Tucuruí	8370 MW	764000 km <sup>2</sup>	2850 km <sup>2</sup>	7
NORDESTE	UHE Pedra do Cavalo	160 MW	53620 km <sup>2</sup>	163 km <sup>2</sup>	8
	UHE Funil	30 MW	47400 km <sup>2</sup>	4.1 km <sup>2</sup>	4

Quadro 5.4 - Características dos aproveitamentos hidrelétricos.

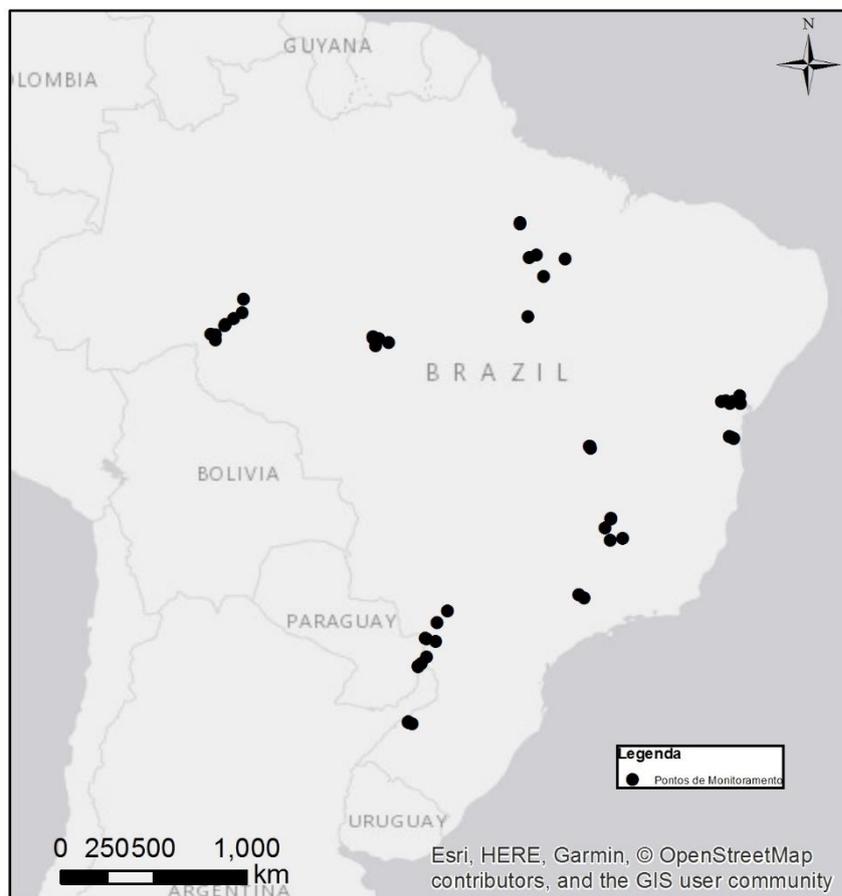


Figura 5.11 - Localização dos aproveitamentos hidrelétricos e estações de monitoramento.

Para esta ACE foram comparadas 7 opções de estratégia: o monitoramento convencional com 3 e 6 visitas por ano, o MQATQR com intervalos de amostragem de 2, 4 e 7 dias, e MQATR com visitas de calibração das sondas a cada 15 e 30 dias. Para essa análise também foram avaliados os impactos na relação custo efetividade de se trabalhar com equipe fixa, ou de se utilizar o conceito Homem-Hora, pois como cada aproveitamento hidrelétrico opera as suas estações, muitas vezes não há necessidade de manter equipe exclusivamente para este fim. O mesmo raciocínio foi aplicado para veículos.

Os custos atribuídos e que entraram na contabilização estão no Quadro 5.5, e os valores utilizados são os valores médios praticados atualmente no mercado.

EQUIPE EXCLUSIVA			HOMEM-HORA		
Investimento			Investimento		
Item	Descrição	V. Unit (R\$)	Item	Descrição	V. Unit (R\$)
1	Sonda Multiparâmetro	50000	1	Sonda Multiparâmetro	50000
2	Plataforma de Coleta de Dados	40000	2	Plataforma de Coleta de Dados	40000
3	Obras de Infraestrutura	30000	3	Obras de Infraestrutura	30000
O&M (por ano)			O&M (por ano)		
Item	Descrição	V. Unit (R\$)	Item	Descrição	V. Unit (R\$)
1	Diárias de campo	190	1	Diárias de campo	190
2	Km Rodados	1.1	2	Km Rodados	0.5
3	Kit Sensores de reposição	5000	3	Kit Sensores de reposição	5000
4	Kit soluções de calibração	1000	4	Kit soluções de calibração	1000
			5	Homem-Hora	30
			6	Veículo-Hora	25
Outros (por ano)			Outros (por ano)		
Item	Descrição	Valor	Item	Descrição	Valor
1	Taxa de desconto	10%	1	Taxa de desconto	10%
2	Depreciação	10%	2	Depreciação	10%
3	Inflação	5%	3	Inflação	5%

Quadro 5.5 - Quadro de custos da implantação do MQATQR na Res. Conjunta ANA/ANEEL nº 03/2010 por tipo de aplicação.

A quilometragem utilizada foi referente a roteiros de operação com origem e fim na nas sedes dos aproveitamentos hidrelétricos, passando pelas estações, e utilizando o menor trajeto. As diárias de campo foram estipuladas conforme as distâncias a serem percorridas nos roteiros, sendo estipulada 1 diária para cada 500 km rodados.

Para os índices de efetividade foram utilizadas as médias das permanências do MQATQR das estações que compõem o aproveitamento hidrelétrico, para o parâmetro OD.

Com esse estudo de caso encerra-se a proposta metodológica desta pesquisa, avaliando a forma que o monitoramento deve ser empregado, quanto à resolução temporal, e o impacto que essa operação tem sobre os custos de monitoramento. No próximo item serão apresentados e discutidos os resultados obtidos com a realização das etapas metodológicas.

## 6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados que na sequência são apresentados estão na mesma ordem das etapas metodológicas, sendo cada um dos itens a seguir o produto obtido com a realização da etapa descrita na metodologia.

Retomando brevemente a metodologia, primeiramente foram avaliadas as séries históricas de MQATR dos pontos selecionados, para verificar se atendiam o pré-requisito de estacionariedade para que pudesse ser utilizada a análise espectral como ferramenta de identificação de frequências características das séries.

Posteriormente foram realizadas as análises espectrais, demonstrando as frequências mais presentes nas séries e indicando o potencial de representatividade que uma determinada amostragem teria naquele ponto.

De posse dos espectros de frequência foram construídas as curvas de densidade de frequência acumuladas, que aqui denominamos de curvas de permanência de frequências. Para cada ponto selecionado foi construída uma curva de permanência de frequências.

Após obter as curvas de permanências, foi avaliada a relação das frequências com características física da bacia (área) e hidrológica (coeficiente de variação das vazões).

Na sequência os pontos de monitoramento foram divididos em grupos conforme o tamanho da área de drenagem da bacia, aqui denominados de ordem, e foram avaliadas as frequências médias de cada ordem para diversas permanências, com o intuito de verificar se as médias das ordens realmente diferem entre si.

Depois foram estimados os intervalos de amostragem ideais para cada frequência atribuída às diferentes ordens. Esses intervalos são o produto final desta pesquisa, e que como complemento, tiveram sua aplicabilidade testada quanto a viabilidade econômica através de dois estudos de caso.

### 6.1 ESTACIONARIEDADE DAS SÉRIES HISTÓRICAS

Os testes de estacionariedade aplicados foram o ADF e o KPSS. Foram consideradas não estacionárias as séries que não rejeitaram  $H_0$  para o teste ADF e que rejeitaram  $H_0$  para o teste KPSS, sendo que para exclusão da série do escopo da pesquisa as duas condições deveriam ser cumpridas.

Os testes foram aplicados com nível de significância de 5%, e foram analisadas as séries históricas de três parâmetros de qualidade da água obtidos através de MQATR: Condutividade, OD e pH.

Os valores obtidos no teste ADF para as séries de Condutividade podem ser vistos na Tabela 6.1, onde é possível ver que apenas a estação US 11463682 não rejeitou  $H_0$ , pois o valor da estatística t (-2.2388) é em módulo menor que o valor crítico (VC) com 5% de significância (-2.8634), e o P-value de 0.1927 indica que a probabilidade de errar se rejeitada  $H_0$  é maior do que os 5% admitidos. Os testes ADF em todas as outras séries históricas de Condutividade rejeitaram a hipótese nula de que existe uma raiz unitária.

Tabela 6.1 - Estatística t e P-value do teste ADF para as séries históricas de Condutividade.

Estações	VC 5%	t-Stat	P-value	Estações	VC 5%	t-Stat	P-value
BR 62108000	-2.8629	-6.9957	0.0000	US 03081000	-2.8623	-6.9501	0.0000
BR 62321500	-2.8627	-9.9897	0.0000	US 03083500	-2.8623	-13.8732	0.0000
BR 62541000	-2.8631	-7.1752	0.0000	US 03098600	-2.8623	-9.9893	0.0000
BR 62697300	-2.8631	-11.3679	0.0000	US 03431514	-2.8621	-6.0178	0.0000
CA NF02YL012	-2.8626	-3.2096	0.0196	US 04249000	-2.8625	-8.9576	0.0000
CA NS01DL001	-2.8623	-4.5059	0.0002	US 05054000	-2.8621	-7.9499	0.0000
CA NS01ED013	-2.8627	-3.0135	0.0338	US 05082500	-2.8622	-4.0164	0.0106
CA NS01EF001	-2.8625	-6.4368	0.0000	US 06610505	-2.8622	-10.533	0.0000
CA NS01FB001	-2.8621	-9.0781	0.0000	US 06894000	-2.8621	-8.6561	0.0000
US 01388000	-2.8622	-6.1193	0.0000	US 06934500	-2.8625	-4.7573	0.0011
US 01400500	-2.8623	-10.3876	0.0000	US 07061270	-2.8621	-5.9631	0.0000
US 01463500	-2.8622	-10.5089	0.0000	US 07075270	-2.8622	-6.5123	0.0000
US 01480617	-2.8625	-6.5344	0.0000	US 07177500	-2.8621	-8.4102	0.0000
US 01480870	-2.8624	-9.0823	0.0000	US 07178200	-2.8622	-8.4231	0.0000
US 01481000	-2.8624	-7.1475	0.0000	US 071912213	-2.8622	-5.7139	0.0000
US 01481500	-2.8624	-5.4742	0.0000	US 07191222	-2.8622	-8.078	0.0000
US 01608500	-2.8621	-8.0575	0.0000	US 07239450	-2.8623	-14.4001	0.0000
US 01649190	-2.8622	-5.8185	0.0000	US 07241550	-2.8623	-15.0474	0.0000
US 02079500	-2.8622	-5.7372	0.0000	US 07332620	-2.8624	-12.1239	0.0000
US 02110500	-2.8621	-6.4371	0.0000	US 07332622	-2.8624	-8.5639	0.0000
US 02110704	-2.8621	-5.0132	0.0000	US 07374000	-2.8623	-5.6189	0.0000
US 02156500	-2.8621	-6.2431	0.0000	US 08049500	-2.8622	-11.5285	0.0000
US 02160105	-2.8621	-9.0205	0.0000	US 08062500	-2.8622	-12.9077	0.0000
US 02160700	-2.8621	-8.9116	0.0000	US 08065350	-2.8622	-9.9701	0.0000
US 02160991	-2.8621	-6.0439	0.0000	US 08070200	-2.8621	-14.3797	0.0000
US 02203603	-2.8622	-13.4237	0.0000	US 08181500	-2.8621	-13.0361	0.0000
US 02203655	-2.8621	-29.2074	0.0000	US 08181800	-2.8621	-15.7201	0.0000
US 02203700	-2.8621	-15.5601	0.0000	US 08211200	-2.8622	-3.5086	0.0079
US 02336120	-2.8622	-25.7906	0.0000	US 10129900	-2.8621	-10.7131	0.0000
US 02336240	-2.8621	-28.9965	0.0000	US 10133800	-2.8621	-7.7551	0.0000
US 02336300	-2.8622	-25.9952	0.0000	US 10133980	-2.8621	-6.9896	0.0000
US 02336313	-2.8621	-18.3234	0.0000	US 11044000	-2.8622	-5.5625	0.0000
US 02336360	-2.8621	-19.6556	0.0000	US 11462500	-2.8622	-13.1791	0.0000
US 02336410	-2.8621	-25.149	0.0000	US 11463682	-2.8634	-2.2388	0.1927
US 02336526	-2.8621	-19.9126	0.0000	US 11463980	-2.8623	-9.4746	0.0000
US 02336728	-2.8621	-19.631	0.0000	US 11467000	-2.8622	-6.4901	0.0000
US 02337170	-2.8621	-3.7883	0.0204	US 12100490	-2.8626	-9.3202	0.0000
US 03075070	-2.8621	-6.1298	0.0000	US 13213000	-2.8622	-4.6175	0.0021

Como o teste ADF tem um viés a não rejeitar  $H_0$ , pelo fato de ele não diferenciar uma raiz unitária de uma raiz quase unitária, é indicada a aplicação de algum outro teste quando da constatação de raiz unitária pelo teste ADF, para a confirmação da não estacionariedade da série histórica (MARGARIDO & MEDEIROS JUNIOR, 2006). Para esta pesquisa foi utilizado o teste KPSS para a confirmação da não estacionariedade da série.

A Tabela 6.2 traz os valores obtidos com o teste KPSS para a série histórica de Condutividade considerada não estacionária pelo teste ADF. É possível observar que pelo teste KPSS, que tem a estacionariedade como  $H_0$ , o valor da estatística LM foi menor do que o valor crítico com nível de significância de 5%, o que indica a não rejeição de  $H_0$ , e que a série é estacionária.

Sendo assim, nesta pesquisa, para o parâmetro Condutividade, as séries históricas de todos os pontos de monitoramento utilizados foram consideradas estacionárias, e portanto poderão ser submetidas à técnica de análise espectral.

Tabela 6.2 - Estatística LM do teste KPSS para as séries históricas de Condutividade.

Estações	VC 5%	LM-Stat
US 11463682	0.4630	0.4333

Para as séries de OD, os valores obtidos no teste ADF podem ser vistos na Tabela 6.3, onde é possível ver que as séries históricas das estações CA NS01DL001, CA NS01ED013, CA NS01EF001, CA NS01FB001, US 01649190, US 05082500, US 07061270, US 07075270 e US 07374000 não rejeitaram  $H_0$ , portanto, pelo teste ADF foram consideradas não estacionárias.

Observando os P-valores destas séries, com exceção das estações US 01649190 e US 05082500 que apresentaram 0.6308 e 0.4527 respectivamente, todos os outros valores foram baixos, alguns pouco maiores que os 0.05 aceitáveis. Isso indica que a probabilidade de errar se considerarmos a série estacionária é baixa. Isso só evidencia a necessidade de um segundo teste para a confirmação ou não da não estacionariedade.

As séries históricas destas estações, quando submetidas ao teste KPSS aqui utilizado como confirmatório da não estacionariedade mostraram valores abaixo dos valores críticos para um nível de significância de 5% (Tabela 6.4), o que mostra a não rejeição de  $H_0$  para o teste KPSS, não confirmando a não estacionariedade das séries indicadas no teste ADF.

Assim, para as séries históricas de OD todos os pontos de monitoramento selecionados foram submetidos à análise espectral, pois as séries foram consideradas estacionárias.

Tabela 6.3 - Estatística t e P-value do teste ADF para as séries históricas de OD.

Estações	VC 5%	t-Stat	P-value	Estações	VC 5%	t-Stat	P-value
BR 62108000	-2.8627	-4.4823	0.0002	US 03081000	-2.8630	-4.7567	0.0001
BR 62321500	-2.8626	-11.7930	0.0000	US 03083500	-2.8633	-7.2407	0.0000
BR 62541000	-2.8631	-12.2687	0.0000	US 03098600	-2.8626	-3.6966	0.0000
BR 62697300	-2.8635	-6.4255	0.0000	US 03431514	-2.8621	-4.8888	0.0000
CA NF02YL012	-2.8624	-2.9374	0.0413	US 04249000	-2.8625	-3.1621	0.0224
CA NS01DL001	-2.8625	-2.5074	0.1138	US 05054000	-2.8621	-4.5143	0.0002
CA NS01ED013	-2.8627	-1.9737	0.2987	US 05082500	-2.8624	-2.2571	0.4527
CA NS01EF001	-2.8625	-2.0318	0.2732	US 06610505	-2.8622	-4.2469	0.0006
CA NS01FB001	-2.8621	-2.2070	0.2039	US 06894000	-2.8621	-3.8452	0.0025
US 01388000	-2.8622	-12.4168	0.0000	US 06934500	-2.8625	-4.7933	0.0014
US 01400500	-2.8622	-4.1279	0.0009	US 07061270	-2.8621	-2.7024	0.0737
US 01463500	-2.8622	-4.1132	0.0009	US 07075270	-2.8621	-2.9800	0.1461
US 01480617	-2.8624	-4.7177	0.0001	US 07177500	-2.8621	-9.0042	0.0000
US 01480870	-2.8624	-5.7343	0.0000	US 07178200	-2.8622	-4.7261	0.0001
US 01481000	-2.8624	-5.2246	0.0000	US 071912213	-2.8621	-3.3273	0.0138
US 01481500	-2.8622	-3.9815	0.0015	US 07191222	-2.8622	-4.1441	0.0008
US 01608500	-2.8621	-4.2115	0.0006	US 07239450	-2.8626	-3.1759	0.0216
US 01649190	-2.8623	-1.9326	0.6308	US 07241550	-2.8626	-7.1008	0.0000
US 02079500	-2.8621	-3.2846	0.0156	US 07332620	-2.8625	-5.9215	0.0000
US 02110500	-2.8621	-4.9785	0.0000	US 07332622	-2.8625	-5.2132	0.0000
US 02110704	-2.8621	-4.2256	0.0006	US 07374000	-2.8623	-2.6484	0.0834
US 02156500	-2.8621	-4.4917	0.0002	US 08049500	-2.8622	-5.5475	0.0000
US 02160105	-2.8621	-4.6989	0.0001	US 08062500	-2.8622	-5.7031	0.0000
US 02160700	-2.8621	-4.8868	0.0000	US 08065350	-2.8623	-8.2097	0.0000
US 02160991	-2.8621	-3.5457	0.0070	US 08070200	-2.8622	-4.7192	0.0000
US 02203603	-2.8622	-4.2459	0.0006	US 08181500	-2.8621	-5.3022	0.0000
US 02203655	-2.8622	-6.4161	0.0000	US 08181800	-2.8621	-5.6686	0.0000
US 02203700	-2.8622	-5.9069	0.0000	US 08211200	-2.8622	-5.6668	0.0000
US 02336120	-2.8622	-5.1548	0.0000	US 10129900	-2.8622	-3.8663	0.0023
US 02336240	-2.8622	-5.3730	0.0000	US 10133800	-2.8622	-3.4420	0.0097
US 02336300	-2.8627	-3.9564	0.0017	US 10133980	-2.8621	-3.2216	0.0189
US 02336313	-2.8622	-4.1183	0.0009	US 11044000	-2.8622	-4.0984	0.0010
US 02336360	-2.8622	-4.3161	0.0004	US 11462500	-2.8622	-4.6448	0.0001
US 02336410	-2.8622	-4.5945	0.0001	US 11463682	-2.8634	-4.4648	0.0002
US 02336526	-2.8622	-5.7254	0.0000	US 11463980	-2.8621	-5.6874	0.0000
US 02336728	-2.8622	-4.9344	0.0000	US 11467000	-2.8621	-8.1687	0.0000
US 02337170	-2.8622	-9.1781	0.0000	US 12100490	-2.8624	-3.6146	0.0056
US 03075070	-2.8630	-4.7882	0.0001	US 13213000	-2.8621	-7.5186	0.0000

Tabela 6.4 - Estatística LM do teste KPSS para as séries históricas de OD.

Estações	VC 5%	LM-Stat
CA NS01DL001	0.4630	0.1219
CA NS01ED013	0.4630	0.2358
CA NS01EF001	0.4630	0.0788
CA NS01FB001	0.4630	0.1056
US 01649190	0.4630	0.0568
US 05082500	0.4630	0.0236
US 07061270	0.4630	0.0794
US 07075270	0.4630	0.0215
US 07374000	0.4630	0.0346

Os valores obtidos no teste ADF para as séries de pH podem ser vistos na Tabela 6.5, onde é possível observar que as estações US 06934500 e US 13213000 não rejeitaram  $H_0$ . Na primeira o valor da estatística t (-1.7856) é em módulo menor que o valor crítico (VC) com 5% de significância (-2.8621), e o P-value de 0.6985 maior que os 0.05 aceitáveis. Na segunda, embora o valor da estatística t (-2.9843) em módulo tenha sido maior que o valor crítico (VC) com 5% de significância (-2.8621), o P-value de 0.1582 faz com que se aplique a ela o teste KPSS para confirmação.

Tabela 6.5 - Estatística t e P-value do teste ADF para as séries históricas de pH.

Estações	VC 5%	t-Stat	P-value	Estações	VC 5%	t-Stat	P-value
BR 62108000	-2.8627	-7.4379	0.0000	US 03081000	-2.8621	-7.2284	0.0000
BR 62321500	-2.8625	-12.653	0.0000	US 03083500	-2.8622	-13.0893	0.0000
BR 62541000	-2.8636	-4.0371	0.0013	US 03098600	-2.8625	-11.3252	0.0000
BR 62697300	-2.8637	-4.5161	0.0000	US 03431514	-2.8621	-12.4915	0.0000
CA NF02YL012	-2.8622	-12.8172	0.0000	US 04249000	-2.8625	-7.8654	0.0000
CA NS01DL001	-2.8624	-8.187	0.0000	US 05054000	-2.8621	-6.3008	0.0000
CA NS01ED013	-2.8627	-3.9462	0.0018	US 05082500	-2.8625	-5.927	0.0000
CA NS01EF001	-2.8625	-7.3923	0.0000	US 06610505	-2.8630	-7.5639	0.0000
CA NS01FB001	-2.8621	-7.2919	0.0000	US 06894000	-2.8621	-7.524	0.0000
US 01388000	-2.8621	-6.3312	0.0000	US 06934500	-2.8621	-1.7856	0.6985
US 01400500	-2.8621	-14.4566	0.0000	US 07061270	-2.8622	-7.6421	0.0000
US 01463500	-2.8621	-10.519	0.0000	US 07075270	-2.8621	-3.5661	0.0388
US 01480617	-2.8624	-11.5756	0.0000	US 07177500	-2.8622	-5.434	0.0000
US 01480870	-2.8624	-7.0912	0.0000	US 07178200	-2.8622	-10.8925	0.0000
US 01481000	-2.8624	-9.2219	0.0000	US 071912213	-2.8621	-3.7431	0.0036
US 01481500	-2.8621	-13.1408	0.0000	US 07191222	-2.8622	-5.1478	0.0000
US 01608500	-2.8621	-12.6911	0.0000	US 07239450	-2.8623	-9.6823	0.0000
US 01649190	-2.8621	-7.6795	0.0000	US 07241550	-2.8624	-7.2769	0.0000
US 02079500	-2.8622	-3.8256	0.0027	US 07332620	-2.8624	-10.3518	0.0000
US 02110500	-2.8621	-8.2578	0.0000	US 07332622	-2.8625	-6.6847	0.0000
US 02110704	-2.8621	-5.9058	0.0000	US 07374000	-2.8624	-7.1324	0.0000
US 02156500	-2.8621	-5.2272	0.0000	US 08049500	-2.8622	-6.4823	0.0000
US 02160105	-2.8621	-14.2658	0.0000	US 08062500	-2.8622	-14.1357	0.0000
US 02160700	-2.8621	-10.1759	0.0000	US 08065350	-2.8622	-9.5929	0.0000
US 02160991	-2.8621	-8.2814	0.0000	US 08070200	-2.8621	-10.4148	0.0000
US 02203603	-2.8623	-7.4228	0.0000	US 08181500	-2.8621	-14.0231	0.0000
US 02203655	-2.8621	-12.1428	0.0000	US 08181800	-2.8621	-13.0163	0.0000
US 02203700	-2.8622	-8.0412	0.0000	US 08211200	-2.8622	-13.5066	0.0000
US 02336120	-2.8622	-8.4547	0.0000	US 10129900	-2.8621	-7.2749	0.0000
US 02336240	-2.8622	-7.2882	0.0000	US 10133800	-2.8621	-6.7073	0.0000
US 02336300	-2.8622	-12.4777	0.0000	US 10133980	-2.8621	-5.9192	0.0000
US 02336313	-2.8622	-7.5674	0.0000	US 11044000	-2.8622	-5.5214	0.0000
US 02336360	-2.8622	-7.6243	0.0000	US 11462500	-2.8622	-8.4189	0.0000
US 02336410	-2.8622	-8.7818	0.0000	US 11463682	-2.8634	-5.1697	0.0000
US 02336526	-2.8621	-20.8638	0.0000	US 11463980	-2.8622	-7.7802	0.0000
US 02336728	-2.8621	-7.3615	0.0000	US 11467000	-2.8623	-5.2041	0.0002
US 02337170	-2.8621	-5.1628	0.0002	US 12100490	-2.8625	-7.4066	0.0000
US 03075070	-2.8621	-9.9037	0.0000	US 13213000	-2.8621	-2.9843	0.1582

A Tabela 6.6 traz os valores obtidos com o teste KPSS para as séries históricas de pH consideradas não estacionárias pelo teste ADF. Observa-se que pelo teste KPSS, que tem a estacionariedade como  $H_0$ , o valor da estatística LM foi menor do que o valor crítico com nível de significância de 5% para as duas estações, o que indica a não rejeição de  $H_0$ , e que as séries são estacionárias.

Tabela 6.6 - Estatística LM do teste KPSS para as séries históricas de pH.

<b>Estações</b>	<b>VC 5%</b>	<b>LM-Stat</b>
US 06934500	0.4630	0.0755
US 13213000	0.4630	0.0671

Esperava-se que as séries históricas apresentassem estacionariedade, tendo em vista que são séries com 10 anos ou menos. Em geral para verificarmos tendências em séries são necessários períodos longos de observação, e para o monitoramento da qualidade da água de alta resolução temporal esta não é uma realidade.

Contudo, podemos fazer algumas inferências através de análises realizadas com dados de monitoramento convencional. Alzahrani (2017) analisando a estacionariedade de 6 séries históricas de pH do Rio Yukon, com dados de 2005 até 2015, utilizando os testes KPSS e ADF constatou a estacionariedade de 5 séries e a não estacionariedade de 1. Em seu trabalho ele também verificou a estacionariedade de 6 séries de concentração de zinco na água pelos mesmos testes, sendo 4 estacionárias e 2 não estacionárias.

Coelho et al (2017) fez uma análise de estacionariedade de dois tipos de séries de dados em seu trabalho: series longas e séries curtas de qualidade da água do Rio Iguaçu. Das 720 séries longas analisadas, 31% rejeitaram a hipótese de estacionariedade. Para as séries curtas não foram constatadas rejeições da estacionariedade, contudo os autores citam que para algumas séries foram observadas algumas leves tendências crescentes, mas que os p-values destas séries se mantiveram abaixo dos 0.05 estabelecidos, embora próximos. Os autores ainda comentam que deve se ter cuidado ao interpretar tendências em séries curtas, pois este termo só se aplica em séries de longo prazo.

Antonopoulos et al (2001), utilizando séries de dados de 1980 a 1997 de 9 parâmetros de qualidade, inclusive OD e Condutividade, para o Rio Strymon na Grécia, constatou a não estacionariedade das séries de 6 parâmetros. Só se mostraram estacionários  $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$  e Fósforo Total. O comprimento destas séries reforça a ideia de maior incidência de não estacionariedade em séries mais longas.

## 6.2 ANÁLISE ESPECTRAL

As análises espectrais determinaram os espectros de densidade de frequências das séries históricas de cada parâmetro de qualidade da água dos pontos de monitoramento utilizados nesta pesquisa.

Esperava-se que, devido à diversidade das bacias hidrográficas onde se encontram os pontos de monitoramento, também fosse diversa a variabilidade das concentrações de substâncias na água, e conseqüentemente diversa a variabilidade dos parâmetros de qualidade da água monitorados. Esta expectativa foi confirmada, como pode ser visto nos espectros de densidade de frequência de todos os 76 pontos de monitoramento que estão no Anexo 1.

Em todas as análises foi observada a forte influência da sazonalidade nas séries, já que as maiores densidades de frequências foram observadas no entorno da frequência 0.00274, que representa o período aproximado de 365 dias.

Os gráficos aparentam possuir densidades altas próximas a zero, mas isso é um efeito da suavização promovida pelo janelamento de Hann aplicado na geração do gráfico. Na realidade os valores de densidade para frequências menores que a anual são muito próximos de zero, mas a visualização destes só é possível quando: se utiliza zoom no gráfico, não se utiliza suavização, ou se trabalha com os valores tabelados.

Na Figura 6.1 podem-se ver os gráficos de densidades de frequências de alguns dos 76 pontos de monitoramento para o parâmetro Condutividade. Eles estão organizados pelo tamanho da bacia, sendo os dois do topo bacia de ordem A (<100 km<sup>2</sup>) crescendo até os dois da parte inferior, que representam bacias da ordem E (>100000 km<sup>2</sup>).

É possível observar que para as bacias menores, as frequências altas possuem densidades relativamente maiores do que as densidades observadas para as frequências altas em bacias maiores. Ou seja, uma maior presença de frequências altas em bacias pequenas do que em bacias grandes.

O mesmo comportamento foi observado nas análises espectrais das séries históricas do parâmetro OD, que podem ser vistas na Figura 6.2. Nestas também foi observada a presença de um pico de densidade entorno da frequência de 0.065, que representa o período de aproximadamente 15 dias.

As análises espectrais de algumas séries históricas de pH podem ser vistas na Figura 6.3. Nestas a redução nas densidades de frequências mais altas com o aumento da bacia foi observada até a ordem D (10000 até 100000 km<sup>2</sup>), nos pontos de bacias da ordem E foram observadas densidades maiores para frequências mais altas, o que representa uma presença maior de frequências mais altas nas séries históricas de pH para bacias de grande porte.

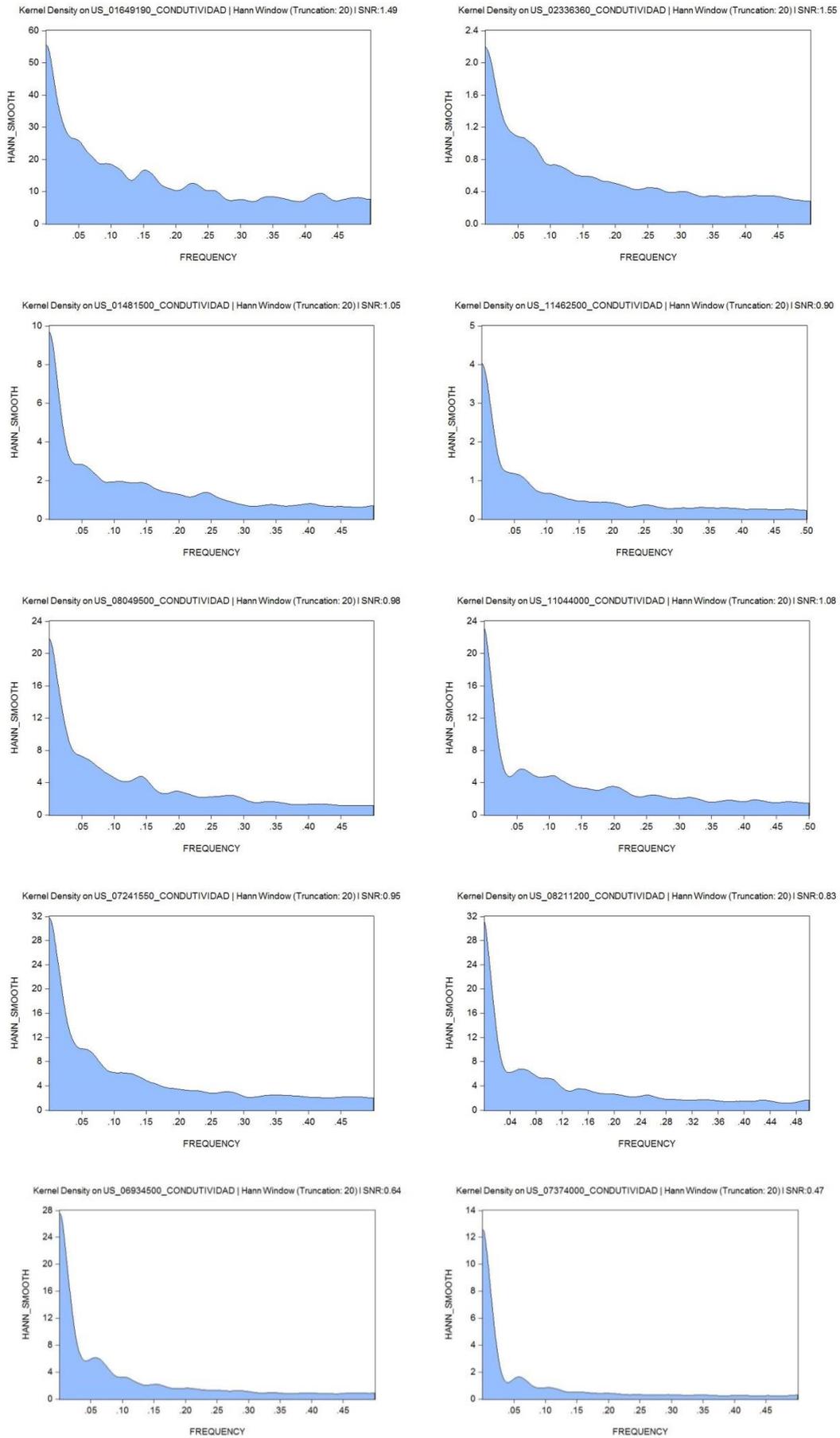


Figura 6.1 - Espectros de densidade de frequências de séries históricas de Condutividade para bacias de ordem A (superior) até ordem E (inferior).

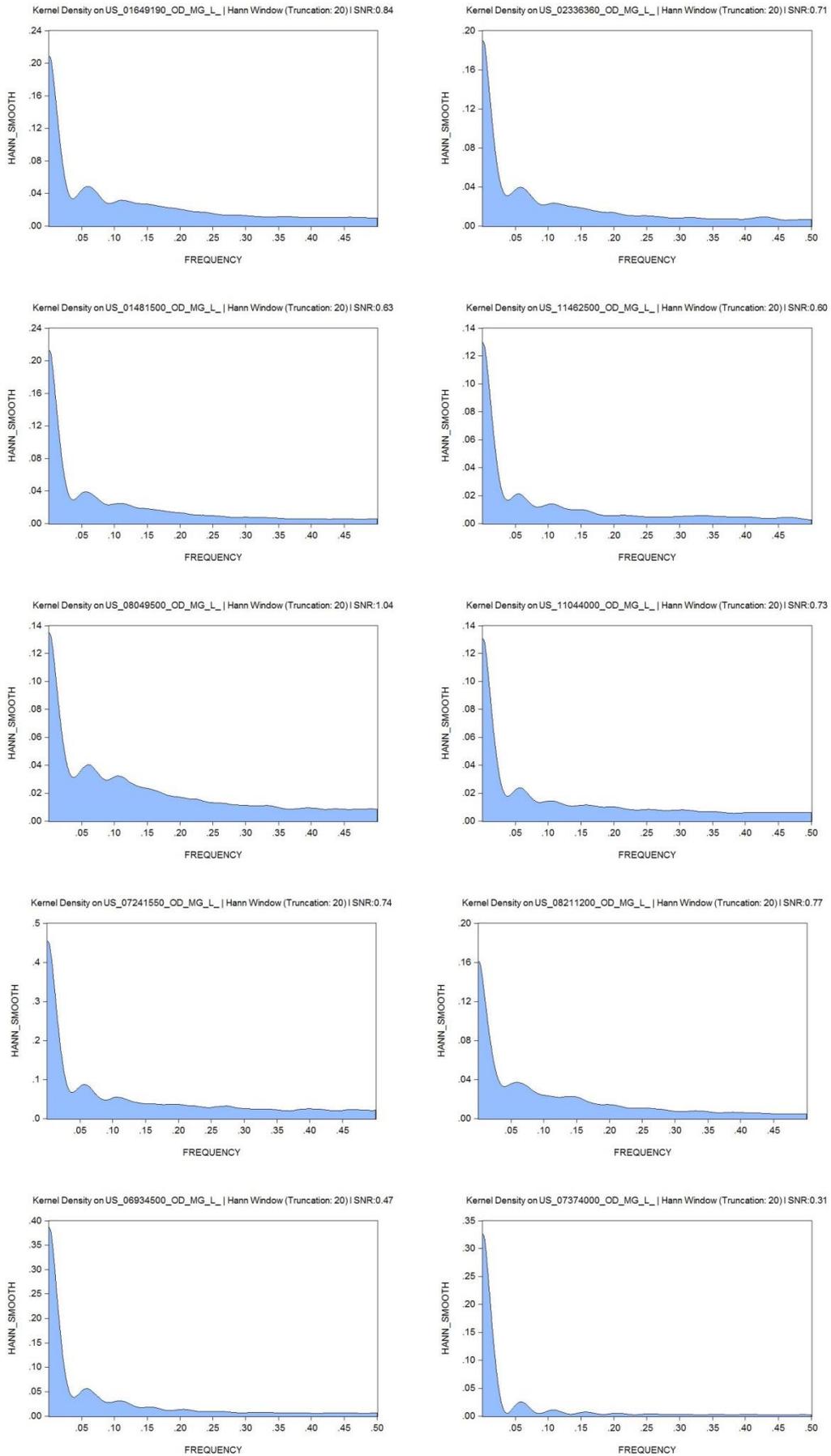


Figura 6.2 - Espectros de densidade de frequências de séries históricas de OD para bacias de ordem A (superior) até ordem E (inferior).

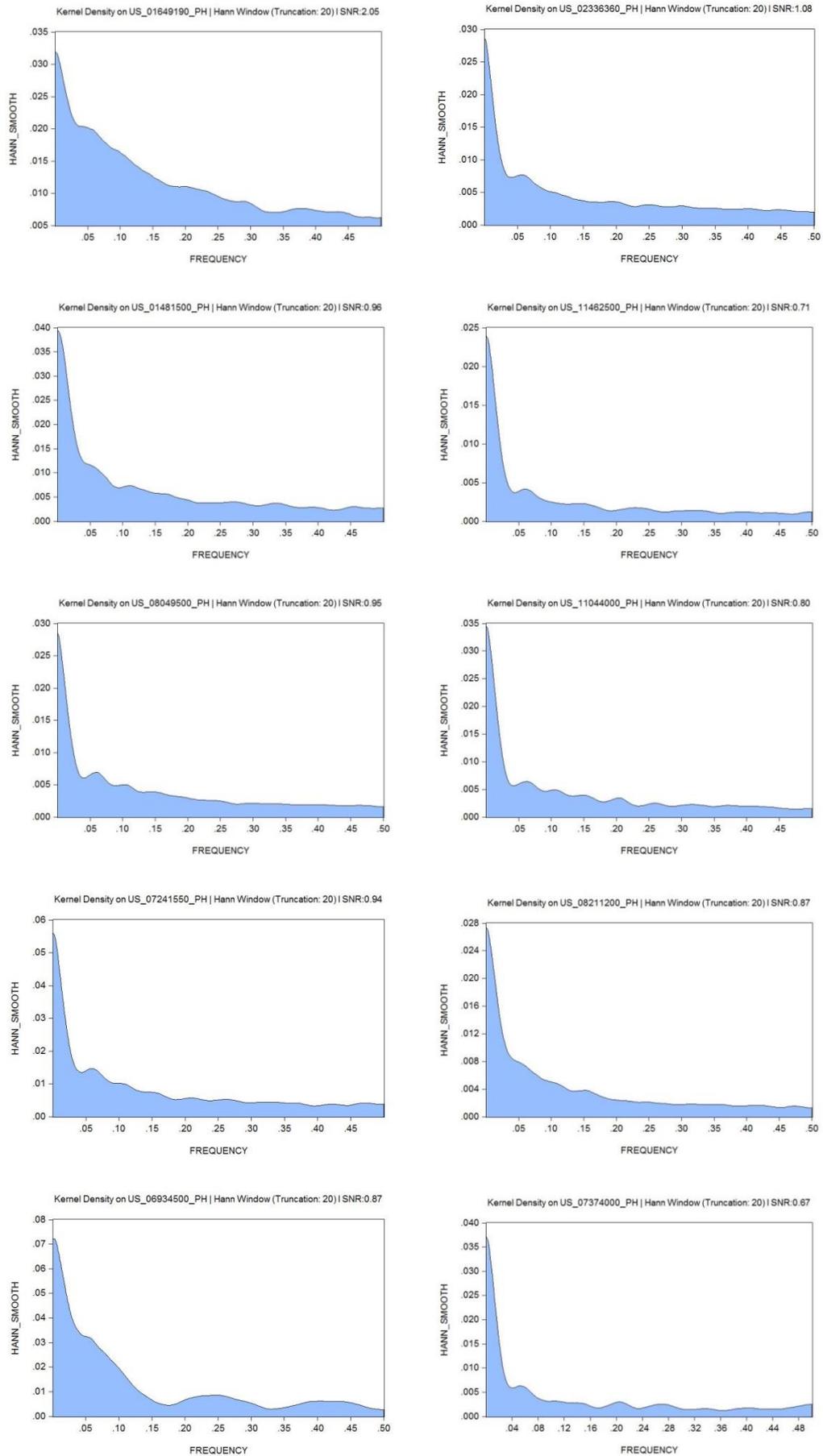


Figura 6.3 - Espectros de densidade de frequências de séries históricas de pH para bacias de ordem A (superior) até ordem E (inferior).

Feng et al (2004) e Kirchner et al (2000) também trabalharam com análises espectrais de séries históricas de qualidade da água. Eles utilizaram concentrações de  $\text{Cl}^-$  e  $\text{Na}^+$  em séries históricas de vazões para determinar o tempo de traslado de bacias hidrográficas no País de Gales. Eles compararam as densidades de frequências de duas bases de dados, uma diária com três anos e uma semanal com 17 anos de dados.

Nelas eles também encontraram forte influência sazonal, com picos bem pronunciados na frequência correspondente ao período anual. Também encontraram diferenças entre as densidades espectrais quando compararam as análises dos dois parâmetros coletados no mesmo ponto.

Essa diferença entre os comportamentos espectrais entre diferentes parâmetros de qualidade para o mesmo ponto de monitoramento demonstra que, mesmo com forte influência dos processos hidrológicos, como a presença de sazonalidade nas séries, existem outros fenômenos que independem do comportamento hidrológico da bacia, e que regulam as características físicas e químicas das águas.

Isso só reforça que, decisões que envolvam impactos na qualidade da água, como o licenciamento do lançamento de efluentes, não sejam baseadas única e exclusivamente em aspectos quantitativos. Por isso a necessidade de intensificação das estratégias de monitoramento da qualidade da água.

Em outro contexto, mas ainda utilizando a análise espectral em séries de qualidade da água de alta resolução temporal, Bulhões et al (2017) avaliaram o uso de frequências proeminentes em análises espectrais para o preenchimento de falhas em séries históricas de qualidade da água do Rio Paraguai.

Eles utilizaram séries de temperatura, OD e pH, onde foram introduzidas falhas artificialmente, e conseguiram resultados satisfatórios com os modelos de preenchimento, alcançando um erro médio de 7% entre os valores gerados por meio do modelo baseado nas frequências proeminentes e os valores reais das amostras coletadas.

Isso mostra o poder da análise espectral aplicada aos dados de qualidade da água, podendo esta dar suporte até mesmo para o monitoramento em tempo real. Ainda possui outras aplicações, tais como para preenchimento de séries quando da falha do sensor fixo em campo, ou quando da ausência deste pela ação do intemperismo ou paradas de manutenção.

Na pesquisa desta tese, embora as análises espectrais demonstrassem quais as frequências estão mais presentes nas séries, elas foram apenas o insumo para buscar qual a representatividade de cada amostragem. Essa representatividade foi obtida através da construção das curvas de permanências de frequências.

### 6.3 CURVAS DE DENSIDADE DE FREQUÊNCIA ACUMULADAS

As curvas de densidade acumulada, aqui denominadas curvas de permanência de frequências, que são a integração da função de densidade de frequências, permitem avaliar quão representativa será uma amostragem de um determinado sinal.

Partindo do pressuposto no teorema da amostragem, se realizarmos uma amostragem suficiente para reproduzir uma determinada frequência  $\omega$  presente em um sinal, esta amostragem será suficiente para reproduzir todas as frequências menores que  $\omega$  que estejam presentes neste sinal, só não as maiores. Como a curva de permanência de frequências faz uma acumulação das frequências da menor para maior, se estabelecermos um ponto nesta curva equivalente a uma frequência  $\omega$ , estaremos representando o sinal na medida das densidades acumuladas de todas as frequências até  $\omega$ .

Nesse contexto foram geradas curvas de permanência de frequências de todas as 76 séries históricas dos pontos de monitoramento utilizados nesta pesquisa, para os três parâmetros selecionados. Todas as curvas podem ser vistas no Anexo 2, mas traremos algumas aqui para a discussão.

Na Figura 6.4 estão algumas curvas de permanências de frequências para o parâmetro Condutividade. Elas estão organizadas pelo tamanho da bacia, sendo as duas do topo bacias de ordem A (<100 km<sup>2</sup>) crescendo até as duas da parte inferior, que representam bacias da ordem E (>100000 km<sup>2</sup>).

É possível observar que à medida que a bacia aumenta, aumenta também a concavidade da curva em relação ao eixo das frequências, isso demonstra um ganho em representatividade das frequências menores a medida que aumenta a bacia.

Nota-se também que, na maioria das curvas, a variação da declividade é sempre gradual e suave, diferentemente do que ocorre na maioria das curvas de permanência de frequências de OD (Figura 6.5), onde no entorno da permanência de 50% geralmente ocorre uma mudança brusca na declividade da curva. Na prática isso significa que é mais fácil promover um ganho no incremento da representatividade com um aumento das amostragens até a faixa de representatividade de 50%, acima disso, mesmo que se façam amostragens com maiores frequências, o ganho em representatividade será menor.

As curvas de permanências de frequências de pH (Figura 6.6) apresentaram comportamento semelhante às curvas de Condutividade, porém em alguns casos das bacias de ordem A, a curva se aproximou mais de uma reta do que Condutividade e OD, diminuindo bem a sua concavidade em relação ao eixo das frequências. Isso demonstra uma distribuição de densidade das frequências mais homogênea na análise espectral para bacias desta ordem.

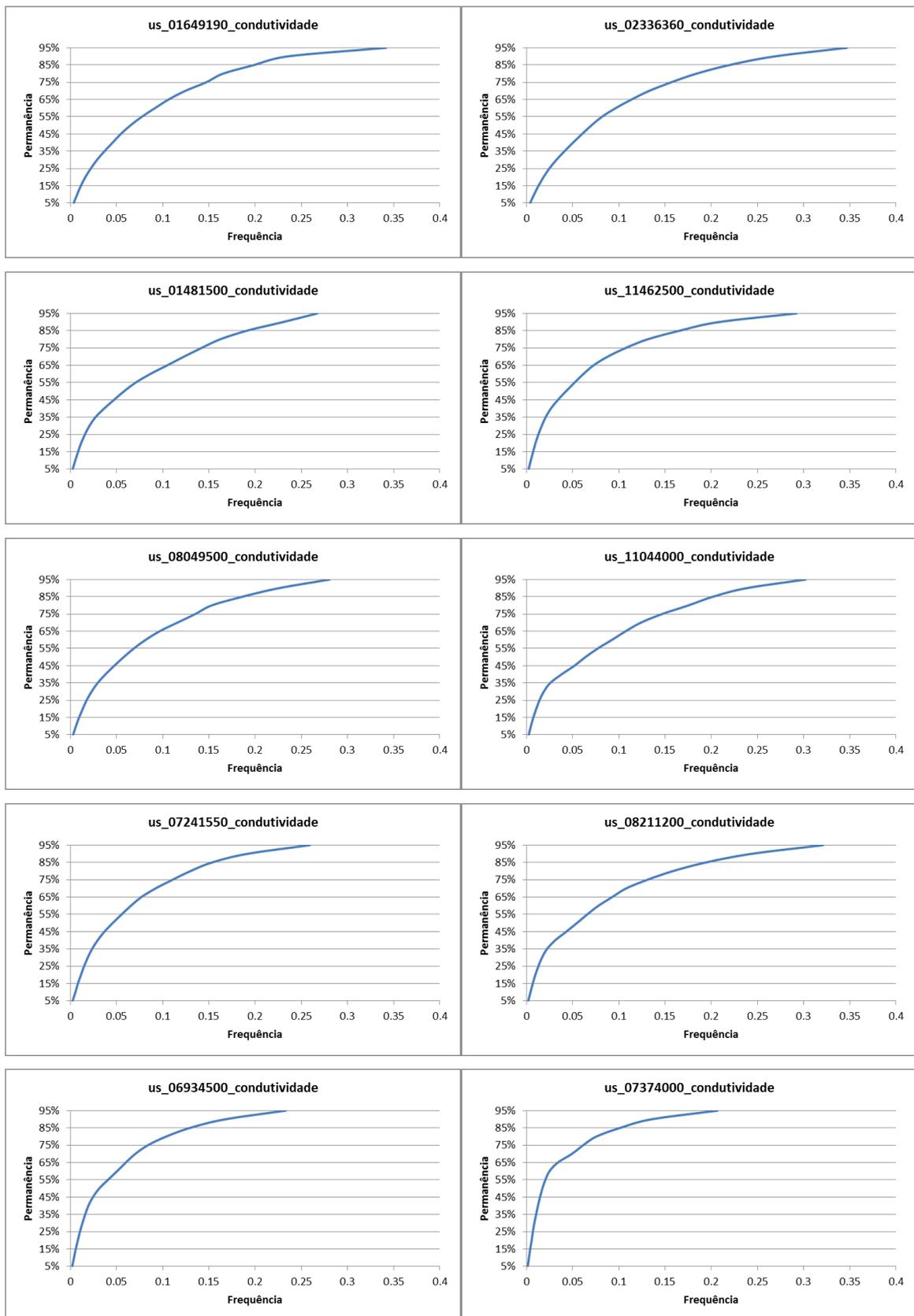


Figura 6.4 - Curvas de densidades de frequência acumuladas (Permanências) de séries históricas de Condutividade para bacias de ordem A (superior) até ordem E (inferior).

