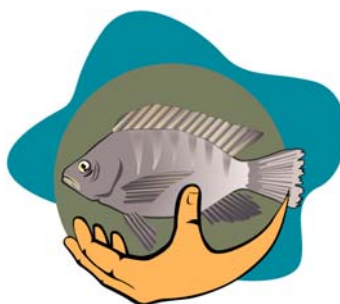




PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA
SECRETARIA ESPECIAL DE AQUICULTURA E PESCA
SUBSECRETARIA DE DESENVOLVIMENTO DE AQUICULTURA E PESCA
DIRETORIA DE DESENVOLVIMENTO DA AQUICULTURA



ESTUDO TÉCNICO-CIENTÍFICO VISANDO A DELIMITAÇÃO DE PARQUES AQÜÍCOLAS NOS LAGOS DAS USINAS HIDROELÉTRICAS DE FURNAS E TRÊS MARIAS



Delimitação dos Parques
Aqüícolas nos Reservatórios
de Furnas e Três Marias (MG)

RELATÓRIO DE ESTUDOS AMBIENTAIS E REGULARIZAÇÃO DO PARQUE AQÜÍCOLA BOA ESPERANÇA, RESERVATÓRIO DE FURNAS

BELO HORIZONTE
NOVEMBRO/2007



Proponente:

Secretária de Estado de Ciência, Tecnologia e Ensino Superior de Minas Gerais
Praça da Liberdade s/nº
Prédio Verde esquina com rua Gonçalves Dias Bairro: Funcionários
CEP: 30140-010 – Belo Horizonte (MG)

Coordenadora de Gestão do Projeto:

Dra. Magda K. Barcelos Greco
Coordenadora do Programa de Gestão Tecnológica em Recursos Hídricos
Secretária de Estado de Ciência, Tecnologia e Ensino Superior de Minas Gerais.
E-mail: magda.greco@tecnologia.mg.gov.br

Coordenador Científico:

Prof. Dr. Ricardo Motta Pinto-Coelho
Departamento de Biologia Geral
Instituto de Ciências Biológicas
Universidade Federal de Minas Gerais
Av. Antônio Carlos, 6627
CEP 31210-901 - Belo Horizonte (MG)
Telefax 031 3499 2605
E-mail: rmpc@icb.ufmg.br
URL: <http://www.icb.ufmg.br/~rmpc>

Entidade Gestora:

Fundação de Desenvolvimento da Pesquisa da UFMG – FUNDEP
NAU – Núcleo de Apoio ao Usuário
Av. Antônio Carlos, 6627
Bairro São Francisco
31270-910 Belo Horizonte (MG)
Tel 3499 4224
E-mail: vangelo@fundep.ufmg.br
URL: <http://www.fundep.ufmg.br>
Gerente responsável: Wagner Mendes.

Logotipo: O logotipo do projeto procura realçar a noção de que é possível incrementar a produção de pescado nos reservatórios do Brasil através da manipulação dos recursos pesqueiros ali existentes, buscando um uso mais racional da produção biológica desses sistemas. Os impactos se existentes serão limitados a uma escala local (mancha verde) não comprometendo a qualidade geral do sistema (fundo azul).

Website:

http://ecologia.icb.ufmg.br/~rpcoelho/Parques_Aquicolas/website/index.htm

RESUMO

O documento apresenta o relatório de estudos ambientais e regularização do Parque Aqüícola Boa Esperança, situado no reservatório de Furnas, Minas Gerais, O Parque em questão apresenta uma área de influência indireta de 10,8 km² e uma área de influência direta (AID) de 49,1 hectares. Apenas uma área aqüícola foi ali demarcada (polígono 29) que totaliza 10,98 hectares. As estimativas de capacidade de suporte para essas áreas permitem que sejam alocadas, em seu conjunto, um total de 5.490 gaiolas com uma produção estimada de 2.196 toneladas/ano. São apresentadas ainda informações sobre a qualidade da água, do meio biótico com ênfase nos organismos planctônicos e nos peixes. A seguir, o relatório traz um panorama do uso e ocupação do solo, meio sócio-econômico. Os capítulos finais analisam, em grande detalhe, a questão dos possíveis impactos causados pelo empreendimento nos meios físico, biótico e sócio-econômico bem como lista as recomendações para mitigar, anular e reverter os diferentes tipos de impactos.

INDICE

1.0 – Caracterização do empreendimento	7
2.0 – Diagnóstico Ambiental	43
3.0 – Análise Integrada	205
4.0 – Prognóstico Ambiental	210
5.0 – Propostas de controle, compensação de impactos	226
6.0 – Literatura	232
7.0 – Anexos	242

1. CARACTERIZAÇÃO DO EMPREENDIMENTO

O Decreto Nº 4.895 de 2003 define como Parque Aqüícola o espaço físico contínuo em meio aquático, delimitado, que compreende um conjunto de áreas aqüícolas afins, em cujos espaços físicos intermediários podem ser desenvolvidas outras atividades compatíveis com a prática da aqüicultura. Após uma série de estudos multidisciplinares no reservatório de Furnas, foi possível estabelecer locais adequados para a implantação de dezesseis parques aqüícolas. Todo processo de caracterização do reservatório e seleção de áreas, bem como a localização deste Parque Aqüícola, pode ser analisado no Relatório de Identificação de Áreas Tecnicamente Adequadas para a Instalação de Parques Aqüícolas no Reservatório de Furnas (consultar website).

Os estudos para a seleção dos parques abrangeram aspectos da limnologia, ictiologia, hidrologia, simulações do funcionamento hidrológico da represa, levantamentos sócio-econômicos, de uso e ocupação do solo, caracterização da depleção do reservatório, entre outros. O Parque em questão, denominado Parque Boa Esperança, está localizado próximo a margem esquerda do rio Grande entre os municípios de Aguanil e Boa Esperança (Figuras 1A e 1B).

1.1 – JUSTIFICATIVAS E OBJETIVOS

De acordo com as Organizações das Nações Unidas para Agricultura e Alimento – FAO/ONU, uma definição específica de desenvolvimento sustentável aplicável para aqüicultura é: “Desenvolvimento Sustentável é o gerenciamento e a conservação dos recursos naturais juntamente com a evolução tecnológica e institucional, de forma a garantir o atendimento e contínua satisfação das necessidades humanas, tanto para a geração presente como para as futuras. Esse tipo de desenvolvimento conserva a terra, a água, os recursos genéticos animais e vegetais, é ambientalmente não degradante, tecnicamente apropriado, economicamente viável e socialmente aceitável” (SEAP, 2007). Nesse contexto, a

Secretaria Especial de Aqüicultura e Pesca da Presidência da República (SEAP) vem estimulando estudos que tornem possível o desenvolvimento da produção de pescado nos grandes reservatórios brasileiros. Em Minas Gerais, os primeiros estudos integrados foram nos reservatórios das usinas hidrelétricas de Furnas e Três Marias.

A implantação dos Parques Aqüícolas no reservatório de Furnas, incluindo o Parque Aqüícola Boa Esperança, tem por objetivo principal o ordenamento das atividades de aqüicultura em sistema de tanque-rede, garantindo a sustentabilidade.

ESCOLHA DA LOCALIZAÇÃO E DELIMITAÇÃO PROPOSTAS PARA O PARQUE

A escolha do local do Parque Aqüícola Boa Esperança é fruto de um trabalho multidisciplinar onde foram selecionados os Parques Aqüícolas do reservatório de Furnas, garantindo a sustentabilidade e o uso múltiplo das águas (consultar website).

O Parque Aqüícola Boa Esperança tem área total de 49,1 ha, sendo composto por uma área aqüícola (29). A carta imagem do Anexo 1 apresenta a localização das áreas aqüícolas, limites externos do parque e as áreas de influência direta e indireta.