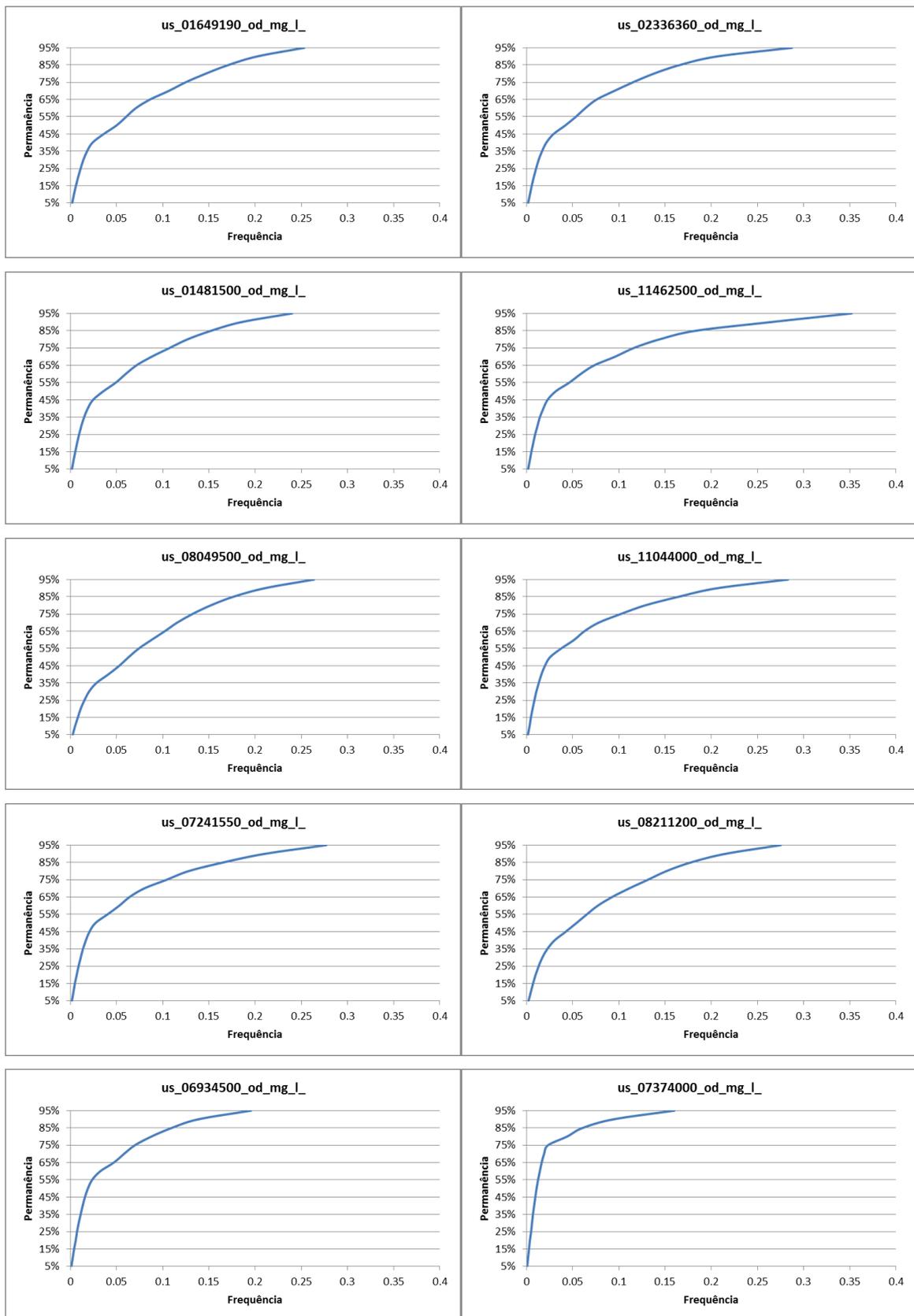


Figura 6.5 - Curvas de densidades de frequência acumuladas (Permanências) de séries históricas de OD para bacias de ordem A (superior) até ordem E (inferior).

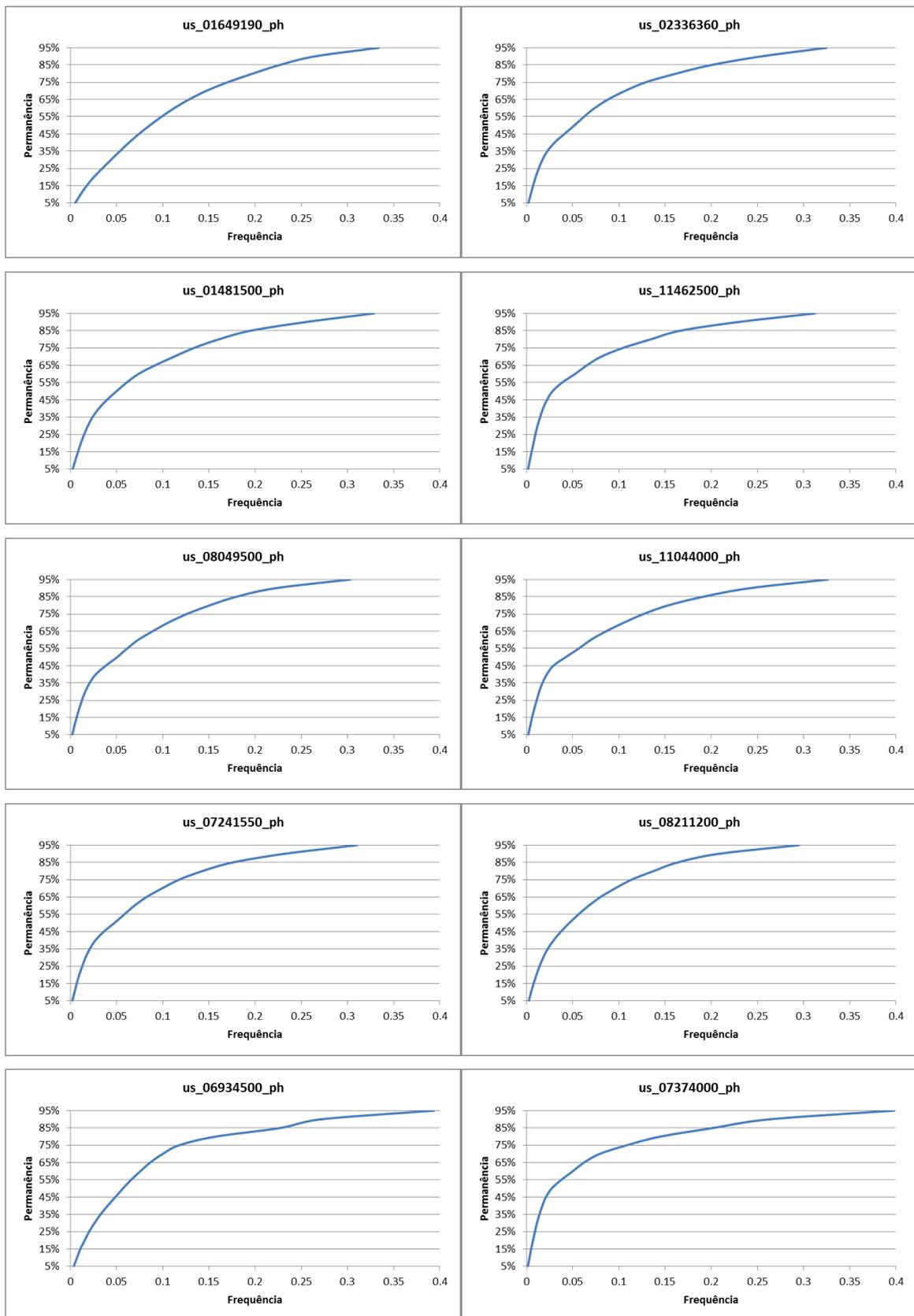


Figura 6.6 - Curvas de densidades de frequência acumuladas (Permanências) de séries históricas de pH para bacias de ordem A (superior) até ordem E (inferior).

#### 6.4 FREQUÊNCIAS E ATRIBUTOS DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS.

Com o intuito de embasar critérios de prescrição de rotinas de monitoramento, nesta pesquisa as frequências características das séries históricas de qualidade da água foram relacionadas com alguns atributos das bacias hidrográficas, pois em um cenário de escassez de dados de qualidade da água que sirvam para embasar uma prescrição de monitoramento, a utilização de atributos das bacias para definição da estratégia seria um subterfúgio.

Foram selecionados dois critérios, um físico (área de drenagem) e um hidrológico (coeficiente de variação das vazões). Embora se saiba que a área seja determinante para a variabilidade do regime hidrológico, o que aparentemente traria a sensação de se estar relacionando as frequências com duas variáveis que tem forte correlação, sabe-se também que o que determina mesmo o regime hidrológico é o regime pluviométrico.

A intenção ao incluir a área como uma variável a ser avaliada é que, na ausência de uma base de dados confiável sobre as cargas lançadas nos rios, a área é um bom indicativo desta quantidade de lançamentos, sejam eles pontuais ou difusos. Além disso, a área também é um indicativo das condições gerais do fluxo dos rios em determinado ponto, pois em geral, áreas pequenas apresentam fluxos mais turbulentos, ao contrário do fluxo em seções com grandes áreas de drenagem. E essas condições de fluxo influenciam fortemente os processos de degradação da matéria e conseqüentemente a qualidade da água.

Partindo para a relação entre as frequências características e os atributos das bacias, nesta pesquisa foram utilizados gráficos de dispersão, com a intenção de identificar agrupamentos ou padrões.

A Figura 6.7, Figura 6.8 e Figura 6.9 traz os gráficos de dispersão das frequências versus os coeficientes de variação das vazões dos pontos de monitoramento para os parâmetros Condutividade, OD e pH, respectivamente. Nas figuras estão as frequências referentes às permanências de 10%, 50% e 90%, e os gráficos para as demais permanências podem ser vistos no Anexo 3.

Para Condutividade, com exceção de 5 estações que possuem os maiores CV's e não apresentaram as maiores frequências, as estações demonstraram um aumento das frequências com o aumento do CV.

Já os gráficos de OD e pH indicam que não existe uma relação explícita entre as variáveis. Não são formados padrões e nem agrupamentos, o que dificulta a utilização de uma curva de ajuste ou uma linha de tendência.

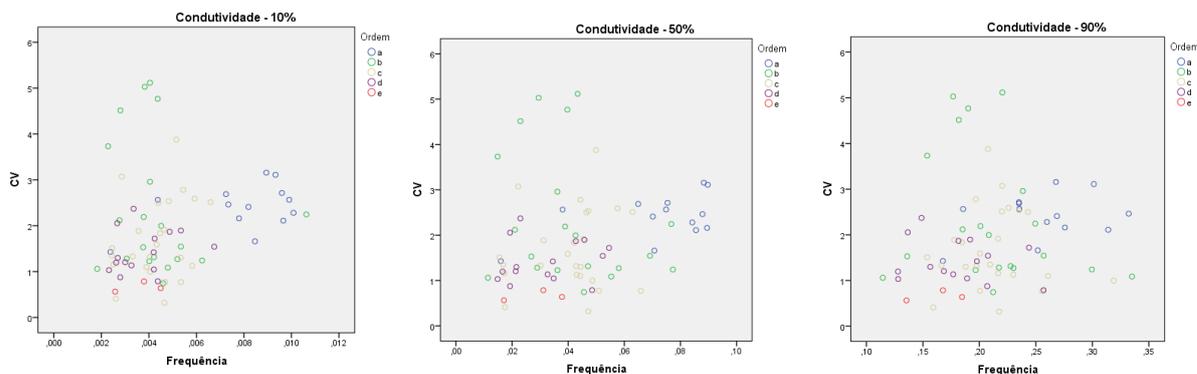


Figura 6.7 - Dispersão das frequências de permanências 10%, 50%, e 90% de Condutividade versus o coeficiente de variação (CV) das vazões.

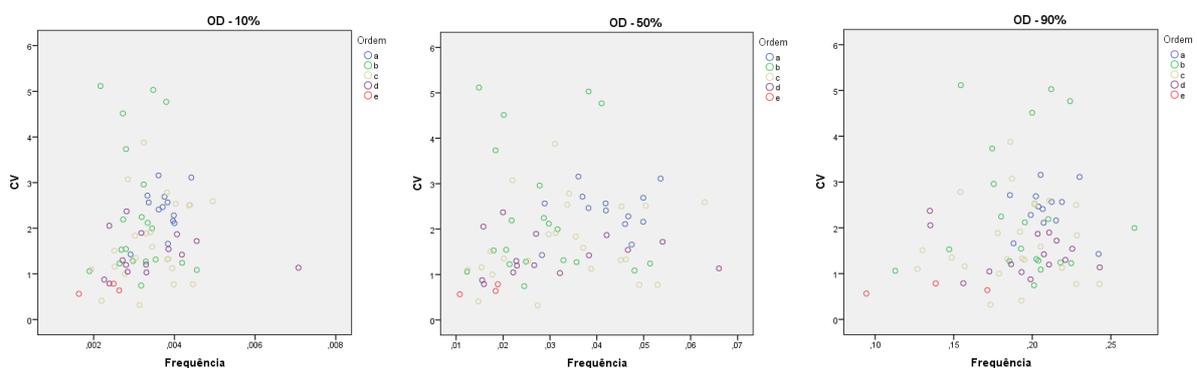


Figura 6.8 - Dispersão das frequências de permanências 10%, 50%, e 90% de OD versus o coeficiente de variação (CV) das vazões.

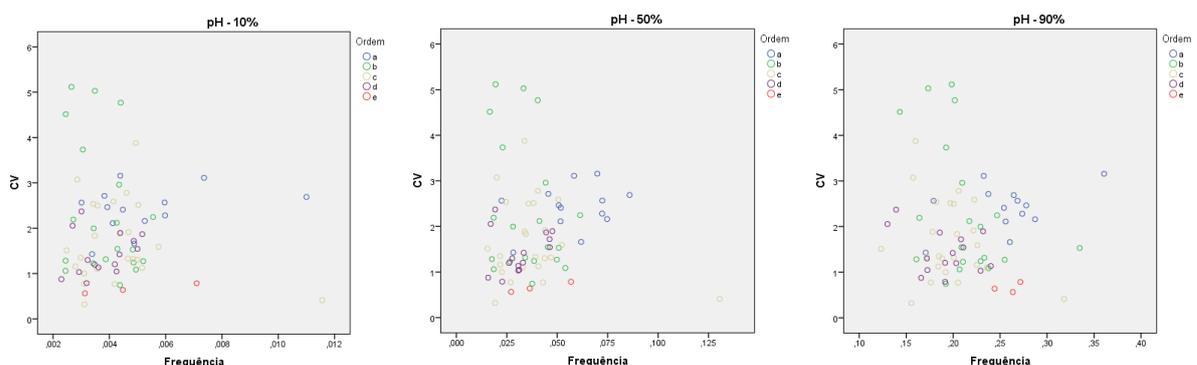


Figura 6.9 - Dispersão das frequências de permanências 10%, 50%, e 90% de pH versus o coeficiente de variação (CV) das vazões.

A Figura 6.10, Figura 6.11, e Figura 6.12 trazem os gráficos de dispersão das frequências versus as áreas de drenagem dos pontos de monitoramento para os parâmetros Condutividade, OD e pH, respectivamente. Nas figuras estão as frequências referentes às permanências de 10%, 50% e 90%, para as demais permanências consultar o Anexo 3.

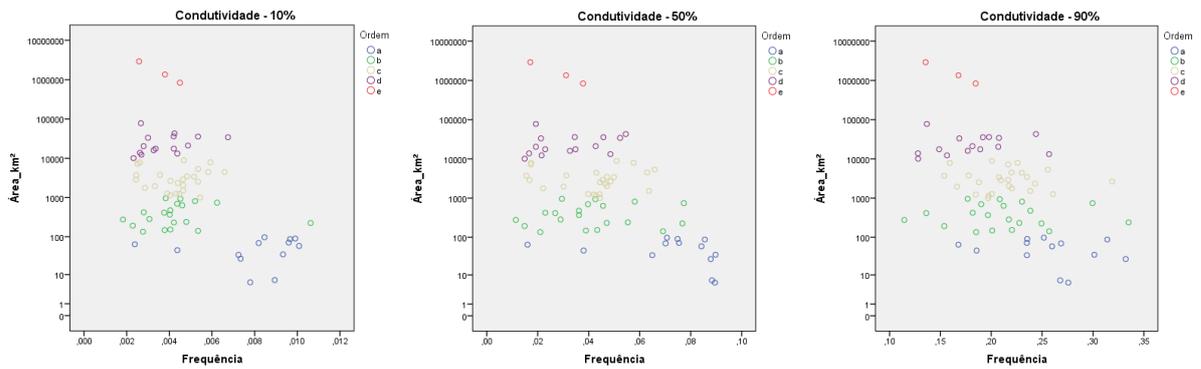


Figura 6.10 - Dispersão das frequências de permanências 10%, 50%, e 90% de Condutividade versus a área de drenagem das bacias.

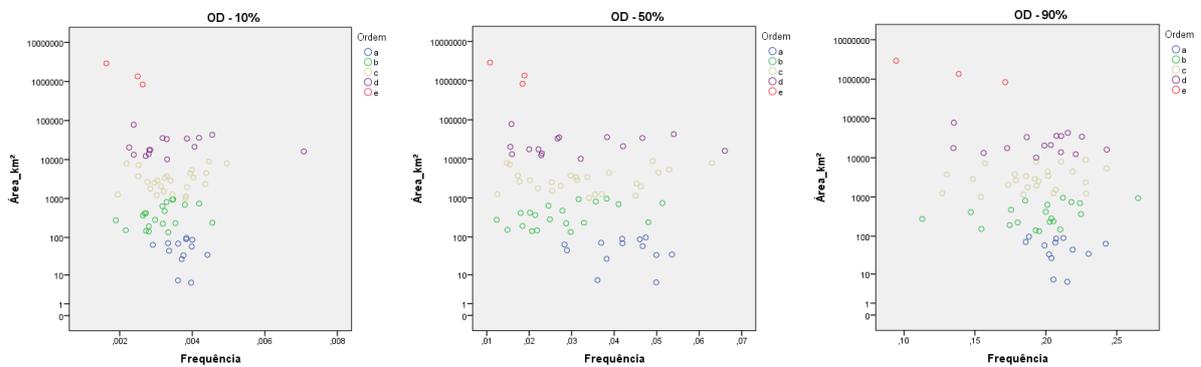


Figura 6.11 - Dispersão das frequências de permanências 10%, 50%, e 90% de OD versus a área de drenagem das bacias.

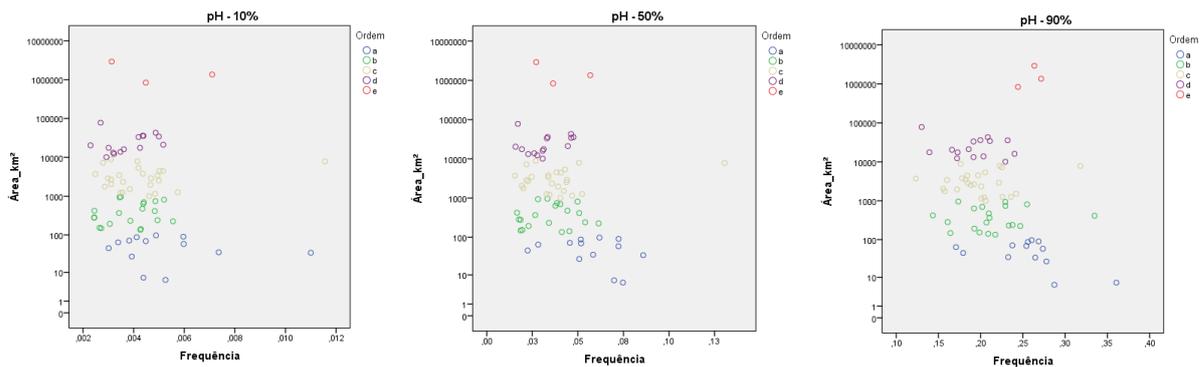


Figura 6.12 - Dispersão das frequências de permanências 10%, 50%, e 90% de pH versus a área de drenagem das bacias.

Como pode ser visto nos gráficos de dispersão, a relação das frequências com as áreas de drenagem ficou mais evidente do que com os coeficientes de variação. Foi possível observar que, embora mais evidente nas ordens A e E e menos nas outras ordens, com o aumento da área diminuíam as frequências. E isso aconteceu para todas as permanências.

Sendo a área de drenagem um parâmetro com um indicativo de maior relação com as frequências presentes nas séries históricas, a divisão em ordens previamente estabelecida para organização dos dados foi mantida para atribuição de valores médios das frequências para cada permanência, e posterior comparação dessas médias, afim de estabelecer as frequências a serem utilizadas posteriormente para a determinação dos intervalos de amostragem ideais para a estratégia de MQATQR.

Na Tabela 6.7 estão organizadas as frequências médias das estações pertencentes a cada ordem, para cada uma das permanências extraídas da curva de densidades acumuladas, para o parâmetro Condutividade.

Tabela 6.7 - Permanências e respectivas frequências médias de cada ordem para Condutividade.

<b>Frequências - Condutividade</b>					
<b>Permanência</b>	<b>a</b>	<b>b</b>	<b>c</b>	<b>d</b>	<b>e</b>
5%	0.0037	0.0021	0.0021	0.0018	0.0018
10%	0.0079	0.0043	0.0043	0.0038	0.0036
15%	0.0126	0.0067	0.0068	0.0059	0.0055
20%	0.0181	0.0094	0.0094	0.0081	0.0076
25%	0.0247	0.0124	0.0124	0.0106	0.0097
30%	0.0325	0.0161	0.0159	0.0133	0.0122
35%	0.0412	0.0206	0.0203	0.0167	0.0150
40%	0.0506	0.0261	0.0260	0.0206	0.0183
45%	0.0607	0.0328	0.0331	0.0258	0.0227
50%	0.0719	0.0411	0.0415	0.0321	0.0287
55%	0.0847	0.0509	0.0504	0.0394	0.0359
60%	0.0988	0.0622	0.0607	0.0487	0.0438
65%	0.1147	0.0755	0.0729	0.0601	0.0534
70%	0.1328	0.0915	0.0914	0.0736	0.0661
75%	0.1540	0.1117	0.1108	0.0913	0.0806
80%	0.1782	0.1367	0.1355	0.1123	0.0982
85%	0.2105	0.1681	0.1674	0.1406	0.1253
90%	0.2561	0.2116	0.2136	0.1813	0.1626
95%	0.3285	0.2840	0.2854	0.2561	0.2260

Em forma de tabela não se percebe a proximidade dos valores médios para algumas ordens, mas quando colocados em forma de gráfico (Figura 6.13) é possível perceber essa proximidade, que muitas vezes chega à sobreposição das curvas.

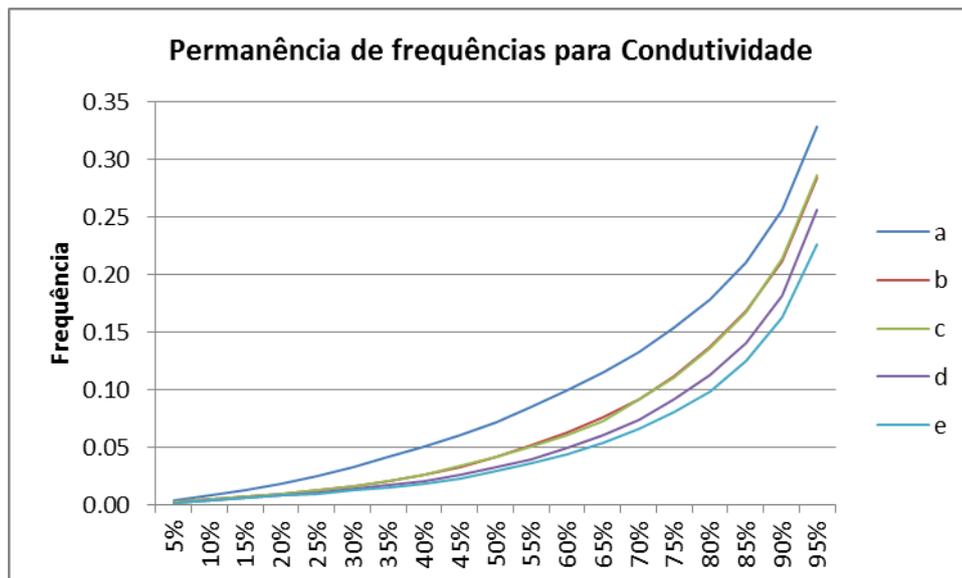


Figura 6.13 - Curvas de permanência de frequências de cada ordem para Condutividade.

Até a permanência de 50% as ordens B, C, D e E ficam muito próximas, estando bem descolada a ordem A, mostrando o comportamento bem diferenciado das frequências para as bacias de até 100 km<sup>2</sup>

A partir da permanência de 50% as ordens D e E vão se distanciando, e destas duas também se distanciam as curvas B e C, porém unidas até a permanência de 95%. Essa união entre as curvas das ordens B e C demonstra que, em termos de permanência de frequências para o parâmetro Condutividade, o comportamento não difere entre bacias de 100 km<sup>2</sup> até 10000 km<sup>2</sup>.

Para o parâmetro OD os valores das frequências médias de cada ordem, para cada uma das permanências selecionadas, estão organizados na Tabela 6.8. É possível observar que as frequências da ordem A são sempre superiores e com uma certa distância das frequências das ordens B, C e D, que possuem valores muito próximos. Já as frequências da ordem E são sempre bem menores que as frequências das ordens B, C e D.

Na Figura 6.14 ficam mais nítidas as proximidades entre as curvas B, C e D. A curva da ordem A se manteve próxima até a permanência de 35%, se descolando após, e retomando a proximidade nas permanências maiores. Para a curva da ordem E, o descolamento foi bem marcante após a permanência de 45%.

Tabela 6.8 - Permanências e respectivas frequências médias de cada ordem para OD.

Frequências - OD					
Permanência	a	b	c	d	e
5%	0.0018	0.0015	0.0016	0.0016	0.0010
10%	0.0037	0.0031	0.0034	0.0034	0.0023
15%	0.0058	0.0048	0.0052	0.0053	0.0035
20%	0.0080	0.0066	0.0073	0.0074	0.0049
25%	0.0106	0.0087	0.0095	0.0097	0.0063
30%	0.0136	0.0109	0.0121	0.0123	0.0079
35%	0.0173	0.0136	0.0153	0.0154	0.0095
40%	0.0226	0.0169	0.0195	0.0192	0.0113
45%	0.0310	0.0214	0.0253	0.0245	0.0135
50%	0.0420	0.0281	0.0328	0.0312	0.0160
55%	0.0539	0.0389	0.0422	0.0399	0.0196
60%	0.0647	0.0512	0.0519	0.0500	0.0264
65%	0.0777	0.0637	0.0633	0.0627	0.0380
70%	0.0957	0.0798	0.0784	0.0781	0.0465
75%	0.1157	0.0995	0.0967	0.0983	0.0568
80%	0.1395	0.1224	0.1192	0.1207	0.0782
85%	0.1681	0.1520	0.1491	0.1512	0.1014
90%	0.2090	0.1943	0.1900	0.1943	0.1348
95%	0.2649	0.2632	0.2585	0.2653	0.2012

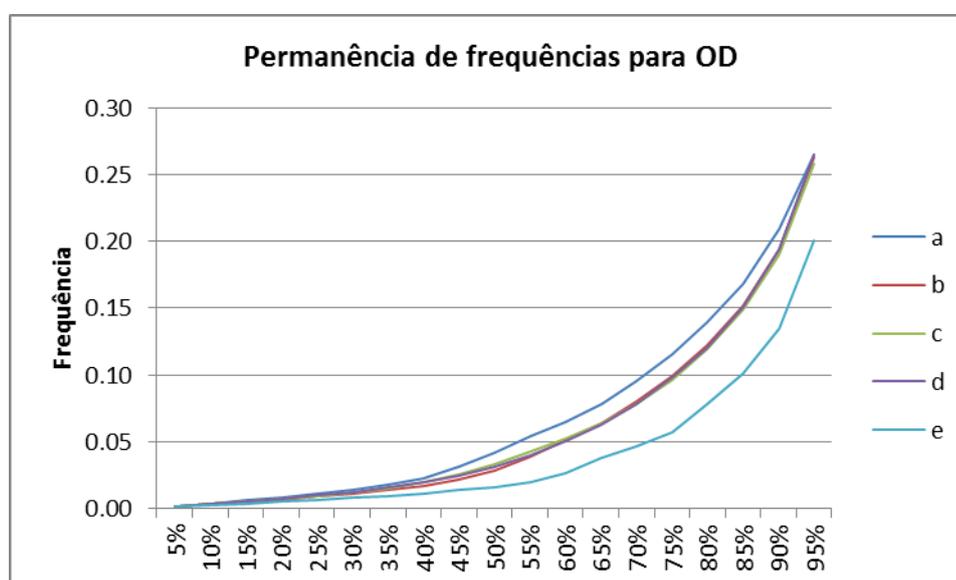


Figura 6.14 - Curvas de permanência de frequências de cada ordem para OD.

A Tabela 6.9 traz os valores das frequências médias de cada ordem, para cada permanência, do parâmetro pH. Como nos demais parâmetros, a Ordem A (<100 km<sup>2</sup>) manteve um certo isolamento a partir da permanência de 30%, mais uma vez corroborando para a necessidade de um olhar diferenciado sobre as bacias de pequeno porte.

Tabela 6.9 - Permanências e respectivas frequências médias de cada ordem para pH.

Permanência	Frequências - pH				
	a	b	c	d	e
5%	0.0025	0.0018	0.0020	0.0018	0.0024
10%	0.0052	0.0039	0.0043	0.0038	0.0049
15%	0.0083	0.0060	0.0067	0.0059	0.0074
20%	0.0117	0.0083	0.0095	0.0080	0.0104
25%	0.0158	0.0109	0.0126	0.0106	0.0136
30%	0.0208	0.0138	0.0159	0.0133	0.0174
35%	0.0275	0.0174	0.0198	0.0165	0.0216
40%	0.0361	0.0220	0.0246	0.0205	0.0267
45%	0.0464	0.0278	0.0305	0.0253	0.0326
50%	0.0574	0.0349	0.0382	0.0315	0.0401
55%	0.0696	0.0435	0.0473	0.0392	0.0499
60%	0.0839	0.0540	0.0575	0.0484	0.0612
65%	0.1003	0.0675	0.0695	0.0598	0.0734
70%	0.1190	0.0832	0.0842	0.0737	0.0894
75%	0.1426	0.1018	0.1025	0.0907	0.1127
80%	0.1714	0.1268	0.1256	0.1130	0.1478
85%	0.2072	0.1601	0.1556	0.1443	0.2037
90%	0.2556	0.2123	0.1983	0.1914	0.2598
95%	0.3274	0.2907	0.2677	0.2743	0.3718

As curvas das ordens B( $100 < \Delta < 1000 \text{ km}^2$ ), C( $1000 < \Delta < 10000 \text{ km}^2$ ) e D( $10000 < \Delta < 100000 \text{ km}^2$ ) se mantiveram próximas, só não tão sobrepostas como nos outros dois parâmetros. Já a curva da ordem E( $>100000 \text{ km}^2$ ) apresentou um comportamento inesperado e diferente dos outros dois parâmetros, apresentando frequências mais altas até mesmo que a ordem A para permanências acima de 85% (Figura 6.15).

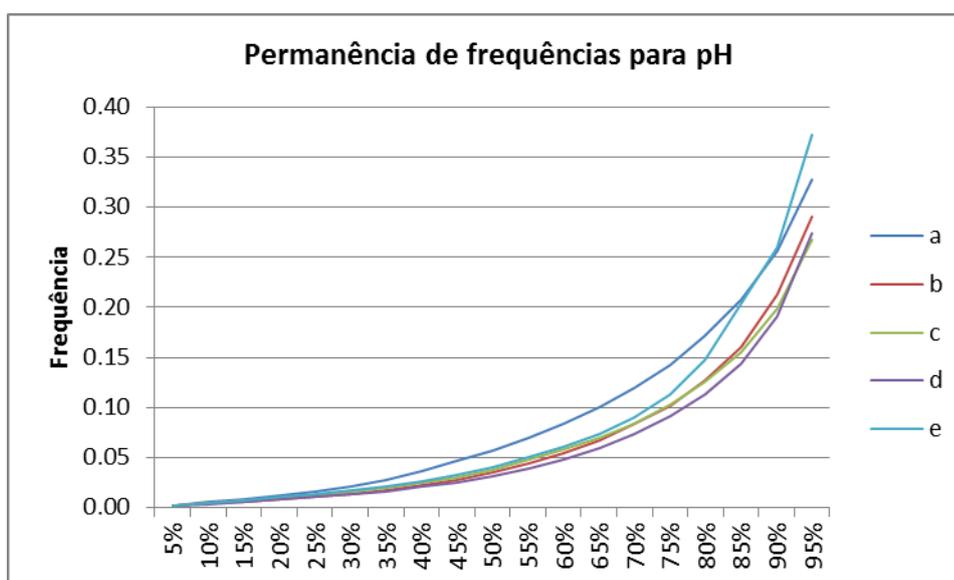


Figura 6.15 - Curvas de permanência de frequências de cada ordem para pH.

Todavia esse comportamento observado para o parâmetro pH da ordem E deve ser avaliado com parcimônia, uma vez que qualquer afirmação sobre a ordem E tem uma carga grande de incerteza, devido ao pouco número de estações em análise comparativamente às outras ordens.

O fato de que algumas ordens apresentaram médias muito próximas de outras motivou a comparação entre estas médias através de testes, para verificar se realmente estas ordens possuem médias diferentes, ou se trata de apenas de variância amostral, e elas devem receber um único valor sendo esse a média de todas as estações pertencentes a estas ordens que se comparam.

Para esta verificação foram usados os testes ANOVA e Welch, descritos anteriormente na metodologia. Os valores obtidos na comparação de médias pelos testes, para o parâmetro Condutividade, podem ser vistos na Tabela 6.10. Nos testes  $H_0$  representa que não existe diferença significativa entre as médias, e a sua rejeição significa que pelo menos uma das ordens possui média diferente das demais.

Na tabela não aparecem os valores resultantes da comparação ABCDE, pois em todas as permanências, pelos dois testes  $H_0$  foi rejeitada.

Ainda no parâmetro Condutividade, para a comparação ABCD, em todos os testes  $H_0$  foi rejeitada, o que significa que pelo menos uma média difere das demais. Isso era esperado, tendo em vista o descolamento da curva da ordem A das demais.

Para a comparação BCDE, o p-value ficou acima dos 0.05 aceitáveis até a permanência de 80%, indicando que até esta permanência as médias das ordens não possuem diferença significativa entre si, devendo E receber valor diferente só nas permanências acima de 80 %.

A comparação BCD mostrou, através do p-value dos testes, que D só difere de B e C após a permanência de 80%, e BC não mostraram diferenças significativas entre as frequências médias das ordens em todas as permanências analisadas.

Tabela 6.10 - Comparação entre médias de frequências de permanência das ordens para Condutividade.

		abcd			bcde			bcd		
Method	df	Value	Probability	df	Value	Probability	df	Value	Probability	
Cond_5%	Anova F-test	(3, 69)	18.2902	0.0000	(3, 59)	0.7780	0.5110	(2, 57)	0.9886	0.3784
	Welch F-test*	(3, 31.9113)	10.5201	0.0001	(3, 10.3369)	0.9028	0.4726	(2, 33.3708)	1.1568	0.3268
Cond_10%	Anova F-test	(3, 69)	19.9033	0.0000	(3, 59)	0.6780	0.5690	(2, 57)	0.7820	0.4623
	Welch F-test*	(3, 31.6286)	11.3944	0.0000	(3, 9.88642)	0.8461	0.4998	(2, 32.8415)	0.9934	0.3812
Cond_15%	Anova F-test	(3, 69)	20.4394	0.0000	(3, 59)	0.7285	0.5390	(2, 57)	0.7658	0.4697
	Welch F-test*	(3, 31.5505)	11.4390	0.0000	(3, 9.88697)	0.9468	0.4548	(2, 32.7713)	0.9744	0.3881
Cond_20%	Anova F-test	(3, 69)	22.1364	0.0000	(3, 59)	0.8310	0.4821	(2, 57)	0.9100	0.4083
	Welch F-test*	(3, 31.6102)	11.8778	0.0000	(3, 10.2414)	1.1218	0.3850	(2, 33.0422)	1.1341	0.3339
Cond_25%	Anova F-test	(3, 69)	23.4098	0.0000	(3, 59)	0.9313	0.4313	(2, 57)	0.9762	0.3830
	Welch F-test*	(3, 31.6723)	12.3274	0.0000	(3, 10.2131)	1.2764	0.3339	(2, 33.2995)	1.2367	0.3033
Cond_30%	Anova F-test	(3, 69)	22.8888	0.0000	(3, 59)	1.0618	0.3723	(2, 57)	1.1511	0.3235
	Welch F-test*	(3, 31.8633)	12.2836	0.0000	(3, 10.2999)	1.4767	0.2779	(2, 33.7873)	1.5371	0.2297
Cond_35%	Anova F-test	(3, 69)	20.9137	0.0000	(3, 59)	1.1584	0.3333	(2, 57)	1.2562	0.2925
	Welch F-test*	(3, 32.2129)	12.3297	0.0000	(3, 10.6193)	1.7329	0.2198	(2, 34.3285)	1.7677	0.1859
Cond_40%	Anova F-test	(3, 69)	18.3627	0.0000	(3, 59)	1.3660	0.2620	(2, 57)	1.4786	0.2366
	Welch F-test*	(3, 32.5907)	11.9607	0.0000	(3, 10.7625)	2.0640	0.1645	(2, 34.7423)	2.0804	0.1402
Cond_45%	Anova F-test	(3, 69)	15.9688	0.0000	(3, 59)	1.5443	0.2125	(2, 57)	1.6790	0.1956
	Welch F-test*	(3, 32.833)	11.1739	0.0000	(3, 10.6088)	2.1767	0.1505	(2, 34.7872)	2.2192	0.1239
Cond_50%	Anova F-test	(3, 69)	14.0801	0.0000	(3, 59)	1.6657	0.1842	(2, 57)	1.8561	0.1656
	Welch F-test*	(3, 32.8402)	10.1493	0.0001	(3, 10.1681)	2.0440	0.1706	(2, 34.4881)	2.2614	0.1194
Cond_55%	Anova F-test	(3, 69)	12.9219	0.0000	(3, 59)	1.7266	0.1713	(2, 57)	1.9826	0.1471
	Welch F-test*	(3, 32.8387)	9.5319	0.0001	(3, 9.89111)	1.9279	0.1897	(2, 34.3627)	2.3224	0.1132
Cond_60%	Anova F-test	(3, 69)	11.9269	0.0000	(3, 59)	1.7082	0.1751	(2, 57)	1.9076	0.1578
	Welch F-test*	(3, 33.0143)	9.0962	0.0002	(3, 9.79848)	1.8761	0.1987	(2, 34.6586)	2.2553	0.1200
Cond_65%	Anova F-test	(3, 69)	10.0413	0.0000	(3, 59)	1.4665	0.2329	(2, 57)	1.5682	0.2173
	Welch F-test*	(3, 33.9287)	9.1002	0.0001	(3, 10.2921)	1.8402	0.2020	(2, 35.8313)	1.9949	0.1509
Cond_70%	Anova F-test	(3, 69)	9.9684	0.0000	(3, 59)	1.9890	0.1254	(2, 57)	2.1590	0.1248
	Welch F-test*	(3, 33.3547)	9.6285	0.0001	(3, 10.7485)	2.9661	0.0800	(2, 34.4964)	2.9499	0.0657
Cond_75%	Anova F-test	(3, 69)	8.8367	0.0000	(3, 59)	2.0699	0.1139	(2, 57)	2.1287	0.1284
	Welch F-test*	(3, 33.3684)	8.6981	0.0002	(3, 10.6507)	3.0840	0.0737	(2, 34.3294)	2.8052	0.0744
Cond_80%	Anova F-test	(3, 69)	8.1585	0.0001	(3, 59)	2.5773	0.0622	(2, 57)	2.5897	0.0839
	Welch F-test*	(3, 32.766)	7.8804	0.0004	(3, 10.3501)	3.6744	0.0496	(2, 32.9281)	3.1155	0.0577
Cond_85%	Anova F-test	(3, 69)	7.8844	0.0001	(3, 59)	2.9308	0.0409	(2, 57)	2.9889	0.0583
	Welch F-test*	(3, 32.2921)	7.3953	0.0007	(3, 10.215)	4.1427	0.0369	(2, 32.3207)	3.6017	0.0387
Cond_90%	Anova F-test	(3, 69)	7.1168	0.0003	(3, 59)	3.1291	0.0323	(2, 57)	3.1528	0.0503
	Welch F-test*	(3, 32.7941)	6.7921	0.0011	(3, 10.3728)	4.4135	0.0306	(2, 32.8842)	3.6513	0.0370
Cond_95%	Anova F-test	(3, 69)	5.6912	0.0015	(3, 59)	2.7832	0.0487	(2, 57)	2.2245	0.1174
	Welch F-test*	(3, 33.2873)	5.5139	0.0035	(3, 13.2751)	7.6754	0.0032	(2, 33.8584)	2.6217	0.0874

Nos testes de comparação de médias aplicados às médias das frequências de cada ordem para o parâmetro OD, assim como para o parâmetro Condutividade, quando realizada a comparação ABCDE, para todas as permanências  $H_0$  foi rejeitada.

As comparações ABCD, BCDE e BCD podem ser vistas na Tabela 6.11. Para o parâmetro OD na comparação BCD  $H_0$  não foi rejeitada em nenhuma das permanências, indicando a não existência de diferença significativa entre as médias das ordens B, C, e D.

As médias da ordem A se mostraram iguais as médias das ordens B, C e D para as permanências maiores que 90%, e as médias da ordem E não mostraram diferença significativa de B, C e D até a permanência de 20%.

Tabela 6.11 - Comparação entre médias de frequências de permanência das ordens para OD.

	Method	df	abcd		df	bcde		df	bcd	
			Value	Probability		Value	Probability		Value	Probability
OD_5%	Anova F-test	(3, 69)	1.7021	0.1746	(3, 59)	2.4492	0.0725	(2, 57)	0.5098	0.6033
	Welch F-test*	(3, 35.4516)	3.3466	0.0298	(3, 10.0508)	4.1206	0.0381	(2, 32.8382)	0.6175	0.5454
OD_10%	Anova F-test	(3, 69)	1.4632	0.2322	(3, 59)	2.0448	0.1174	(2, 57)	0.7693	0.4681
	Welch F-test*	(3, 35.1895)	3.7183	0.0201	(3, 9.86303)	3.5019	0.0581	(2, 30.8381)	1.0230	0.3714
OD_15%	Anova F-test	(3, 69)	1.7188	0.1712	(3, 59)	2.0352	0.1187	(2, 57)	0.9774	0.3825
	Welch F-test*	(3, 35.2847)	3.6431	0.0218	(3, 10.1187)	3.4236	0.0600	(2, 31.4449)	1.1578	0.3272
OD_20%	Anova F-test	(3, 69)	1.7246	0.1700	(3, 59)	1.8407	0.1496	(2, 57)	0.9620	0.3882
	Welch F-test*	(3, 35.2366)	3.9163	0.0163	(3, 10.0583)	3.0405	0.0791	(2, 31.195)	1.1684	0.3241
OD_25%	Anova F-test	(3, 69)	1.6848	0.1783	(3, 59)	1.7741	0.1620	(2, 57)	0.8578	0.4295
	Welch F-test*	(3, 35.2733)	3.9485	0.0158	(3, 11.0853)	4.3542	0.0295	(2, 31.2157)	1.0457	0.3634
OD_30%	Anova F-test	(3, 69)	1.7501	0.1649	(3, 59)	1.7513	0.1664	(2, 57)	0.8681	0.4252
	Welch F-test*	(3, 35.1681)	3.6831	0.0209	(3, 11.1131)	4.1901	0.0328	(2, 31.452)	1.0454	0.3635
OD_35%	Anova F-test	(3, 69)	1.7904	0.1571	(3, 59)	1.7115	0.1744	(2, 57)	0.8676	0.4254
	Welch F-test*	(3, 35.1552)	3.7088	0.0204	(3, 11.2909)	4.2182	0.0317	(2, 31.6773)	1.0835	0.3506
OD_40%	Anova F-test	(3, 69)	1.9430	0.1307	(3, 59)	1.6071	0.1974	(2, 57)	0.8309	0.4409
	Welch F-test*	(3, 35.0175)	3.8101	0.0183	(3, 12.4901)	5.0128	0.0167	(2, 32.122)	1.0773	0.3525
OD_45%	Anova F-test	(3, 69)	2.6645	0.0546	(3, 59)	1.6424	0.1893	(2, 57)	0.8578	0.4295
	Welch F-test*	(3, 34.7056)	4.5174	0.0089	(3, 13.6433)	5.9837	0.0080	(2, 32.5914)	1.0779	0.3521
OD_50%	Anova F-test	(3, 69)	3.4371	0.0215	(3, 59)	1.7644	0.1638	(2, 57)	0.7358	0.4836
	Welch F-test*	(3, 35.3366)	6.3470	0.0015	(3, 13.8062)	7.0779	0.0041	(2, 32.9266)	0.8784	0.4250
OD_55%	Anova F-test	(3, 69)	3.2357	0.0274	(3, 59)	1.8930	0.1406	(2, 57)	0.2517	0.7783
	Welch F-test*	(3, 35.4547)	9.5701	0.0001	(3, 12.8418)	7.8810	0.0031	(2, 33.2471)	0.2709	0.7644
OD_60%	Anova F-test	(3, 69)	2.4028	0.0750	(3, 59)	1.8583	0.1465	(2, 57)	0.0489	0.9523
	Welch F-test*	(3, 34.747)	7.9777	0.0004	(3, 10.6325)	4.4148	0.0298	(2, 33.5887)	0.0412	0.9597
OD_65%	Anova F-test	(3, 69)	2.1574	0.1009	(3, 59)	1.5105	0.2212	(2, 57)	0.0116	0.9885
	Welch F-test*	(3, 35.5905)	6.4890	0.0013	(3, 9.41985)	1.5127	0.2740	(2, 34.2469)	0.0123	0.9878
OD_70%	Anova F-test	(3, 69)	2.4519	0.0707	(3, 59)	2.0113	0.1221	(2, 57)	0.0323	0.9682
	Welch F-test*	(3, 35.7955)	6.8069	0.0010	(3, 9.24046)	1.5459	0.2673	(2, 34.244)	0.0350	0.9657
OD_75%	Anova F-test	(3, 69)	2.3930	0.0759	(3, 59)	2.8835	0.0432	(2, 57)	0.0795	0.9237
	Welch F-test*	(3, 35.4564)	6.8969	0.0009	(3, 9.08283)	1.7218	0.2312	(2, 33.872)	0.0835	0.9201
OD_80%	Anova F-test	(3, 69)	2.2017	0.0957	(3, 59)	2.4669	0.0709	(2, 57)	0.0831	0.9204
	Welch F-test*	(3, 35.5506)	6.1876	0.0017	(3, 9.15105)	1.6542	0.2442	(2, 33.9378)	0.0865	0.9173
OD_85%	Anova F-test	(3, 69)	1.6941	0.1763	(3, 59)	2.9270	0.0410	(2, 57)	0.0633	0.9387
	Welch F-test*	(3, 35.8391)	4.2943	0.0109	(3, 9.0137)	1.5188	0.2751	(2, 33.447)	0.0641	0.9380
OD_90%	Anova F-test	(3, 69)	1.2500	0.2984	(3, 59)	3.2846	0.0269	(2, 57)	0.1362	0.8729
	Welch F-test*	(3, 36.0159)	2.6730	0.0619	(3, 9.08647)	1.9560	0.1906	(2, 33.7215)	0.1367	0.8727
OD_95%	Anova F-test	(3, 69)	1.2298	0.3055	(3, 59)	3.1563	0.0313	(2, 57)	0.2161	0.8063
	Welch F-test*	(3, 35.7757)	1.8683	0.1525	(3, 9.06726)	1.7187	0.2319	(2, 34.6409)	0.2186	0.8047

Para as frequências do parâmetro pH, os resultados dos testes de comparação de médias podem ser vistos na Tabela 6.12, onde nota-se que as ordens A, B, C, D e E não tiveram diferenças significativa entre suas médias até a permanência de 25%, e para B, C, D e E a não diferenciação se manteve até a permanência de 75%.