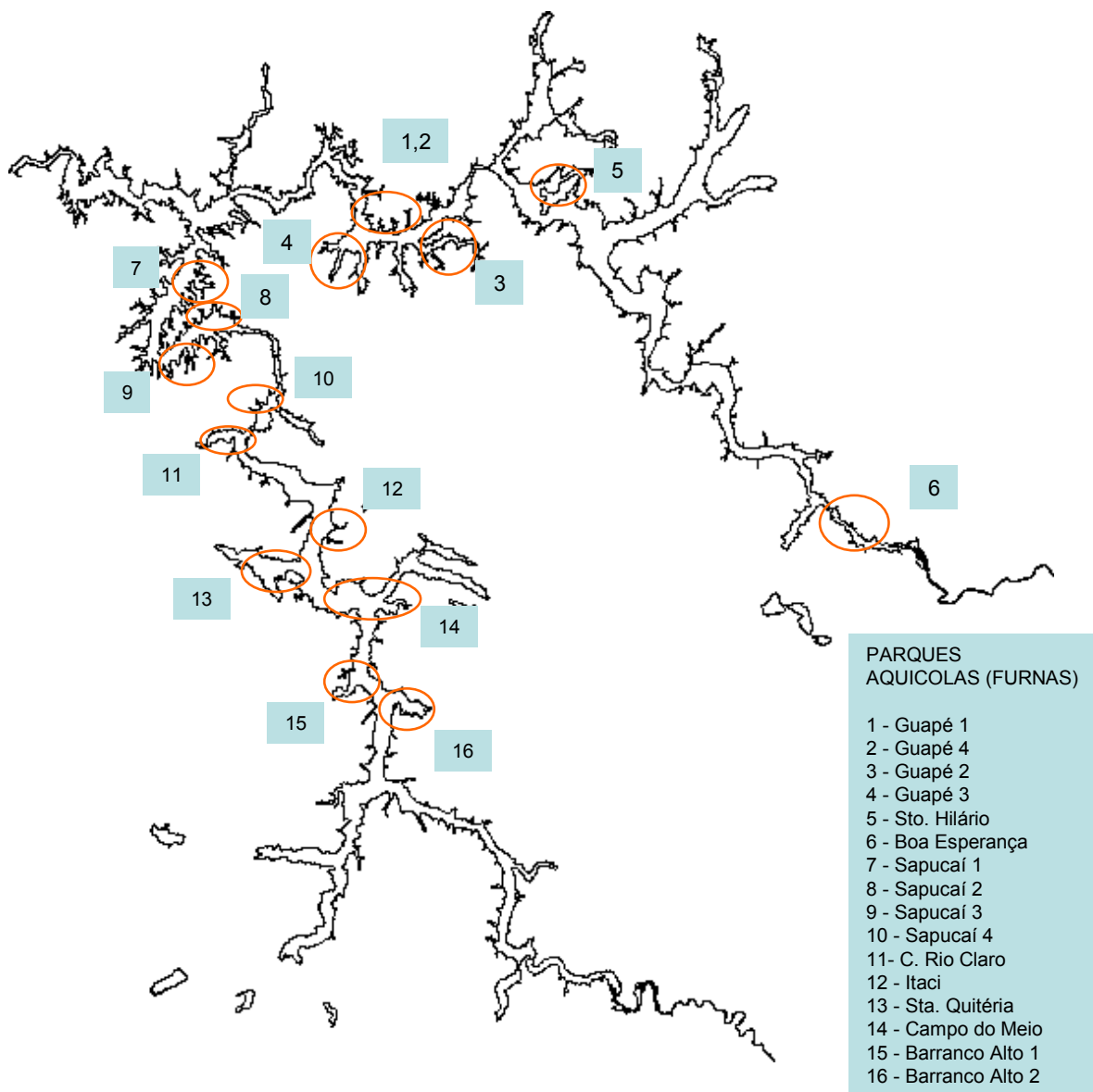


Figura 1A – Localização dos Parques Aquícolas no reservatório de Furnas. O parque aquícola de Boa Esperança pode ser visto anexo ao número 6.

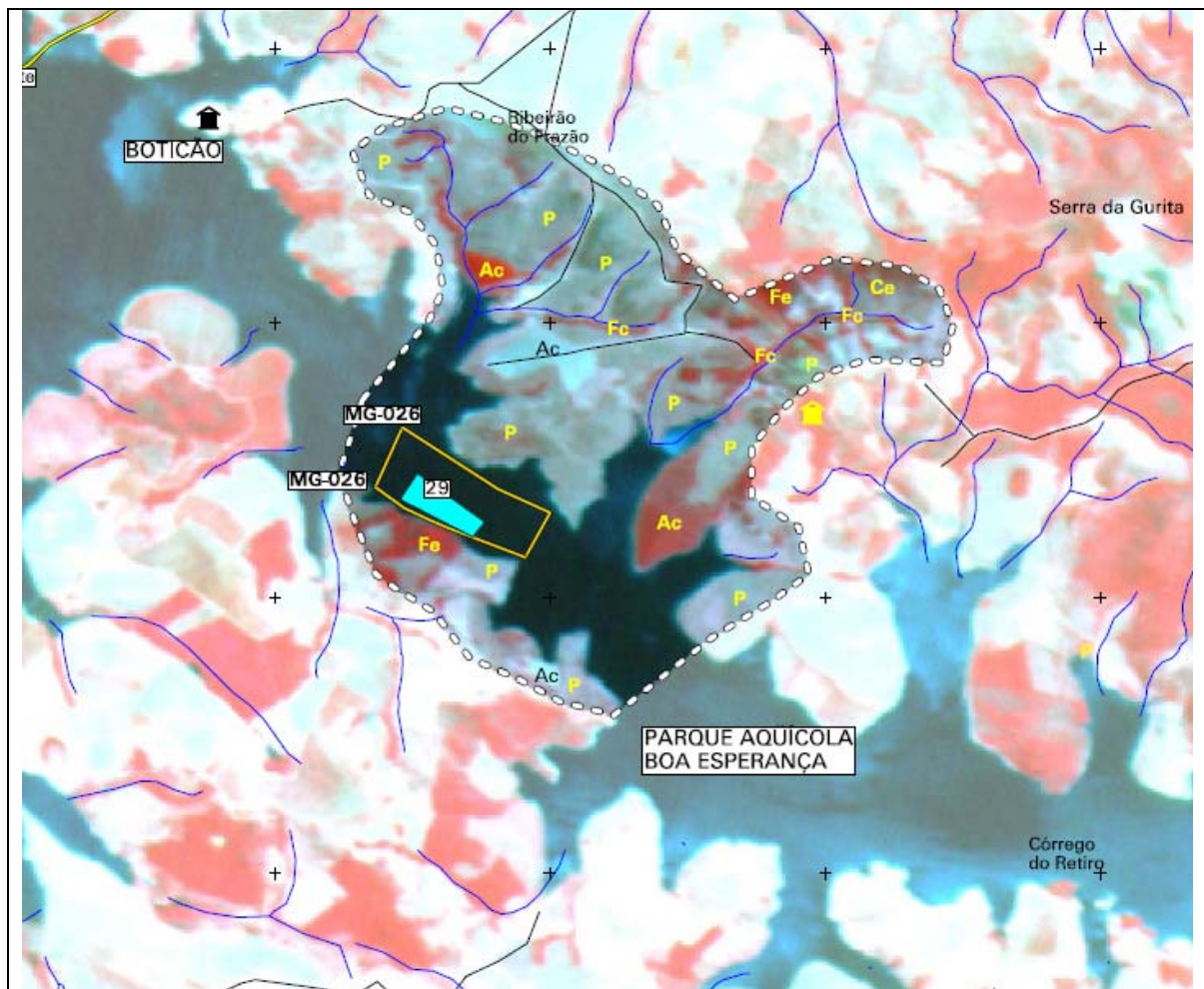


Figura 1B – Localização detalhada do Parque Aqüícola Boa Esperança no reservatório de Furnas. Nesse parque, apenas uma área aqüícola (29) foi demarcada.

Tabela 1 – Áreas e perímetros dos parques aquícolas demarcados no reservatório de Furnas (braço do rio Grande).

Braço do rio Grande						
		Área AII (km²)	Área AID (ha)	Perímetro (km)	Áreas Aquícolas (Polígonos)	Municípios
1	Guapé -1	5,2	95,4	7,31	11,12	Guapé (MG)
2	Guapé – 2	71,6	274,5	10,83	9-A, 9-B	Guapé (MG)
3	Guapé – 3	42,1	59,6	3,71	13	Guapé (MG)
4	Guapé – 4	5,7	47,5	3,77	10	Guapé (MG)
5	Sto. Hilário	24,2	228,7	6,64	7, 8	Formiga (MG)
6	Boa Esperança	10,8	49,1	3,29	29	Aguanil (MG)/ Boa Esperança (MG)

Tabela 2 – Áreas e perímetros dos parques aquícolas demarcados no reservatório de Furnas (braço do rio Sapucaí).

Braço do Sapucaí						
		Área AII (km²)	Área AID (há)	Perímetro (km)	Áreas Aquícolas (Polígonos)	Municípios
7	Sapucaí -1	9,2	146,5	6,238	14, 15	Guapé (MG)
8	Sapucaí – 2	12,2	103,3	7,131	17, 18	Guapé (MG)
9	Sapucaí – 3	13,5	67,4	3,540	16	Carmo do Rio Claro (MG)
10	Sapucaí – 4	2,9	32,0	2,762	28	Carmo do Rio Claro (MG)
11	Carmo Rio Claro	11,8	73,6	3,605	27	Carmo do Rio Claro (MG)
12	Itaci	30,1	37,3	3,084	22	Carmo do Rio Claro (MG)
13	Sta. Quitéria	24,9	367,2	9,69	19-A, 19-B	Carmo do Rio Claro (MG)
14	Campo do Meio	57,8	978,0	16,688	20, 21	Carmo do Rio Claro (MG) / Campo do Meio (MG)
15	Barranco Alto-1	88,7	306,2	7,380	25, 26	Carmo do Rio Claro (MG)
16	Barranco Alto-2	29,2	221,5	9,743	23, 24	Campos Gerais (MG)

ASPECTOS SOCIAIS, AMBIENTAIS E ECONÔMICOS QUE JUSTIFICAM O EMPREENDIMENTO

A aqüicultura é uma atividade agrícola em franca expansão e apresenta grande potencial de mercado, tanto interno (Minas Gerais e Brasil), como externo. A atividade é grande geradora de empregos, ocupação e renda, além de ser uma das melhores atividades agrícolas para investimento, dada à queda observada na produção natural do pescado. Além disso, atende às peculiaridades da estrutura da fundiária mineira como: a pluriatividade das pequenas unidades rurais; o empreendedorismo dos produtores profissionais; as condições naturais do Estado de Minas Gerais como o clima, a hidrografia e a diversidade de espécies aquáticas e semi-aquáticas (Plano Setorial de Aquicultura/MG, 2006)

Em termos de benefícios diretos para as populações, a implantação dos Parques Aqüícolas abre perspectivas de geração de emprego e renda, por meio da regularização e catalisação desta atividade econômica nas regiões beneficiadas. Sua implementação possibilitará organizar a aqüicultura no reservatório de Furnas, agregando atuais produtores a outros interessados em iniciar a atividade. A sociedade civil como um todo, incluindo também os gestores municipais, manifesta uma expectativa ampla, que é a possibilidade dos empreendimentos transformarem-se em oportunidades efetivas de desenvolvimento para a região e retorno de benefícios para sua população. Se as expectativas de retorno, tais como identificadas no prognóstico ambiental do presente estudo, forem concretizadas, os impactos positivos para região serão amplos e permanentes.

A produção pesqueira em tanques-rede no reservatório de Furnas apresenta-se em expansão, entretanto carece de ordenamento para que o desenvolvimento seja sustentável. A implantação dos Parques Aqüícolas nesse reservatório representa uma importante fonte de renda regional.

O público primário para a atuação nos Parques Aqüícolas é tanto a população de baixa renda da região, composta por pescadores, pequenos aqüicultores e agricultores e também empresas de grande porte na área de aqüicultura principalmente levando em consideração o fato de que reservatório de Furnas

está localizado entre dois grandes centros consumidores, Belo Horizonte e São Paulo. Outros potenciais interessados seriam os cooperados das diversas cooperativas de pesca e de aqüicultura que existem na região (ver adiante no estudo sócio-econômico).

ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS E DE LOCALIZAÇÃO DO PROJETO, CONFRONTANDO-AS COM A HIPÓTESE DA NÃO REALIZAÇÃO DO PROJETO

Considerando que a aqüicultura ocorrerá aproveitando o lago formado para geração de energia elétrica, supõe-se que a melhor alternativa seja a implantação de tanques-redes. Os “currais ou cercados”, técnicas alternativas de cultivo e que podem ser alocados nas margens de reservatórios, apresentam pouca produtividade e maior volume de problemas ambientais e técnicos, quando comparados aos tanques-rede.



Figura 1C – Sistema de tanques-rede já em operação no reservatório de Furnas, próximo à cidade de Alfenas, MG.