Para as ordens B, C e D em todas as permanências não houve diferença significativa entre as médias das frequências de cada ordem.

Tabela 6.12 - Comparação entre médias de frequências de permanência das ordens para pH.

	Method	df	abcd		df	bcde		df	bcd	
			Value	Probability		Value	Probability		Value	Probability
pH_5%	Anova F-test	(3, 69)	2.6350	0.0566	(3, 59)	1.0418	0.3808	(2, 57)	0.8506	0.4325
	Welch F-test*	(3, 33.5524)	1.9513	0.1402	(3, 8.93413)	0.6247	0.6169	(2, 37.4914)	0.7041	0.5010
pH_10%	Anova F-test	(3, 69)	2.6582	0.0550	(3, 59)	0.9715	0.4123	(2, 57)	0.9013	0.4117
	Welch F-test*	(3, 33.4023)	1.9910	0.1342	(3, 8.97096)	0.6693	0.5920	(2, 37.2848)	0.7724	0.4692
pH_15%	Anova F-test	(3, 69)	2.7764	0.0477	(3, 59)	0.7328	0.5366	(2, 57)	0.7625	0.4712
	Welch F-test*	(3, 33.4524)	2.1833	0.1083	(3, 9.00585)	0.5613	0.6539	(2, 37.4229)	0.6461	0.5298
pH_20%	Anova F-test	(3, 69)	2.5481	0.0629	(3, 59)	0.7967	0.5006	(2, 57)	0.9151	0.4063
	Welch F-test*	(3, 33.3862)	2.3625	0.0888	(3, 8.99236)	0.6605	0.5967	(2, 37.2864)	0.7853	0.4634
pH_25%	Anova F-test	(3, 69)	2.3694	0.0781	(3, 59)	0.6558	0.5825	(2, 57)	0.7829	0.4619
	Welch F-test*	(3, 33.3825)	2.4111	0.0842	(3, 9.01601)	0.5859	0.6392	(2, 37.3554)	0.6646	0.5204
pH_30%	Anova F-test	(3, 69)	2.7975	0.0465	(3, 59)	0.6281	0.5997	(2, 57)	0.7289	0.4869
	Welch F-test*	(3, 33.5243)	2.8067	0.0545	(3, 9.02222)	0.5746	0.6459	(2, 37.5992)	0.6457	0.5300
pH_35%	Anova F-test	(3, 69)	3.5790	0.0181	(3, 59)	0.5780	0.6317	(2, 57)	0.6772	0.5121
	Welch F-test*	(3, 33.6853)	3.5119	0.0256	(3, 9.06706)	0.5840	0.6403	(2, 37.7335)	0.6858	0.5098
pH_40%	Anova F-test	(3, 69)	4.6346	0.0052	(3, 59)	0.5201	0.6701	(2, 57)	0.6137	0.5449
	Welch F-test*	(3, 33.9432)	4.4618	0.0096	(3, 9.12735)	0.5763	0.6448	(2, 37.8907)	0.7060	0.5000
pH_45%	Anova F-test	(3, 69)	5.7445	0.0014	(3, 59)	0.4979	0.6851	(2, 57)	0.6150	0.5442
	Welch F-test*	(3, 34.314)	5.6791	0.0029	(3, 9.21955)	0.5863	0.6387	(2, 37.9103)	0.7685	0.4708
pH_50%	Anova F-test	(3, 69)	6.2130	0.0008	(3, 59)	0.5679	0.6384	(2, 57)	0.7379	0.4826
	Welch F-test*	(3, 34.6482)	6.5657	0.0012	(3, 9.39944)	0.6775	0.5866	(2, 37.8118)	0.9093	0.4114
pH_55%	Anova F-test	(3, 69)	6.4798	0.0006	(3, 59)	0.6465	0.5883	(2, 57)	0.8240	0.4438
	Welch F-test*	(3, 34.6582)	6.7937	0.0010	(3, 9.7344)	0.8180	0.5136	(2, 37.6677)	0.9908	0.3807
pH_60%	Anova F-test	(3, 69)	7.1735	0.0003	(3, 59)	0.6786	0.5686	(2, 57)	0.8413	0.4364
	Welch F-test*	(3, 34.5097)	7.2058	0.0007	(3, 10.1859)	0.9831	0.4386	(2, 37.4151)	1.0550	0.3583
pH_65%	Anova F-test	(3, 69)	7.9558	0.0001	(3, 59)	0.6870	0.5636	(2, 57)	0.8716	0.4238
	Welch F-test*	(3, 34.2567)	7.7715	0.0004	(3, 10.5812)	1.1741	0.3654	(2, 37.1857)	1.3027	0.2839
pH_70%	Anova F-test	(3, 69)	8.2285	0.0001	(3, 59)	0.7378	0.5337	(2, 57)	0.9208	0.4040
	Welch F-test*	(3, 34.2021)	7.7374	0.0004	(3, 11.7756)	1.5663	0.2497	(2, 37.2763)	1.4810	0.2405
pH_75%	Anova F-test	(3, 69)	9.0552	0.0000	(3, 59)	0.9479	0.4234	(2, 57)	1.0203	0.3670
	Welch F-test*	(3, 34.0276)	7.9028	0.0004	(3, 23.0929)	5.3132	0.0062	(2, 37.1203)	1.5978	0.2159
pH_80%	Anova F-test	(3, 69)	10.0900	0.0000	(3, 59)	1.5907	0.2012	(2, 57)	1.2134	0.3048
	Welch F-test*	(3, 33.6408)	8.2268	0.0003	(3, 14.7743)	7.0284	0.0037	(2, 36.3351)	1.8637	0.1696
pH_85%	Anova F-test	(3, 69)	10.1404	0.0000	(3, 59)	3.3639	0.0245	(2, 57)	1.1995	0.3088
	Welch F-test*	(3, 33.634)	7.5109	0.0006	(3, 9.75136)	4.7436	0.0271	(2, 36.4575)	1.7372	0.1903
pH_90%	Anova F-test	(3, 69)	7.6862	0.0002	(3, 59)	3.4076	0.0233	(2, 57)	1.4618	0.2404
	Welch F-test*	(3, 33.5552)	6.0459	0.0021	(3, 13.3609)	13.1608	0.0003	(2, 35.4799)	1.4300	0.2528
pH_95%	Anova F-test	(3, 69)	5.7154	0.0015	(3, 59)	5.7200	0.0017	(2, 57)	1.6287	0.2052
	Welch F-test*	(3, 33.2042)	5.1504	0.0049	(3, 9.35747)	5.4127	0.0198	(2, 33.6703)	1.4337	0.2526

Os testes de comparação de médias indicam até que ponto a separação em ordens das bacias está adequada, conforme os valores médios obtidos das frequências das estações que compuseram cada ordem. Quando na comparação as médias de duas ou mais ordens não mostraram diferenças significativas entre si, é mais correto utilizar para as ordens a média de todas as estações que compõem o as ordens que foram comparadas.

Entretanto, se as médias mostraram diferenças significativas entre si, é mais correto utilizar para cada ordem a média apenas das estações que compõem aquela ordem para atribuir um valor de frequência para determinada permanência.

Sendo assim, depois dos testes de comparação de médias, novos valores de frequências foram atribuídos a cada ordem para cada permanência. Em alguns casos uma ordem teve sua curva fundida integralmente à outra. Em outros casos, os valores atribuídos às ordens foram os mesmos até determinada permanência, se diferenciando depois, ou diferentes até determinada permanência, assumindo os mesmos valores depois desta.

Os valores de frequências atribuídos para as ordens após as comparações de médias, para o parâmetro Condutividade podem ser vistos na Tabela 6.13, e a representação gráfica deles na Figura 6.16.

Tabela 6.13 - Frequências atribuídas às ordens após comparação de médias para Condutividade.

Frequências - Condutividade					
Permanência	a	b	c	d	e
5%	0.0037	0.0020	0.0020	0.0020	0.0020
10%	0.0079	0.0042	0.0042	0.0042	0.0042
15%	0.0126	0.0065	0.0065	0.0065	0.0065
20%	0.0181	0.0090	0.0090	0.0090	0.0090
25%	0.0247	0.0118	0.0118	0.0118	0.0118
30%	0.0325	0.0152	0.0152	0.0152	0.0152
35%	0.0412	0.0193	0.0193	0.0193	0.0193
40%	0.0506	0.0244	0.0244	0.0244	0.0244
45%	0.0607	0.0308	0.0308	0.0308	0.0308
50%	0.0719	0.0385	0.0385	0.0385	0.0385
55%	0.0847	0.0473	0.0473	0.0473	0.0473
60%	0.0988	0.0575	0.0575	0.0575	0.0575
65%	0.1147	0.0698	0.0698	0.0698	0.0698
70%	0.1328	0.0860	0.0860	0.0860	0.0860
75%	0.1540	0.1050	0.1050	0.1050	0.1050
80%	0.1782	0.1286	0.1286	0.1200	0.1150
85%	0.2105	0.1609	0.1609	0.1406	0.1280
90%	0.2561	0.2126	0.2126	0.1813	0.1626
95%	0.3285	0.2776	0.2776	0.2550	0.2260

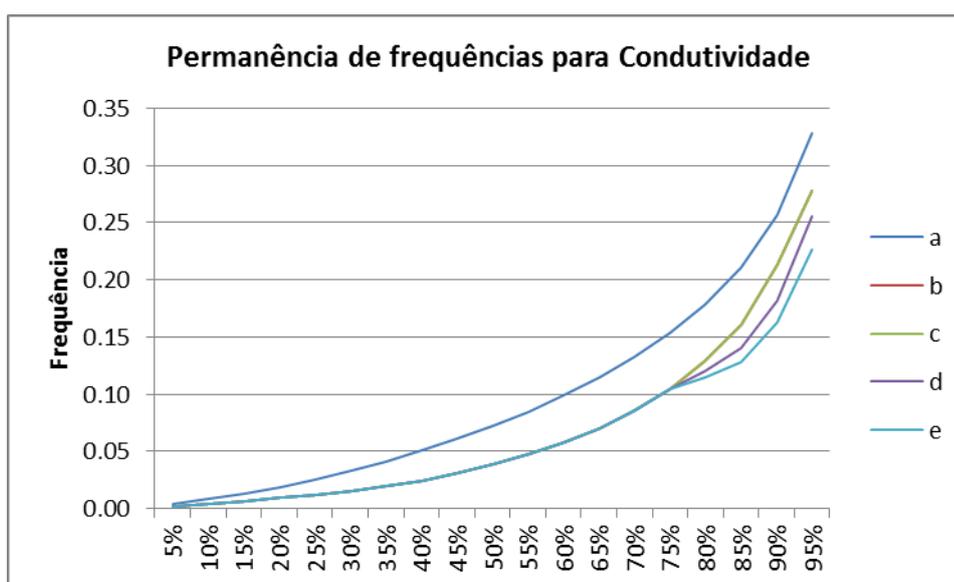


Figura 6.16 - Curvas de permanência de frequências de cada ordem para Condutividade após comparação de médias.

A Tabela 6.14 traz as frequências atribuídas às ordens após a comparação de médias para o parâmetro OD, e as curvas de permanência obtidas com estas frequências podem ser vistas na Figura 6.17.

Tabela 6.14 – Frequências atribuídas às ordens após comparação de médias para OD.

Frequências - OD					
Permanência	a	b	c	d	e
5%	0.0018	0.0016	0.0016	0.0016	0.0010
10%	0.0037	0.0033	0.0033	0.0033	0.0033
15%	0.0058	0.0050	0.0050	0.0050	0.0050
20%	0.0080	0.0070	0.0070	0.0070	0.0070
25%	0.0106	0.0093	0.0093	0.0093	0.0063
30%	0.0136	0.0117	0.0117	0.0117	0.0079
35%	0.0173	0.0147	0.0147	0.0147	0.0095
40%	0.0226	0.0186	0.0186	0.0186	0.0113
45%	0.0310	0.0238	0.0238	0.0238	0.0135
50%	0.0420	0.0309	0.0309	0.0309	0.0160
55%	0.0539	0.0405	0.0405	0.0405	0.0196
60%	0.0647	0.0512	0.0512	0.0512	0.0264
65%	0.0777	0.0621	0.0621	0.0621	0.0380
70%	0.0957	0.0772	0.0772	0.0772	0.0465
75%	0.1157	0.0980	0.0980	0.0980	0.0568
80%	0.1395	0.1186	0.1186	0.1186	0.0782
85%	0.1681	0.1506	0.1506	0.1506	0.1014
90%	0.2090	0.1925	0.1925	0.1925	0.1348
95%	0.2649	0.2649	0.2649	0.2649	0.2012

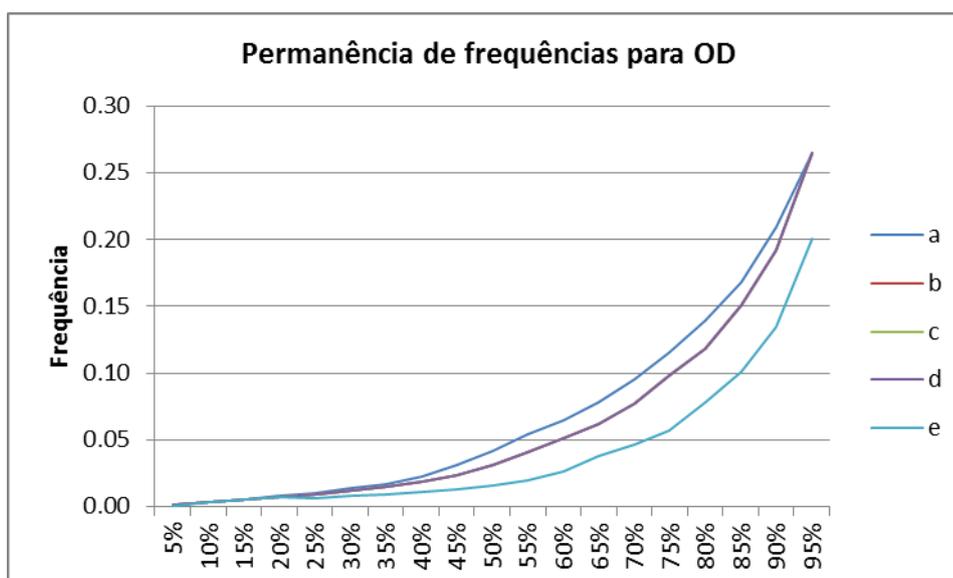


Figura 6.17 – Curvas de permanência de frequências de cada ordem para OD após comparação de médias.

Para o parâmetro pH as frequências atribuídas a cada ordem após a comparação de médias estão dispostas na Tabela 6.15, e as curvas de permanência podem ser visualizadas na Figura 6.18.

Tabela 6.15 - Frequências atribuídas às ordens após comparação de médias para pH.

Frequências - pH					
Permanência	a	b	c	d	e
5%	0.0020	0.0020	0.0020	0.0020	0.0020
10%	0.0043	0.0043	0.0043	0.0043	0.0043
15%	0.0067	0.0067	0.0067	0.0067	0.0067
20%	0.0093	0.0093	0.0093	0.0093	0.0093
25%	0.0123	0.0123	0.0123	0.0123	0.0123
30%	0.0157	0.0157	0.0157	0.0157	0.0157
35%	0.0275	0.0184	0.0184	0.0184	0.0184
40%	0.0361	0.0229	0.0229	0.0229	0.0229
45%	0.0464	0.0285	0.0285	0.0285	0.0285
50%	0.0574	0.0356	0.0356	0.0356	0.0356
55%	0.0696	0.0443	0.0443	0.0443	0.0443
60%	0.0839	0.0544	0.0544	0.0544	0.0544
65%	0.1003	0.0667	0.0667	0.0667	0.0667
70%	0.1190	0.0816	0.0816	0.0816	0.0816
75%	0.1426	0.1000	0.1000	0.1000	0.1000
80%	0.1714	0.1241	0.1241	0.1241	0.1350
85%	0.2072	0.1543	0.1543	0.1543	0.1850
90%	0.2556	0.2012	0.2012	0.2012	0.2598
95%	0.3274	0.2770	0.2770	0.2770	0.3718

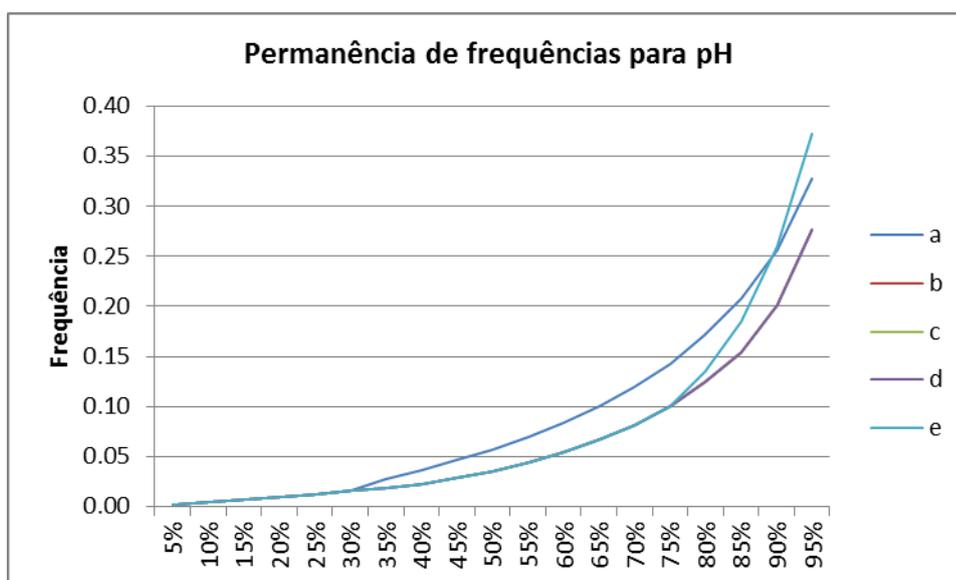


Figura 6.18 - Curvas de permanência de frequências de cada ordem para pH após comparação de médias.

Quando da aplicação destes resultados para o estabelecimento de uma estratégia de monitoramento, o tomador de decisão deverá estar ciente que conforme a permanência que ele determinar como ideal para o programa, alguns aspectos serão bem atendidos, e outros não.

Para uma melhor caracterização da série e para o acompanhamento de tendências de longo e curto prazo, a estratégia de MQATQR se aplica perfeitamente, uma vez que não são necessárias permanências muito altas para que na amostragem se contemplem as frequências mais presentes na série, ou com maiores densidades na análise espectral.

Isso possibilita o uso da ferramenta com instrumento de controle na gestão de outorgas por exemplo, para acompanhamento na evolução da qualidade da água conforme determinados lançamentos ou retiradas de vazões. Ou para acompanhamento de condicionantes de uma licença ambiental, no caso de empreendimentos potencialmente poluidores.

Contudo, quando se determina uma permanência se deixam de monitorar todas as frequências mais altas que a frequência relacionada à permanência. E as frequências mais altas, próximas de 100% de permanência, representam as variações bruscas e rápidas na qualidade da água, que em geral estão ligadas a eventos acidentais, ou derramamentos intencionais de grandes volumes não autorizados. Isso faz com que a estratégia de MQATQR não possa ser aplicada a título de Sistema de Alerta da Qualidade da Água, sob pena de não ter eficácia. Essa não aplicação do MQATQR se estende a programas de monitoramento cujo objetivo seja acompanhar as variações intradiárias.

## 6.5 DETERMINAÇÃO DOS INTERVALOS DE AMOSTRAGEM

Com as frequências e a permanência destas frequências para os diferentes tipos de bacia estabelecidos, restou ainda determinar qual o intervalo de amostragem necessário que irá garantir uma representação da frequência associada à permanência escolhida para determinado objetivo de um programa de monitoramento.

Retomando brevemente a metodologia, o Teorema da Amostragem diz que, para reproduzir um determinado sinal sem prejuízo ou sobreposição de espectro, é necessária que a frequência de amostragem seja maior ou igual a duas vezes a frequência máxima que se deseja amostrar.

Aplicando este teorema para as frequências estabelecidas no item anterior, e determinando a partir delas o intervalo de amostragem ( $T=1/f_s$ ), temos os intervalos necessários para cada permanência de frequência, referentes a cada ordem.

Na Tabela 6.16 estão as permanências e os respectivos intervalos de amostragem para o parâmetro Condutividade organizados por ordem de bacia. É possível traçar um paralelo com o monitoramento convencional utilizado hoje no Brasil, que realiza de três a quatro amostragens no ano, e que para o parâmetro condutividade, por exemplo, garantiria uma permanência de frequência entre 10 e 15%.

Tabela 6.16 - Permanências e respectivos intervalos de amostragem para Condutividade.

Permanência	Intervalos de amostragem (Dias) - Condutividade				
	a	b	c	d	e
5%	135	252	252	252	252
10%	62	120	120	120	120
15%	39	77	77	77	77
20%	27	55	55	55	55
25%	20	42	42	42	42
30%	15	32	32	32	32
35%	12	25	25	25	25
40%	9	20	20	20	20
45%	8	16	16	16	16
50%	6	12	12	12	12
55%	5	10	10	10	10
60%	5	8	8	8	8
65%	4	7	7	7	7
70%	3	5	5	5	5
75%	3	4	4	4	4
80%	2	3	3	4	4
85%	2	3	3	3	3
90%	1	2	2	2	3
95%	1	1	1	1	2

Também é possível ver que, para uma permanência de 95%, o MQATQR não seria uma boa estratégia, pois para garantir esta permanência, são necessárias amostragens diárias, sendo neste caso mais interessante a utilização do monitoramento em tempo real. Para as bacias de ordem A, de até 100 km<sup>2</sup> a permanência de 90% já não seria interessante do ponto de vista operacional.

Para Condutividade intervalos de amostragem semanais garantiriam 65% de permanência para as bacias de ordem B, C, D e E, e em torno de 50% para bacias de ordem A. Já se forem realizadas duas amostragens por semana, as permanências ficam em torno de 80%, exceto para bacias de ordem A que ficariam entre 65% e 70% de permanência.

É importante citar também que os valores de intervalo de amostragem foram arredondados para baixo após o cálculo a partir das frequências, pois não teria sentido utilizar frações de dia em uma estratégia de MQATQR. E foram arredondados para baixo para que não viessem a violar o Teorema da Amostragem por conta do arredondamento.

Para o parâmetro OD (Tabela 6.17) intervalos de amostragem semanais garantiriam 60% de permanência para a ordem A, entre 65% e 70% para as ordens B, C e D, e entre 75% e 80% para a ordem E. Se forem realizadas duas amostragens por semana, alcançam-se as permanências entre 75% e 80% para a ordem A, entre 80% e 85% para as ordens B, C e D e até 90% para as bacias de ordem E.

Tabela 6.17 - Permanências e respectivos intervalos de amostragem para OD.

Permanência	Intervalos de amostragem (Dias) - OD				
	a	b	c	d	e
5%	276	317	317	317	518
10%	134	152	152	152	152
15%	86	99	99	99	99
20%	62	71	71	71	71
25%	47	53	53	53	78
30%	36	42	42	42	63
35%	28	33	33	33	52
40%	22	26	26	26	44
45%	16	21	21	21	37
50%	11	16	16	16	31
55%	9	12	12	12	25
60%	7	9	9	9	18
65%	6	8	8	8	13
70%	5	6	6	6	10
75%	4	5	5	5	8
80%	3	4	4	4	6
85%	2	3	3	3	4
90%	2	2	2	2	3
95%	1	1	1	1	2

Na Tabela 6.18 estão os valores de intervalo de amostragem para o parâmetro pH, e utilizando amostragens semanais tem-se permanências de 55% para a ordem A, 65% para as ordens B, C, D e E. Se forem realizadas duas amostragens na semana, são atingidas as permanências entre 70% e 75% para a ordem A, entre 80% e 85% para as ordens B, C e D, e entre 75% e 80% para a ordem E.

Tabela 6.18 - Permanências e respectivos intervalos de amostragem para pH.

Permanência	Intervalos de amostragem (Dias) - pH				
	a	b	c	d	e
5%	247	247	247	247	247
10%	117	117	117	117	117
15%	75	75	75	75	75
20%	53	53	53	53	53
25%	40	40	40	40	40
30%	31	31	31	31	31
35%	18	27	27	27	27
40%	13	21	21	21	21
45%	10	17	17	17	17
50%	8	14	14	14	14
55%	7	11	11	11	11
60%	5	9	9	9	9
65%	4	7	7	7	7
70%	4	6	6	6	6
75%	3	5	5	5	5
80%	2	4	4	4	3
85%	2	3	3	3	2
90%	1	2	2	2	1
95%	1	1	1	1	1

Diferentemente da abordagem desta pesquisa, que utilizou a análise espectral como insumo para a verificar a representatividade de uma frequência de amostragem em uma série, a maioria dos estudos que avaliam a efetividade de intervalos de amostragem utilizam a comparação entre os erros máximos em relação à média e ao desvio padrão de cada tipo de amostragem. Conforme as recomendações do CCME (2015), essa é uma das formas estatísticas de otimização de frequências de amostragem.

Utilizando essa abordagem, Sanders et al. (1983) também concluíram que conforme menor a área da bacia a ser monitorada, maior a frequência de amostragem necessária, e ainda complementarmente a utilização da área como subsídio a escolha, definiram dois limiares de recomendação de intervalos de amostragem baseados no regime hidrológico, mais especificamente utilizando um índice resultante da divisão entre a média das vazões máximas e média das vazões mínimas.

Biswas & Lawrence (2013) recomendam que é possível reduzir frequências de amostragem para pontos de monitoramento onde a concentração é mais importante do que a carga. E citam também o uso de diferentes frequências de amostragem para tributários e canais principais, recomendando o uso de frequências menores para os tributários e maiores para os canais principais.

Essa última ideia vem contrariamente aos resultados obtidos nesta pesquisa, uma vez que foram obtidos, para uma mesma representatividade, valores de intervalo de amostragem menores para as bacias pequenas do que para as bacias grandes. Embora os autores possam estar se referindo a uma complementariedade no monitoramento entre pontos dentro da mesma bacia, a redução na frequência de amostragem dos tributários poderá causar uma perda significativa de representatividade do programa de monitoramento.

A determinação dos intervalos de amostragem a partir das frequências de amostragem tem fundamental importância na questão da aplicabilidade da estratégia de MQATQR, pois eles são determinantes na questão logística, e essa é uma condicionante muito importante na aplicação deste tipo de estratégia.

O intervalo entre amostragens determina quantas vezes o operador terá que se deslocar até o ponto de monitoramento, e dependendo da distância deste ponto, e das dificuldades logísticas de acessá-lo, a utilização desta estratégia pode se tornar um fracasso do ponto de vista técnico e econômico.

Por isso avaliar economicamente a aplicação desta técnica, comparativamente a outras, é sempre muito sensato quando se deseja estabelecer um programa de monitoramento para um determinado objetivo. Com esse propósito, abordam-se no próximo item os resultados de duas avaliações econômicas da aplicação da estratégia de MQATQR.

## 6.6 AVALIAÇÃO DE VIABILIDADE ECONÔMICA

A avaliação da viabilidade econômica é um subsídio ao tomador de decisão no momento de escolher entre alternativas de monitoramento. Além de avaliar se a estratégia escolhida atende aos objetivos do programa proposto nos aspectos técnicos, ele precisa verificar se não existem outras estratégias que atendam aos mesmos objetivos e que sejam mais baratas.

Nesse contexto, para esta pesquisa foram aplicadas Análises de Custo-Efetividade para dois estudos de caso, comparando a estratégia de MQATQR com as outras estratégias mais usuais. Os resultados estão separados por estudo de caso, e são descritos na sequência.

### 6.6.1 Estudo de caso 1: RHNR

Para a aplicação da ACE à operação do monitoramento da qualidade da água para as estações que compõem a RHNR foram analisados os custos de 7 estratégias diferentes, para um horizonte de 10 anos, aplicando-se os custos referências do Quadro 5.3 da metodologia.

Para a abrangência proposta, foram totalizados 22 roteiros de operação, 2 por unidade de operação, e estes roteiros totalizam 23654 km por visita.

Em linhas gerais, o total de custo das estratégias que envolvem o monitoramento em tempo real foi dominado pelos investimentos, uma vez que para cada ponto de monitoramento dos 95 integrantes da análise são necessários 1 sonda multiparâmetro, 1 plataforma de coleta de dados e 1 obra civil de instalação.

Já nas estratégias que não envolvem tempo real, os investimentos foram baixos, pois não são necessárias plataformas de coleta de dados nem obras civis, e se utiliza apenas 1 sonda por roteiro de operação, cobrindo cada sonda mais de um ponto de monitoramento, e os custos foram maiores na operação e manutenção.

Na Tabela 6.19 estão os resultados da análise, onde TR(15) é a estratégia de MQATR com calibração das sondas a cada 15 dias, TR(30) é a estratégia de MQATR com calibração da sonda a cada 30 dias, TQR(2) é a estratégia de MQATQR com intervalo de amostragem de 2 dias, TQR(4) é a estratégia de MQATQR com intervalo de amostragem de 4 dias, TQR(7) é a estratégia de MQATQR com intervalo de amostragem de 7 dias, C(60) é o monitoramento convencional com intervalos de amostragem de 60 dias e C(120) é o monitoramento convencional com intervalo de amostragem de 120 dias. Custo é o custo total para o horizonte de 10 anos, efetividade é a permanência de frequências em porcentagem, e C/E é a relação custo efetividade.

Tabela 6.19 - Custo-efetividade das estratégias aplicadas à RHNR.

<b>Tipo</b>	<b>Custo</b>	<b>Efetividade</b>	<b>C/E</b>
TR(15)	R\$ 26,611,224	100	R\$ 266,112
TR(30)	R\$ 22,848,149	100	R\$ 228,481
TQR(2)	R\$ 43,127,369	90	R\$ 479,193
TQR(4)	R\$ 29,566,020	80	R\$ 369,575
TQR(7)	R\$ 16,004,671	65	R\$ 246,226
C(60)	R\$ 2,829,888	25	R\$ 113,196
C(120)	R\$ 2,047,502	15	R\$ 136,500

Pelos resultados observa-se que, entre as estratégias de tempo real e tempo quase real, a mais barata foi TQR(7), porém seu custo-efetividade foi maior que o de TR(30). Isso indica que só se optaria por TQR(7) em um cenário de escassez de recursos financeiros, pois em um cenário onde não exista restrição financeira e optaria pela alternativa com a melhor relação custo-efetividade.

Embora as estratégias convencionais tenham sido as mais baratas e com a melhor relação custo-efetividade, esta comparação deve ser feita com cuidado, pois a efetividade destes tipos de monitoramento é muito pequena, e ao se optar por eles, se abre mão de uma faixa de representatividade muito grande. Isso pode acarretar a escolha de um programa de monitoramento que é mais custo-efetivo que os demais, mas não atende aos objetivos propostos para o programa.

Complementarmente à ACE foram calculados os incrementos de custo-efetividade, que representam quanto se custa por unidade de efetividade para mudar de uma estratégia para outra. A Tabela 6.20 traz uma matriz com os resultados do custo-efetividade incremental entre as estratégias integrantes da ACE.

Os incrementos entre as estratégias TR(15) e TR(30) não foram calculados pois as estratégias tem a mesma efetividade. Também não foram calculados os incrementos entre estratégias em que uma é mais cara e menos efetiva que a outra, pois a mudança entre elas não faria sentido. Estes casos aparecem como “NA” na referida tabela.

Tabela 6.20 - Matriz de Custo-efetividade incremental para as estratégias aplicadas à RHNR.

	TR(15)	TR(30)	TQR(2)	TQR(4)	TQR(7)	C(60)
TQR(2)	NA	NA	-	-	-	-
TQR(4)	NA	NA	R\$ 1,356,135	-	-	-
TQR(7)	R\$ 303,044	R\$ 195,528	R\$ 1,084,908	R\$ 904,090	-	-
C(60)	R\$ 317,084	R\$ 266,910	R\$ 619,961	R\$ 486,111	R\$ 329,370	-
C(120)	R\$ 288,985	R\$ 244,713	R\$ 547,732	R\$ 423,362	R\$ 279,143	R\$ 78,239

As estratégias de monitoramento foram inviabilizadas pelo alto custo logístico, pois em muitos casos as unidades de operação estão muito distantes dos pontos de monitoramento, exigindo muitos gastos com deslocamento e com diárias, pois os roteiros se tornam mais longos.

Sendo as distâncias um fator de forte peso nos custos de uma estratégia de MQATQR, e se esta fosse a estratégia a ser utilizada na operação da RHNR, seria prudente descentralizar as unidades de operação, para que houvesse uma maior proximidade com os pontos de monitoramento e para que os roteiros fossem mais curtos.

Nesse contexto foram realizadas mais duas ACE's para verificar a viabilidade econômica das estratégias sob a ótica de uma distribuição logística mais adequada, uma contemplando uma redução de 25% nas distâncias dos roteiros e a outra contemplando uma redução de 50% nas distâncias dos roteiros.

A Tabela 6.21 traz os resultados da ACE contemplando 25% de redução nas distâncias dos roteiros. É possível ver que, entre as estratégias de monitoramento em tempo real e quase real, a estratégia TQR(7) além de ser a mais barata, é a mais custo-efetiva, diferentemente do que acontecia quando não se considerava a redução nas distâncias. E a estratégia TQR(4) se tornou mais barata que as estratégias de tempo real, mas continuando menos custo-efetiva.

A Tabela 6.22 traz a matriz de custo-efetividade incremental considerando a redução de 25% nas distâncias dos roteiros.

Tabela 6.21 – Custo-efetividade das estratégias aplicadas à RHNR com redução de 25% nos deslocamentos.

Tipo	Custo	Efetividade	C/E
TR(15)	R\$ 24,876,825	100	R\$ 248,768
TR(30)	R\$ 22,614,482	100	R\$ 226,145
TQR(2)	R\$ 31,853,777	90	R\$ 353,931
TQR(4)	R\$ 22,050,292	80	R\$ 275,629
TQR(7)	R\$ 12,246,807	65	R\$ 188,412
C(60)	R\$ 2,396,288	25	R\$ 95,852
C(120)	R\$ 1,830,702	15	R\$ 122,047

Tabela 6.22 – Matriz de Custo-efetividade incremental para as estratégias aplicadas à RHNR com redução de 25% nos deslocamentos.

	TR(15)	TR(30)	TQR(2)	TQR(4)	TQR(7)	C(60)
TQR(2)	NA	NA	-	-	-	-
TQR(4)	R\$ 141,327	R\$ 28,210	R\$ 980,349	-	-	-
TQR(7)	R\$ 360,858	R\$ 296,219	R\$ 784,279	R\$ 653,566	-	-
C(60)	R\$ 299,740	R\$ 269,576	R\$ 453,192	R\$ 357,346	R\$ 246,263	-
C(120)	R\$ 271,131	R\$ 244,515	R\$ 400,308	R\$ 311,071	R\$ 208,322	R\$ 56,559

Aplicando uma redução de 50% nas distâncias a estratégia TQR(7) foi a mais custo-efetiva e mais barata entre as estratégias de monitoramento em tempo real e quase real. A estratégia TQR(4) foi mais barata que as estratégias em tempo real e ficou com o custo-efetividade um pouco abaixo também (Tabela 6.23).

Tabela 6.23 - Custo-efetividade das estratégias aplicadas à RHNR com redução de 50% nos deslocamentos.

Tipo	Custo	Efetividade	C/E
TR(15)	R\$ 23,820,937	100	R\$ 238,209
TR(30)	R\$ 22,086,538	100	R\$ 220,865
TQR(2)	R\$ 24,990,506	90	R\$ 277,672
TQR(4)	R\$ 17,474,778	80	R\$ 218,435
TQR(7)	R\$ 9,959,050	65	R\$ 153,216
C(60)	R\$ 2,132,316	25	R\$ 85,293
C(120)	R\$ 1,698,716	15	R\$ 113,248

A Tabela 6.24 mostra os incrementos de custo-efetividade entre as estratégias, e nela é possível observar que o custo por unidade de efetividade de mudar de uma estratégia convencional C(60) para uma TQR(7) (R\$195668) é menor do que mudar de uma C(60) para uma TR(30)(R\$ 266056).

Tabela 6.24 - Matriz de Custo-efetividade incremental para as estratégias aplicadas à RHNR com redução de 50% nos deslocamentos.

	TR(15)	TR(30)	TQR(2)	TQR(4)	TQR(7)	C(60)
TQR(2)	NA	NA	-	-	-	-
TQR(4)	R\$ 317,308	R\$ 230,588	R\$ 751,573	-	-	-
TQR(7)	R\$ 396,054	R\$ 346,500	R\$ 601,258	R\$ 501,049	-	-
C(60)	R\$ 289,182	R\$ 266,056	R\$ 351,664	R\$ 278,954	R\$ 195,668	-
C(120)	R\$ 260,261	R\$ 239,857	R\$ 310,557	R\$ 242,709	R\$ 165,207	R\$ 43,360

## 6.6.2 Estudo de caso 2: Resolução Conjunta ANA/ANEEL 03/2010

O outro estudo de caso com aplicação da ACE no MQATQR foi no âmbito dos procedimentos exigidos pela Resolução Conjunta ANA/ANEEL nº 03 de 2010. Foi analisada a implementação do monitoramento da qualidade da água nas estações que são previstas pela resolução para os aproveitamentos hidrelétricos.

O sentido desta análise é a utilização do MQATQR como programa de controle a ser prescrito por órgão ambiental para empreendimentos que alterem as características ambientais do local onde se instalam. Neste caso são os aproveitamentos hidrelétricos, mas poderiam ser empreendimentos quaisquer que, em seu processo de licenciamento, necessitassem de um programa de monitoramento como medida de controle condicionante a licença.

A ACE foi aplicada para 10 aproveitamentos hidrelétricos, e avaliou o custo-efetividade de 7 estratégias de monitoramento. Na Tabela 6.25 estão os resultados da análise, onde TR(15) é a estratégia de MQATR com calibração das sondas a cada 15 dias, TR(30) é a estratégia de MQATR com calibração da sonda a cada 30 dias, TQR(2) é a estratégia de MQATQR com intervalo de amostragem de 2 dias, TQR(4) é a estratégia de MQATQR com intervalo de amostragem de 4 dias, TQR(7) é a estratégia de MQATQR com intervalo de amostragem de 7 dias, C(60) é o monitoramento convencional com intervalos de amostragem de 60 dias e C(120) é o monitoramento convencional com intervalo de amostragem de 120 dias. Custo é o custo total para o horizonte de 10 anos, efetividade é a permanência de frequências em porcentagem, e C/E é a relação custo efetividade.

A estratégia TQR(7) teve a melhor relação custo-efetividade de todas as estratégias em todos os aproveitamentos hidrelétricos, e as estratégias TQR(4) e TQR(2) só não tiveram melhores desempenhos que as de tempo real nos 3 maiores empreendimentos: UHE Santo Antônio, UHE Tucuruí e Itaipú.

Esse pior desempenho nos aproveitamentos maiores corrobora para a importância das distâncias de deslocamentos no sucesso de estratégias de MQATQR, pois estes aproveitamentos maiores possuem reservatórios muito grandes, e consequentemente as estações estão localizadas a distâncias bem maiores que para os reservatórios menores existentes nos aproveitamentos de menor potência.

Contudo, para aproveitamentos de menor potência com reservatórios menores, as estratégias de MQATQR tiveram um desempenho econômico bem superior, como é o caso da PCH Mambai II, onde o custo-efetividade de uma estratégia TQR(2) com 90% de efetividade (R\$ 3.943) foi menor que a metade do custo-efetividade das estratégias TR(30) com 100% de efetividade (R\$ 8.782).

Tabela 6.25 - Custo-efetividade das estratégias aplicadas ao monitoramento nos aproveitamentos hidrelétricos.

Aproveitamento Hidrelétrico	Tipo	Custo	Efetividade	C/E
UHE Passo São João 77 MW	TR(15)	R\$ 897,160	100%	R\$ 8,972
	TR(30)	R\$ 881,480	100%	R\$ 8,815
	TQR(2)	R\$ 397,958	89%	R\$ 4,484
	TQR(4)	R\$ 330,010	79%	R\$ 4,191
	TQR(7)	R\$ 262,062	66%	R\$ 3,993
	C(60)	R\$ 201,953	22%	R\$ 9,180
	C(120)	R\$ 198,033	12%	R\$ 16,503
Itaipu Binacional 14000 MW	TR(15)	R\$ 2,323,850	100%	R\$ 23,239
	TR(30)	R\$ 2,102,766	100%	R\$ 21,028
	TQR(2)	R\$ 3,068,207	93%	R\$ 32,991
	TQR(4)	R\$ 2,110,176	83%	R\$ 25,424
	TQR(7)	R\$ 1,152,144	74%	R\$ 15,570
	C(60)	R\$ 304,655	30%	R\$ 10,155
	C(120)	R\$ 249,384	12%	R\$ 20,782
PCH São José 4 MW	TR(15)	R\$ 899,498	100%	R\$ 8,995
	TR(30)	R\$ 882,649	100%	R\$ 8,826
	TQR(2)	R\$ 413,152	90%	R\$ 4,591
	TQR(4)	R\$ 340,139	80%	R\$ 4,252
	TQR(7)	R\$ 267,126	68%	R\$ 3,928
	C(60)	R\$ 202,538	22%	R\$ 9,206
	C(120)	R\$ 198,325	12%	R\$ 16,527
UHE Três Marias 396 MW	TR(15)	R\$ 1,424,228	100%	R\$ 14,242
	TR(30)	R\$ 1,351,572	100%	R\$ 13,516
	TQR(2)	R\$ 1,138,639	90%	R\$ 12,652
	TQR(4)	R\$ 823,797	80%	R\$ 10,297
	TQR(7)	R\$ 508,955	68%	R\$ 7,485
	C(60)	R\$ 230,441	22%	R\$ 10,475
	C(120)	R\$ 212,277	12%	R\$ 17,690
UHE Teles Pires 1820 MW	TR(15)	R\$ 1,430,461	100%	R\$ 14,305
	TR(30)	R\$ 1,354,688	100%	R\$ 13,547
	TQR(2)	R\$ 1,179,155	90%	R\$ 13,102
	TQR(4)	R\$ 850,808	80%	R\$ 10,635
	TQR(7)	R\$ 522,460	68%	R\$ 7,683
	C(60)	R\$ 231,999	22%	R\$ 10,545
	C(120)	R\$ 213,056	12%	R\$ 17,755
PCH Mambai II 12 MW	TR(15)	R\$ 890,538	100%	R\$ 8,905
	TR(30)	R\$ 878,169	100%	R\$ 8,782
	TQR(2)	R\$ 354,910	90%	R\$ 3,943
	TQR(4)	R\$ 301,311	80%	R\$ 3,766
	TQR(7)	R\$ 247,712	68%	R\$ 3,643
	C(60)	R\$ 200,298	22%	R\$ 9,104
	C(120)	R\$ 197,205	12%	R\$ 16,434
UHE Santo Antônio 3568 MW	TR(15)	R\$ 2,144,645	100%	R\$ 21,446
	TR(30)	R\$ 2,013,163	100%	R\$ 20,132
	TQR(2)	R\$ 1,903,376	94%	R\$ 20,249
	TQR(4)	R\$ 1,333,622	84%	R\$ 15,876
	TQR(7)	R\$ 763,867	75%	R\$ 10,185
	C(60)	R\$ 259,854	30%	R\$ 8,662
	C(120)	R\$ 226,983	12%	R\$ 18,915
UHE Tucuruí 8370 MW	TR(15)	R\$ 1,914,045	100%	R\$ 19,140
	TR(30)	R\$ 1,691,305	100%	R\$ 16,913
	TQR(2)	R\$ 3,089,731	94%	R\$ 32,869
	TQR(4)	R\$ 2,124,525	84%	R\$ 25,292
	TQR(7)	R\$ 1,159,319	76%	R\$ 15,254
	C(60)	R\$ 305,483	30%	R\$ 10,183
	C(120)	R\$ 249,798	12%	R\$ 20,817
UHE Pedra do Cavalo 160 MW	TR(15)	R\$ 1,751,605	100%	R\$ 17,516
	TR(30)	R\$ 1,698,146	100%	R\$ 16,981
	TQR(2)	R\$ 713,223	90%	R\$ 7,925
	TQR(4)	R\$ 540,186	80%	R\$ 6,752
	TQR(7)	R\$ 367,150	68%	R\$ 5,439
	C(60)	R\$ 214,079	22%	R\$ 9,731
	C(120)	R\$ 204,096	12%	R\$ 17,008
UHE Funil 30 MW	TR(15)	R\$ 892,096	100%	R\$ 8,921
	TR(30)	R\$ 878,948	100%	R\$ 8,789
	TQR(2)	R\$ 365,039	90%	R\$ 4,056
	TQR(4)	R\$ 308,064	80%	R\$ 3,851
	TQR(7)	R\$ 251,088	68%	R\$ 3,692
	C(60)	R\$ 200,687	22%	R\$ 9,122
	C(120)	R\$ 197,400	12%	R\$ 16,450

Complementarmente a ACE, a Tabela 6.26 traz uma matriz com os resultados do custo-efetividade incremental entre as estratégias integrantes da ACE para os aproveitamentos hidrelétricos. Os incrementos entre as estratégias TR(15) e TR(30) não foram calculados pois as estratégias tem a mesma efetividade. Também não foram calculados os incrementos entre estratégias em que uma é mais cara e menos efetiva que a outra, pois a mudança entre elas não faria sentido. Estes casos aparecem como “NA” na referida tabela.

Tabela 6.26 - Matriz de Custo-efetividade incremental para as estratégias aplicadas aos aproveitamentos hidrelétricos.

Aproveitamento Hidrelétrico	Tipo	TR(15)	TR(30)	TQR(2)	TQR(4)	TQR(7)	C(60)
UHE Passo São João 77 MW	TQR(2)	R\$ 44,374	R\$ 42,980	-	-	-	-
	TQR(4)	R\$ 26,689	R\$ 25,952	R\$ 6,795	-	-	-
	TQR(7)	R\$ 18,476	R\$ 18,019	R\$ 5,877	R\$ 5,177	-	-
	C(60)	R\$ 8,913	R\$ 8,712	R\$ 2,936	R\$ 2,257	R\$ 1,378	-
	C(120)	R\$ 7,945	R\$ 7,766	R\$ 2,605	R\$ 1,977	R\$ 1,194	R\$ 392
Itaipu Binacional 14000 MW	TQR(2)	NA	NA	-	-	-	-
	TQR(4)	R\$ 12,569	NA	R\$ 95,803	-	-	-
	TQR(7)	R\$ 45,066	R\$ 36,562	R\$ 100,845	R\$ 106,448	-	-
	C(60)	R\$ 28,846	R\$ 25,687	R\$ 43,866	R\$ 34,066	R\$ 19,261	-
	C(120)	R\$ 23,573	R\$ 21,061	R\$ 34,800	R\$ 26,208	R\$ 14,561	R\$ 3,071
PCH São José 4 MW	TQR(2)	R\$ 48,635	R\$ 46,950	-	-	-	-
	TQR(4)	R\$ 27,968	R\$ 27,125	R\$ 7,301	-	-	-
	TQR(7)	R\$ 19,762	R\$ 19,235	R\$ 6,638	R\$ 6,084	-	-
	C(60)	R\$ 8,935	R\$ 8,719	R\$ 3,097	R\$ 2,372	R\$ 1,404	-
	C(120)	R\$ 7,968	R\$ 7,776	R\$ 2,754	R\$ 2,085	R\$ 1,229	R\$ 421
UHE Três Marias 396 MW	TQR(2)	R\$ 28,559	R\$ 21,293	-	-	-	-
	TQR(4)	R\$ 30,022	R\$ 26,389	R\$ 31,484	-	-	-
	TQR(7)	R\$ 28,602	R\$ 26,332	R\$ 28,622	R\$ 26,237	-	-
	C(60)	R\$ 15,305	R\$ 14,373	R\$ 13,356	R\$ 10,230	R\$ 6,055	-
	C(120)	R\$ 13,772	R\$ 12,947	R\$ 11,876	R\$ 8,993	R\$ 5,298	R\$ 1,816
UHE Teles Pires 1820 MW	TQR(2)	R\$ 25,131	R\$ 17,553	-	-	-	-
	TQR(4)	R\$ 28,983	R\$ 25,194	R\$ 32,835	-	-	-
	TQR(7)	R\$ 28,375	R\$ 26,007	R\$ 29,850	R\$ 27,362	-	-
	C(60)	R\$ 15,365	R\$ 14,393	R\$ 13,929	R\$ 10,669	R\$ 6,314	-
	C(120)	R\$ 13,834	R\$ 12,973	R\$ 12,386	R\$ 9,379	R\$ 5,525	R\$ 1,894
PCH Mambai II 12 MW	TQR(2)	R\$ 53,563	R\$ 52,326	-	-	-	-
	TQR(4)	R\$ 29,461	R\$ 28,843	R\$ 5,360	-	-	-
	TQR(7)	R\$ 20,088	R\$ 19,702	R\$ 4,873	R\$ 4,467	-	-
	C(60)	R\$ 8,849	R\$ 8,691	R\$ 2,274	R\$ 1,742	R\$ 1,031	-
	C(120)	R\$ 7,879	R\$ 7,738	R\$ 2,022	R\$ 1,531	R\$ 902	R\$ 309
UHE Santo Antônio 3568 MW	TQR(2)	R\$ 40,212	R\$ 18,298	-	-	-	-
	TQR(4)	R\$ 50,689	R\$ 42,471	R\$ 56,975	-	-	-
	TQR(7)	R\$ 55,231	R\$ 49,972	R\$ 59,974	R\$ 63,306	-	-
	C(60)	R\$ 26,926	R\$ 25,047	R\$ 25,680	R\$ 19,885	R\$ 11,200	-
	C(120)	R\$ 21,792	R\$ 20,297	R\$ 20,444	R\$ 15,370	R\$ 8,522	R\$ 1,826
UHE Tucuruí 8370 MW	TQR(2)	NA	NA	-	-	-	-
	TQR(4)	NA	NA	R\$ 96,521	-	-	-
	TQR(7)	R\$ 31,447	R\$ 22,166	R\$ 107,245	R\$ 120,651	-	-
	C(60)	R\$ 22,979	R\$ 19,797	R\$ 43,504	R\$ 33,686	R\$ 18,562	-
	C(120)	R\$ 18,912	R\$ 16,381	R\$ 34,633	R\$ 26,038	R\$ 14,211	R\$ 3,094
UHE Pedra do Cavalo 160 MW	TQR(2)	R\$ 103,838	R\$ 98,492	-	-	-	-
	TQR(4)	R\$ 60,571	R\$ 57,898	R\$ 17,304	-	-	-
	TQR(7)	R\$ 42,599	R\$ 40,954	R\$ 15,381	R\$ 13,843	-	-
	C(60)	R\$ 19,712	R\$ 19,027	R\$ 7,340	R\$ 5,623	R\$ 3,364	-
	C(120)	R\$ 17,585	R\$ 16,978	R\$ 6,527	R\$ 4,943	R\$ 2,938	R\$ 998
UHE Funil 30 MW	TQR(2)	R\$ 52,706	R\$ 51,391	-	-	-	-
	TQR(4)	R\$ 29,202	R\$ 28,544	R\$ 5,698	-	-	-
	TQR(7)	R\$ 20,031	R\$ 19,621	R\$ 5,180	R\$ 4,748	-	-
	C(60)	R\$ 8,864	R\$ 8,696	R\$ 2,417	R\$ 1,851	R\$ 1,096	-
	C(120)	R\$ 7,894	R\$ 7,745	R\$ 2,149	R\$ 1,627	R\$ 959	R\$ 329

Em linhas gerais, quanto aos custos-efetividade incrementais, o comportamento de melhor desempenho se repetiu para os pequenos aproveitamentos. Com exceção da UHE Santo Antônio, da UHE Tucuruí e de Itaipú, para todos os aproveitamentos se mostrou mais barato por unidade de efetividade mudar das estratégias convencionais para estratégias de tempo quase real, ao invés de optar pelas estratégias de tempo real.

Quando do estudo de caso da RHNR, foram consideradas equipes com dedicação exclusiva ao monitoramento, pois esse é o molde operacional vigente na atualidade na maior parte da operação da rede. A maior parte da rede no Brasil é operada em um convênio da ANA, órgão do poder executivo federal, com a CPRM, empresa pública, que tem em seu quadro funcionários efetivos, disponíveis exclusivamente para a execução do convênio, pois o quantitativo de estações a serem operadas é muito grande.

No caso dos aproveitamentos hidrelétricos, por se tratarem de entes privados, a maioria utiliza serviços terceirizados na operação de suas estações de monitoramento, pois no caso deles, onde são poucas estações a operar por aproveitamento, não existe a necessidade de manter uma equipe dedicada exclusivamente para esse fim.

Por isso, nesta pesquisa, além da aplicação da ACE ao MQATQR para as estações dos aproveitamentos hidrelétricos considerando equipes com dedicação exclusiva, foi realizada a ACE considerando a utilização do conceito Homem/Hora, que nada mais é do que precificar e contabilizar apenas o tempo que um operador estará disponível para aquela tarefa. O mesmo raciocínio foi aplicado aos veículos utilizados nas tarefas.

Na Tabela 6.27 estão os resultados desta análise, onde TR(15) é a estratégia de MQATR com calibração das sondas a cada 15 dias, TR(30) é a estratégia de MQATR com calibração da sonda a cada 30 dias, TQR(2) é a estratégia de MQATQR com intervalo de amostragem de 2 dias, TQR(4) é a estratégia de MQATQR com intervalo de amostragem de 4 dias, TQR(7) é a estratégia de MQATQR com intervalo de amostragem de 7 dias, C(60) é o monitoramento convencional com intervalos de amostragem de 60 dias e C(120) é o monitoramento convencional com intervalo de amostragem de 120 dias. Custo é o custo total para o horizonte de 10 anos, efetividade é a permanência de frequências em porcentagem, e C/E é a relação custo efetividade.

Embora a diferença entre os custos-efetividade das estratégias em tempo real e tempo quase real tenha diminuído neste formato, em relação a TR(15) e TR(30) a estratégia TQR(7) mostrou a melhor relação custo-efetividade nos 10 aproveitamentos, e as estratégias TQR(4) e TQR(2) em 5 aproveitamentos.

Isso mostra que se os objetivos do programa monitoramento proposto estiver dentro das limitações das estratégias de MQATQR, ela é uma alternativa economicamente atrativa.

Tabela 6.27 - Custo-efetividade das estratégias aplicadas ao monitoramento nos aproveitamentos hidrelétricos utilizando Homem/Hora.

Aproveitamento Hidrelétrico	Tipo	Custo	Efetividade	C/E
UHE Passo São João 77 MW	TR(15)	R\$ 958,811	100%	R\$ 9,588
	TR(30)	R\$ 912,305	100%	R\$ 9,123
	TQR(2)	R\$ 798,686	89%	R\$ 8,999
	TQR(4)	R\$ 597,161	79%	R\$ 7,583
	TQR(7)	R\$ 395,637	66%	R\$ 6,029
	C(60)	R\$ 217,366	22%	R\$ 9,880
	C(120)	R\$ 205,739	12%	R\$ 17,145
Itaipu Binacional 14000 MW	TR(15)	R\$ 2,331,317	100%	R\$ 23,313
	TR(30)	R\$ 2,106,499	100%	R\$ 21,065
	TQR(2)	R\$ 3,116,742	93%	R\$ 33,513
	TQR(4)	R\$ 2,142,532	83%	R\$ 25,814
	TQR(7)	R\$ 1,168,323	74%	R\$ 15,788
	C(60)	R\$ 306,522	30%	R\$ 10,217
	C(120)	R\$ 250,317	12%	R\$ 20,860
PCH São José 4 MW	TR(15)	R\$ 959,785	100%	R\$ 9,598
	TR(30)	R\$ 912,792	100%	R\$ 9,128
	TQR(2)	R\$ 805,016	90%	R\$ 8,945
	TQR(4)	R\$ 601,382	80%	R\$ 7,517
	TQR(7)	R\$ 397,747	68%	R\$ 5,849
	C(60)	R\$ 217,609	22%	R\$ 9,891
	C(120)	R\$ 205,861	12%	R\$ 17,155
UHE Três Marias 396 MW	TR(15)	R\$ 1,516,395	100%	R\$ 15,164
	TR(30)	R\$ 1,397,655	100%	R\$ 13,977
	TQR(2)	R\$ 1,737,725	90%	R\$ 19,308
	TQR(4)	R\$ 1,223,188	80%	R\$ 15,290
	TQR(7)	R\$ 708,650	68%	R\$ 10,421
	C(60)	R\$ 253,483	22%	R\$ 11,522
	C(120)	R\$ 223,798	12%	R\$ 18,650
UHE Teles Pires 1820 MW	TR(15)	R\$ 1,518,992	100%	R\$ 15,190
	TR(30)	R\$ 1,398,954	100%	R\$ 13,990
	TQR(2)	R\$ 1,754,607	90%	R\$ 19,496
	TQR(4)	R\$ 1,234,442	80%	R\$ 15,431
	TQR(7)	R\$ 714,278	68%	R\$ 10,504
	C(60)	R\$ 254,132	22%	R\$ 11,551
	C(120)	R\$ 224,123	12%	R\$ 18,677
PCH Mambai II 12 MW	TR(15)	R\$ 956,051	100%	R\$ 9,561
	TR(30)	R\$ 910,925	100%	R\$ 9,109
	TQR(2)	R\$ 780,749	90%	R\$ 8,675
	TQR(4)	R\$ 585,204	80%	R\$ 7,315
	TQR(7)	R\$ 389,658	68%	R\$ 5,730
	C(60)	R\$ 216,676	22%	R\$ 9,849
	C(120)	R\$ 205,395	12%	R\$ 17,116
UHE Santo Antônio 3568 MW	TR(15)	R\$ 2,256,648	100%	R\$ 22,566
	TR(30)	R\$ 2,069,165	100%	R\$ 20,692
	TQR(2)	R\$ 2,631,396	94%	R\$ 27,994
	TQR(4)	R\$ 1,818,968	84%	R\$ 21,654
	TQR(7)	R\$ 1,006,541	75%	R\$ 13,421
	C(60)	R\$ 287,855	30%	R\$ 9,595
	C(120)	R\$ 240,984	12%	R\$ 20,082
UHE Tucuruí 8370 MW	TR(15)	R\$ 1,919,580	100%	R\$ 19,196
	TR(30)	R\$ 1,694,073	100%	R\$ 16,941
	TQR(2)	R\$ 3,125,710	94%	R\$ 33,252
	TQR(4)	R\$ 2,148,511	84%	R\$ 25,578
	TQR(7)	R\$ 1,171,312	76%	R\$ 15,412
	C(60)	R\$ 306,867	30%	R\$ 10,229
	C(120)	R\$ 250,490	12%	R\$ 20,874
UHE Pedra do Cavalo 160 MW	TR(15)	R\$ 1,771,435	100%	R\$ 17,714
	TR(30)	R\$ 1,714,825	100%	R\$ 17,148
	TQR(2)	R\$ 930,046	90%	R\$ 10,334
	TQR(4)	R\$ 684,735	80%	R\$ 8,559
	TQR(7)	R\$ 439,424	68%	R\$ 6,510
	C(60)	R\$ 222,418	22%	R\$ 10,110
	C(120)	R\$ 208,266	12%	R\$ 17,355
UHE Funil 30 MW	TR(15)	R\$ 956,701	100%	R\$ 9,567
	TR(30)	R\$ 911,250	100%	R\$ 9,113
	TQR(2)	R\$ 784,969	90%	R\$ 8,722
	TQR(4)	R\$ 588,017	80%	R\$ 7,350
	TQR(7)	R\$ 391,065	68%	R\$ 5,751
	C(60)	R\$ 216,838	22%	R\$ 9,856
	C(120)	R\$ 205,476	12%	R\$ 17,123

A Tabela 6.28 traz uma matriz com os resultados do custo-efetividade incremental entre as estratégias integrantes da ACE para os aproveitamentos hidrelétricos considerando o conceito de Homem/Hora. Os incrementos entre as estratégias TR(15) e TR(30) não foram calculados pois as estratégias tem a mesma efetividade. Também não foram calculados os incrementos entre estratégias em que uma é mais cara e menos efetiva que a outra, pois a mudança entre elas não faria sentido. Estes casos aparecem como “NA” na referida tabela.

Tabela 6.28 - Matriz de Custo-efetividade incremental para as estratégias aplicadas aos aproveitamentos hidrelétricos utilizando Homem/Hora.

Aproveitamento Hidrelétrico	Tipo	TR(15)	TR(30)	TQR(2)	TQR(4)	TQR(7)	C(60)
UHE Passo São João 77 MW	TQR(2)	R\$ 14,233	R\$ 10,100	-	-	-	-
	TQR(4)	R\$ 17,019	R\$ 14,830	R\$ 20,152	-	-	-
	TQR(7)	R\$ 16,383	R\$ 15,030	R\$ 17,429	R\$ 15,354	-	-
	C(60)	R\$ 9,506	R\$ 8,909	R\$ 8,709	R\$ 6,692	R\$ 4,086	-
	C(120)	R\$ 8,558	R\$ 8,029	R\$ 7,726	R\$ 5,864	R\$ 3,541	R\$ 1,163
Itaipu Binacional 14000 MW	TQR(2)	NA	NA	-	-	-	-
	TQR(4)	R\$ 11,105	NA	R\$ 97,421	-	-	-
	TQR(7)	R\$ 44,731	R\$ 36,084	R\$ 102,548	R\$ 108,246	-	-
	C(60)	R\$ 28,926	R\$ 25,714	R\$ 44,607	R\$ 34,642	R\$ 19,586	-
	C(120)	R\$ 23,648	R\$ 21,093	R\$ 35,388	R\$ 26,651	R\$ 14,807	R\$ 3,122
PCH São José 4 MW	TQR(2)	R\$ 15,477	R\$ 10,778	-	-	-	-
	TQR(4)	R\$ 17,920	R\$ 15,571	R\$ 20,363	-	-	-
	TQR(7)	R\$ 17,564	R\$ 16,095	R\$ 18,512	R\$ 16,970	-	-
	C(60)	R\$ 9,515	R\$ 8,913	R\$ 8,638	R\$ 6,617	R\$ 3,916	-
	C(120)	R\$ 8,567	R\$ 8,033	R\$ 7,681	R\$ 5,816	R\$ 3,427	R\$ 1,175
UHE Três Marias 396 MW	TQR(2)	NA	NA	-	-	-	-
	TQR(4)	R\$ 14,660	R\$ 8,723	R\$ 51,454	-	-	-
	TQR(7)	R\$ 25,242	R\$ 21,531	R\$ 46,776	R\$ 42,878	-	-
	C(60)	R\$ 16,191	R\$ 14,669	R\$ 21,827	R\$ 16,719	R\$ 9,895	-
	C(120)	R\$ 14,689	R\$ 13,339	R\$ 19,409	R\$ 14,697	R\$ 8,658	R\$ 2,968
UHE Teles Pires 1820 MW	TQR(2)	NA	NA	-	-	-	-
	TQR(4)	R\$ 14,227	R\$ 8,226	R\$ 52,016	-	-	-
	TQR(7)	R\$ 25,147	R\$ 21,396	R\$ 47,288	R\$ 43,347	-	-
	C(60)	R\$ 16,216	R\$ 14,677	R\$ 22,066	R\$ 16,902	R\$ 10,003	-
	C(120)	R\$ 14,714	R\$ 13,350	R\$ 19,622	R\$ 14,858	R\$ 8,753	R\$ 3,001
PCH Mambáí II 12 MW	TQR(2)	R\$ 17,530	R\$ 13,018	-	-	-	-
	TQR(4)	R\$ 18,542	R\$ 16,286	R\$ 19,555	-	-	-
	TQR(7)	R\$ 17,700	R\$ 16,290	R\$ 17,777	R\$ 16,295	-	-
	C(60)	R\$ 9,479	R\$ 8,901	R\$ 8,295	R\$ 6,354	R\$ 3,760	-
	C(120)	R\$ 8,530	R\$ 8,017	R\$ 7,376	R\$ 5,585	R\$ 3,290	R\$ 1,128
UHE Santo Antônio 3568 MW	TQR(2)	NA	NA	-	-	-	-
	TQR(4)	R\$ 27,355	R\$ 15,637	R\$ 81,243	-	-	-
	TQR(7)	R\$ 50,004	R\$ 42,505	R\$ 85,519	R\$ 90,270	-	-
	C(60)	R\$ 28,126	R\$ 25,447	R\$ 36,618	R\$ 28,354	R\$ 15,971	-
	C(120)	R\$ 22,905	R\$ 20,775	R\$ 29,151	R\$ 21,916	R\$ 12,152	R\$ 2,604
UHE Tucuruí 8370 MW	TQR(2)	NA	NA	-	-	-	-
	TQR(4)	NA	NA	R\$ 97,720	-	-	-
	TQR(7)	R\$ 31,178	R\$ 21,782	R\$ 108,578	R\$ 122,150	-	-
	C(60)	R\$ 23,039	R\$ 19,817	R\$ 44,044	R\$ 34,105	R\$ 18,792	-
	C(120)	R\$ 18,967	R\$ 16,404	R\$ 35,064	R\$ 26,361	R\$ 14,388	R\$ 3,132
UHE Pedra do Cavalo 160 MW	TQR(2)	R\$ 84,139	R\$ 78,478	-	-	-	-
	TQR(4)	R\$ 54,335	R\$ 51,505	R\$ 24,531	-	-	-
	TQR(7)	R\$ 40,985	R\$ 39,243	R\$ 21,805	R\$ 19,625	-	-
	C(60)	R\$ 19,859	R\$ 19,133	R\$ 10,406	R\$ 7,971	R\$ 4,769	-
	C(120)	R\$ 17,763	R\$ 17,120	R\$ 9,254	R\$ 7,007	R\$ 4,165	R\$ 1,415
UHE Funil 30 MW	TQR(2)	R\$ 17,173	R\$ 12,628	-	-	-	-
	TQR(4)	R\$ 18,434	R\$ 16,162	R\$ 19,695	-	-	-
	TQR(7)	R\$ 17,676	R\$ 16,256	R\$ 17,905	R\$ 16,413	-	-
	C(60)	R\$ 9,485	R\$ 8,903	R\$ 8,355	R\$ 6,400	R\$ 3,788	-
	C(120)	R\$ 8,537	R\$ 8,020	R\$ 7,429	R\$ 5,626	R\$ 3,314	R\$ 1,136

Deve-se escolher sempre a alternativa com a melhor relação custo-efetividade, sem causar prejuízo aos objetivos propostos inicialmente para o programa de monitoramento a ser implantado. Conforme DEHP (2013), os custos de amostragem devem ser os menores possíveis enquanto ainda se cumpram os objetivos declarados no estudo, e as considerações acerca do custo-efetividade envolvem *trade-offs* entre perda de poder estatístico e custo de aquisição de dados.

Essa relação de perde e ganha entre custo e poder estatístico também foi encontrada nas ACE's realizadas nos estudos de caso desta pesquisa, uma vez que quando se opta por estratégias com intervalos de amostragem maiores e conseqüentemente mais baratas, tem-se uma menor efetividade em função das frequências que são representadas por meio da permanência de frequências escolhida. Portanto, o ponto crucial da opção por intervalos de amostragem com efetividades menores está em definir o limiar de adequação dos possíveis resultados obtidos com o monitoramento implantado aos objetivos propostos pelo programa.

Em uma avaliação do custo incremental entre diferentes frequências de monitoramento, Mew et al. (1997) encontraram valores incrementais pequenos para a mudança de uma estratégia com frequência semanal, para uma estratégia com monitoramento automático e com frequência diária, tendo as duas estratégias praticamente o mesmo custo para um horizonte de 5 anos para estações de monitoramento nos Estados Unidos.

Os autores utilizaram como medida de efetividade dos monitoramentos o erro máximo em relação à média e ao desvio padrão. Para a amostragem automática diária os erros máximos foram 4 vezes menores em relação à média e 11 vezes menores em relação ao desvio padrão quando comparada com a amostragem semanal, tendo as duas praticamente o mesmo custo em um horizonte de 5 anos.

Ainda neste estudo, os autores mostram que os erros máximos da média e do desvio padrão entre amostragens mensais e semanais estão na mesma faixa, contudo o custo das amostragens mensais é 4 vezes menor que o custo das amostragens semanais. Já quando são realizadas 4 amostragens por ano, embora os custos sejam muito baixos, os erros máximos em relação à média e o desvio padrão são mais que o dobro dos valores obtidos no monitoramento mensal.

As conclusões destes autores corroboram com os resultados obtidos neste trabalho no que tange ao fato de existir um limiar de máxima eficiência e menor custo do monitoramento em tempo quase real, onde a partir do qual é mais coerente a utilização de estratégias de monitoramento em tempo real.

## 7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Como conclusões desta pesquisa, ficam os seguintes itens:

- É possível utilizar a análise espectral das séries históricas de dados de qualidade da água como insumo para a geração de curvas de densidades de frequência acumuladas, que do ponto de vista da amostragem, traduzem-se em curvas de permanência de frequências.

- A utilização das curvas de permanência de frequência como um indicador de representatividade possibilitou a determinação da capacidade de uma frequência de amostragem guardar as características da série original dos dados de qualidade da água.

- Existe uma relação entre as frequências de amostragem necessárias para as diferentes permanências de frequências e atributos físicos das bacias, sendo a relação com a área uma boa alternativa pela facilidade de obtenção deste dado, possibilitando a prescrição de diferentes tipos de MQATQR para diferentes tipos de bacia, quando da ausência de qualquer dado de qualidade da água que norteie o estabelecimento de uma frequência de amostragem.

- Foi possível obter os intervalos de amostragem a partir das frequências de amostragem para as diferentes permanências. Os intervalos de amostragem em geral se mostraram executáveis nos moldes do MQATQR até a frequência de 90%. Para as permanências maiores que 90% os intervalos se aproximam do diário, sendo mais aconselhável a utilizando de estratégias em tempo real.

- Com relação aos tamanhos de bacias, para que o MQATQR possa ser utilizado em bacias com menos de 100 km<sup>2</sup> deve-se optar por permanências menores, para garantir um intervalo de amostragem que seja executável dentro da proposta da estratégia.

- A estratégia de MQATQR se mostrou economicamente viável e com melhor custo-efetividade para a maioria dos programas de monitoramento quando se utilizam permanências de frequências inferiores a 65%. Para permanências maiores que 65% a estratégia só se mostrou economicamente viável e com uma melhor relação custo-efetividade para os programas de monitoramento cujos pontos de amostragem estão próximos à base de operação, sendo o deslocamento fator decisivo na opção pela estratégia.

- Por fim, pode-se concluir que a estratégia de MQATQR se mostra como alternativa efetiva para o aumento da densidade temporal dos dados para programas de monitoramento, com exceção daqueles que exigem o acompanhamento das variações bruscas na qualidade da água, e se mostrou economicamente atrativa quando comparada com as estratégias de tempo real, tendo uma restrição quanto à distância dos pontos de monitoramento para sua utilização ótima. Na medida em que se utiliza um mesmo equipamento para monitorar vários pontos, a estratégia também pode colaborar para o adensamento espacial.

Como recomendações para a utilização da estratégia:

- Ao se optar pela utilização da estratégia, o tomador de decisão deve estar ciente que as frequências maiores que a permanência escolhida não serão representadas, e que estas podem ter significados ambientais importantes. Um exemplo disto é a utilização da estratégia em bacias pequenas, onde se o tempo de concentração da bacia for menor do que a frequência máxima de amostragem, não serão detectados processos naturais importantes de escoamento superficial que influenciam a qualidade da água.

- Os objetivos do programa de monitoramento no qual será utilizada a estratégia de MQATQR devem estar bem definidos, e o intervalo de amostragem deve garantir uma permanência de frequências que contemple estes objetivos.

- Se no programa de monitoramento existir muitos pontos de amostragem e estes pontos forem distantes da base de operação, é importante avaliar a descentralização da base se for utilizada a estratégia de MQATQR.

- Com base nos resultados desta pesquisa, quando da opção pela utilização de estratégias de monitoramento da qualidade da água em tempo quase-real, ficam recomendados os intervalos de amostragem descritos na Tabela 7.1.

Tabela 7.1 - Intervalos de amostragem em dias recomendados para a estratégia de MQATQR.

Parâmetro	Permanência	Tamanho da Bacia		
		<100 km <sup>2</sup> (Ordem A)	100<>100000 km <sup>2</sup> (Ordens B, C e D)	>100000 km <sup>2</sup> (Ordem E)
Condutividade Elétrica	35%	12	25	25
	50%	6	12	12
	65%	4	7	7
	80%	2	3	4
Oxigênio Dissolvido	35%	28	33	52
	50%	11	16	31
	65%	6	8	13
	80%	3	4	6
pH	35%	18	27	27
	50%	8	14	14
	65%	4	7	7
	80%	2	4	3

- A utilização de permanências de frequência menores que 35% aproxima o programa de monitoramento dos monitoramentos convencionalmente utilizados, deixando de ser o que se considera uma estratégia de MQATQR. Para os programas cujo os objetivos exijam permanências de frequências maiores que 80%, onde o intervalo de amostragem se aproxima

do diário, deve ser realizada uma análise criteriosa acerca dos custos operacionais, sendo sensato considerar a utilização de estratégias em tempo real.

- Quando definida a permanência que atenda aos objetivos do programa de monitoramento, o intervalo de amostragem escolhido deve ser o do parâmetro de qualidade que tenha mais importância para aquele programa de monitoramento, pois não é viável executar um intervalo de amostragem para cada parâmetro. Também os intervalos devem ser aproximados de realidades operacionais, como por exemplo, em vez de utilizar um intervalo de 8 dias, utilizar o intervalo de 7 dias (semanal), que operacionalmente é mais conveniente.

Como recomendações para pesquisas futuras:

- Avaliar se existem diferenças significativas nas curvas de permanência de frequências entre séries históricas curtas e longas de dados de qualidade da água com alta resolução temporal. Isso possibilitaria fazer uma avaliação mais abrangente utilizando um maior número de pontos de monitoramento, e diminuindo as incertezas no estabelecimento de frequências de amostragem médias para diferentes tipos de bacias hidrográficas.

- Determinar as amplitudes mais presentes nas frequências mais altas das curvas de permanência, e verificar se estas amplitudes, para o parâmetro de qualidade avaliado, são traduzidas em variações significativas. Esta avaliação poderia fornecer um ganho em efetividade para estratégias baseadas em permanências não tão altas, pois se as variações ligadas as frequências maiores, embora bruscas, não forem significativas para o parâmetro considerado, existe um incremento na efetividade das permanências de frequência menores.

- Avaliar quais são os objetivos das principais ferramentas de monitoramento e controle legais e de gestão utilizadas no Brasil e determinar quais as permanências de frequências atendem a estes objetivos.

## 8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGSOLVE, *Sonda multiparametrica para qualidade da água*, Disponível em: <[http://www.agsolve.com.br/produto\\_detalhe.php?cod=1082](http://www.agsolve.com.br/produto_detalhe.php?cod=1082)> Acessado em: 17 de fevereiro de 2012.

ALZHRANI, A. *On Two-Sample Tests For Time Series*. Master Degree Dissertation-Department of Mathematics and Statistics, Concordia University, Montreal, 2017.

ANA. *Evolução da rede hidrometeorológica nacional*. Superintendência de Administração da Rede Hidrometeorológica. v. 1, n. 1. Brasília: 2007.

ANA/CPRM. *Rede Integrada de Monitoramento Semi-Automático da Qualidade da Água da Bacia do Rio Paraíba do Sul*, Relatório 4, Rio de Janeiro: 2007.

ANEEL. *O Estado das Águas no Brasil - 1999: perspectivas de gestão e informação de recursos hídricos*. Brasília, DF: MME, 1999.

ANEEL. *Matriz de Energia Elétrica 2015*. Disponível em: <http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/OperacaoCapacidadeBrasil.asp> Acesso em 26 mar. 2015.

ANTONOPOULOS, V.Z., PAPAMICHAIL, D.M., MITSIOU, K.A. *Statistical and trend analysis of water quality and quantity data for the Strymon River in Greece*. Hydrology and Earth System Sciences 5(4), p. 679–691, 2001.

ASKEW, A.J. Water in the international decade for natural disaster reduction. In: *Destructive Water: Water-Caused Natural Disasters, their Abatement and Control*, IAHS Publication No. 239, Netherlands, p. 3-11, 1997.

BENDA, L. et al., *The Network Dynamics Hypothesis: How Channel Networks Structure Riverine Habitats*. Bioscience, 54(5):413-427, 2004

BISWAS, T. & LAWRENCE, B. *Revision of the River Murray Water Quality Monitoring Program*. Murray-Darling Basin Authority. Queensland, 2013

BLASCKESI, T. J. F., SILVA, B. C., COPETTI, A. C. C., CRUZ, R. C. Estratégias para o enquadramento de recursos hídricos em classes de uso da água. *Anais do VII Salão Internacional de Ensino, Pesquisa e Extensão*. Universidade Federal do Pampa, 2015.

BRAGA, B. et al. *Introdução à Engenharia Ambiental*. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. São Paulo: Prentice Hall, 2002.

BRANCO, S. M. *Hidrologia aplicada à engenharia sanitária*. 3ª ed. São Paulo. CETESB/ACATESB. 1986. 640p.

BRANCO, C. & RUIZ, M. *Pagamento por serviços ambientais: da teoria à prática*. Rio Claro: ITPA, 2015.

BRASIL. Lei N° 9.433, de 8 de janeiro de 1997. *Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos*. Diário Oficial da União, Brasília, 1997.

- BRASIL. Ministério da Integração Nacional. Secretaria de Defesa Civil. *Política Nacional de Defesa Civil*. Brasília, 2007.
- BULHÕES, J. S.; ASSIS, A. O.; MARTINS, C. L.; FURRIEL, G. P.; SILVA, B. C. R.; RODRIGUES, L.; REIS, M. R. C.; CALHEIROS, D. F.; OLIVEIRA, M. D.; CALIXTO, W. P. *Gap filling in time series: A new methodology applying spectral analysis and system identification*. In: IEEE CHILECON 2017, Pucon, Chile: 2017.
- CAMARGO, A.F.M. et al. *The influence of the physiography and human activities on the limnological characteristics of the lotic ecosystems of the south coast of São Paulo, Brazil*. Acta Limnológica. Brasil, v8, p. 231-243, 1996.
- CARMOUZE, J. P. *O Metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas*. São Paulo - Editora Edgard Blücher – FAPESP. 1994.
- CARVALHO, R.A ; OLIVEIRA, M.C.V. *Princípios básicos de saneamento do meio*. Editora SENAC, São Paulo, 3ª ed, 2003.
- CCME. *Guidance Manual for Optimizing Water Quality Monitoring Program Design*. Canadian Council of Ministers of the Environment, Quebec, 2015
- CETESB. *Guia de coleta e preservação de amostras de água*. 1ª ed. São Paulo, 1987 155p.
- CETESB. *Monitoramento de águas pela CETESB terá mais seis estações*. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/noticia/659,Noticia> Acesso em 30 de março de 2015.
- CETESB. *Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo*. CETESB. São Paulo, 2013.
- CHIPP, H., *Usinas a fio d'água: um novo desafio para a segurança energética*. CERPCH, disponível em: <<http://www.cerpch.unifei.edu.br/not01.php?id=6161>> , acessado em: 15 de março de 2011.
- COELHO, M., FERNANDES, C. V. S., DETZEL, D. H. M., MANNICH, M. *Validade estatística de séries históricas de qualidade da água em bacias urbanas*. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, V. 22, e51, Porto Alegre, 2017.
- COIMBRA, R. C. Monitoramento da qualidade da água. In: PORTO, R. L. (Org.). *Hidrologia ambiental*. São Paulo: EDUSP; Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991. P. 391-411.
- CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução N° 357, de 17 de março de 2005. *Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências*. Diário Oficial da União n. 53, Brasília, 18 mar. 2005.
- CONDE, F., ROCHA FILHO, K. L., ANDRIOLI, C. P., BARROS, M. T. L. Monitoramento telemétrico de parâmetros hidrometeorológicos da região metropolitana de São Paulo. In: *Anais do XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. ABRH. Campo Grande, 2009.
- CRUZ, J. C. *Disponibilidade hídrica para outorga: avaliação de aspectos técnicos e conceituais*. Porto Alegre, 2001. 189 p. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Departamento de Hidráulica e Saneamento. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

CRUZ, R. C., SILVEIRA, G. L. da, RIGHES, A. A.; SILVEIRA, A. L. L. da, MACIEL FILHO, C. L.; BURIOL, G. A., CRUZ, J.C.; PEREIRA FILHO, W., VILELLA, F. S., ROSÁRIO, A. S. do, PIERIN, L. R., *Desenvolvimento de metodologias de avaliação de impacto de condicionantes significativas do meio físico (vazão remanescente e qualidade da água) e sua relação com as variáveis operacionais do sistema de geração de energia hidrelétrica*. Relatório de andamento da etapa 2. Estudo de caso UHE Monte Claro. Contrato aem/s nº. 1082/2004 efetuado entre a FEPAM e a FATEC. 2006.

CRUZ, R. C.; CRUZ, J. C.; SILVEIRA, G. L.; VILLELA, F. S.; Vazões ecológicas e remanescentes em rios alterados por barragens: Estudo de caso. In: *Ciência e Ambiente*, UFSM, Santa Maria, RS, v. 1, n. 41, 2010, p. 175-190

CUNHA, D.G.F.; CALIJURI, M.C. Análise probabilística de ocorrência de incompatibilidade da qualidade da água com o enquadramento legal de sistemas aquáticos – estudo de caso do rio Pariqueira-Açu (SP). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 15, n. 4, p. 337-346, 2010.

CUNHA, L. V. da; GONÇALVES, A. S.; Figueiredo, V. A. de; LINO, M. *A gestão da água: princípios fundamentais e sua aplicação em Portugal*. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1980.

DEHP, *Monitoring and Sampling Manual*, Version 2, Departamento of Environment and Heritage Protection-State of Queensland, 2013

DEHUA, W.; PAN, L.; BO, L.; ZENG, G. *Water quality automatic monitoring system based on GPRS data communications*. *Procedia Engineering*, n 28, Elsevier, 2012, pg 840-843.

DERÍSIO, J. C. *Introdução ao controle de poluição ambiental*. 1ª Edição. São Paulo. CETESB, 1992.

DI BLASI, J. I. P., TORRES, J. M., NIETO, P. J. G., FERNÁNDEZ, J. R. A., MUÑIZ, TABOADA, J. *Analysis and detection of outliers in water quality parameters from different automated monitoring stations in the Miño river basin (NW Spain)*. *Ecological Engineering*. Elsevier, 2013. p. 60– 66

ELETROSUL, *UHE Passo do São João – Informações sobreo programa básico ambiental*, Diretoria de Engenharia, 47, 2011.

ESTEVES, F.A. *Fundamentos de limnologia*. Interciência, Rio de Janeiro, 1998, 602 pp.

FENG X., KIRCHNER J.W., NEAL C. Spectral Analysis of Chemical Time Series from Long-Term Catchment Monitoring Studies: Hydrochemical Insights and Data Requirements. In: Wieder R.K., Novák M., Vile M.A. (eds) *Biogeochemical Investigations of Terrestrial, Freshwater, and Wetland Ecosystems across the Globe*. Springer, Dordrecht, 2004.

FEPAM. *Qualidade das Águas do Rio Gravataí - período 1992 a 1994*. Porto Alegre, RS: FEPAM. 66 p. 1996.

FEPAM. *Eventos de mortandade de peixes–Rio dos Sinos*. Relatório Técnico, Porto Alegre/RS. 185p. 2007.

FIGLIARO, F. A.; BARDINI, V. S. S. & NOVAES, R. C. Monitoramento da qualidade de águas em programas de pagamento por serviços ambientais hídricos: estudo de caso no município de São José dos Campos/SP. *Eng. Sanitária e Ambiental*, vol.22, n.6, 2017

- FREY, F., SULLIVAN, L. *Practical Application of Online Monitoring*, Awwa Research Foundation, Denver, 2004
- FRITZSONS, E., HINDI, E. C., MANTOVANI, L. E., RIZZI, N. E. *Consequências da alteração da vazão sobre alguns parâmetros de qualidade de água fluvial*. Revista Floresta. 33(2). 201-214. 2003.
- FUENTES, R. C.; *Apostila de automação industrial*. Colégio Técnico Industrial de Santa Maria, UFSM, Santa Maria-RS, 2005.
- GASTALDINI, M. C. C. & MENDONÇA, A. S. F. Conceitos para avaliação da qualidade da água. In: PAIVA, J. B. D & PAIVA, E. M. C. D. (Org.) *Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas*. 1.ed. Porto Alegre: Metrópole indústria gráfica, p.429-452, 2001.
- GILLIS, G.; *2001-2011 Ten years of real time in Newfoundland and Labrador*. Real time water quality monitoring workshop, June 7-8, 2011, St. John's, NL, CA.
- GLASGOW, H. B.; BURKHOLDER, J. M.; REED, R. E.; LEWITUS, A. J.; KLEINMAN, J. E. *Real-time remote monitoring of water quality: a review of current applications, and advancements in sensor, telemetry, and computing technologies*. Journal of experimental marine biology and ecology, nº 300, Elsevier, 2004, pg 409-448.
- GRAYMAN, W. M., *Design of early warning and predictive source-water monitoring systems*. AWWA Research Foundation. 2001.
- HANISCH, W., FREIRE-NORDI, C. S.; Cap. 14 - Monitoramento remoto em tempo real de mananciais visando as florações de cianobactérias. In: POMPÊO et al (Orgs.); *Ecologia de reservatórios e interfaces*; São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015.
- HASAN, J.; GOLDBLOOM-HELZNER, D.; ICHIDA, A.; GIBSON, M.; STATES, S.; GRAYMAN, W. AND DEININGER, R. *Technologies and techniques for early warning systems to monitor and evaluate drinking water quality: state-of-the-art review*, USEPA report, 2005.
- HELLER, L.; DE PÁDUA, V. L. *Abastecimento de água para consumo humano*, 2ª edição; Editora UFMG, Belo Horizonte, 2010.
- HU, B. E. *Safe river water: a ubiquitous and collaborative water quality monitoring solution*. Pervasive Mob. Comput. 5, 2009, 419-431.
- IBGE. *Indicadores de desenvolvimento sustentável*. Estudos & Pesquisas. Edição 9. Rio de Janeiro, 2012.
- ISLAM, M. S.; BONNER, J. S.; PAGE, C. A. *A fixed robotic profiler system to sense real-time episodic pulses in Corpus Christi Bay*. Environmental Engineering Science, p. 431-440, 2010.
- KIRCHNER, J. W., FENG, X., NEAL, C., SKJELKVAALE, B. L., CLAIR, T. A., LANGAN, S., SOULSBY, C., KAHL, J.S., NORTON, S. A. *Generality of – and a proposed mechanism for – fractal fluctuations in stream tracer chemistry*, EOS, Trans. Am. Geophys. Union 81, F554, 2000.

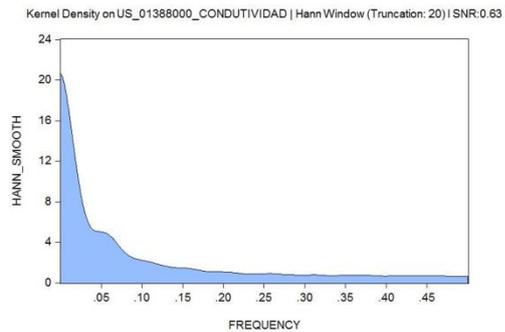
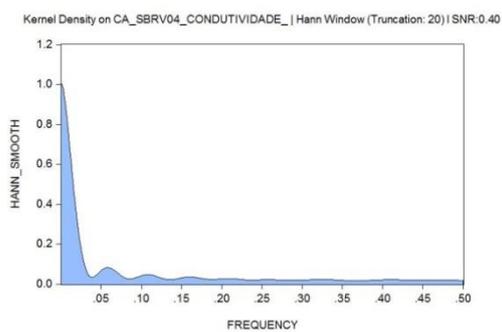
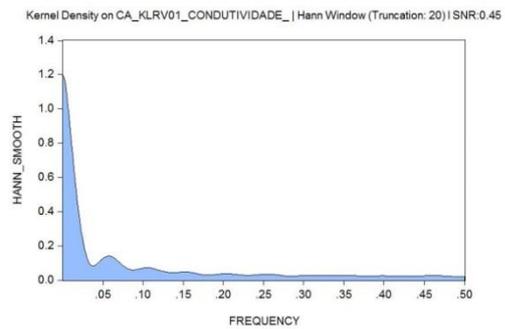
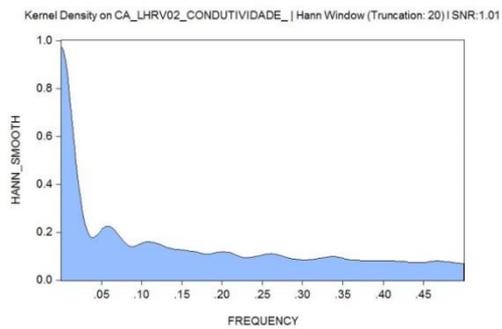
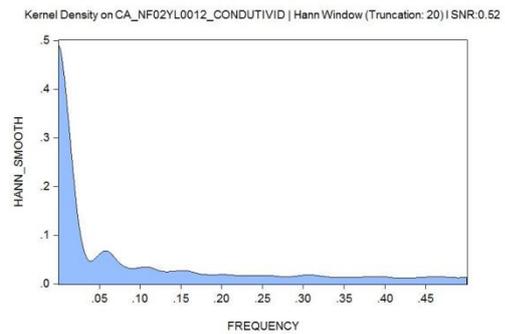
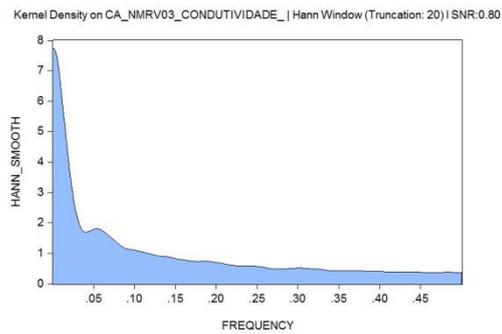
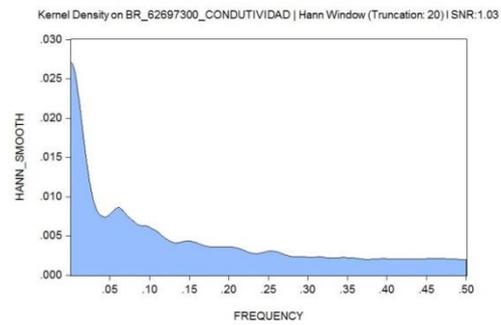
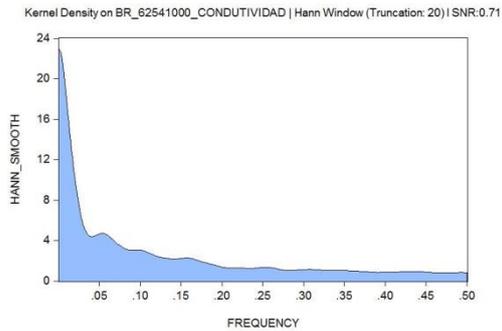
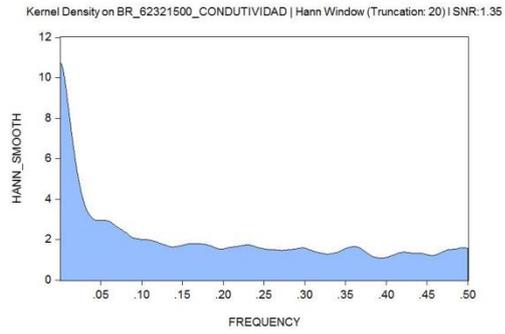
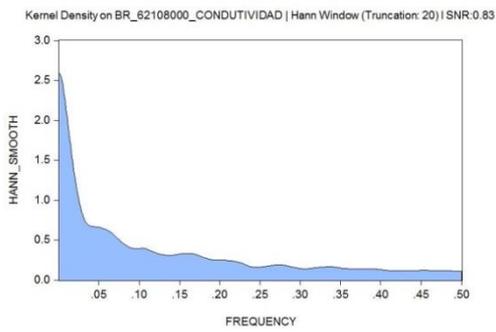
- KRZYSZTOFOWICZ, R. *A theory of flood warning systems*. Water Resources Research 29(12), 1993, 3981–3994.
- KWIATKOWSKI, D., PHILLIPS, P. C. B., SCHMIDT, P. & SHIN, Y. Testing the null hypothesis of stationary against the alternative of a unit root. *Journal of Econometrics*, 54, 159-178, 1992.
- LANG, A. E. *As ferrovias no Brasil e avaliação econômica de projetos: uma aplicação em projetos ferroviários*. Dissertação de mestrado, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília – UNB, Brasília – DF, 154p. 2007.
- LANNA, A. E. L. Cap. 19: Gestão de Recursos Hídricos. In: TUCCI, C. E. M. (Org.). *Hidrologia: Ciência e Aplicação*. Porto Alegre. Editora da Universidade – UFRGS/EDUSP/ABRH. 1993.
- LARRECHI, M. S., CALLAO, M. P. *Strategy for introducing NIR spectroscopy and multivariate calibration techniques in industry*. TrAC Trends in Analytical Chemistry, 22(9) : 634-640, 2003.
- LEE, J.H.W.; HODGKISS, I. J., WONG, K. T. M.; LAM, I. H. Y. *Real time observations of coastal algal blooms by an early warning system*. Estuarine Coastal and Shelf Science, n. 65, p. 172-190, 2005.
- LEME, LEME ENGENHARIA LTDA., *Aproveitamento Hidrelétrico (AHE) Belo Monte – Relatório de Impacto Ambiental (RIMA)*, Belo Horizonte, MG, 2009.
- LEVINE, A. B., LIU, S., VINCE, F., LI, M., OSTFELD, A. *A hybrid evolutionary data driven model for river water quality early warning*. Journal of environmental management. Editora Elsevier Edição 143, 8-16, 2014
- LINKLATER, N., ORMECI, B. *Real-time and near real-time monitoring options for water quality*. Monitoring water quality – Pollution Assessment, Analysis, and Remediation. Elsevier, 2013. Pg. 189-225.
- LOPES, E. S.; MAGINA, F. C; ALVES, M. L. *Sistema automático de alerta da qualidade da água do Rio Paraíba do Sul – uma aplicação do SISMA DEN*. Anais do XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, Curitiba - PR, 30-05 de maio de 2011.
- MAGALHÃES JUNIOR, A. P. *A situação do monitoramento das águas no brasil – instituições e iniciativas*. RBRH- Revista Brasileira de Recursos Hídricos Volume 5 n.3 2000, 113-135
- MAGINA, F. C.; REIS, B. J.; ALVES, M. L.; SANTOS, R. J. T. P. *Rede de plataformas de coleta de dados para monitoramento automático da qualidade da água do rio Paraíba do Sul*. Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, Natal - RN, 25-30 de abril de 2009.
- MARGARIDO, M. A.; MEDEIROS JUNIOR, H. *Teste para mais de uma raiz unitária: uso do software sas® na elaboração de uma rotina para o teste Dickey-Pantula*. Pesquisa & Debate, São Paulo, v. 17, n. 1 (29) p. 149-170, 2006.
- MEW, H. E., MEDINA, M. A., HEATH, R. C., RECKHOW, K. H., JACOBS, T. L., *Cost-Effective Monitoring Strategies to Estimate Mean Water Table Depth*, Ground Water, Vol. 35, Nº 6, 1997.