Outros tipos de cultivos são realizados em tanques escavados ou em estruturas de alvenaria “race way” com alta renovação de água (em torno de 60 % a cada hora) ou em caixas de fibra de vidro, com recirculação de água. Esses tipos de cultivos apresentam produtividades inferiores às obtidas com os tanques-rede.

1.2 – CARACTERÍSTICAS TÉCNICAS DO EMPREENDIMENTO

DELIMITAÇÃO DA ÁREA DO EMPREENDIMENTO

A carta imagem, apresentada no Anexo 1 na escala de 1:30.000, mostra, a planta de localização do empreendimento abrangendo a delimitação de todo o Parque Aqüícola Boa Esperança, a área de aqüicultura, as vias de acesso, a hidrografia e os espaços intermediários destinados para uso múltiplo. As coordenadas dos vértices do polígono que define a área de abrangência deste Parque Aqüícola são apresentadas na tabela 3.

DEFINIÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE INFLUÊNCIA DIRETA E INDIRETA DO EMPREENDIMENTO

Para a definição e delimitação das Áreas de Influência Indireta (AII) e Direta (AID) do Parque Aqüícola de Boa Esperança consideraram-se as possíveis interações entre o empreendimento e os meios físico, biótico e sócio-econômico e vice-versa. Adotaram-se também, como referencial legal, os critérios técnicos estabelecidos na resolução do CONAMA N° 01 de 23/01/1986.

A Resolução CONAMA 001/86, nas diretrizes gerais apresentadas no artigo 5°, item III, estabelece a necessidade de se “definir os limites da área geográfica a ser direta ou indiretamente afetada pelos impactos, denominada área de influência do projeto, considerando, em todos os casos, a bacia hidrográfica na qual se localiza”. Este critério mostra-se o mais adequado, sob o aspecto teórico, por constituir-se numa área do sistema natural bem delimitada. Assim, os

processos ambientais e as interações físicas, biológicas e humanas podem ser melhor analisadas e compreendidas.

No caso específico do Parque Aqüícola Boa Esperança definiu-se a Área de Influência Indireta (AII) como sendo toda a bacia hidrográfica à montante do braço do reservatório de Furnas no qual se insere o empreendimento. Esta área totaliza cerca de 10,8 Km², foi estabelecida a partir do levantamento e análise da distribuição geográfica das áreas aqüícolas, do regime operativo das áreas de produção de pescado e da Usina de Furnas e do seu reservatório, do trabalho de campo de reconhecimento e de reunião técnica com a equipe multidisciplinar envolvida no estudo.

A AID definida no âmbito deste estudo, com cerca de 49,1 ha, coincide com a área do próprio Parque Aqüícola. Esta área é constituída por todo o espaço geográfico necessário para implantação da infra-estrutura aquática e operação da área de Produção (polígono) 29 do empreendimento.

A localização precisa de cada área Aqüícola no Parque Aqüícola Boa Esperança, com os respectivos vértices externos, bem como uma tabela de dados morfométricos são apresentados nas representações que seguem.

POLÍGONO 29 – RESERVATÓRIO DE FURNAS

Tabela 3 – Localização geográfica (UTM SAD 69) e erro (metros) dos vértices do polígono 29. Os dados foram coletados com um DGPS da marca GTR-A (Tech-Geo Ltda.) no dia 01/03/2007.

LOCALIZAÇÃO	UTM SAD69	ERRO
Vértice 1 (V1)	X = 448547.559	± 0.305
	Y = 7677765.799	± 0.275
Vértice 2 (V2)	X = 449042.905	± 0.301
	Y = 7677410.761	± 0.281
Vértice 3 (V3)	X = 448962.926	± 0.302
	Y = 7677300.013	± 0.285
Vértice 4 (V4)	X = 448433.328	± 0.295
	Y = 7677576.939	± 0.288

Tabela 4 – Dados morfométricos do polígono 29.

MORFOMETRIA	
Área	10,98 ha
Perímetro	1568,64 m
Comprimento máximo (m)	597,22 m
Largura máxima (m)	224,37 m
Profundidade máxima (m)	24,32 m
Profundidade média (m)	19,47 m