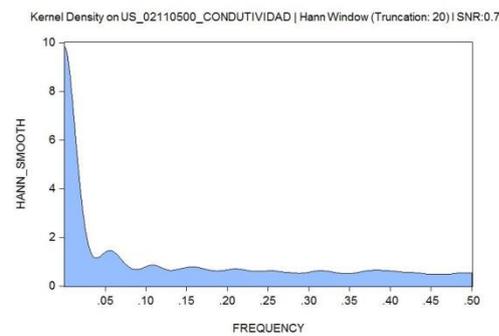
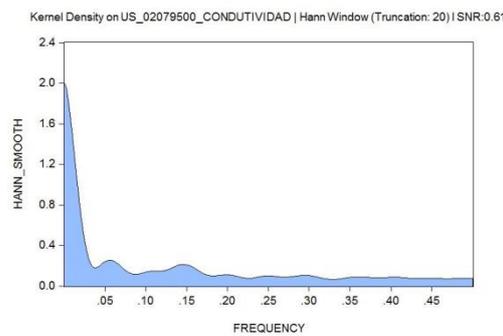
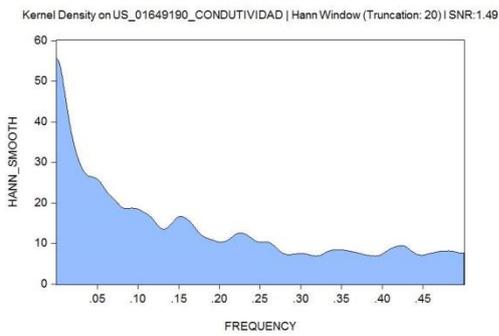
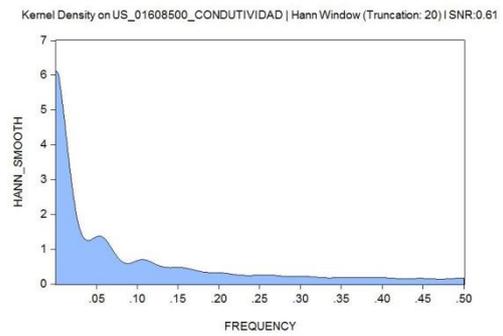
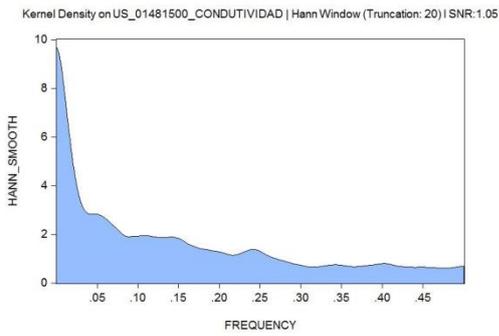
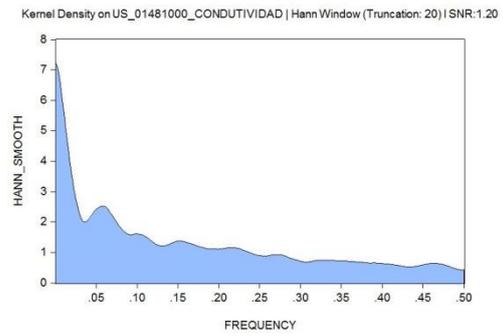
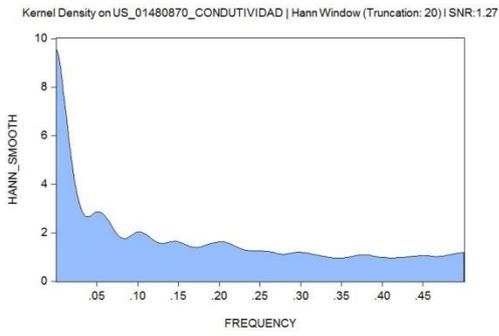
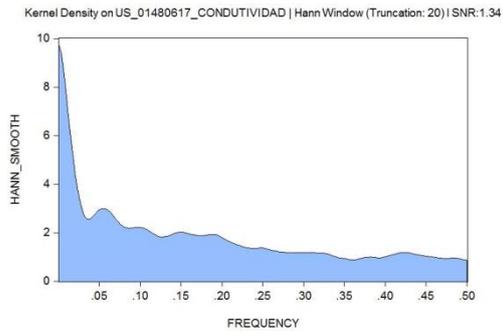
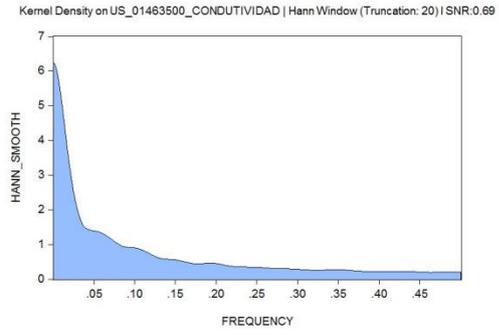
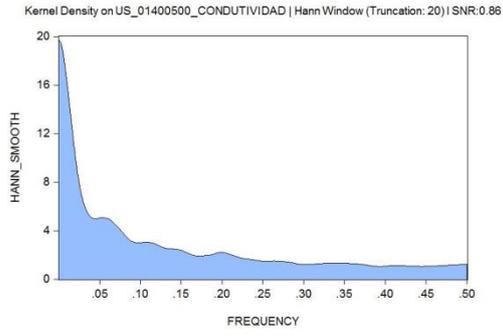
- MOTA, S. *Preservação e conservação de recursos hídricos*, Rio de Janeiro: ABES, 1995, pg 83.
- NAKAE, T., BIANCHINI, P. C. Rede Telemétrica de Hidrologia. In: *Atas do Seminário sobre Técnicas Modernas de Telemetria Aplicada à Hidrologia*. Belém, 1978.
- NUCCI, M., RENZI, S. *Il monitoraggio chimico-fisico delle acque superficiali in Umbria: Tecnologie utilizzate e analisi dei dati*. ARPA Umbria, 2010.
- O'FLYNN, B. O., REGAN, F., LAWLOR, A., WALLACE, J., TORRES, J., O'MATHUNA, C., *Experiences and recommendations in deploying a real-time, water quality monitoring system*. Measurements Science and Technology. IOP. Ed. 21. 2010.
- PIVELI, R. P. ; KATO, M. T. *Qualidade das Águas e Poluição: Aspectos Físico-Químicos*. 01. ed. São Paulo/SP: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005. v. 01. 285p.
- POSTEL, S. & CARPENTER, S. *Freshwater Ecosystem Services. Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Gretchen C. Daily. Washington, D.C., USA., Island Press. 1997.
- RASMUSSEN, P.; KING, A.; ZIEGLER, A. *Water quality surrogates, Little Arkansas River, Kansas, 1999-2011*. NWQMC, April 29, 2014, Cincinnati.
- SAID, S. & DICKEY, D. Testing for unit root autoregressive-moving average models of unknown order, *Biometrika* (71), 599-608, 1984.
- SANDERS, T.G., WARD, R.C., LOFTIS, J.C., STEELE, T.D., ADRIAN, D.D., YEVJEVICH, V. *Design of Networks for Monitoring Water Quality*, Water Resources Publications, Littleton, Colorado, 328p, 1983.
- SAWYER, C.N.; McCARTY, P.L.; PARKIN, G. F. *Chemistry for environmental engineering*. 4º ed. New York. McGraw-Hill Book Company. 1994. 658p.
- SILVA, R. L. L., *Estratégia de monitoramento em apoio ao licenciamento ambiental em trecho de vazão reduzida*. 2012. Dissertação de mestrado submetida ao programa de pos-graduação em engenharia civil da universidade federal de Santa Maria. PPGEC-UFSM. 2012.
- SOARES, P. F., *Projeto e avaliação de desempenho de redes de monitoramento de qualidade da água utilizando o conceito de entropia*. 2001. 196 p. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.
- SOUZA, C. F., *Vazões ambientais em hidrelétricas: Belo Monte e Manso*. Tese de doutorado, IPH-URGS. 2009.
- SPRINGER, J. J.; BURKHOLDER, J. M.; GILBERT, P. M.; REED, R. E. *Use of a real-time remote monitoring network (RTRM) and shipborne sampling to characterize a dinoflagellate bloom in the Neuse Estuary, North Carolina, USA*. Harmful Algae, p. 533-551, 2005.
- STOREY, M. V.; VAN DER GAAG, B.; BURNS, B. P. *Advances in online drinking water quality monitoring and early warning systems*. Water Research, n 45, Elsevier, 2011, pg 741-747.

- TEW, K. S.; LEU, M. Y.; WANG, J. T., CHANG, C. M.; CHEN, C. C.; MENG, P. J. *A continuous, real time water quality monitoring system for the coral reef ecosystems of Nanwan Bay, Southern Taiwan*. Marine pollution bulletin. Elsevier, 2013.
- TSUTIYA, M. T. *Abastecimento de Água*. São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2004.
- TUCCI, C. E. M. *Desafio crescente da energia no Brasil*, In: Blog do Tucci, disponível em: <<http://rhama.net/wordpress/?p=208>> , acessado em: 15 de março de 2011.
- TUNDISI, J.G. Governança da água. Rev. UFMG, Belo Horizonte, v. 20, n.2, p. 222-235. 2013.
- UNESCO, *Relatório Mundial das Nações Unidas sobre Desenvolvimento dos Recursos Hídricos – WWDR4*. Division of Water Sciences, UNESCO, Perugia, Italy, 2012.
- USEPA; *Real-Time Monitoring for Toxicity Caused by Harmful Algal Blooms and other water quality perturbations*. U. S. Environmental Protection Agency. Rep. EPA 600/R01/103. Office of research and development, Washington, DC, EUA. 2001.
- USEPA. *Technologies and techniques for early warning systems to monitor and evaluate drinking water quality: a state of the art review*. U. S. Environmental Protection Agency. Rep. EPA/600/R-05/156, Office of water, Washington, DC, EUA. 2005.
- VALENTE, J. P. S., PADILHA, P. M., SILVA, A. M. M. *Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu - SP*. Eclét. Quím., São Paulo, 1997, vol.22, p.49-66.
- VAN DER GAAG, B., VOLZ, J. *Real-time On-line Monitoring of Contaminants in Water: Developing a Research Strategy from Utility Experiences and Needs*. KIWA Water Research, Nieuwegein, 2008.
- VON SPERLING, M.; *Introdução à qualidade da água e ao tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: UFMG, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1996.
- WAGNER, R.J., BOULGER, R.W., JR., OBLINGER, C.J., AND SMITH, B.A. *Guidelines and standard procedures for continuous water-quality monitors—Station operation, record computation, and data reporting*. U.S. Geological Survey Techniques and Methods 1–D3, 51, 2006.
- ZHENG, H., LIU, R., ZHANG, R., HU, Y., *A method for real-time measurement of respiratory rhythms in medaka (Oryziaslatipes) using computer vision for water quality monitoring*. Ecotoxicology and environmental safety. Elsevier. Nº 100. 2014. Pg 76-86.

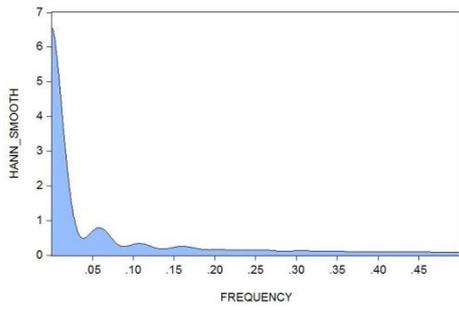
## ANEXOS

ANEXO 1: Gráficos de densidades de frequências.

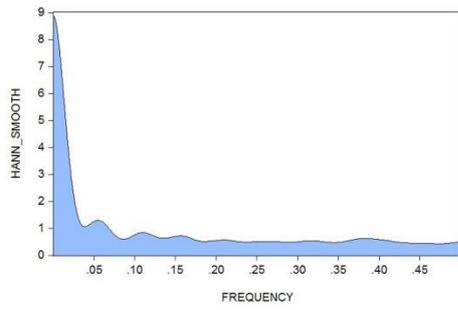




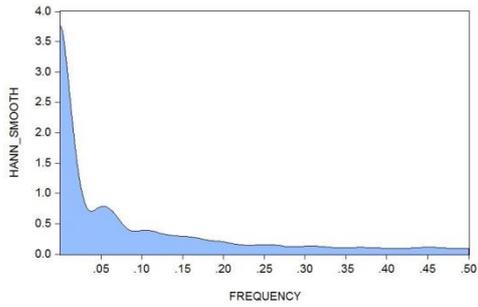
Kernel Density on US\_02110704\_CONDUCTIVIDAD | Hann Window (Truncation: 20) | SNR:0.42



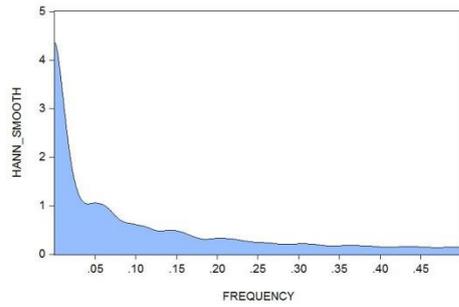
Kernel Density on US\_02156500\_CONDUCTIVIDAD | Hann Window (Truncation: 20) | SNR:0.69



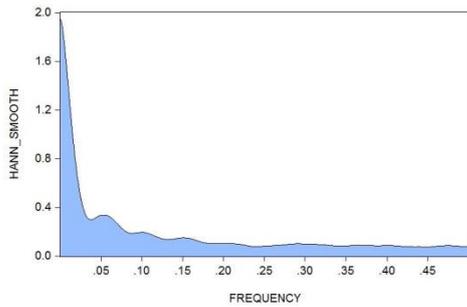
Kernel Density on US\_02160105\_CONDUCTIVIDAD | Hann Window (Truncation: 20) | SNR:0.62



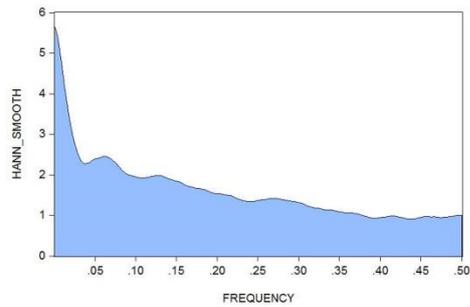
Kernel Density on US\_02160700\_CONDUCTIVIDAD | Hann Window (Truncation: 20) | SNR:0.73



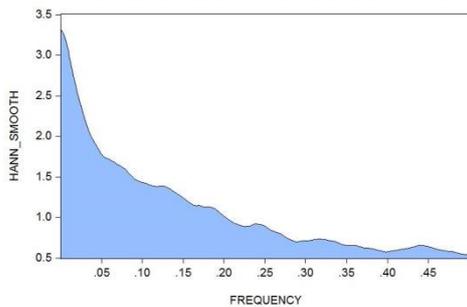
Kernel Density on US\_02160991\_CONDUCTIVIDAD | Hann Window (Truncation: 20) | SNR:0.67



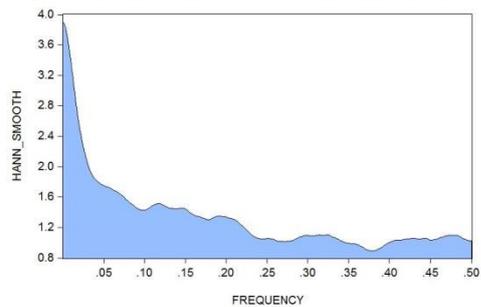
Kernel Density on US\_02203603\_CONDUCTIVIDAD | Hann Window (Truncation: 20) | SNR:2.04



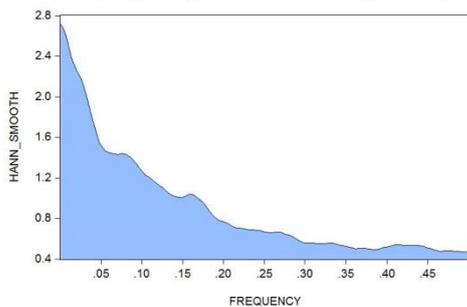
Kernel Density on US\_022003655\_CONDUCTIVIDA | Hann Window (Truncation: 20) | SNR:1.83



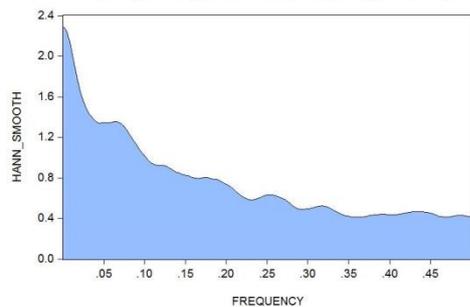
Kernel Density on US\_02203700\_CONDUCTIVIDAD | Hann Window (Truncation: 20) | SNR:2.65

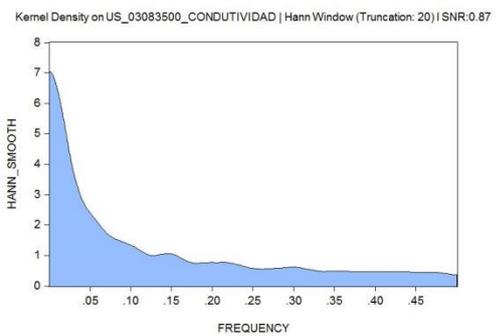
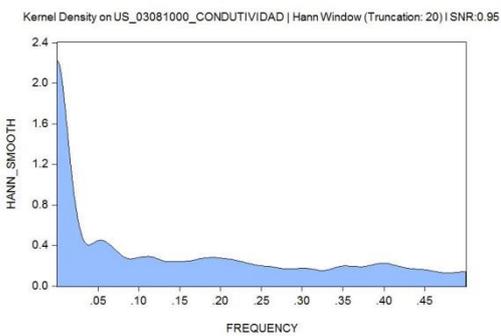
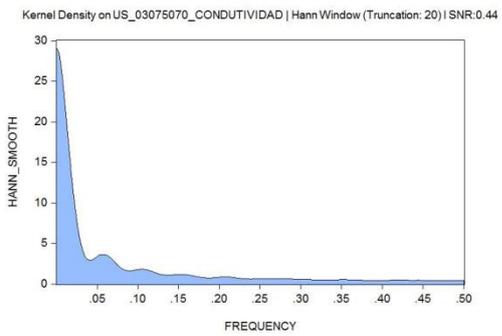
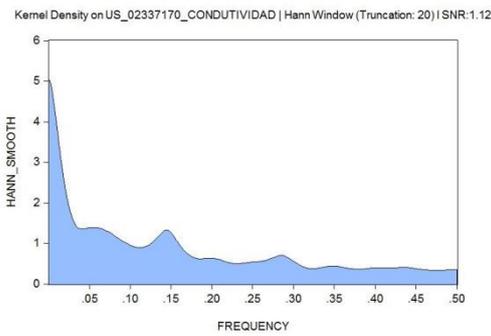
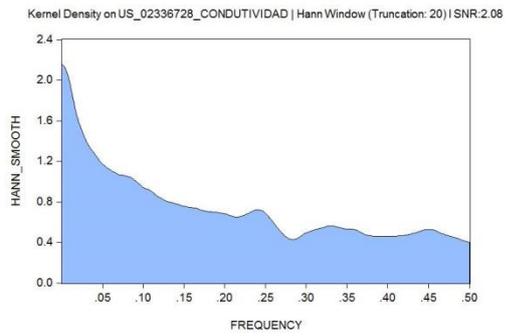
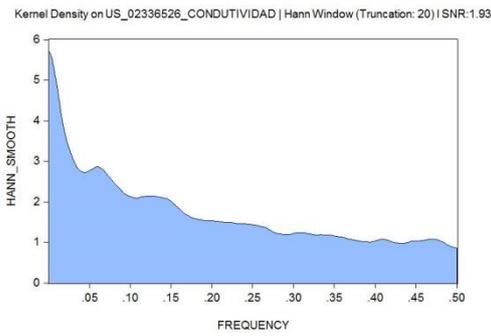
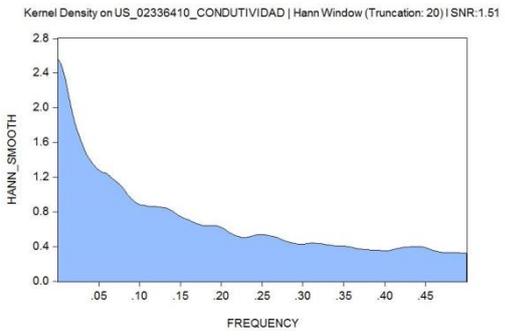
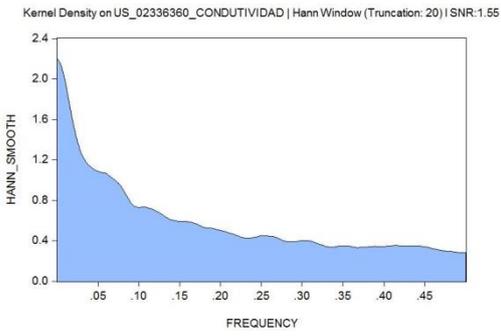
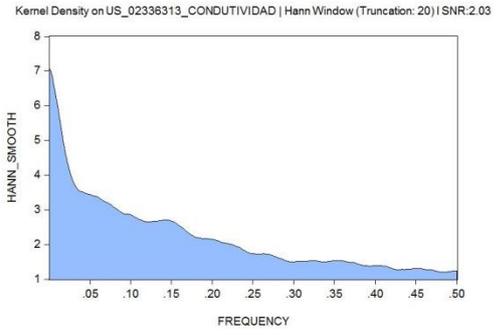
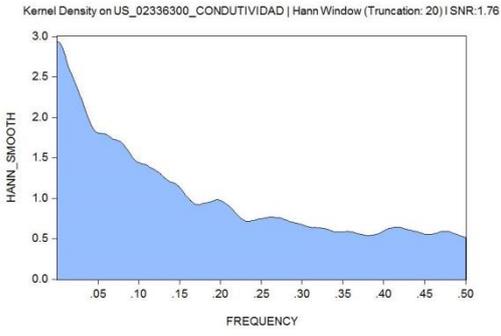


Kernel Density on US\_02336120\_CONDUCTIVIDAD | Hann Window (Truncation: 20) | SNR:1.72

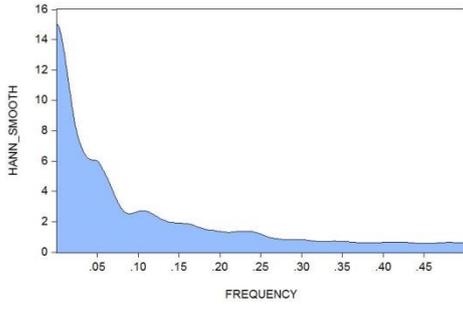


Kernel Density on US\_02336264\_CONDUCTIVIDAD | Hann Window (Truncation: 20) | SNR:1.85

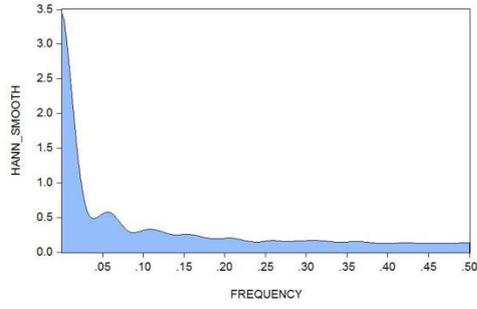




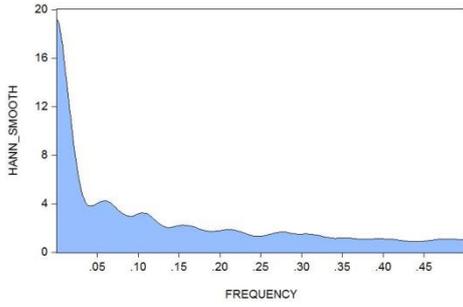
Kernel Density on US\_03098800\_CONDUCTIVIDAD | Hann Window (Truncation: 20) | SNR:0.79



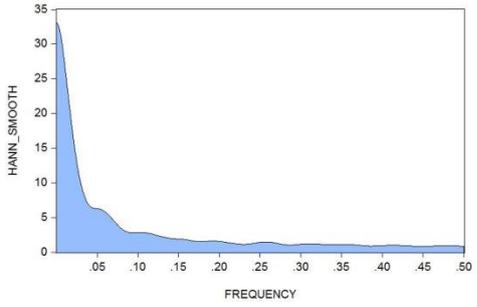
Kernel Density on US\_03431514\_CONDUCTIVIDAD | Hann Window (Truncation: 20) | SNR:0.64



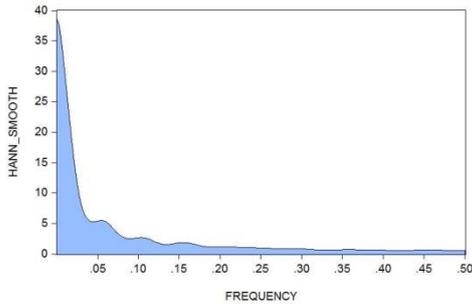
Kernel Density on US\_04249000\_CONDUCTIVIDAD | Hann Window (Truncation: 20) | SNR:0.85



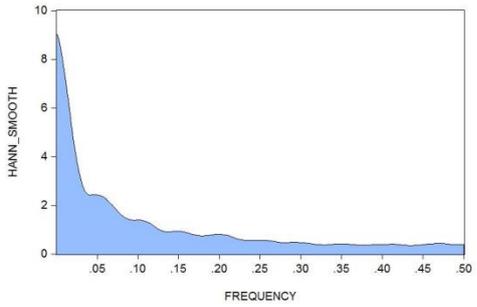
Kernel Density on US\_05054000\_CONDUCTIVIDAD | Hann Window (Truncation: 20) | SNR:0.57



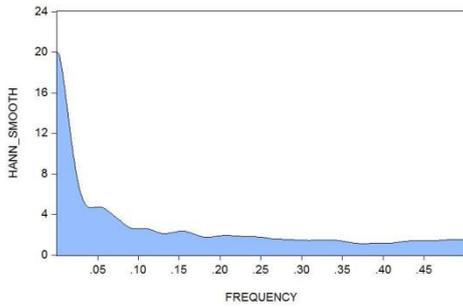
Kernel Density on US\_05082500\_CONDUCTIVIDAD | Hann Window (Truncation: 20) | SNR:0.47



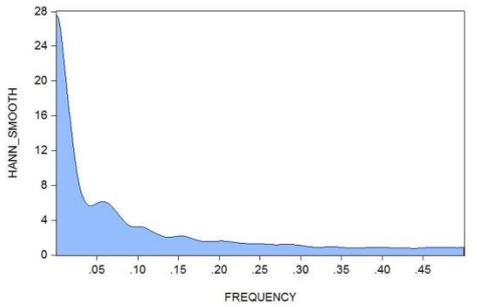
Kernel Density on US\_06610505\_CONDUCTIVIDAD | Hann Window (Truncation: 20) | SNR:0.75



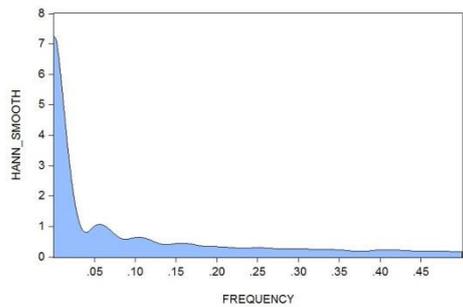
Kernel Density on US\_06894000\_CONDUCTIVIDAD | Hann Window (Truncation: 20) | SNR:0.87



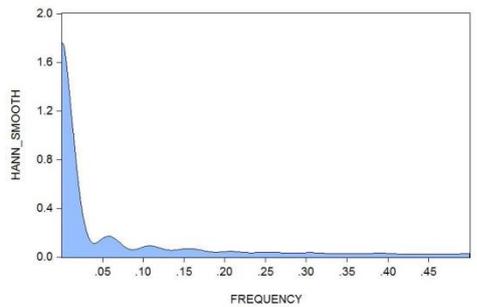
Kernel Density on US\_06934500\_CONDUCTIVIDAD | Hann Window (Truncation: 20) | SNR:0.64

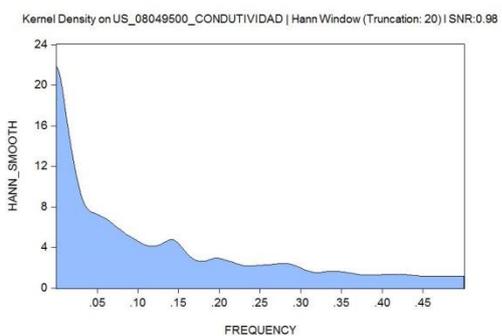
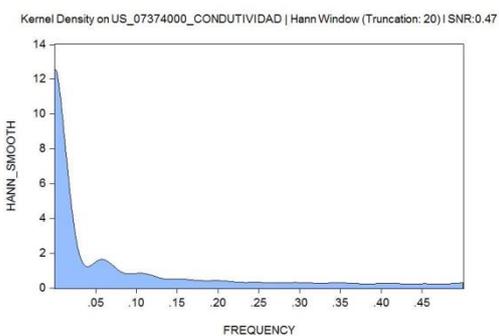
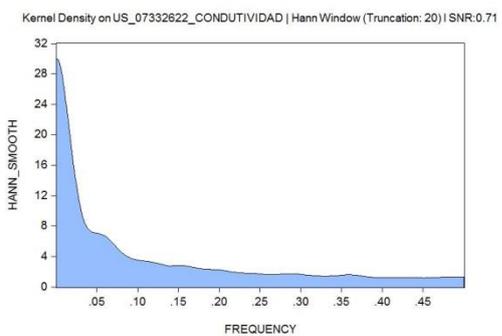
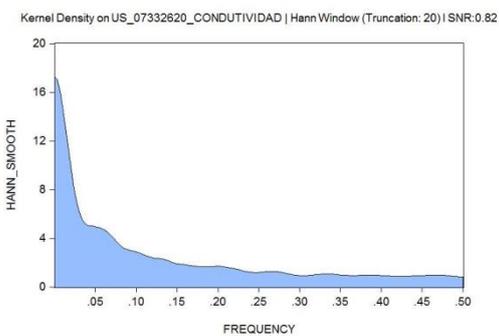
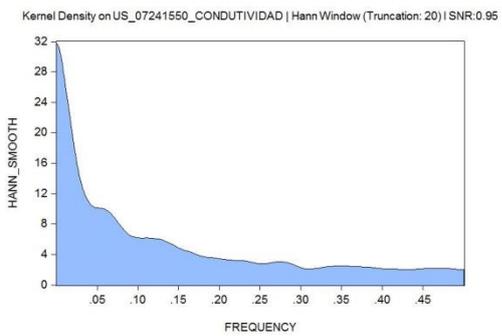
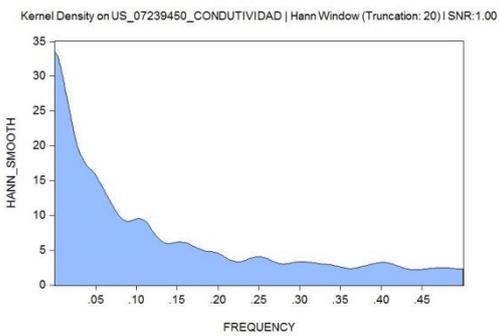
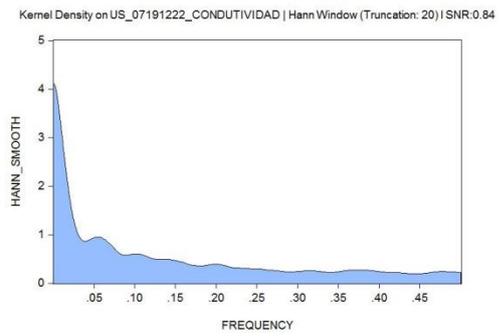
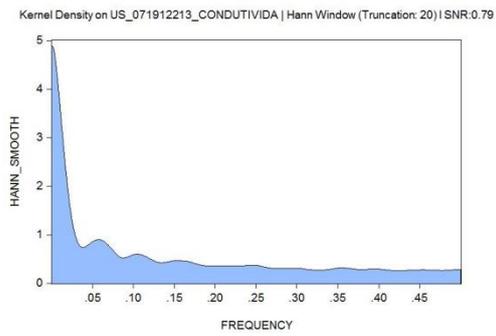
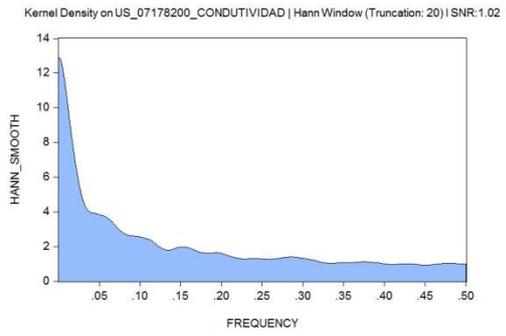
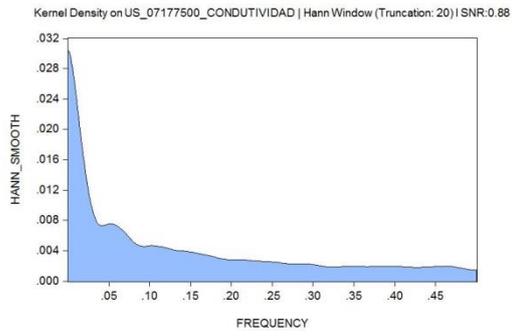


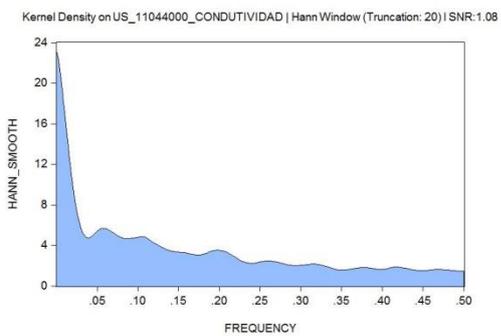
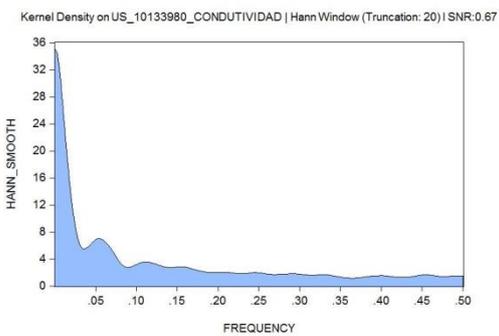
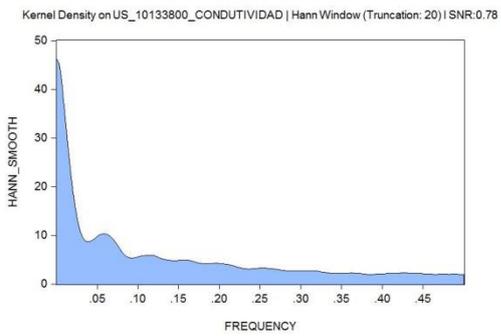
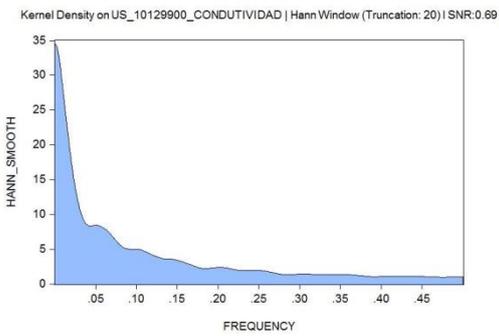
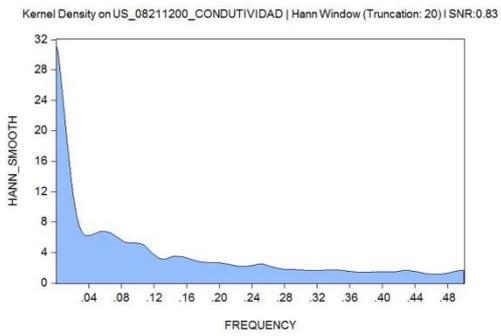
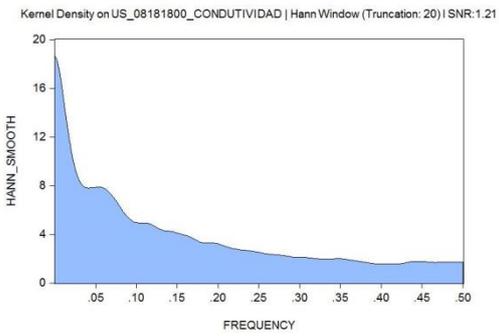
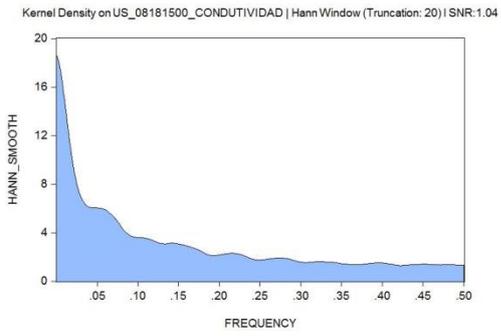
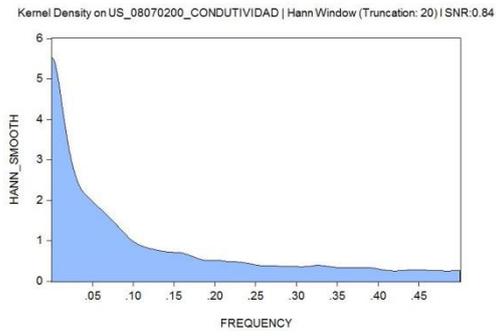
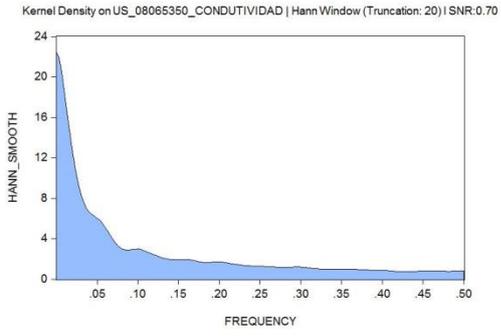
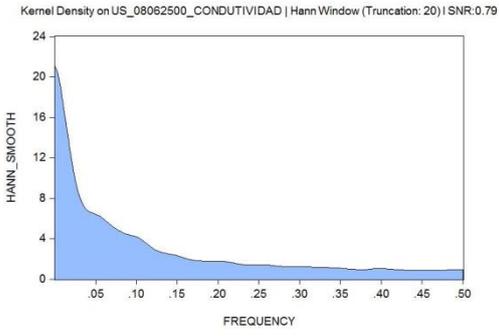
Kernel Density on US\_07061270\_CONDUCTIVIDAD | Hann Window (Truncation: 20) | SNR:0.56



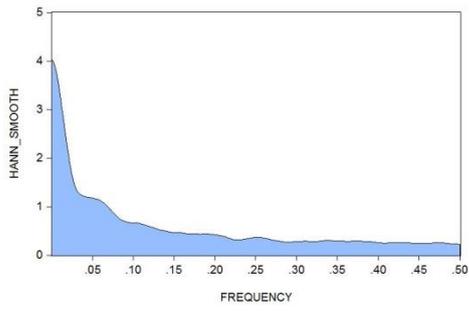
Kernel Density on US\_07075270\_CONDUCTIVIDAD | Hann Window (Truncation: 20) | SNR:0.40



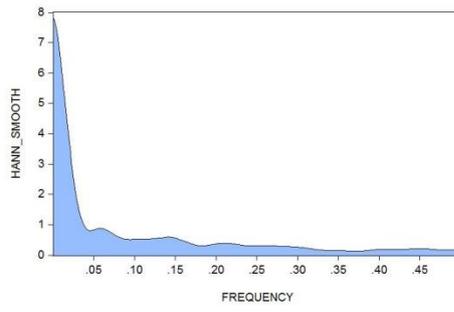




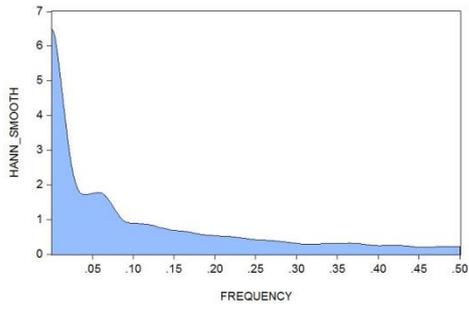
Kernel Density on US\_11462500\_CONDUTIVIDAD | Hann Window (Truncation: 20) | SNR:0.90



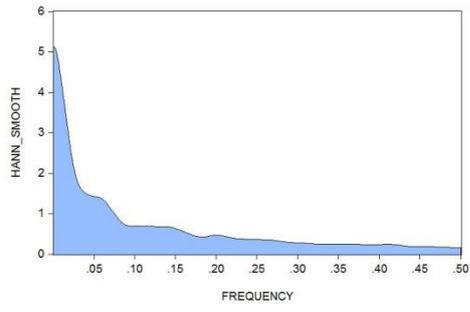
Kernel Density on US\_11463682\_CONDUTIVIDAD | Hann Window (Truncation: 20) | SNR:0.62



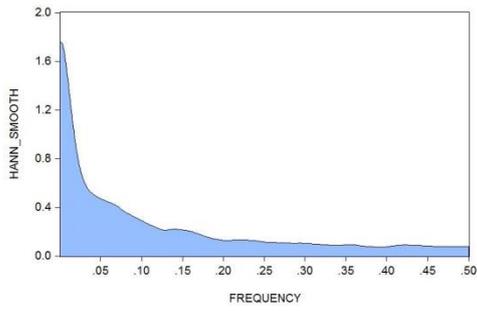
Kernel Density on US\_11463980\_CONDUTIVIDAD | Hann Window (Truncation: 20) | SNR:0.76



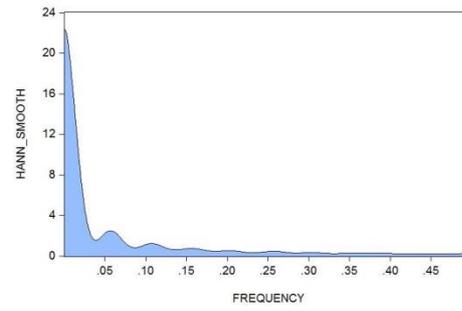
Kernel Density on US\_11467000\_CONDUTIVIDAD | Hann Window (Truncation: 20) | SNR:0.77

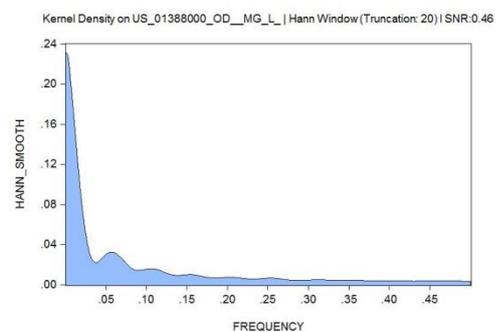
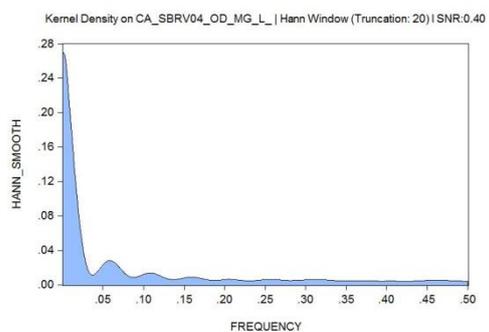
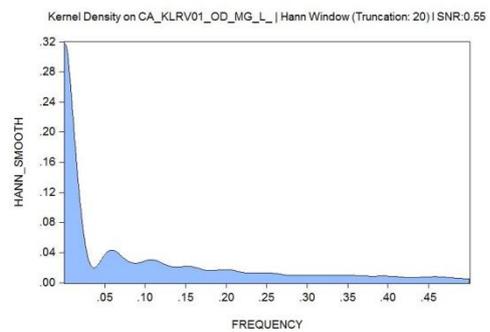
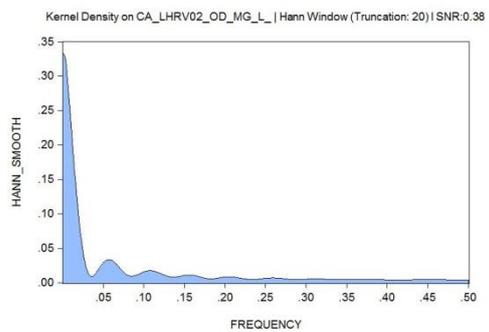
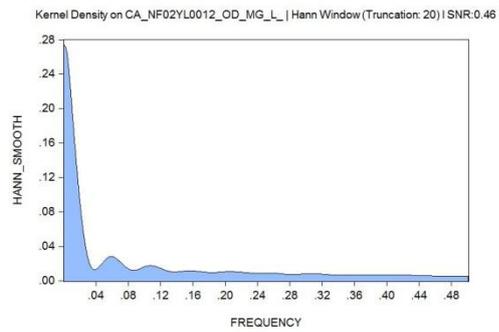
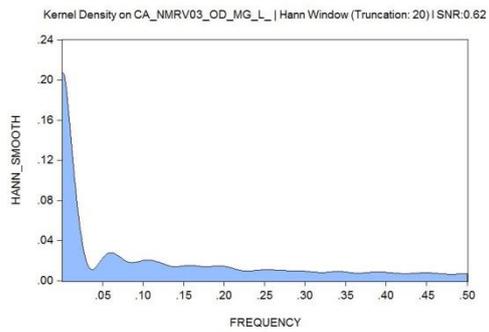
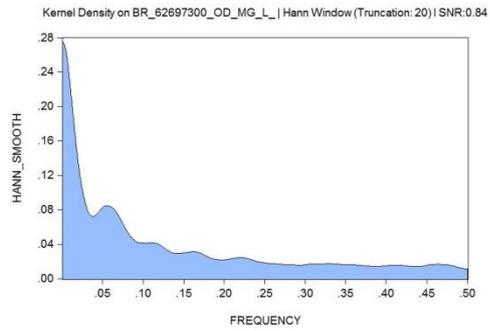
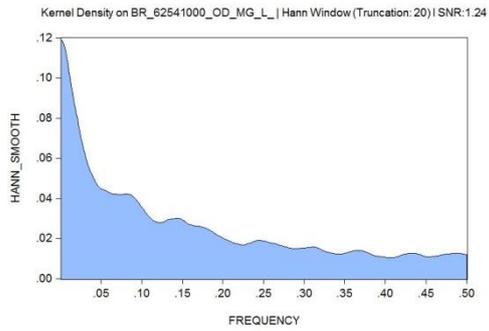
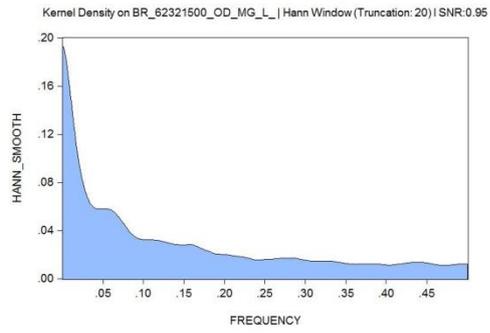
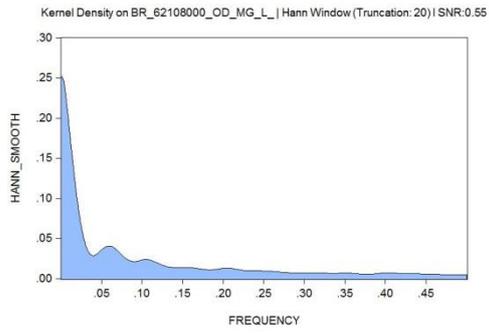


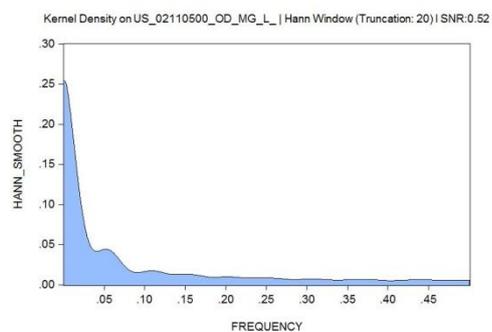
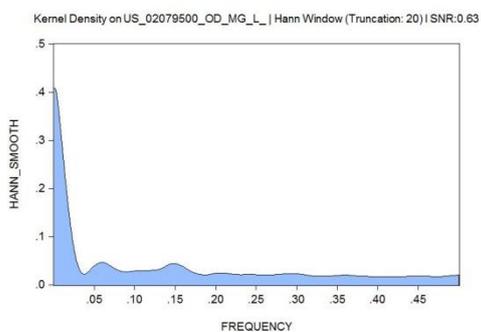
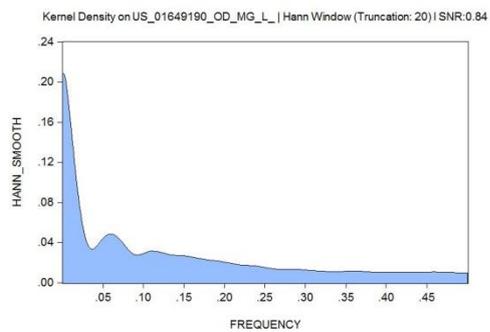
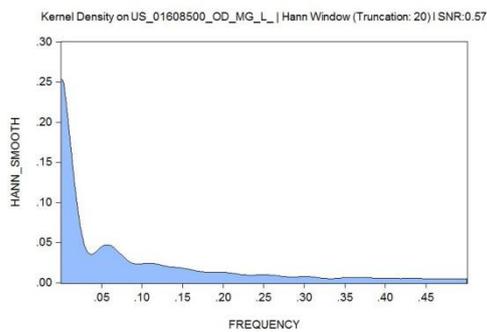
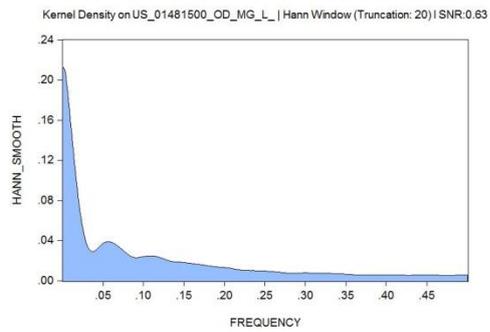
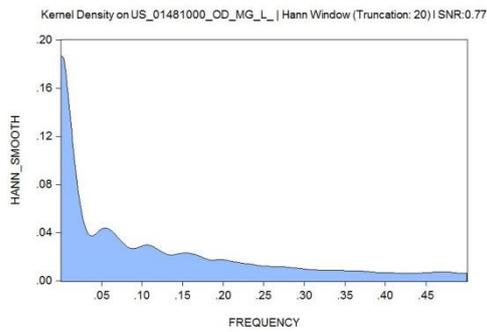
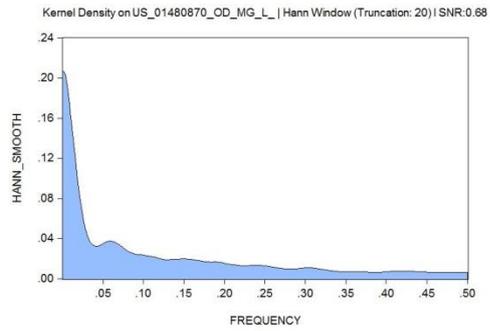
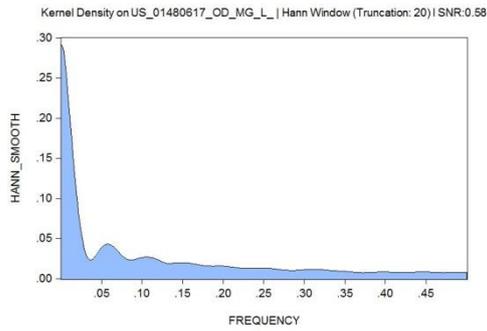
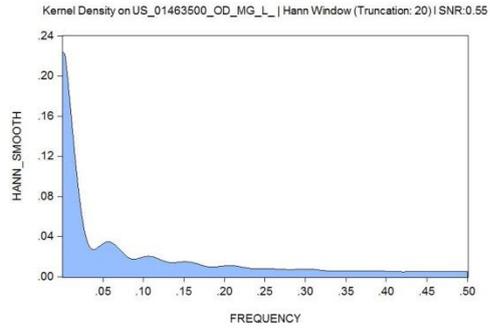
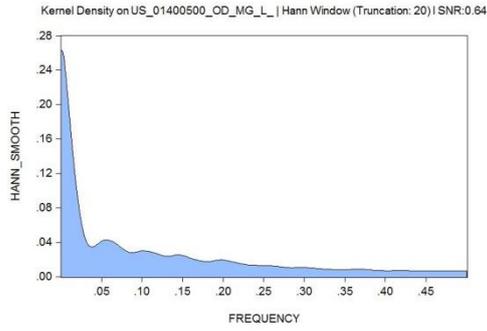
Kernel Density on US\_12100490\_CONDUTIVIDAD | Hann Window (Truncation: 20) | SNR:0.80