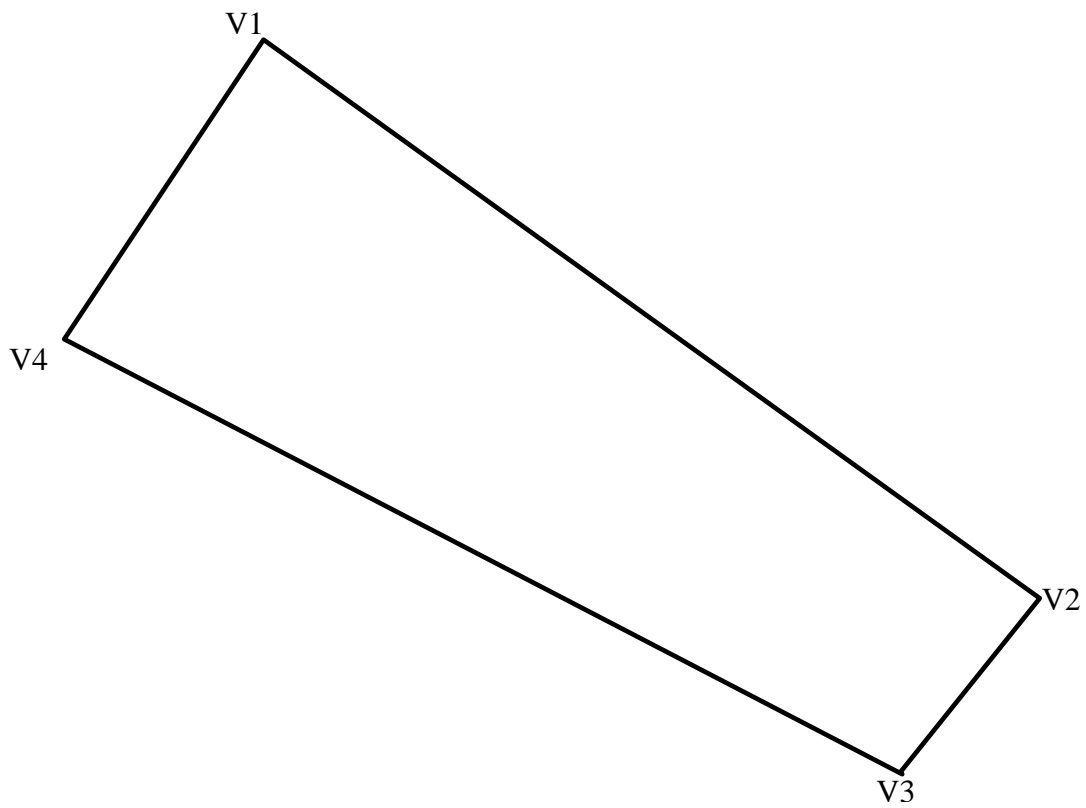
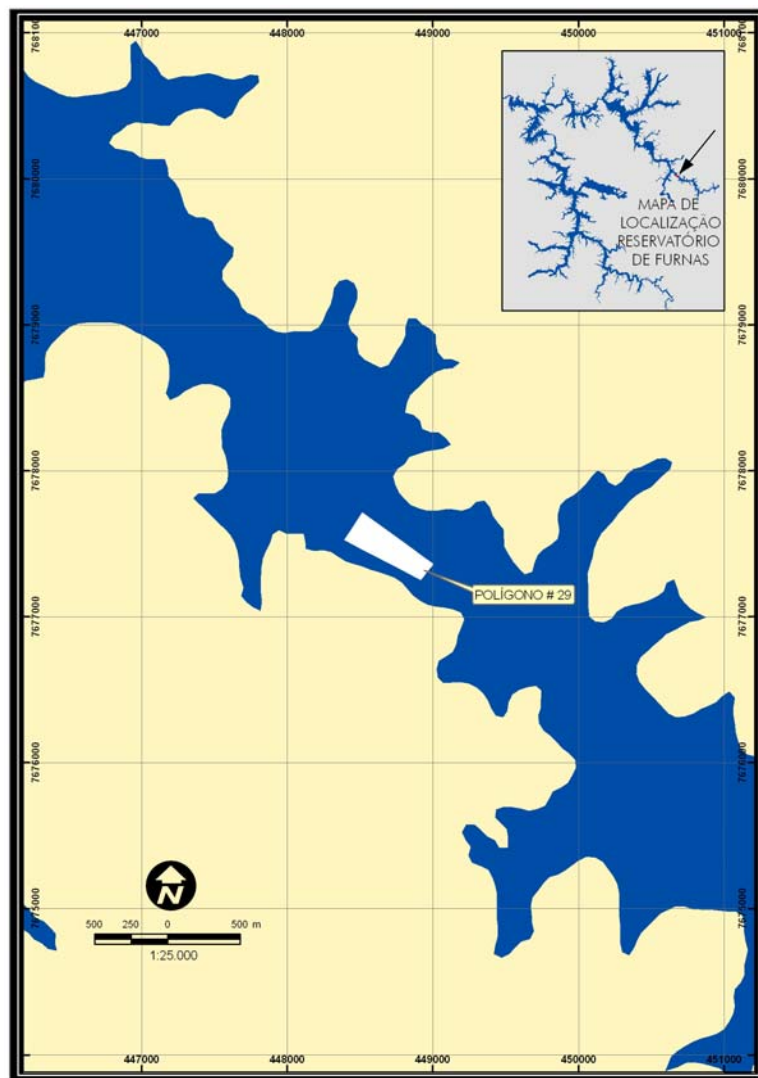


Figura 2 - Formato da área aqüícola 29 com os vértices do polígono cujas coordenadas estão fornecidas na Tab. 3.