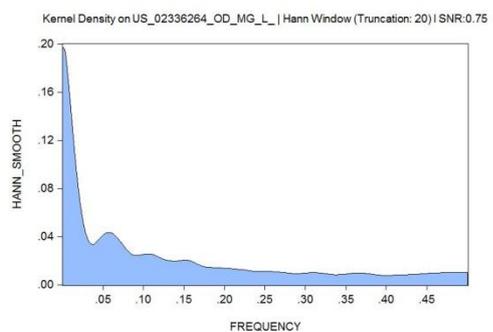
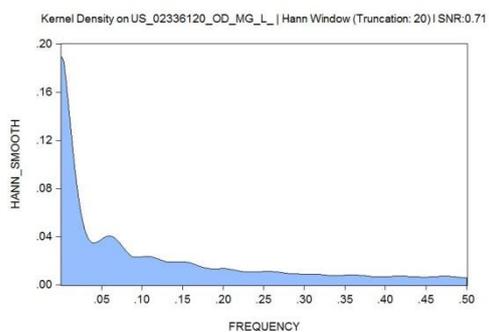
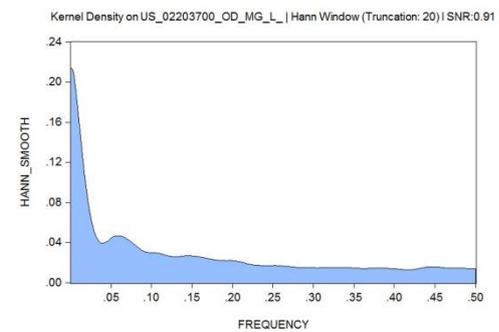
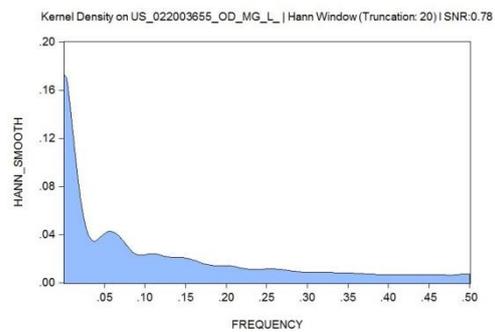
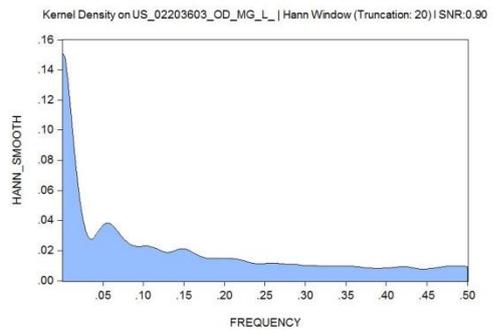
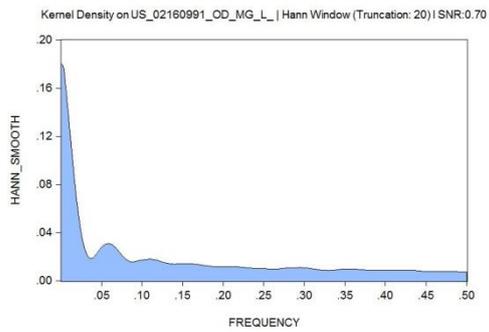
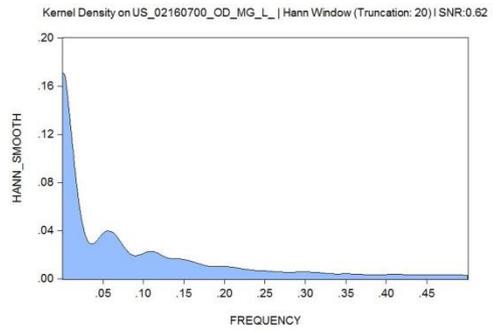
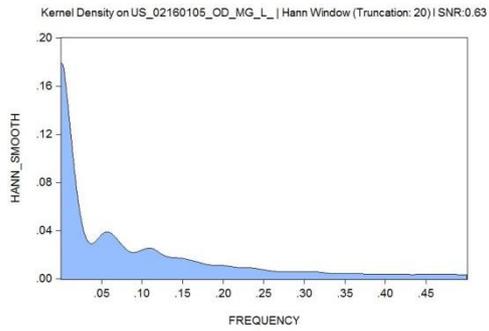
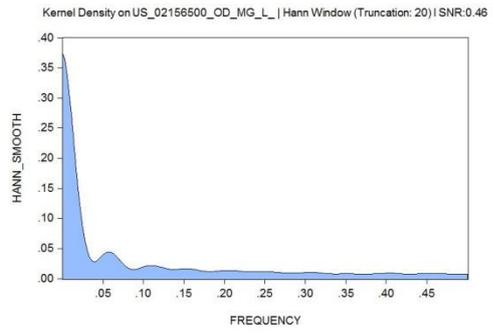
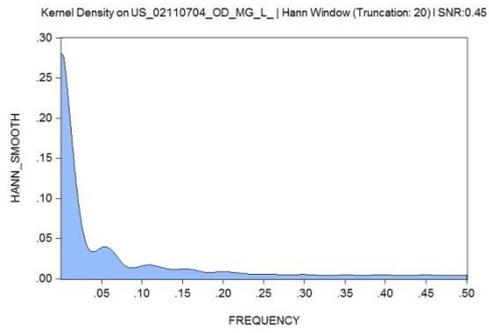


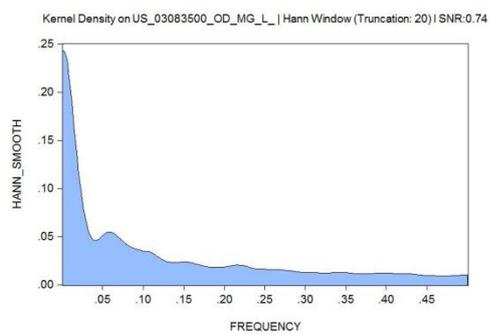
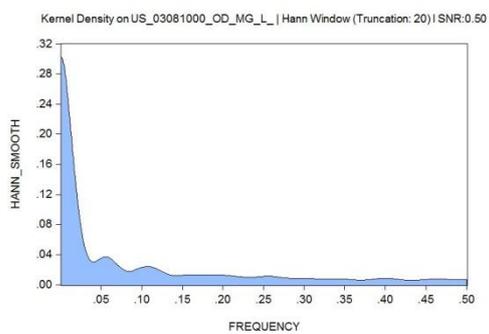
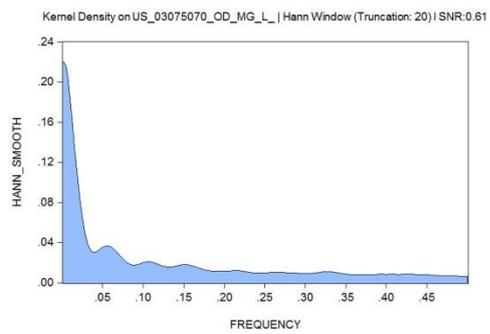
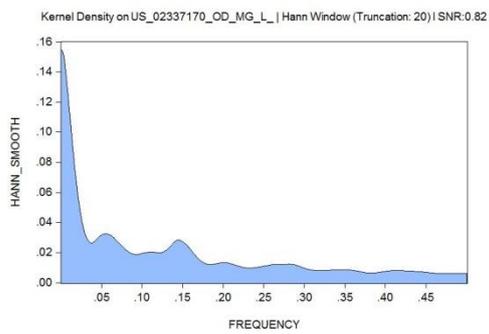
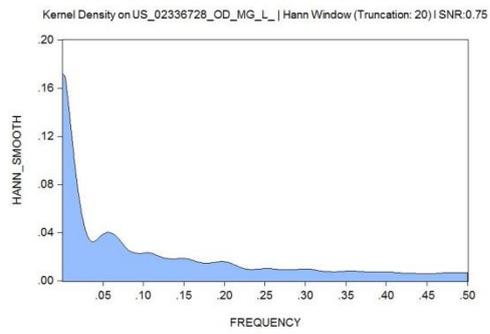
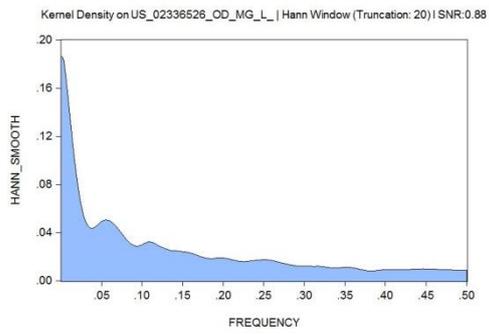
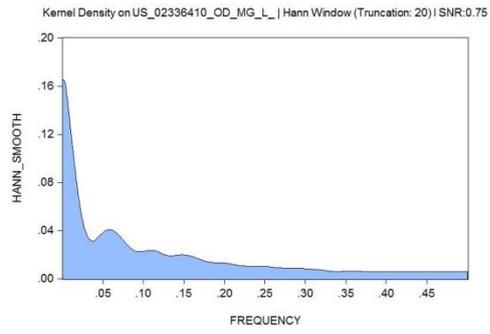
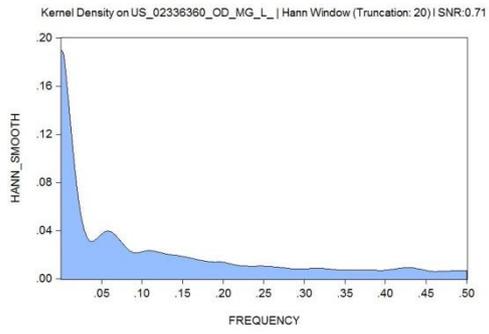
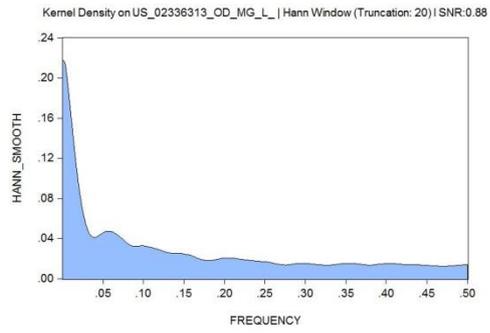
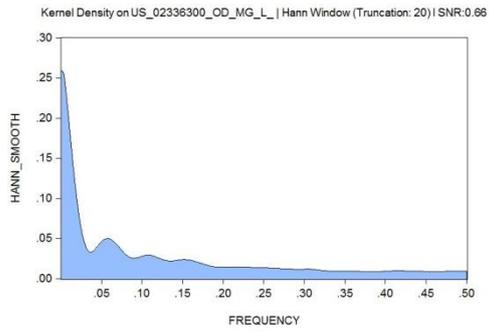
Kernel Density on US\_13213000\_CONDUTIVIDAD | Hann Window (Truncation: 20) | SNR:0.39

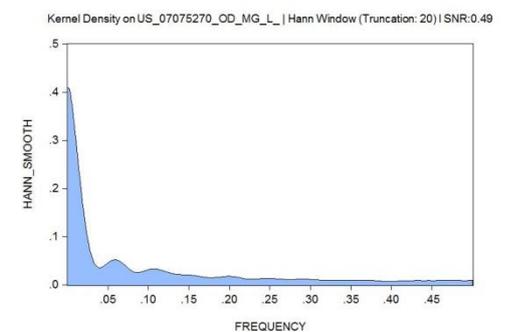
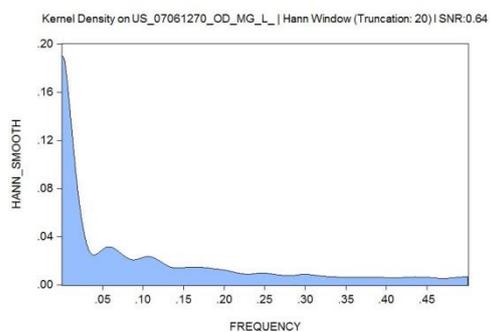
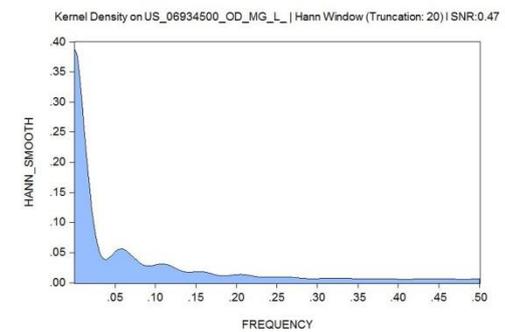
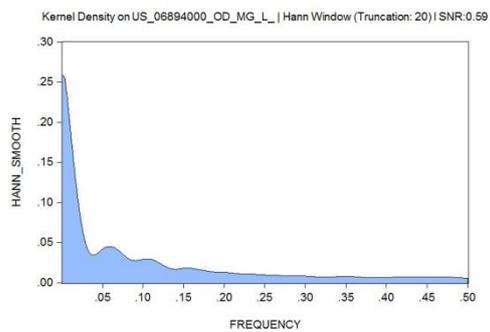
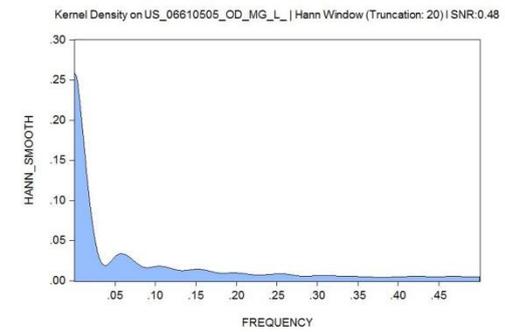
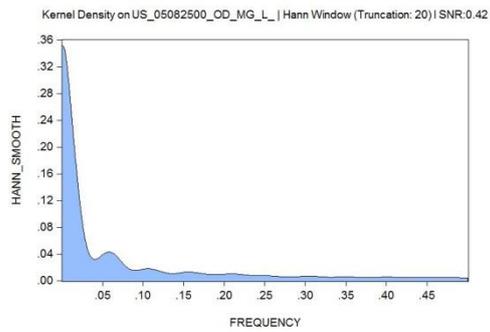
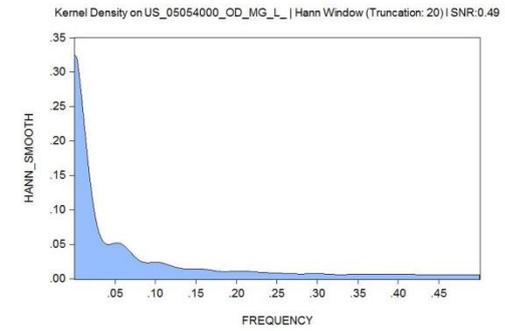
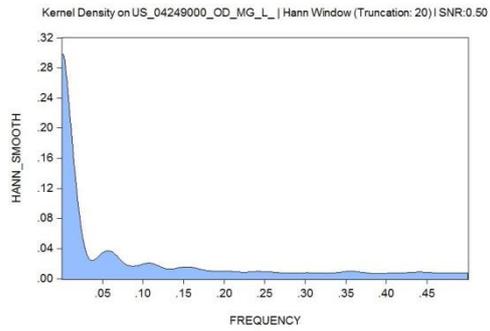
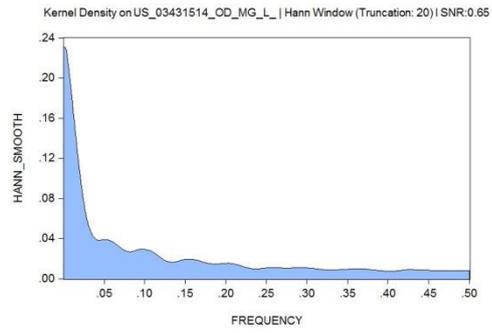
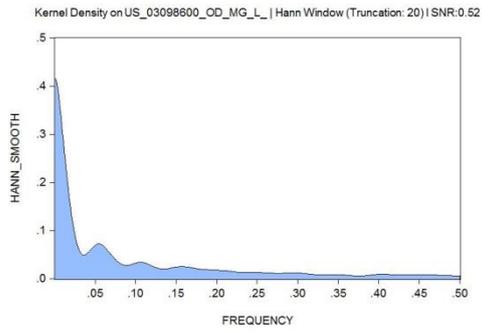


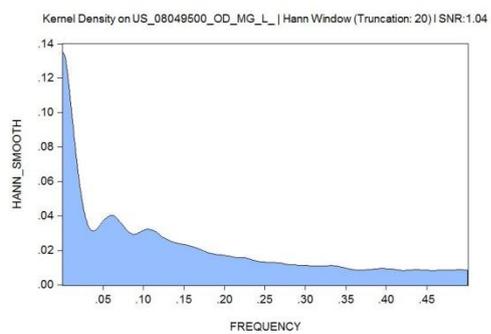
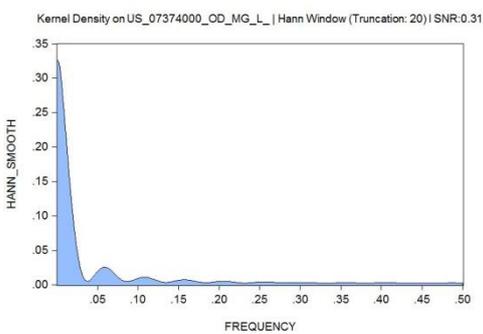
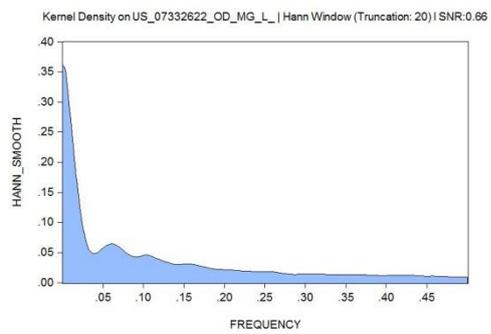
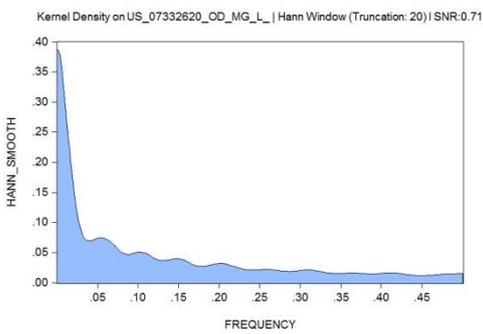
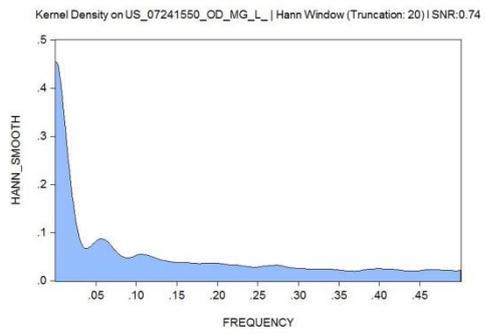
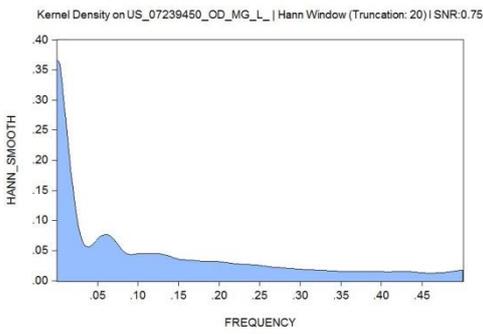
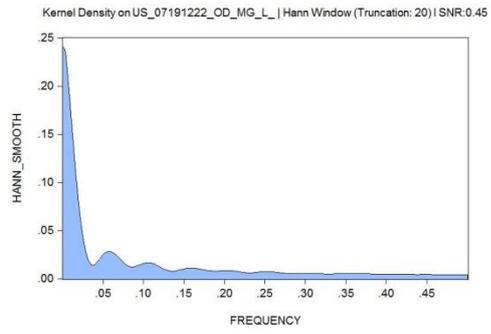
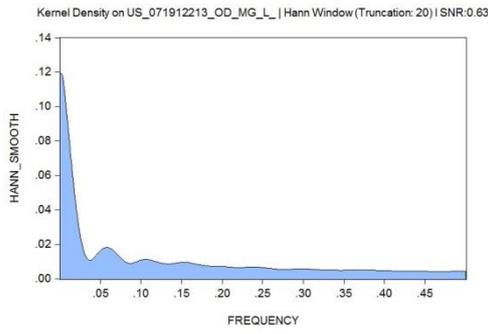
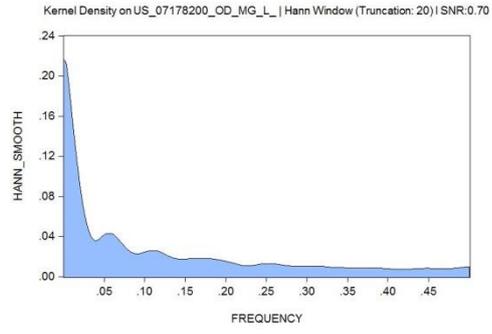
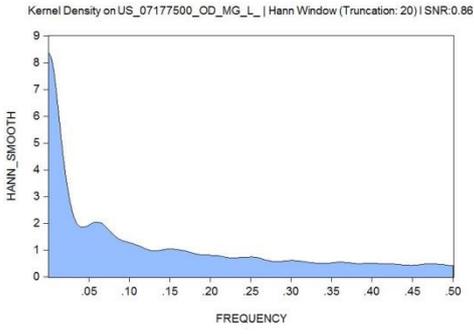


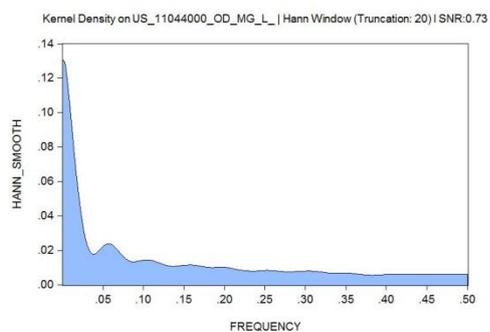
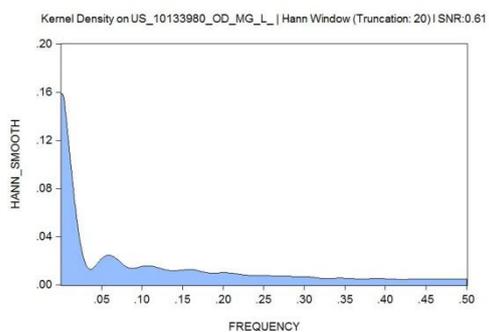
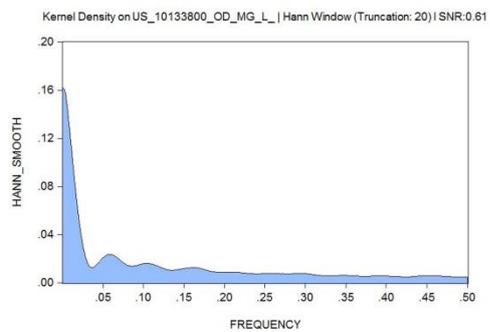
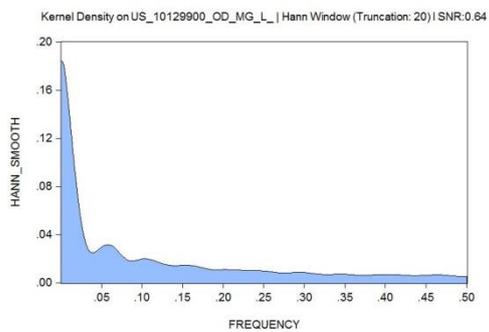
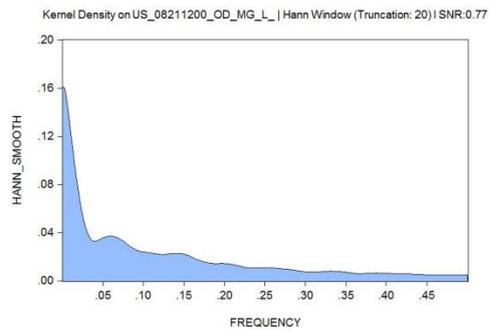
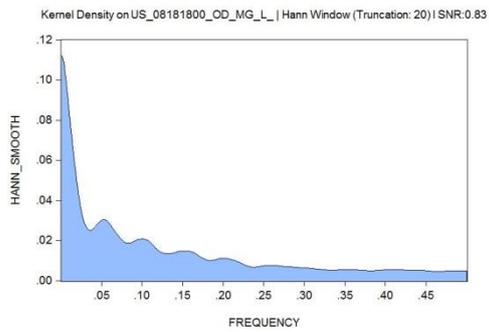
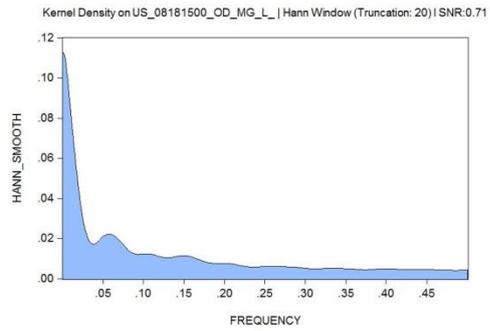
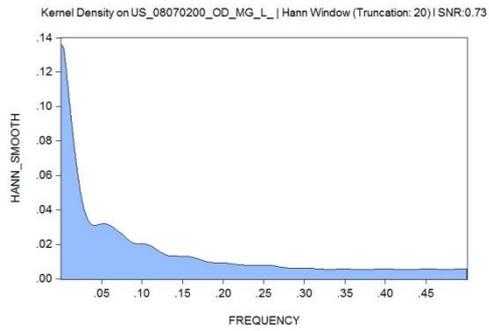
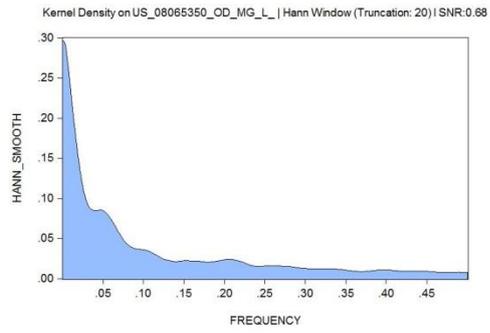
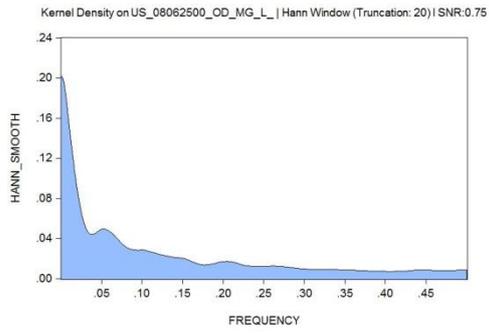


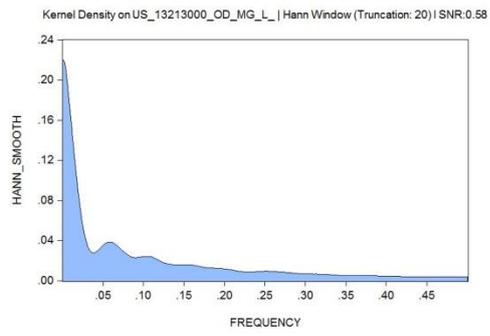
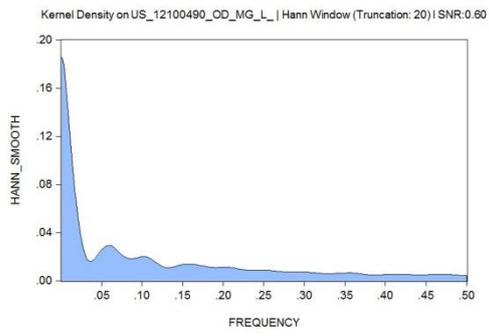
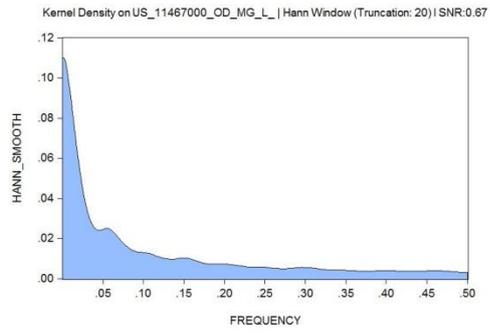
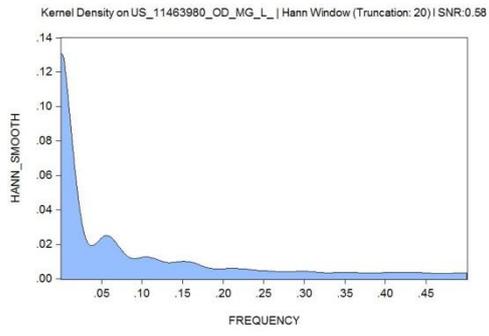
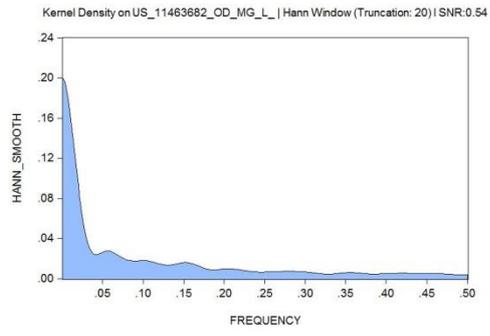
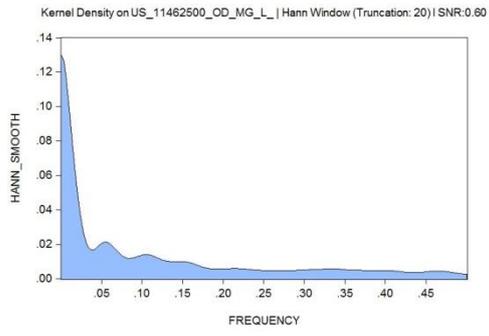


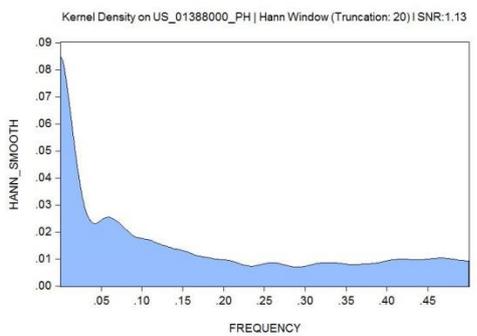
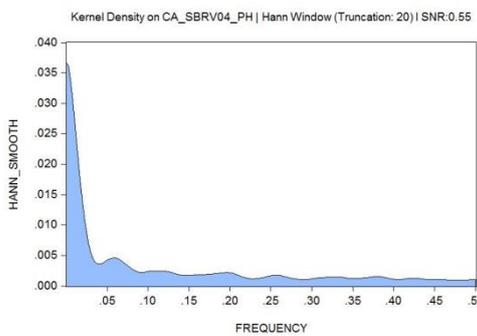
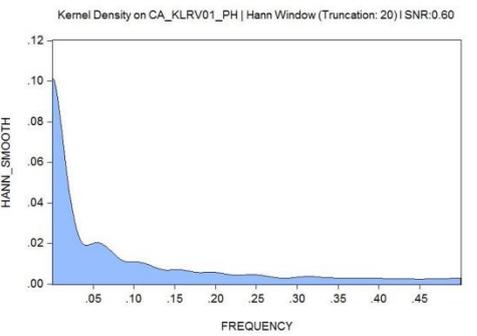
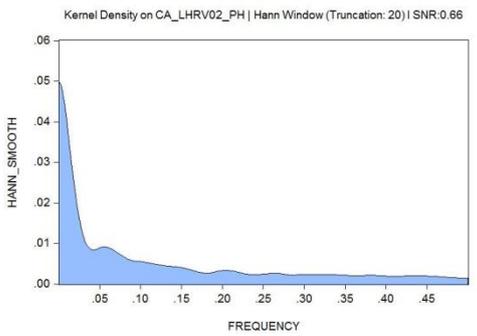
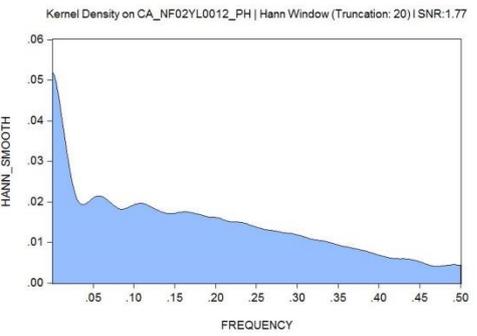
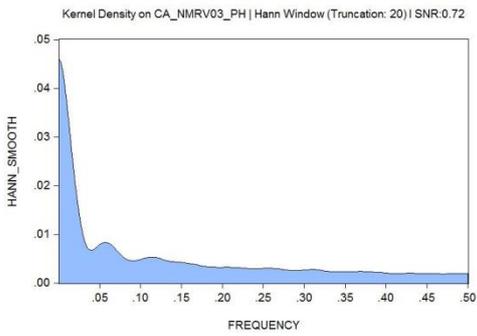
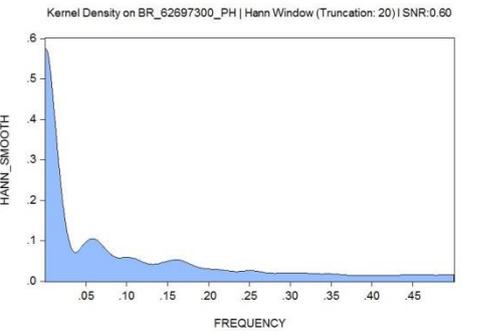
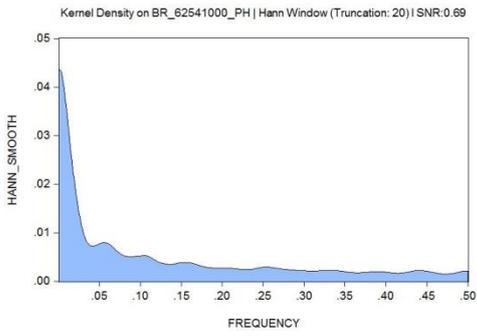
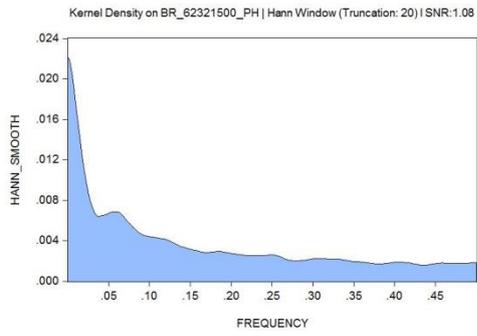
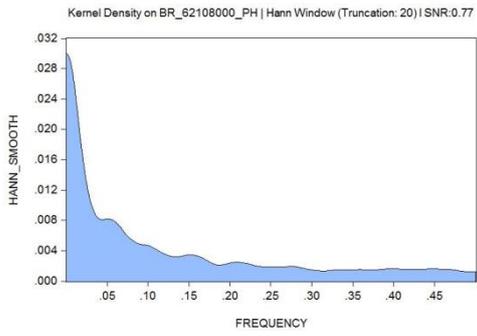


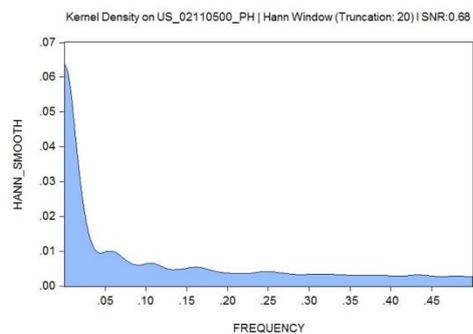
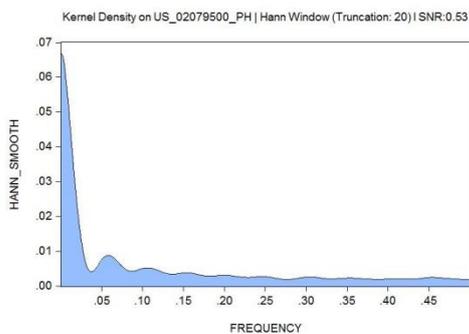
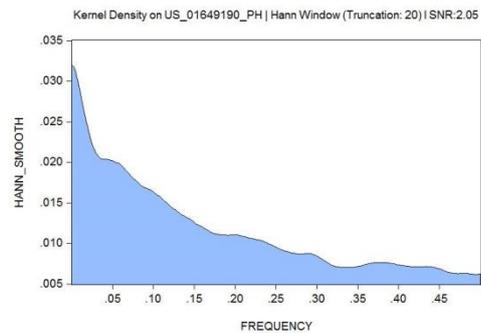
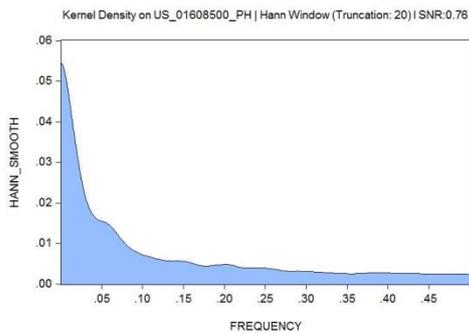
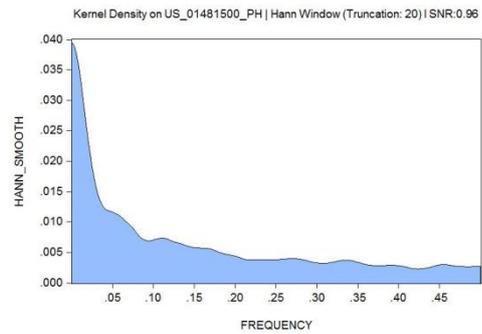
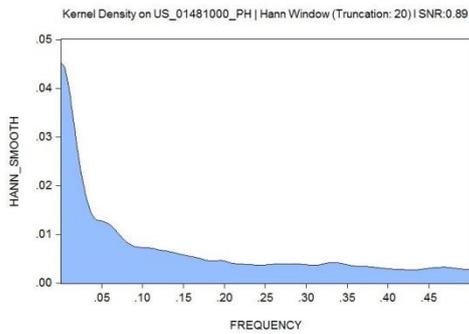
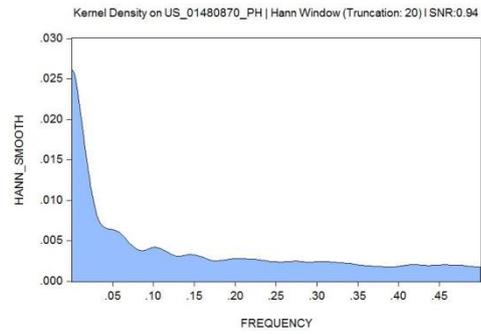
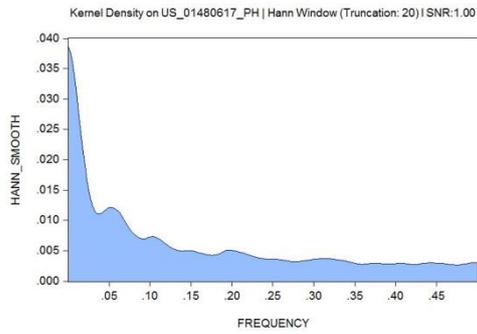
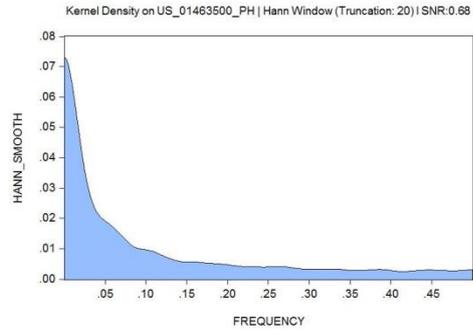
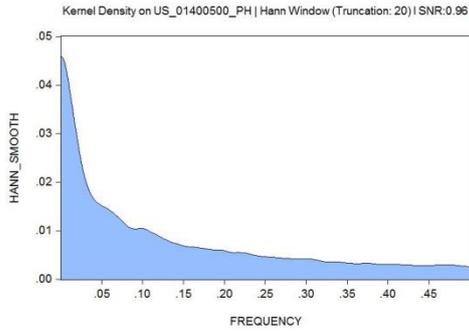


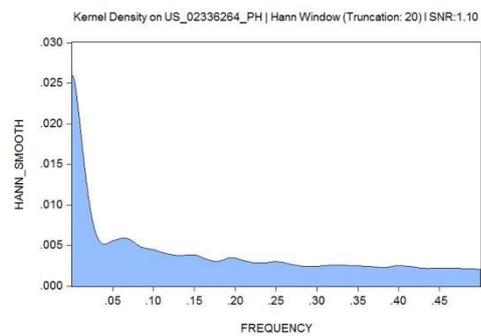
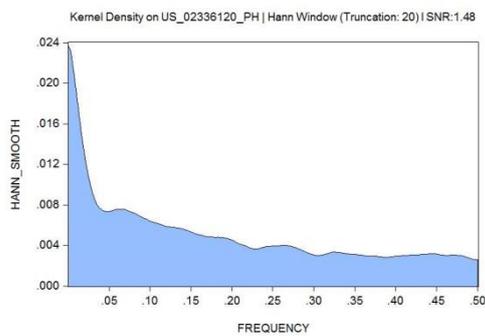
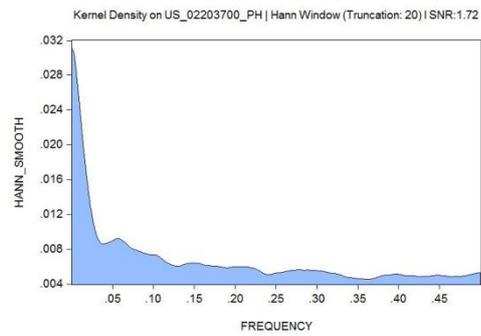
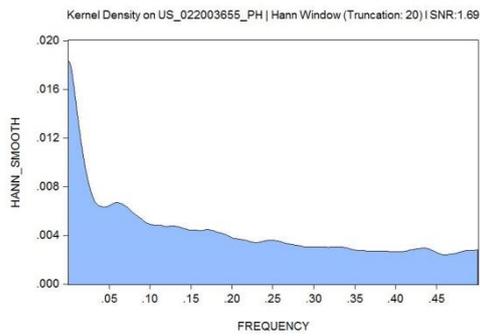
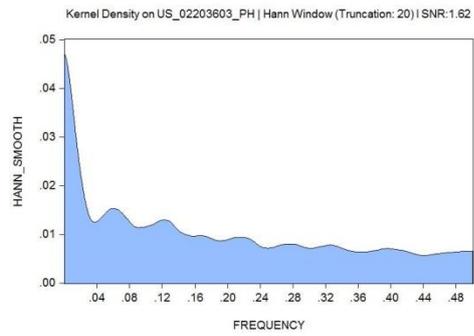
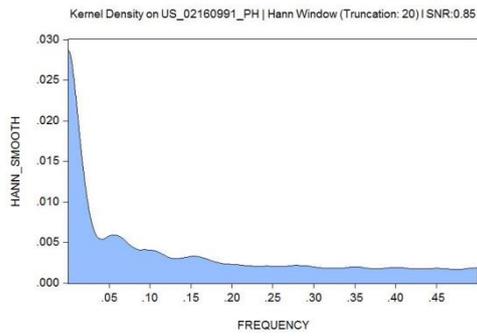
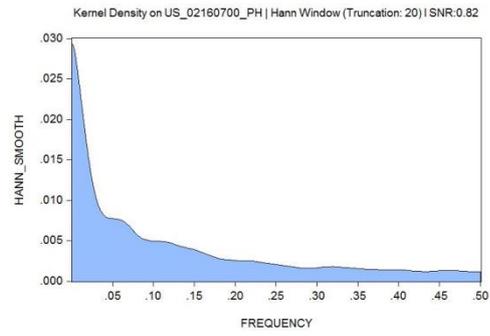
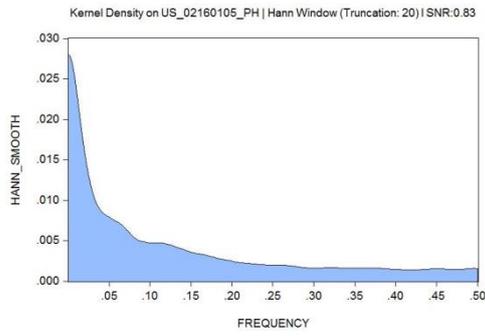
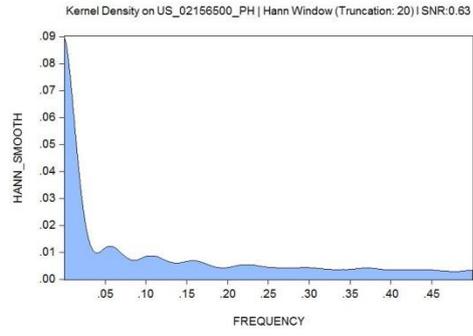
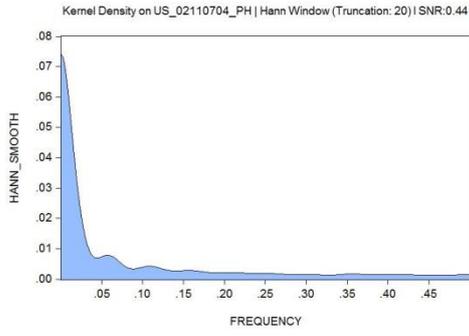


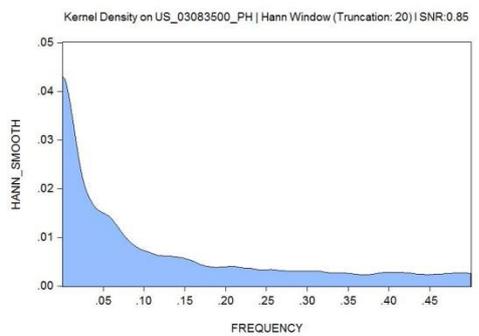
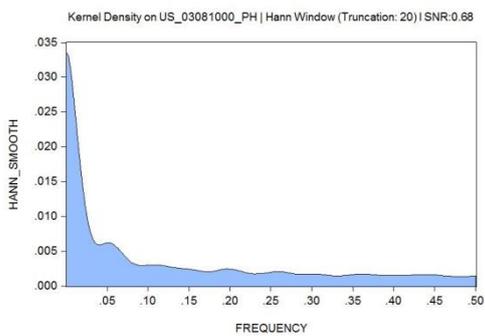
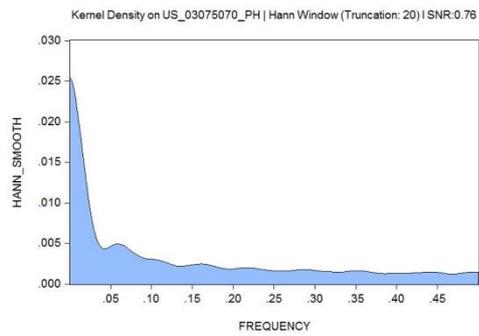
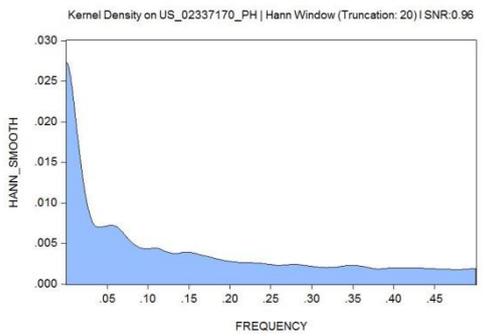
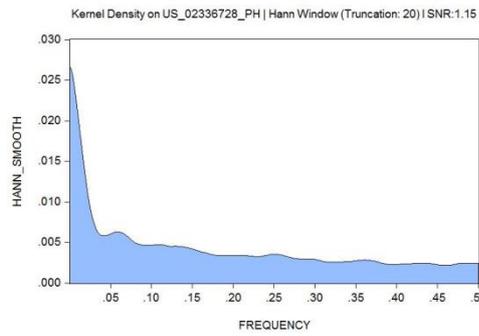
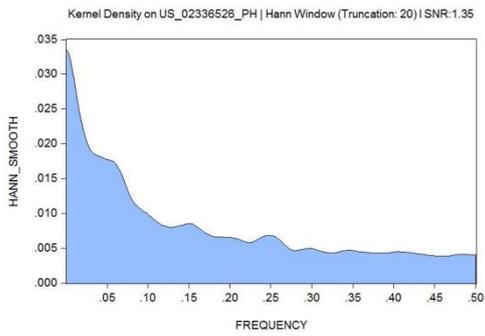
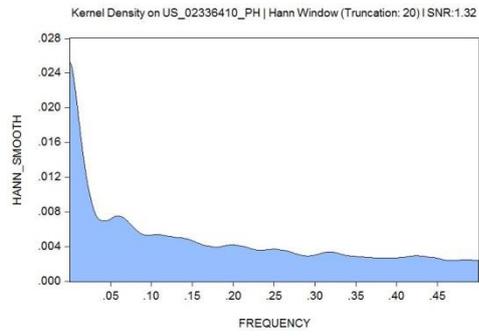
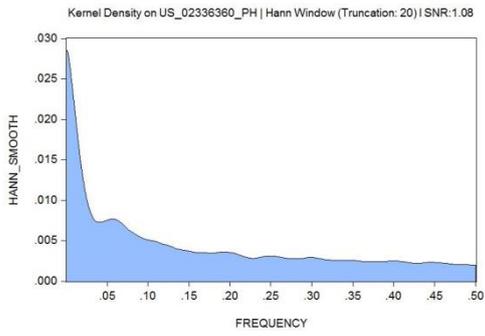
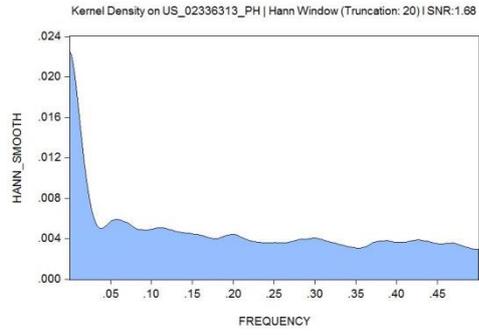
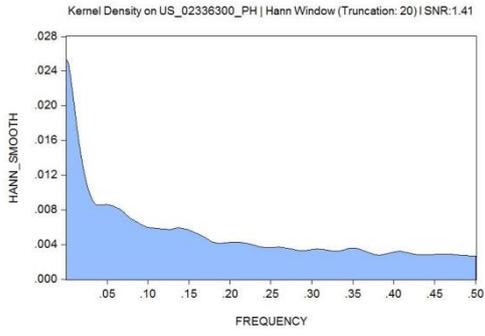


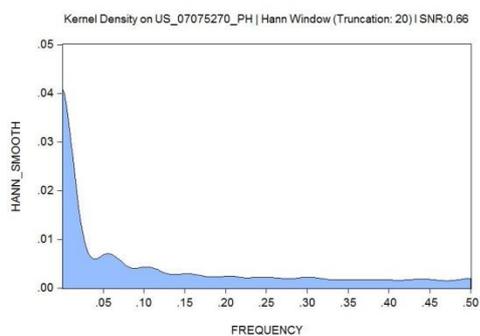
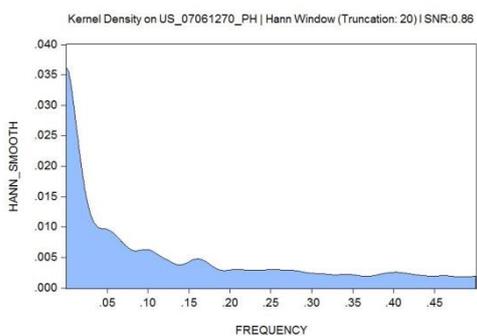
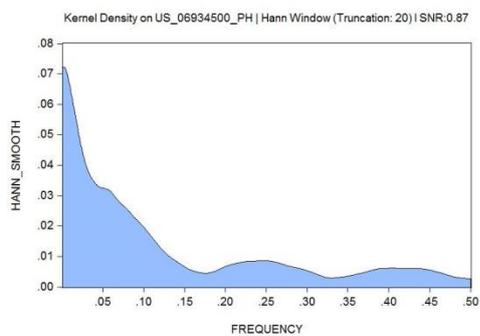
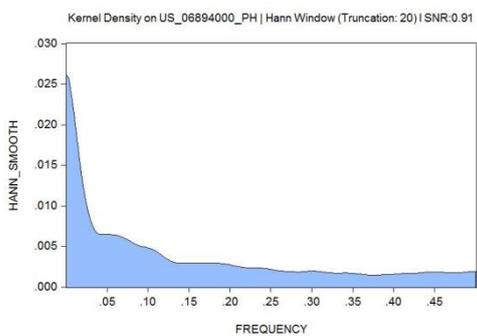
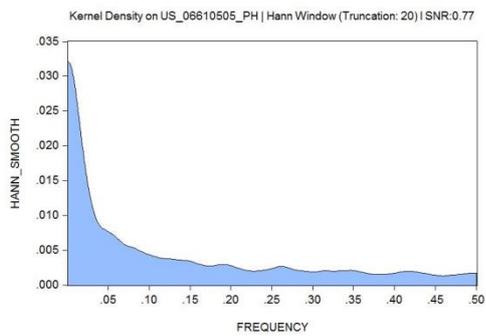
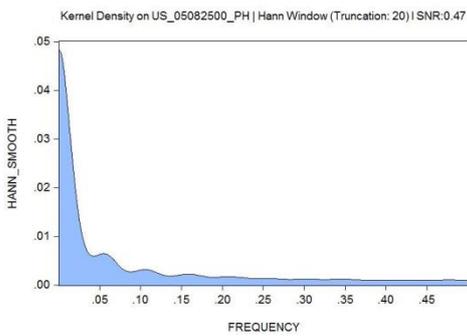
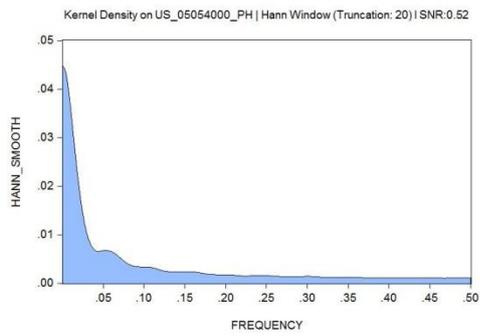
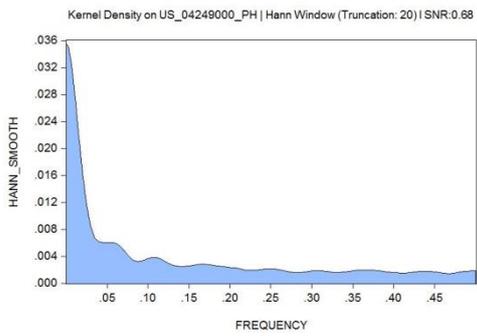
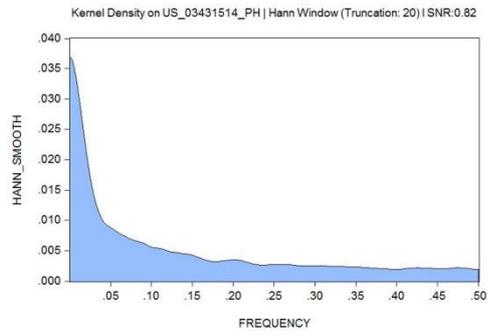
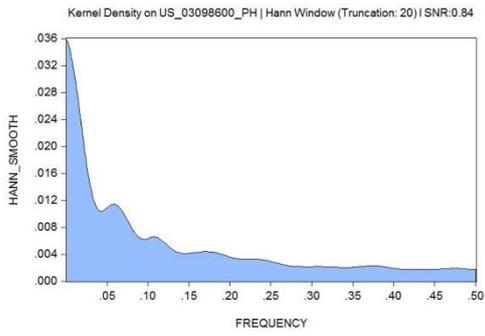


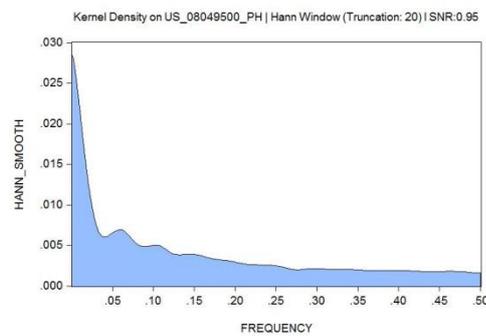
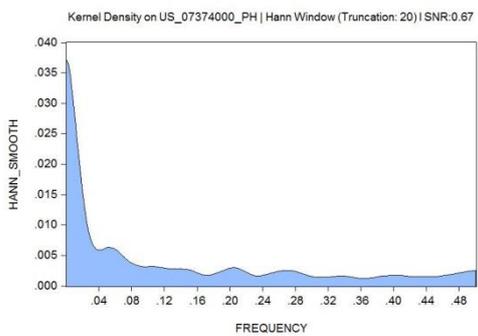
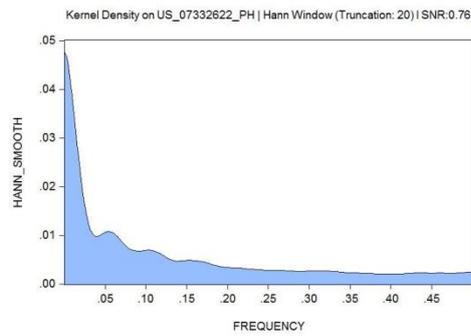
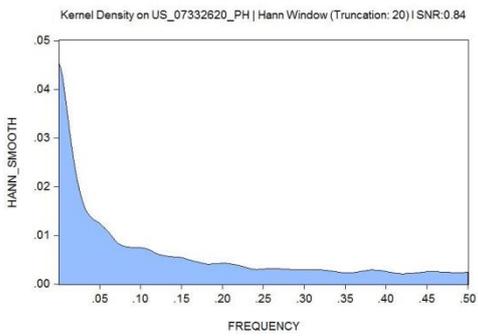
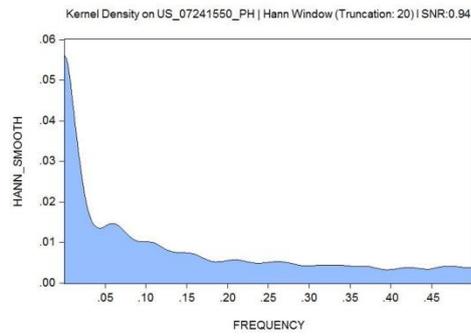
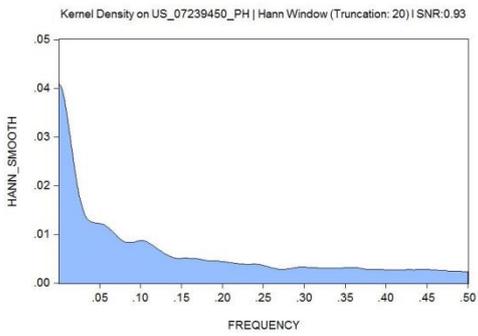
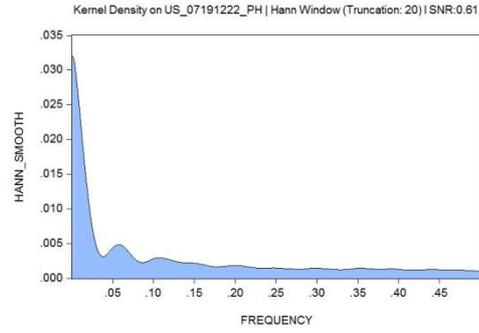
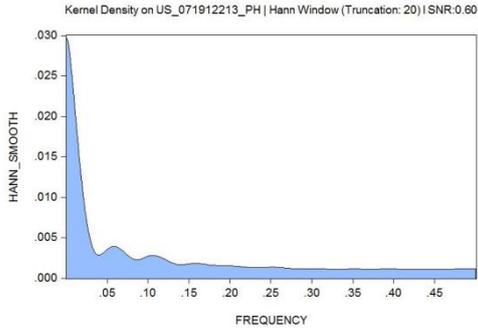
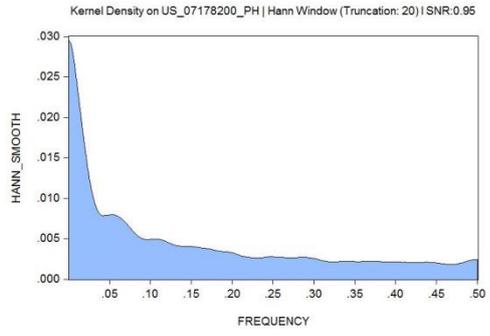
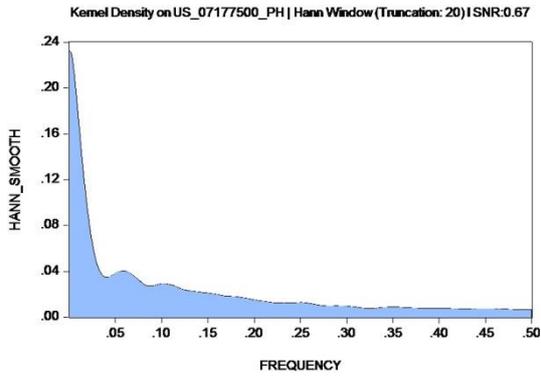


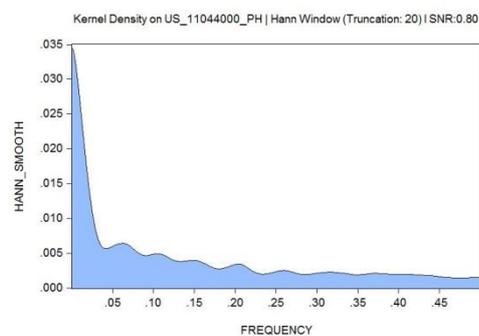
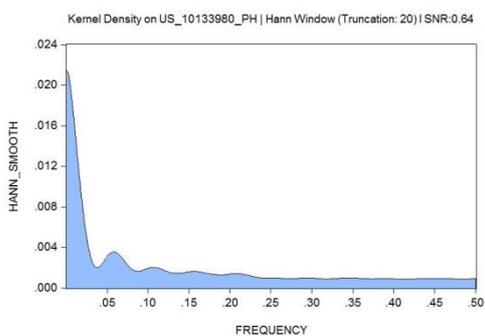
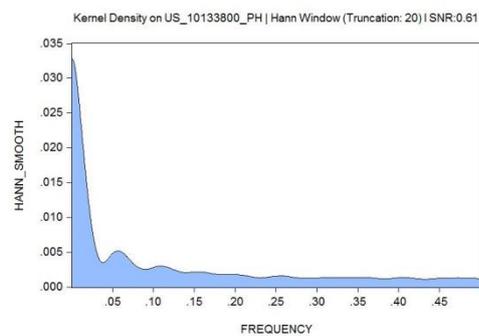
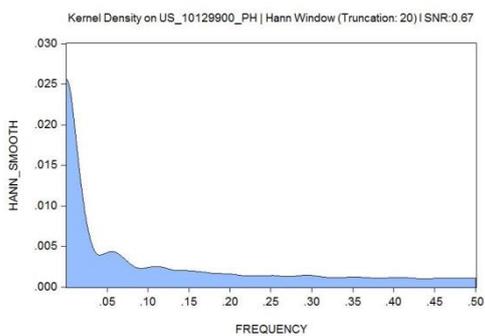
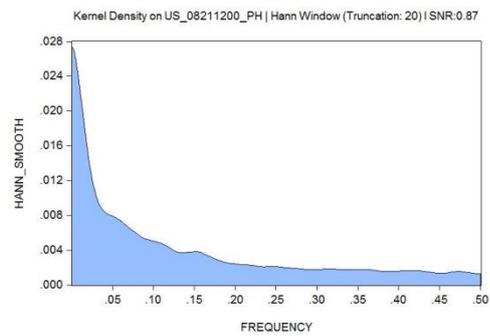
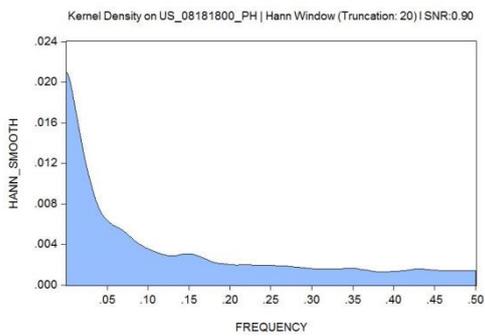
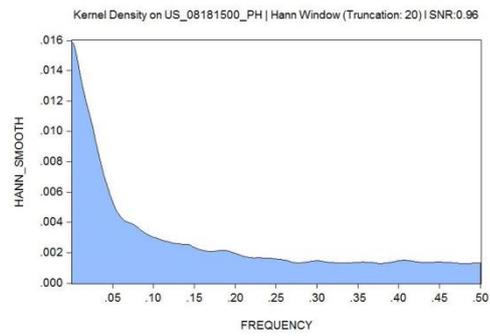
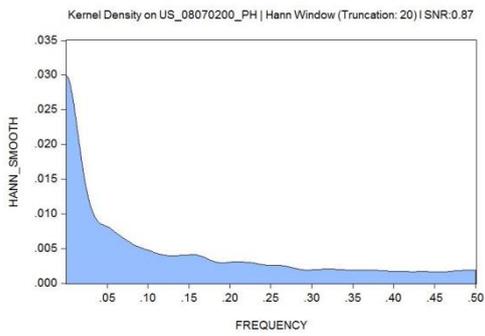
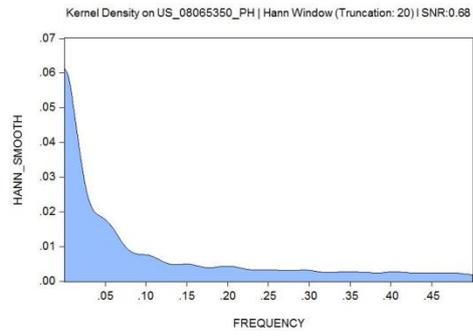
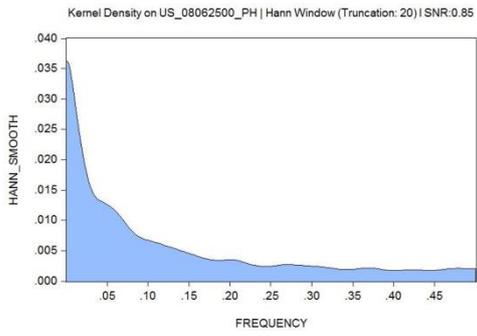


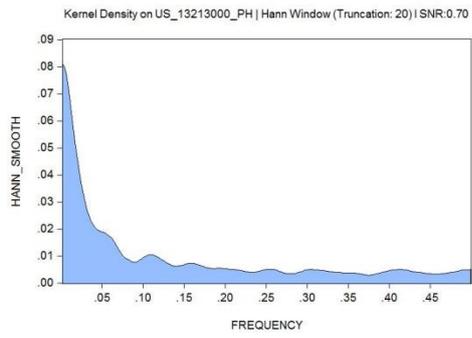
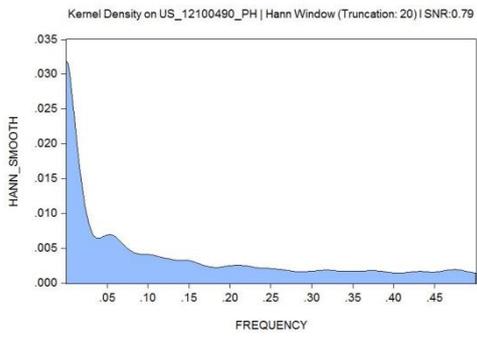
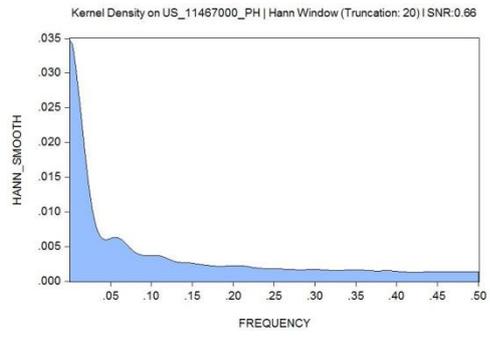
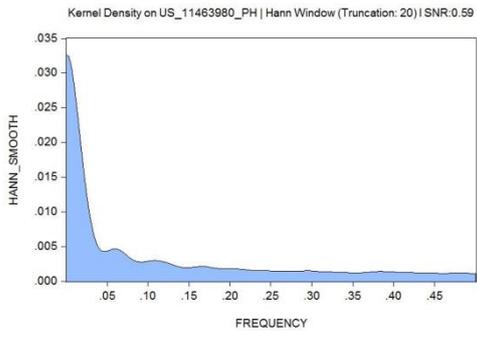
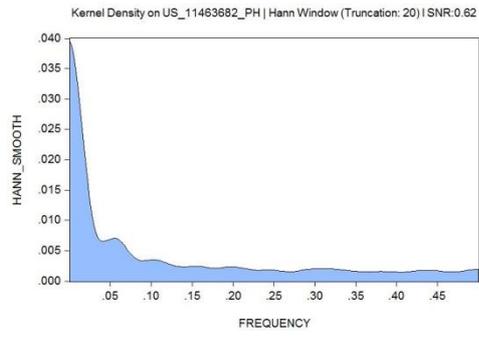
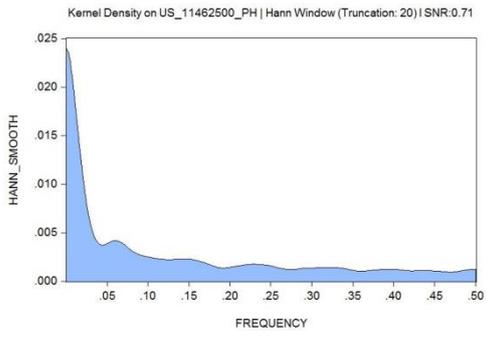




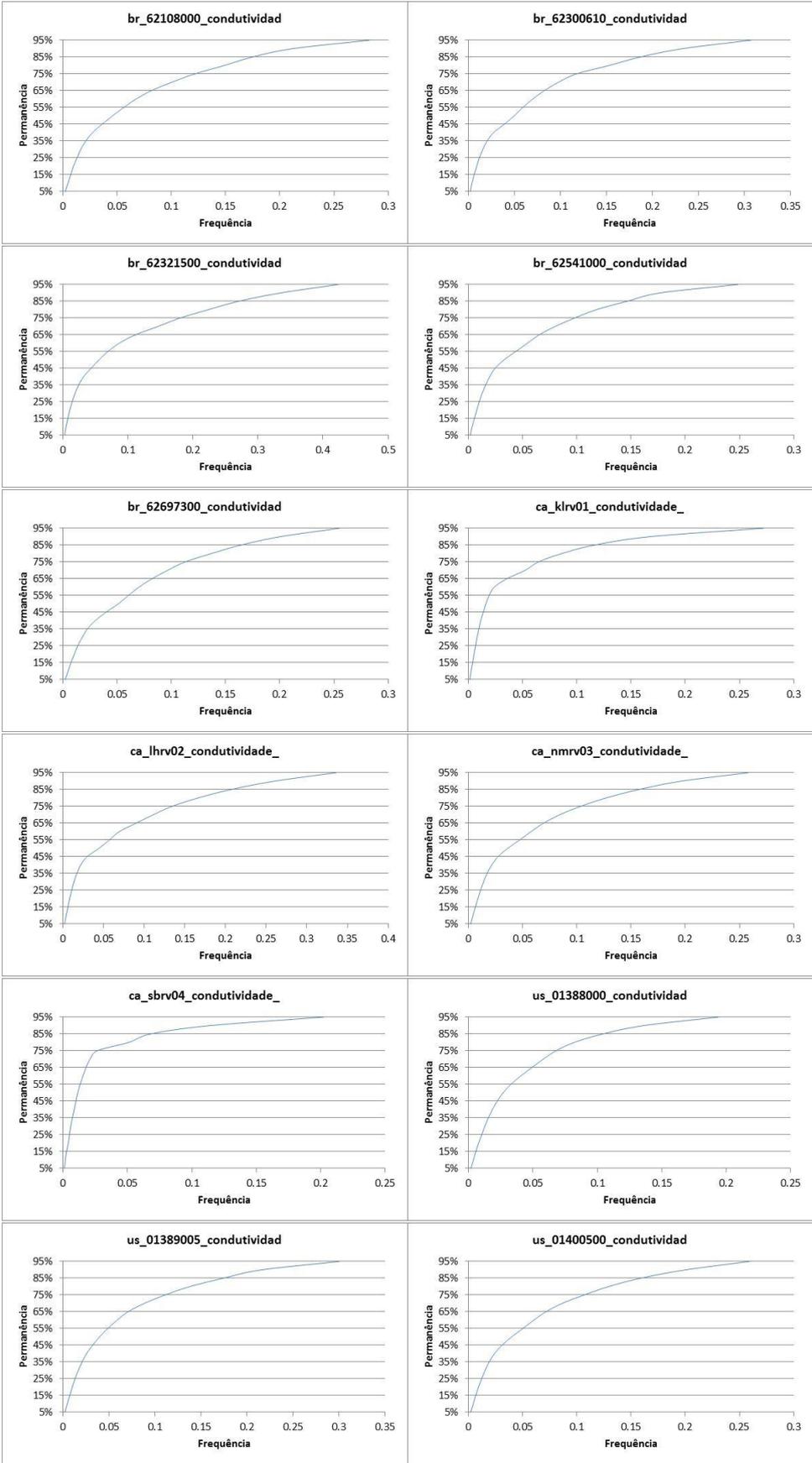


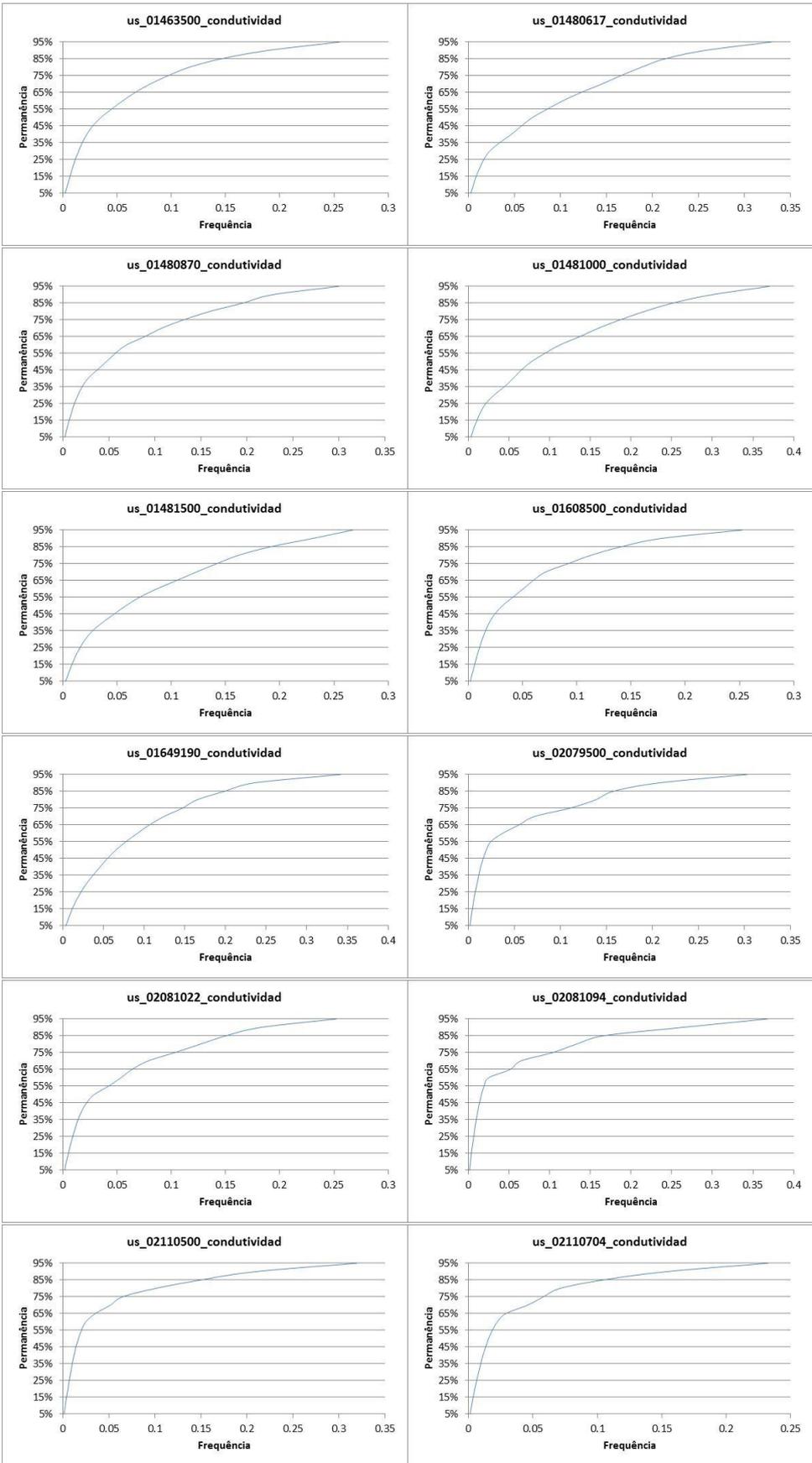


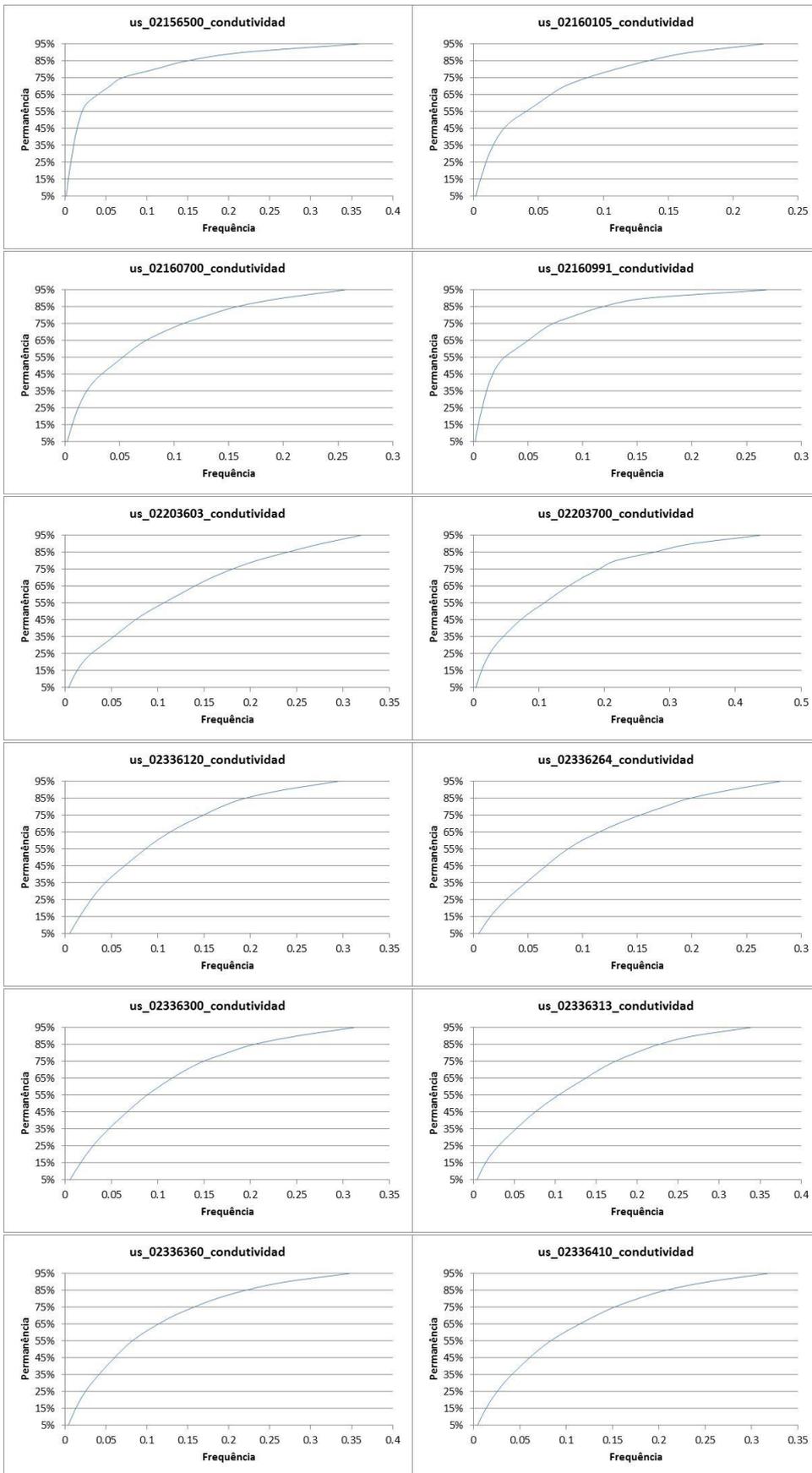


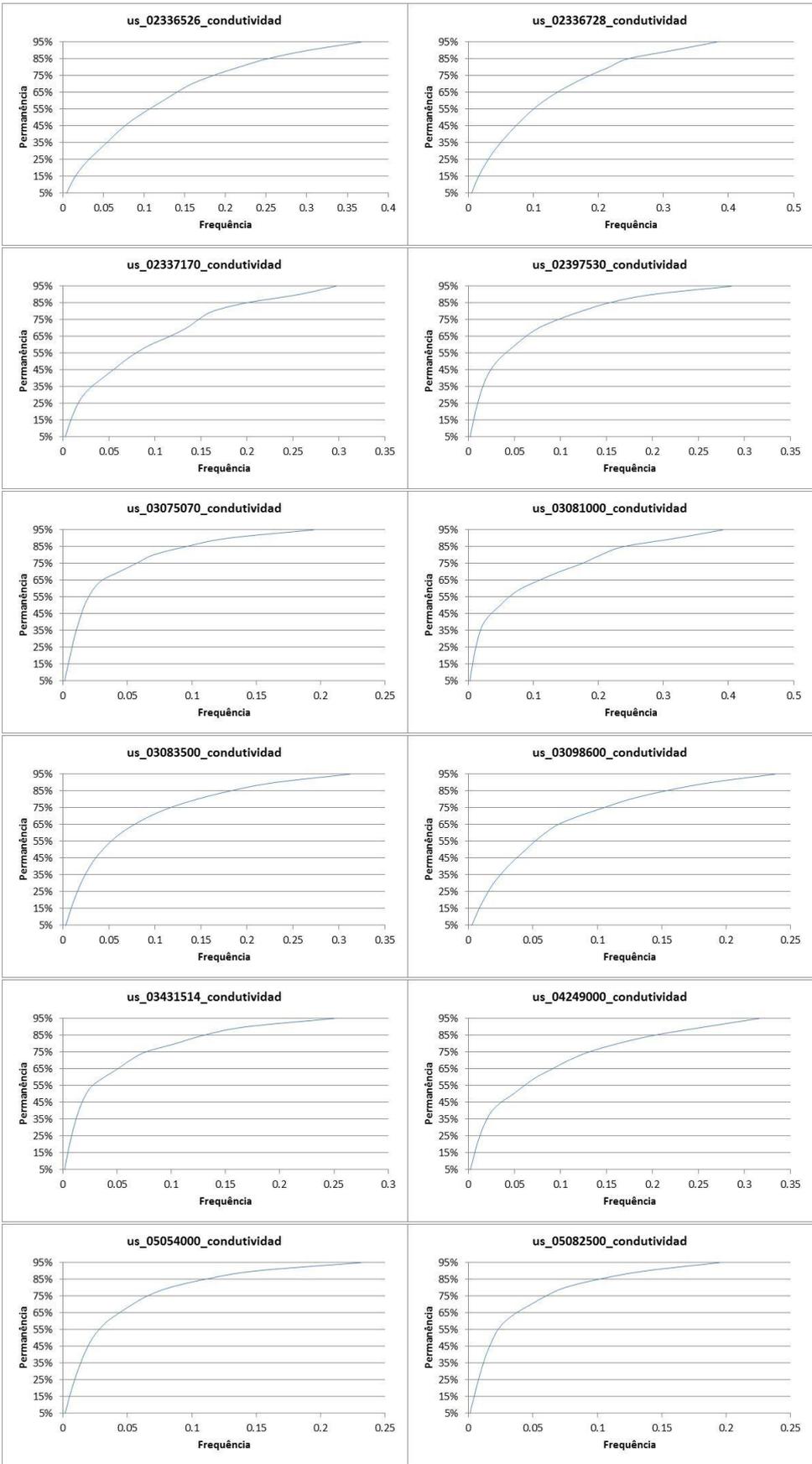


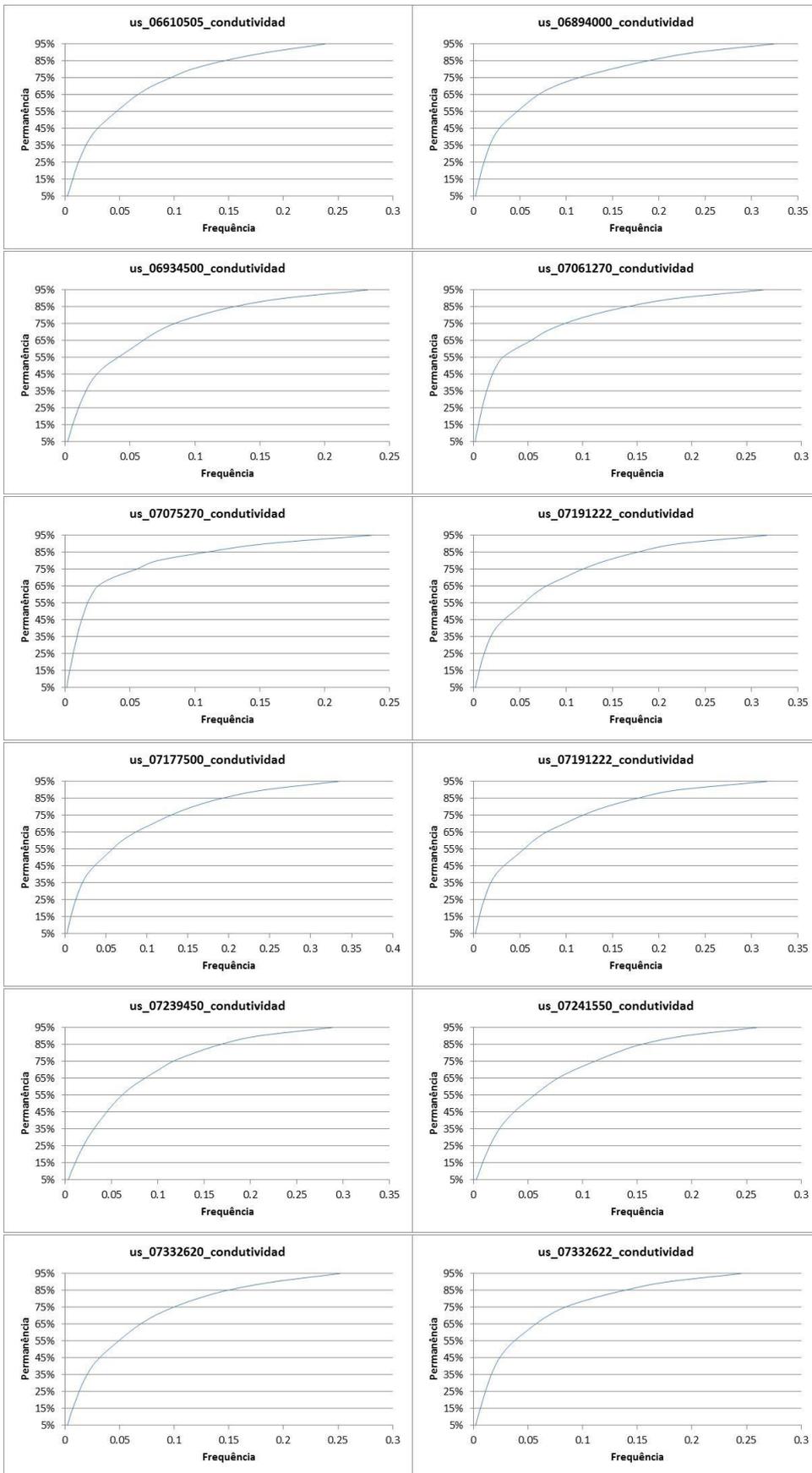
## ANEXO 2: Curvas de permanência de frequências.