A



B

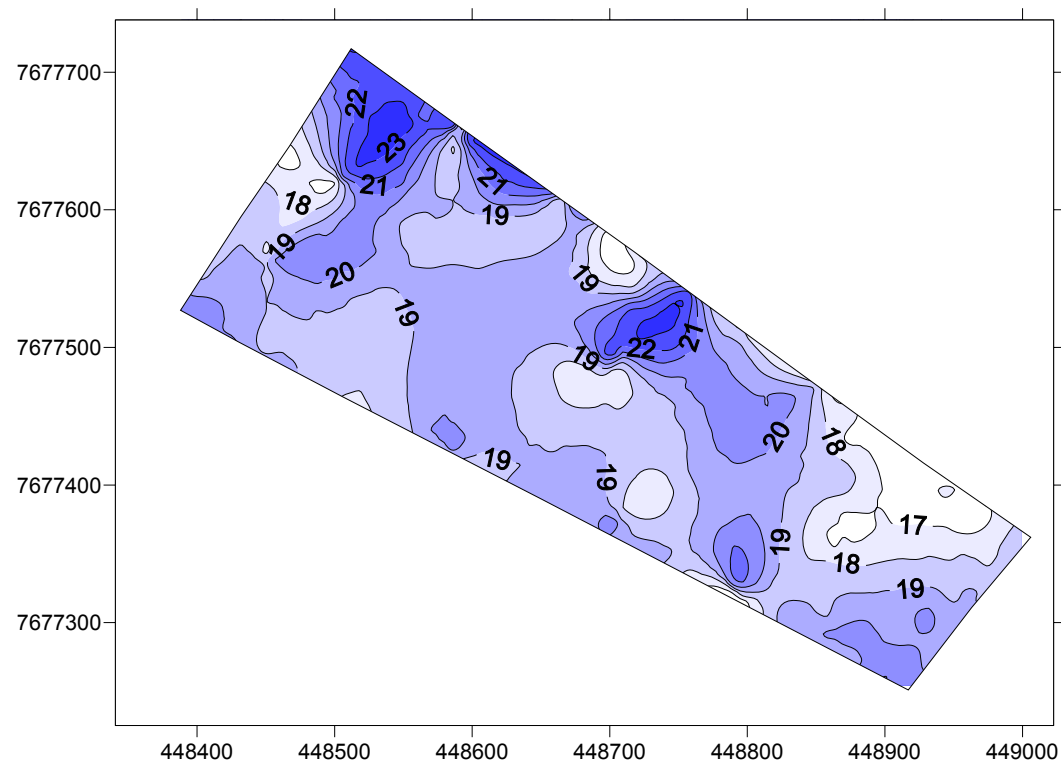


Figura 3 – Mapa de localização (A) e mapa batimétrico (metros) (B) do polígono 29 no reservatório de Furnas (MG).

1.3 – DESCRIÇÃO DAS TÉCNICAS A SEREM UTILIZADAS NO CULTIVO

ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS ESTUDADAS, ANALISANDO OS ASPECTOS ECONÔMICOS E AMBIENTAIS ENVOLVIDOS

O cultivo tradicional de peixes utilizando tanques escavados vem sendo aprimorado para técnicas mais produtivas e rentáveis economicamente. Tanques escavados estão dando lugar à instalação de tanques-rede e promovendo uma grande mudança no tipo de manejo passando de cultivo extensivo ou semi-intensivo para superintensivo.

Cultivo extensivo: Caracteriza-se pela produção de peixes principalmente aproveitando um lago já existente onde são colocados peixes e não se realiza nenhum manejo, nem mesmo alimentar. Os peixes dependem totalmente das condições ambientais e da produtividade natural, alimentando-se de vegetais e outros organismos vivos, produzidos no próprio local de cultivo. Nesse sistema, os peixes crescem menos, a estocagem deve ser muito baixa. O custo de produção é mínimo, mas o retorno pode ser menor ainda. Não é um tipo de cultivo para comercialização.

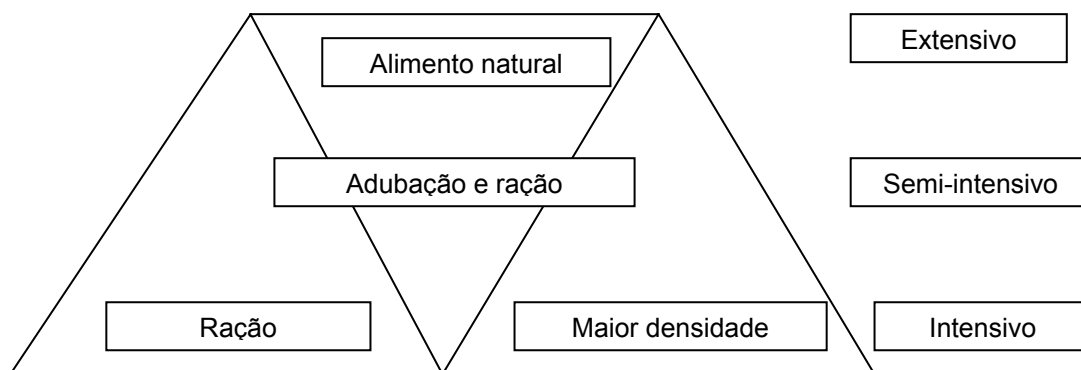
Cultivo semi-intensivo: Esse sistema pode também utilizar tanques escavados e a água pode receber quantidade de fertilizante para produção de alimento natural ou pode ser oferecida uma alimentação externa. Nesse tipo de cultivo estão previstos tanto o uso de fertilizantes quanto o uso de alimentos ou dietas suplementares.

Uso de fertilizante: A produção de organismos vivos da cadeia alimentar, que inclui algas, invertebrados e plantas, é aumentada através de fertilizações química ou orgânica e isso leva a aumentar a produção de peixes, quando comparada com o sistema extensivo. Nesse sistema, a densidade de estocagem ainda deve ser baixa e custo de produção ainda é baixo. A tendência mostra que as adubações estão sendo eliminadas devido a problemas sanitários e ambientais.