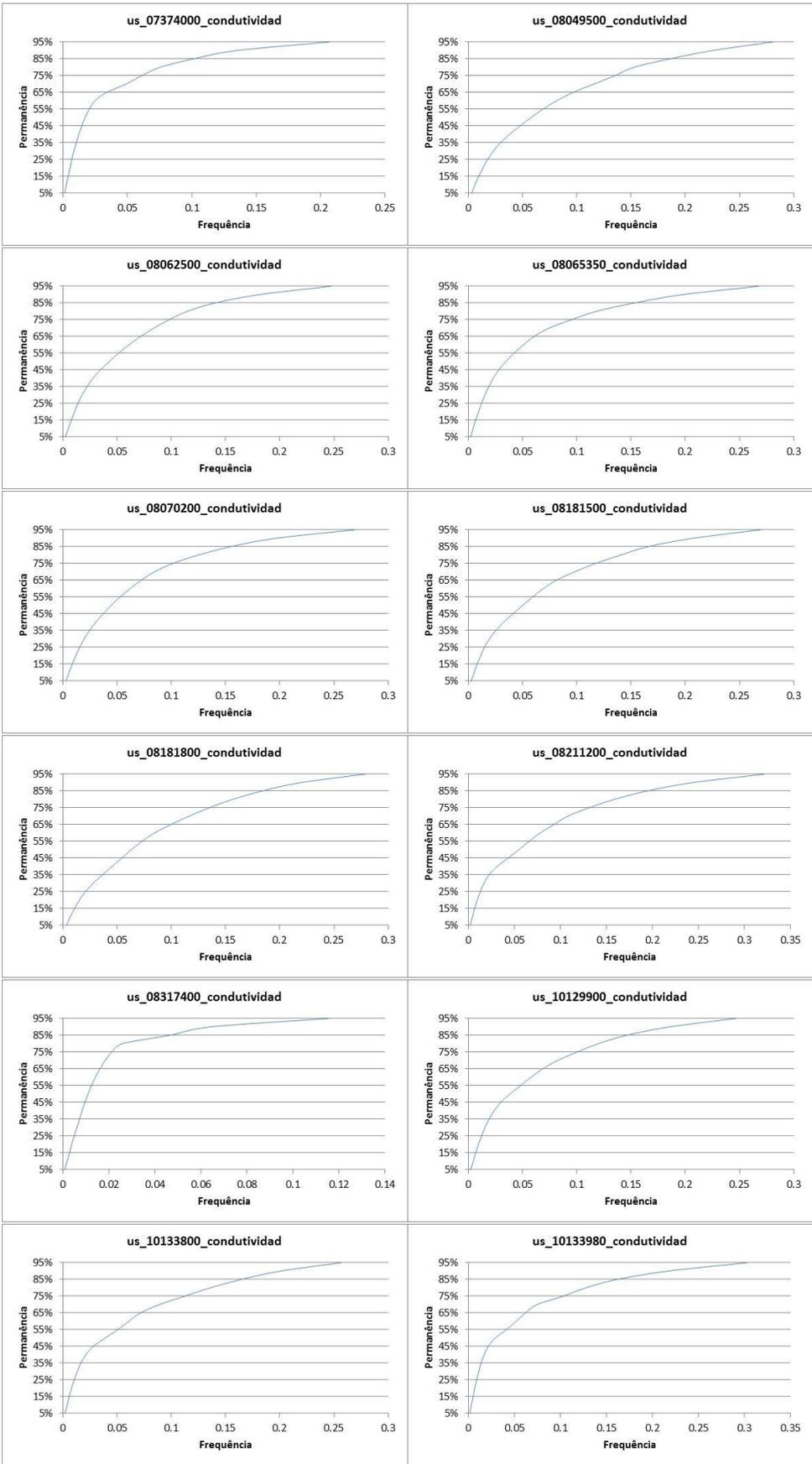


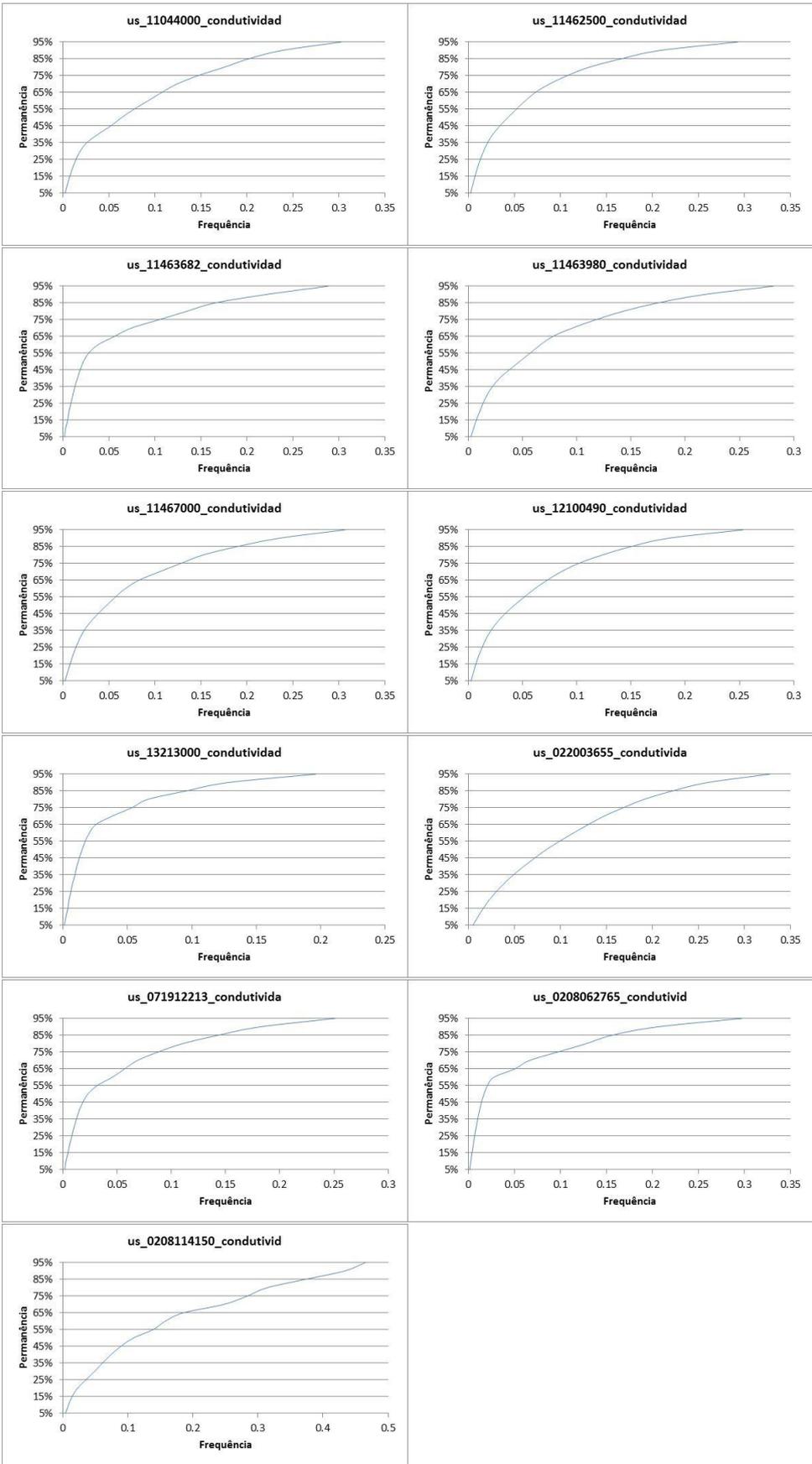


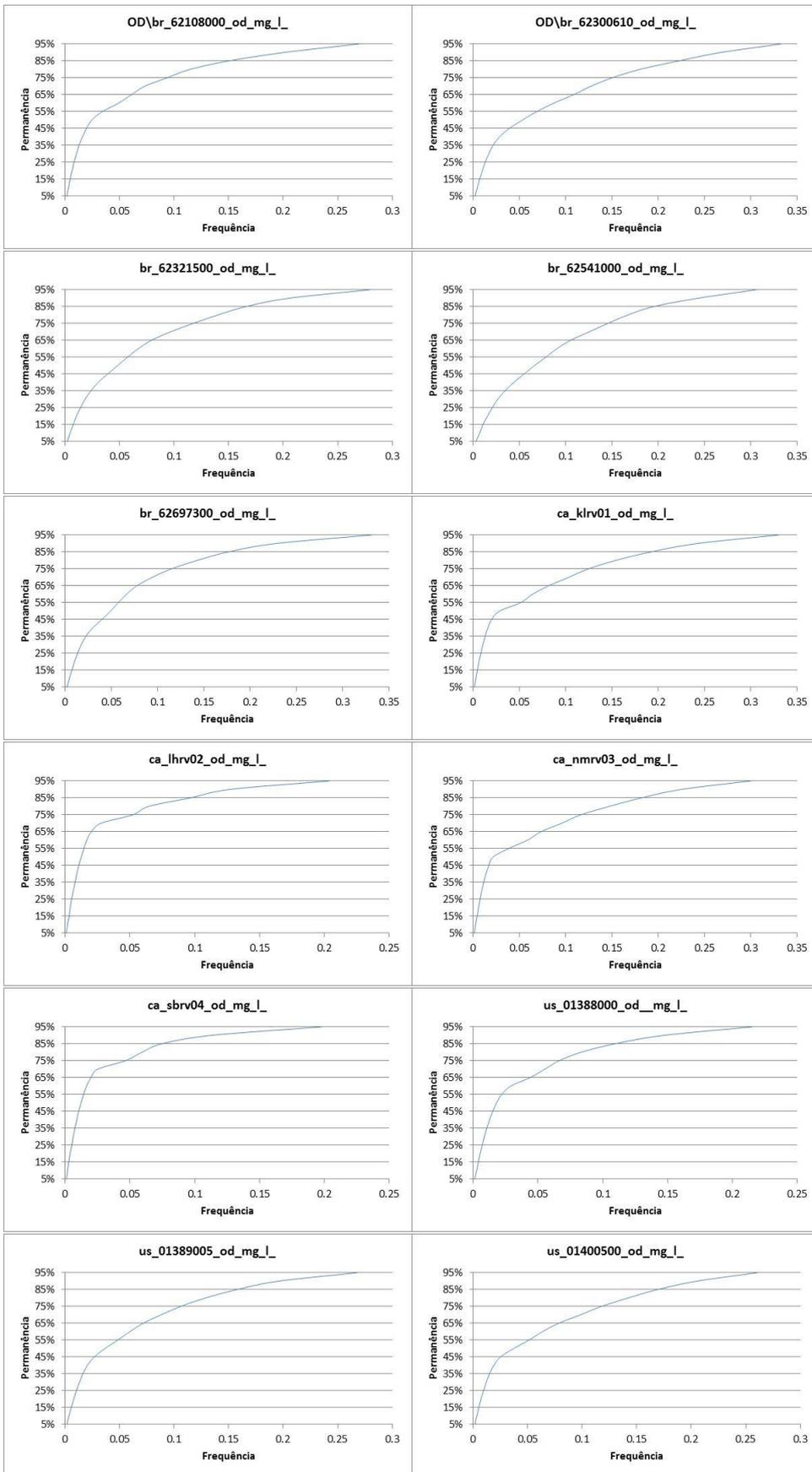


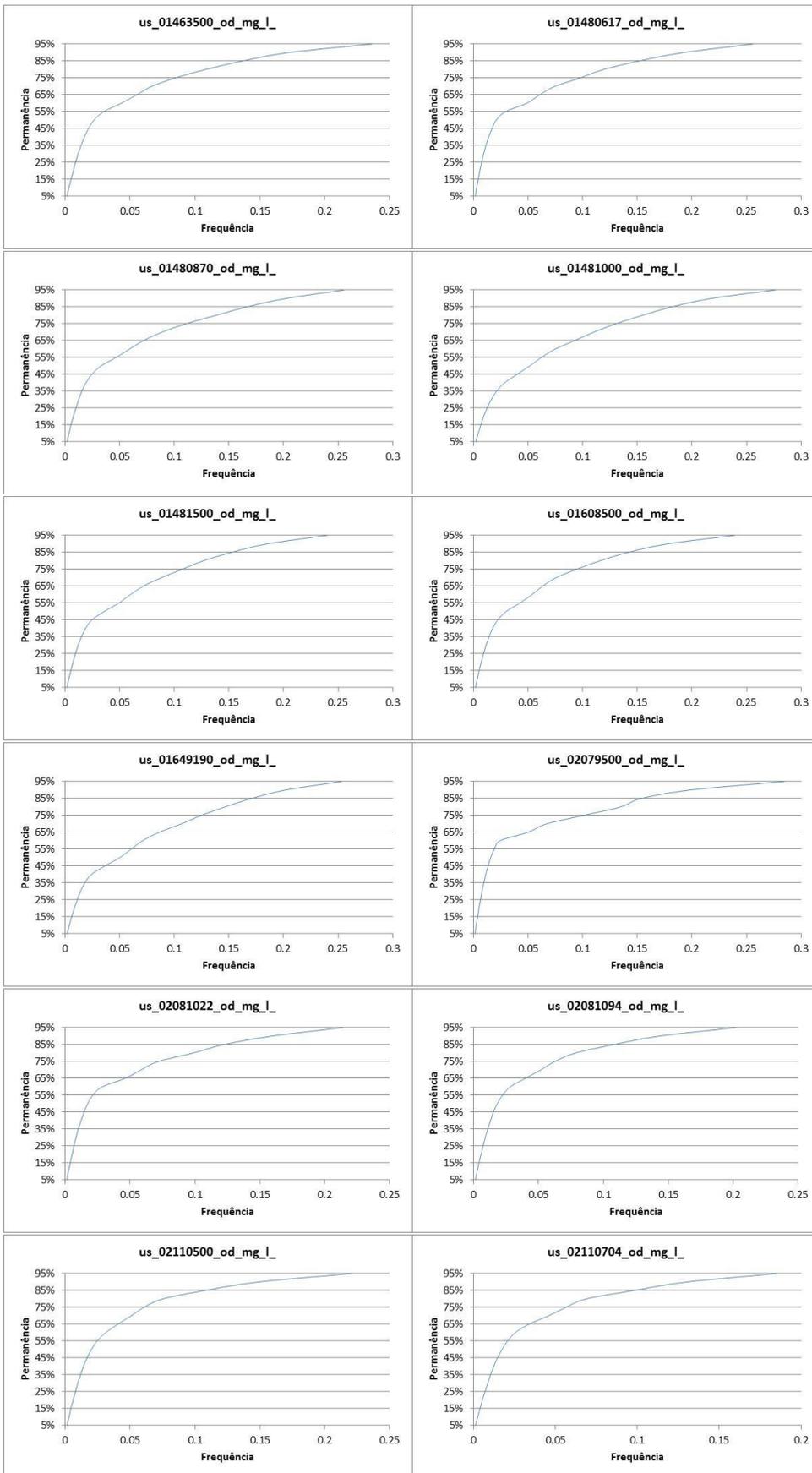


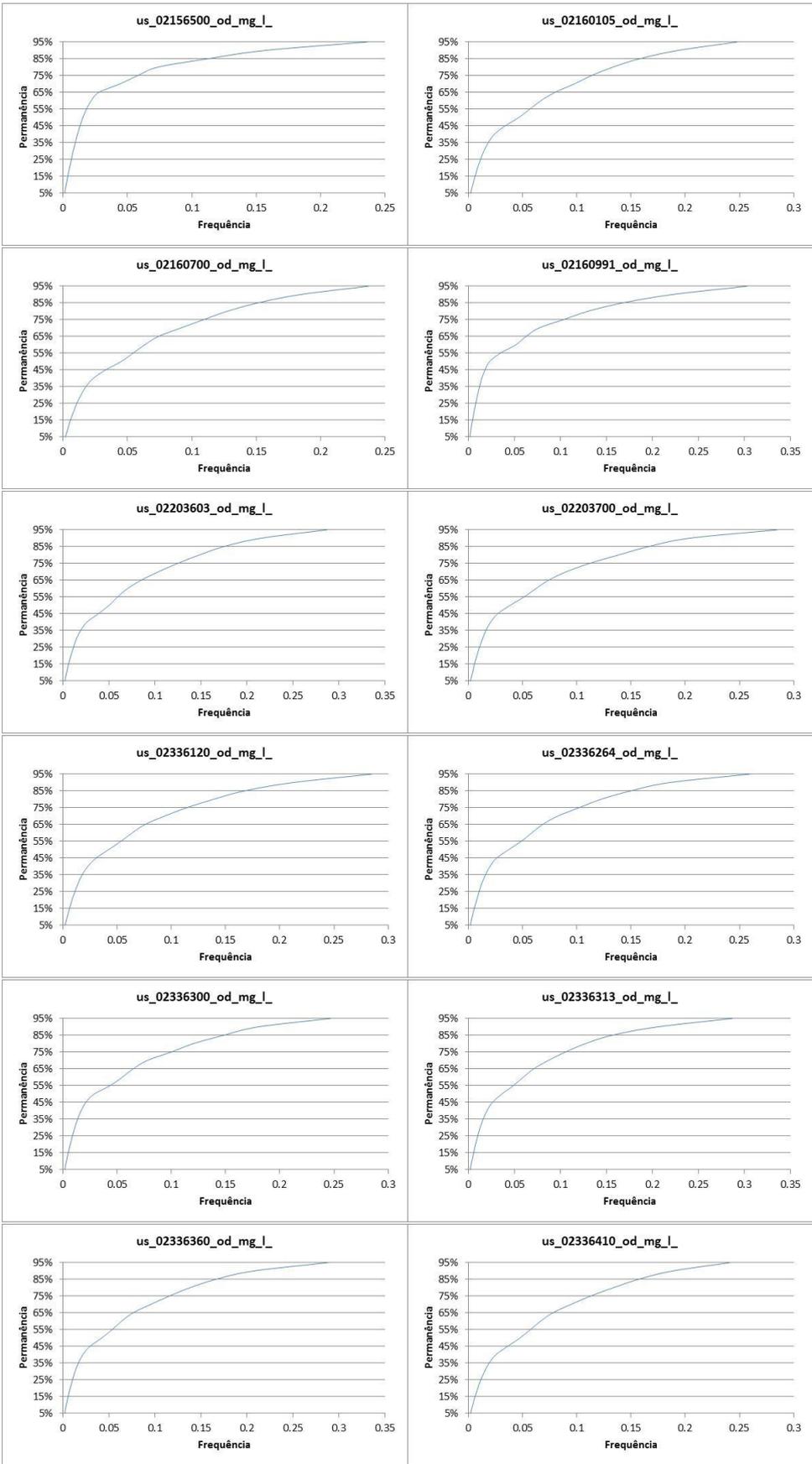


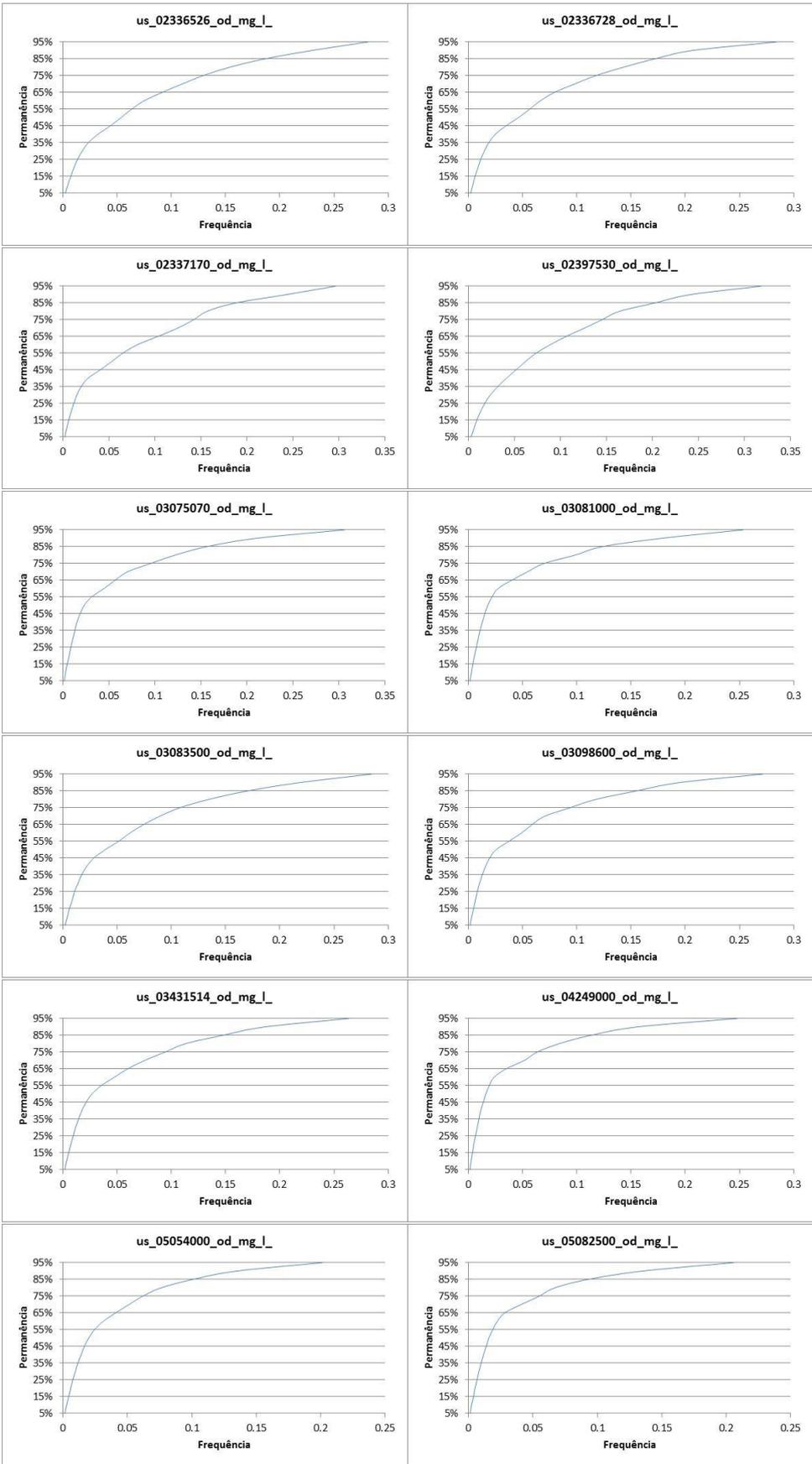


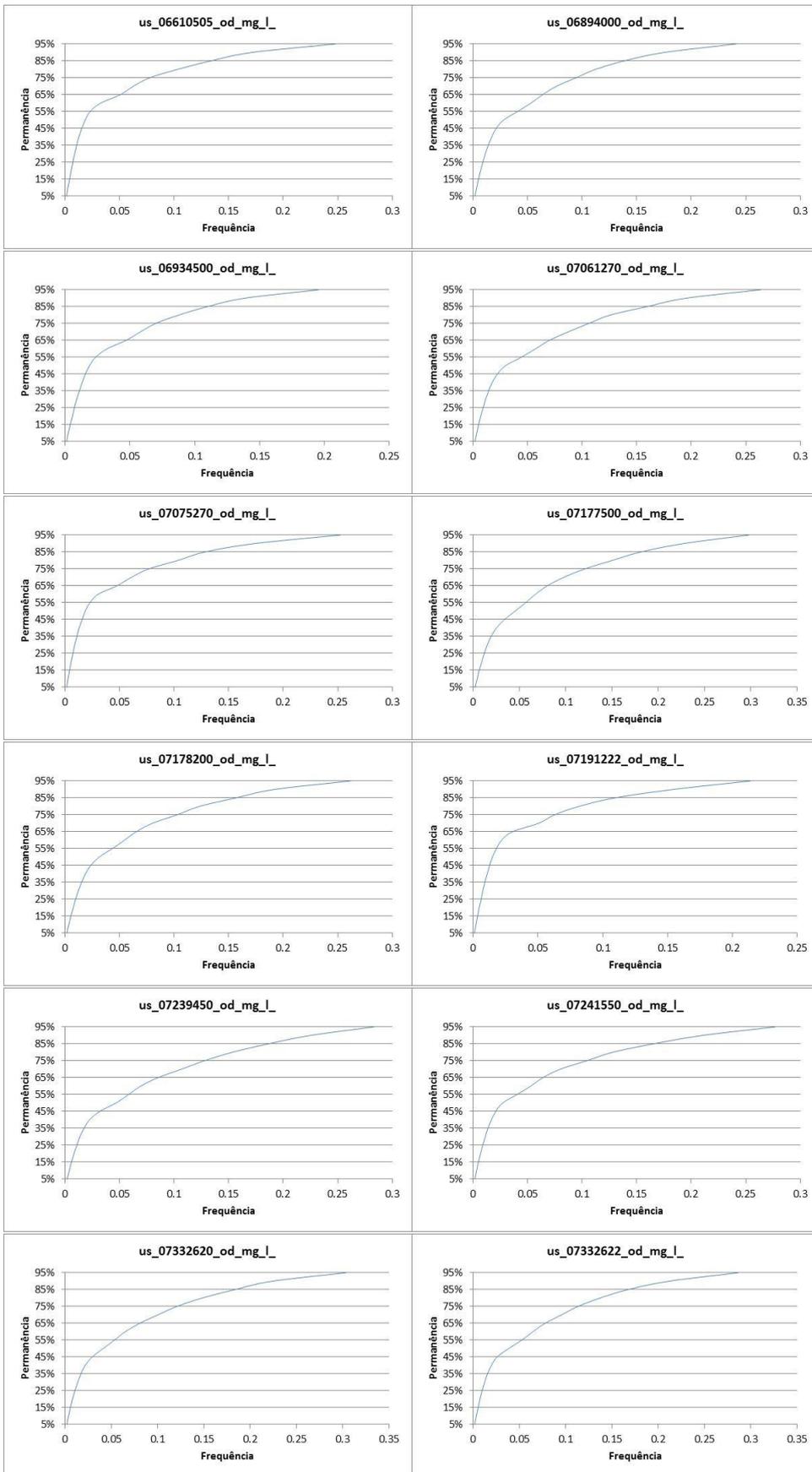


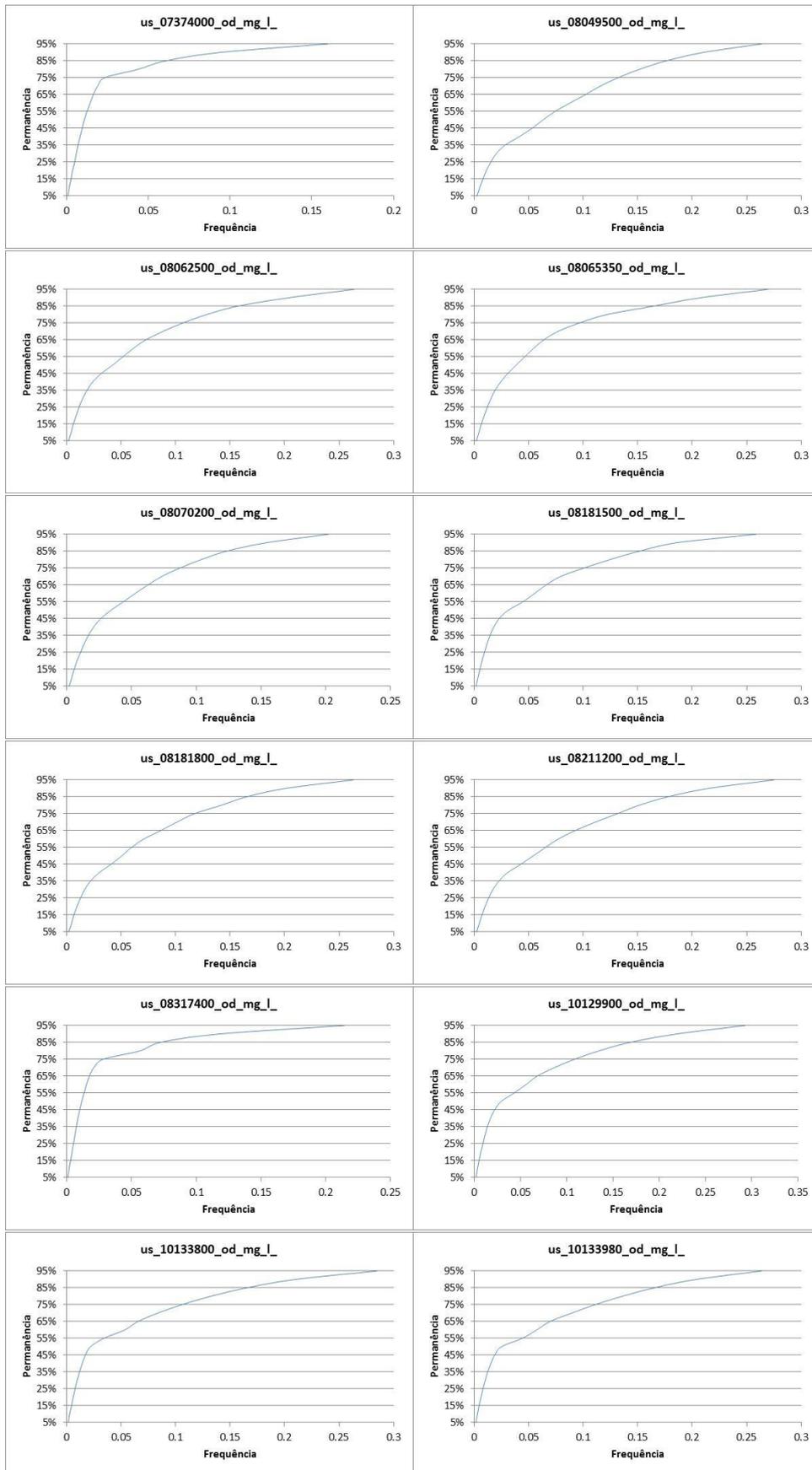


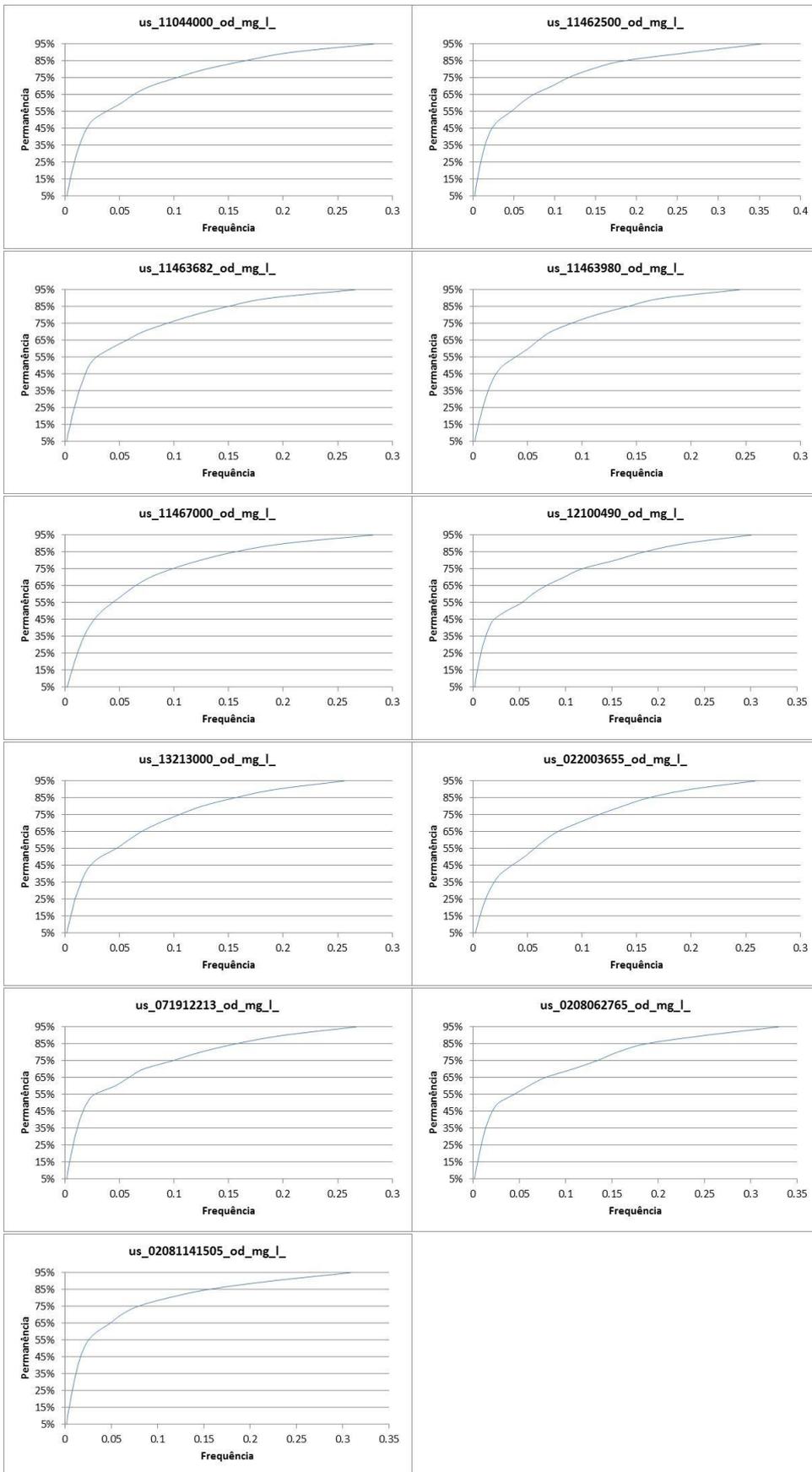


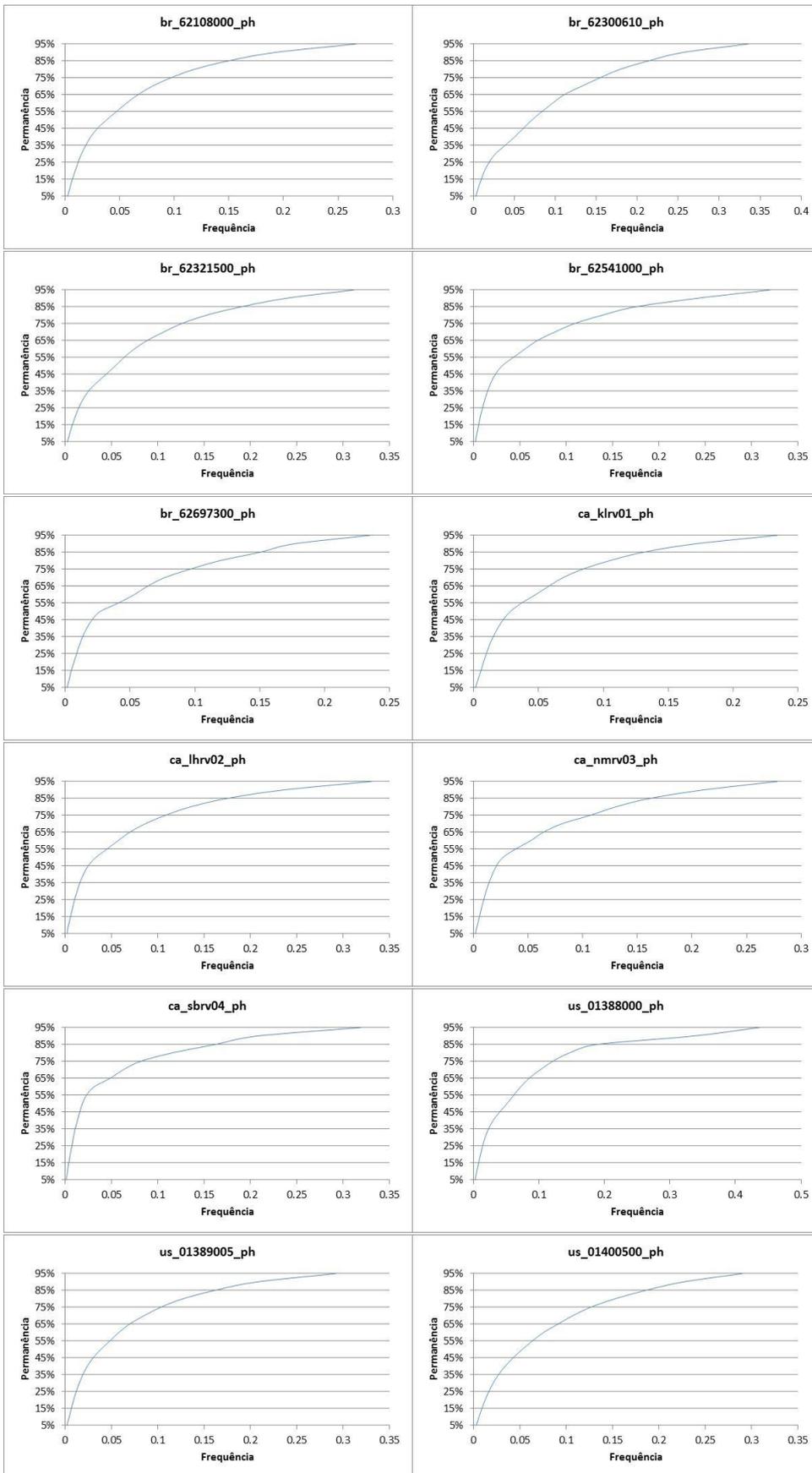


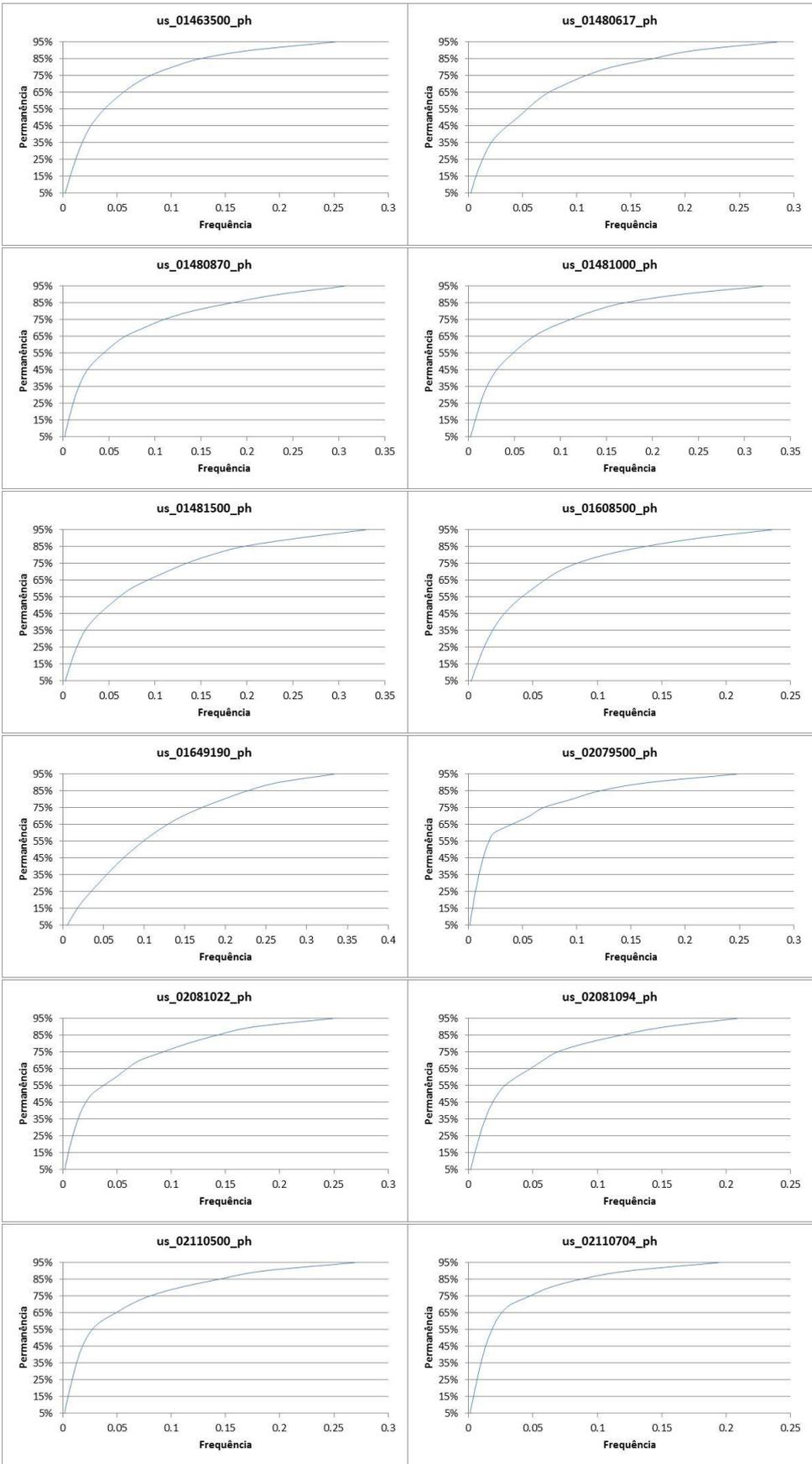


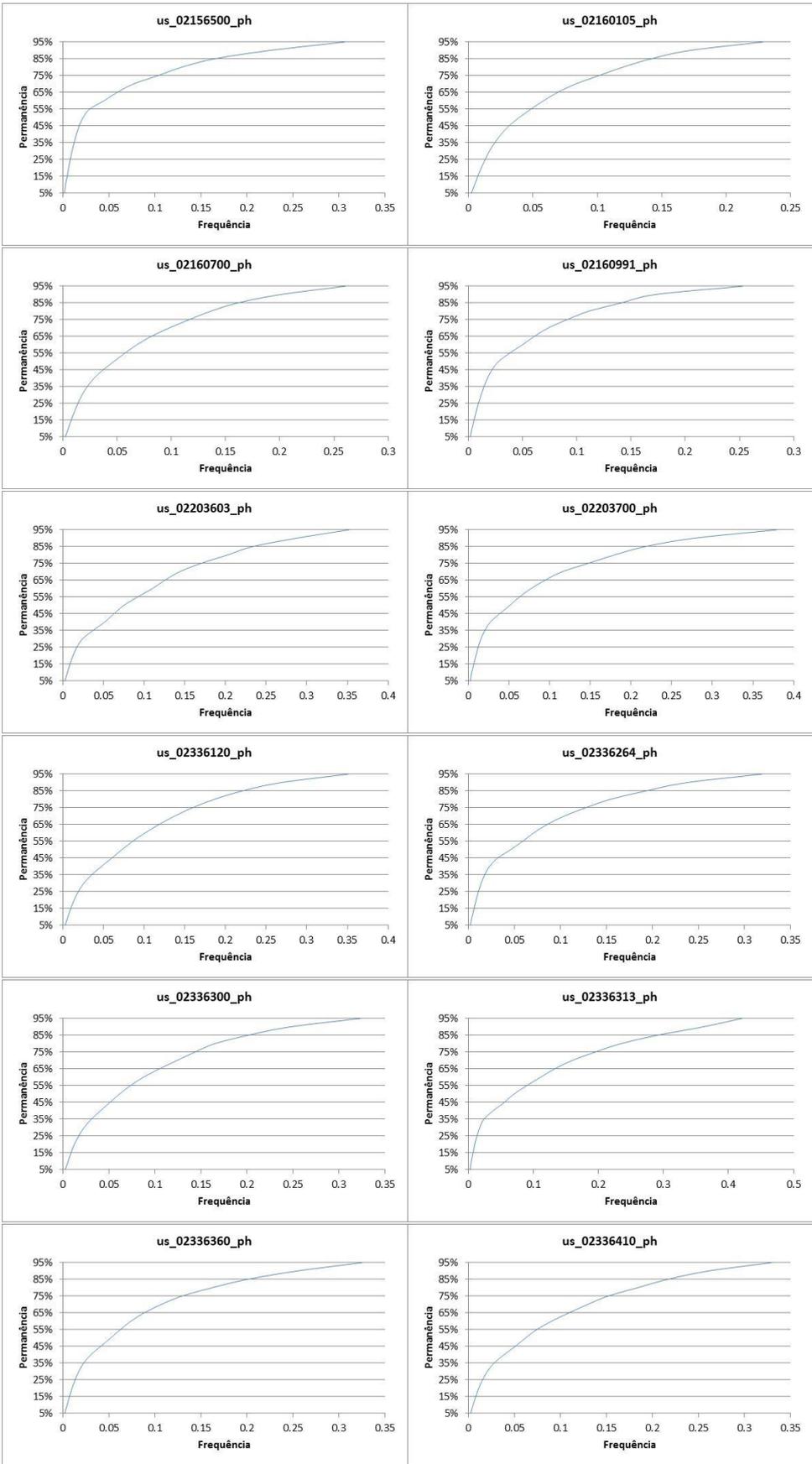


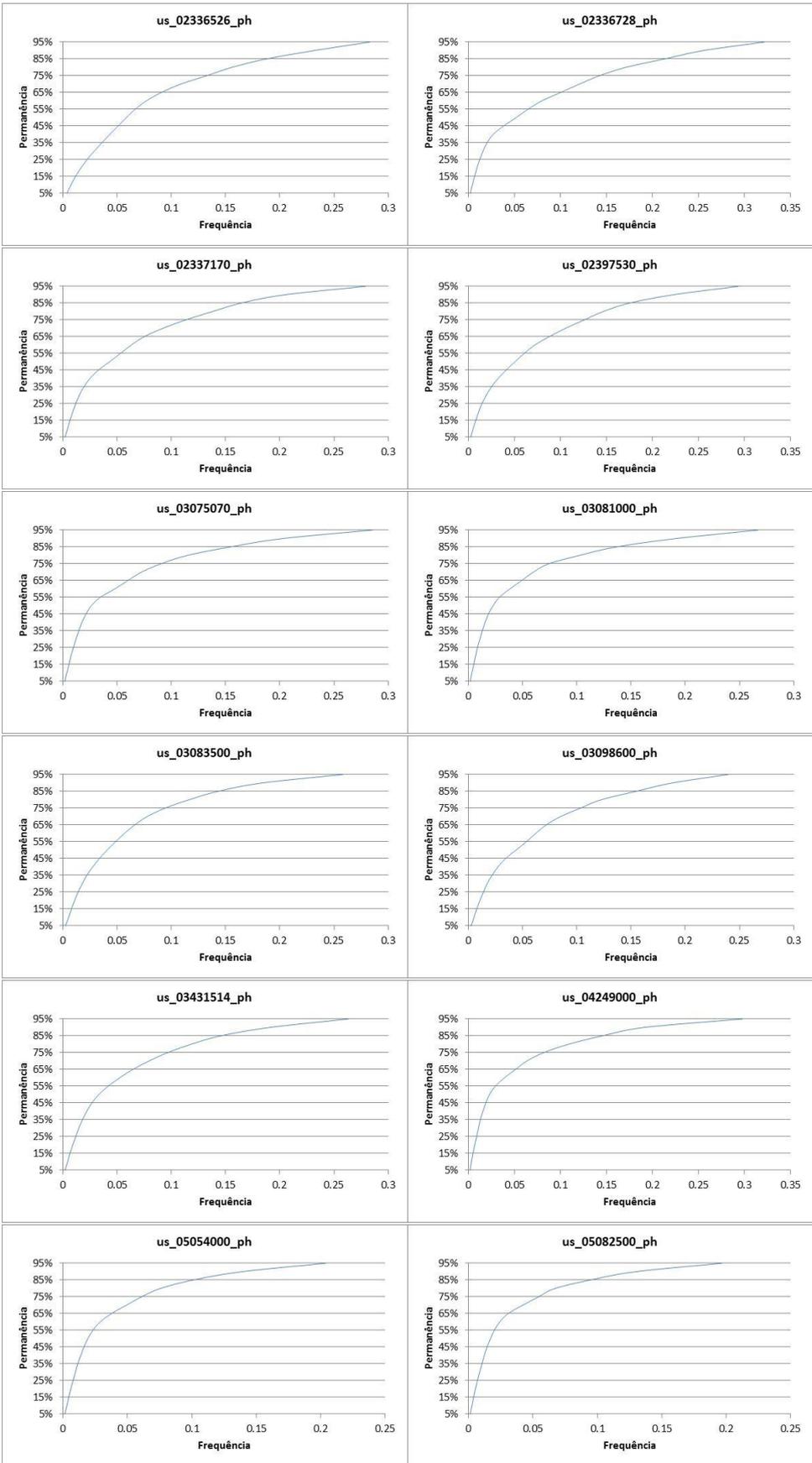


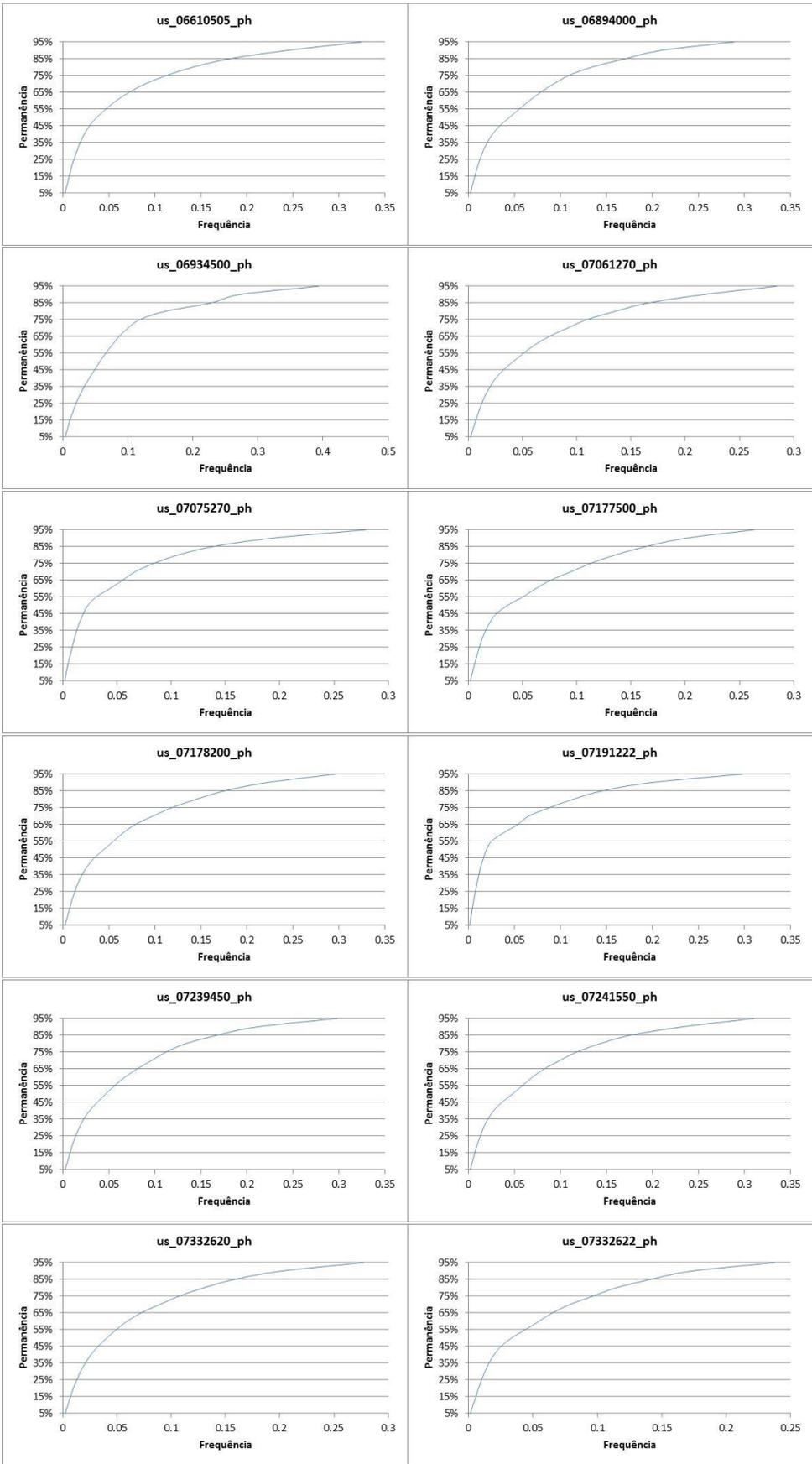


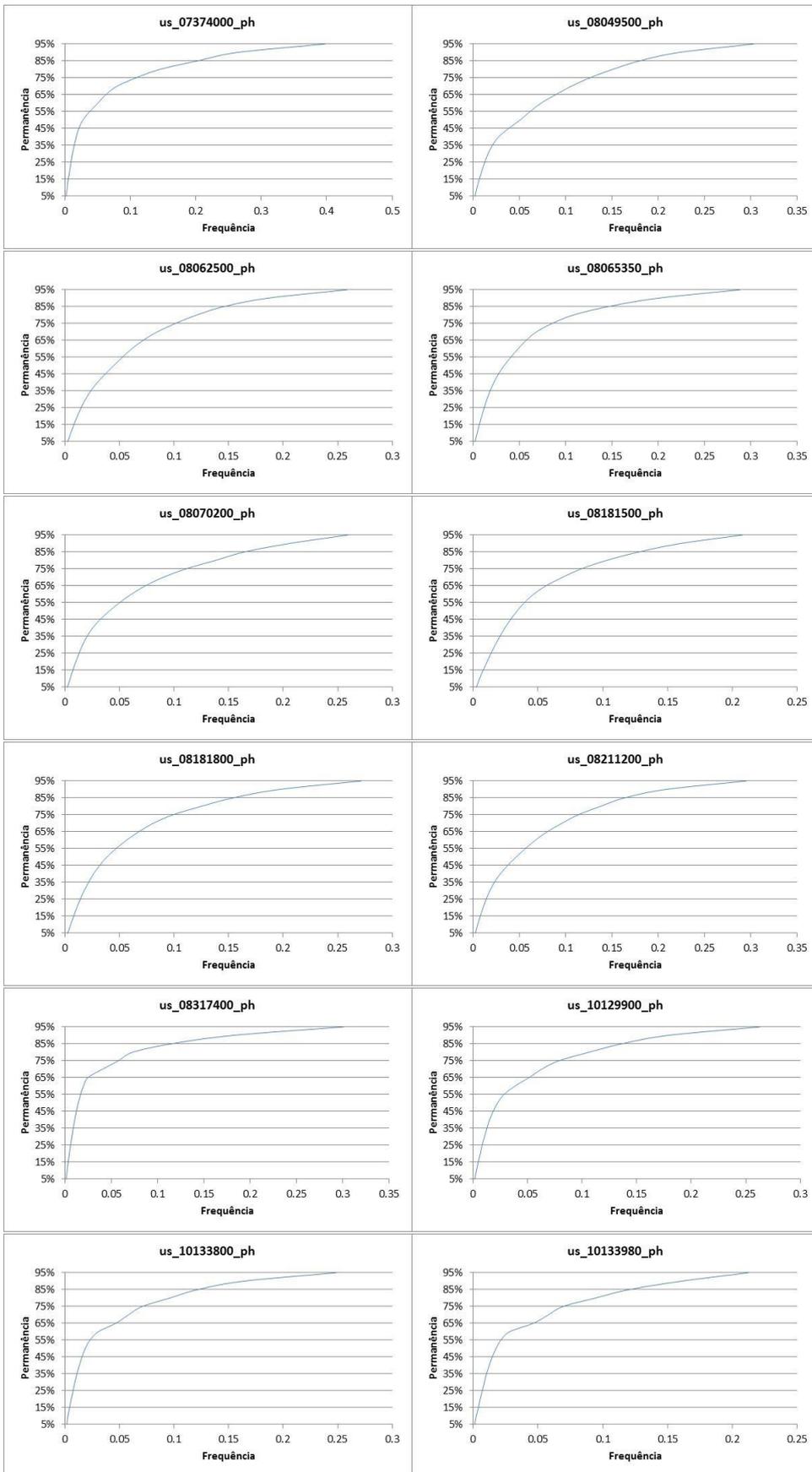


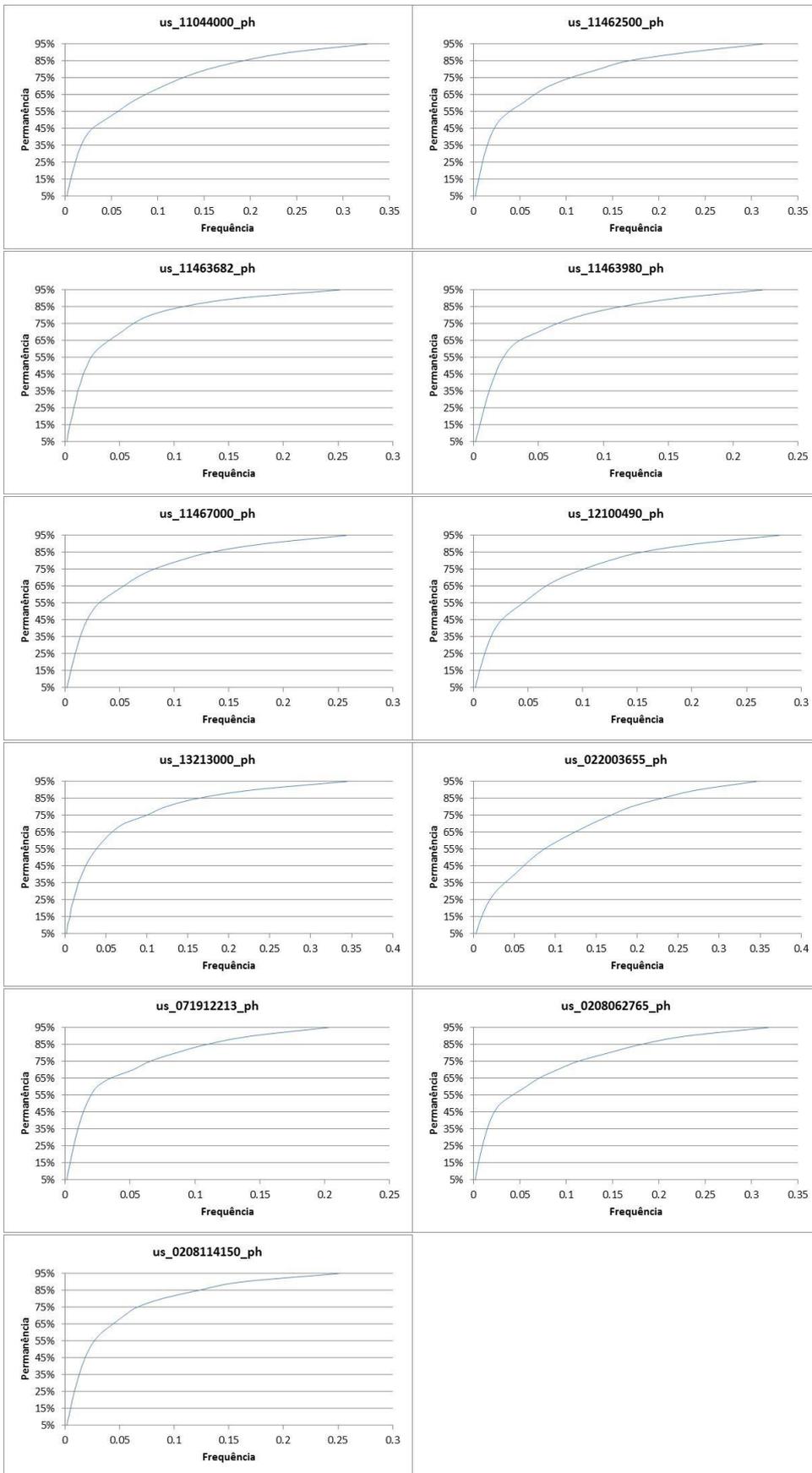












### ANEXO 3: Gráficos de dispersão das frequências.