Uso de alimentos ou dietas suplementares: Quando a produtividade natural da água não consegue sustentar o crescimento adequado dos animais, alguns subprodutos agropecuários de baixo custo (farelo de arroz, levedura, frutas, etc.) fornecidos sozinhos ou combinados com fertilizantes, constituindo dietas complementares, são capazes de elevar a produção. O custo de produção aumenta um pouco e o retorno é um pouco maior. Talvez seja o sistema mais adequado para aqueles que têm uma produção de subsistência.

Cultivo intensivo: Contrastando com os métodos anteriores, a alimentação utilizada no cultivo intensivo de peixes é a ração balanceada contendo nutrientes e ingredientes variados, de forma a atender as exigências para melhorar o desenvolvimento desses animais. Nesse sistema, elevam-se os riscos, custos e manejo, também se elevam o retorno e o lucro. É um tipo de cultivo que exige ração de boa qualidade adquirida de bons fabricantes.

A importância relativa dos alimentos naturais e artificiais nos três sistemas de cultivo pode ser representada da seguinte forma:



Representação gráfica dos três sistemas de cultivo.

Outro sistema de cultivo é o superintensivo que pode ser através de *raceway* ou de tanque-rede.

Raceway: Conhecido como sistema de fluxo contínuo. A produção é realizada em um pequeno tanque retangular, circular ou oval. A troca de água é de fundo ocorrendo totalmente, pelo menos, umas três vezes por hora. A ração é do tipo nutricionalmente completa e deve ser fornecida várias vezes ao dia. A produtividade é elevada, os cuidados e riscos principalmente com o fornecimento de água são muito grandes.

Tanques-rede: Diferente de todos os outros sistemas, o cultivo intensivo de peixe em tanque-rede pode ser implantado no mar, estuário, lago, lagoa, canal de irrigação, rio, etc. Consiste em produzir pescado em um sistema de gaiola flutuante na água, na qual os peixes ficam confinados em alta densidade. Normalmente os tanques são confeccionados com redes ou telas. A livre passagem da água pelo interior dos tanques associada a uma ração de qualidade e um manejo adequado pode permitir uma produção viável de peixes (Beveridge, 1987; Colt & Montgomery, 1991). Esse tipo de cultivo iniciou-se na Ásia em meados dos anos 50 e, já na década de 60, o Japão produzia e comercializava peixes marinhos cultivados nesse sistema (Castagnolli & Torrieri-Júnior, 1979).

O potencial hídrico do território brasileiro, represado em grandes reservatórios artificiais formados para geração de energia elétrica, associado às condições climáticas, às rações completas e balanceadas para uso em piscicultura super-intensiva e aos estímulos dos governos Estadual e Federal, vem permitindo uma significativa expansão da piscicultura em tanques-rede.

A aqüicultura moderna está embasada no conceito da sustentabilidade, devendo visar uma produção lucrativa em que ocorra renda e emprego, aproveitamento dos recursos naturais, preservação do meio ambiente e desenvolvimento social. Assim, para a aqüicultura tornar-se economicamente viável, ela deve envolver toda a cadeia produtiva. Embora seja impossível produzir pescado sem provocar alterações ambientais, pode-se reduzir ao máximo este impacto. Não se concebe

o desenvolvimento de técnicas de manejo para aumentar a produtividade sem avaliar os impactos produzidos. Deve-se entender que a preservação ambiental é parte do processo produtivo (Valenti, 2000).

Em um cultivo de peixe em tanque-rede, o produtor precisa ter consciência que a presença de outros organismos, como plantas aquáticas e mexilhão dourado na água, pode provocar impactos econômicos e ecológicos: ecológicos, porque alteram a qualidade da água e quando morrem produzem grande quantidade de matéria orgânica e de conchas causando eutrofização da água; econômicos, porque uma vez em contato com as redes, podem proliferar e obstruir as malhas, comprometendo todo o desenvolvimento dos peixes.

Embora o cultivo de peixes em tanques-rede apresente algumas desvantagens quando comparado aos tanques escavados, tais como de danos devido ao mau tempo, fuga dos peixes em casos de ruptura de um ou mais tanques e vigilância mais difícil, as vantagens justificam o investimento. Entre estas, destacam-se custo de realização e de gestão mais baixo; qualidade de água mais constante e possibilidade de reinstalar o cultivo, se necessário. Outro fator que deve ser levado em conta é o uso de pequeno espaço para produzir uma grande quantidade de pescado.

Considerando que a proposta desse projeto de cultivo de peixes é para ser instalado no reservatório de Furnas aproveitando o lago formado para geração de energia elétrica, é de se supor que a única alternativa viável seja a implantação de tanques-rede. Os “currais” ou “cercados” são também, outras técnicas de cultivo que podem ser colocados nas margens dos reservatórios. No entanto, apresentam pouca produtividade e maiores problemas ambientais e técnicos quando comparados ao tanque-rede.

Para que a produção seja economicamente e ambientalmente viável, o produtor deve levar em consideração as recomendações a seguir: seleção de local,

estruturas, espécies; origem do peixe; qualidade e quantidade do alimento a ser fornecido; monitoramento da qualidade da água; manutenção das estruturas e dos peixes. Estas recomendações são essenciais para o sucesso do empreendimento.

Antes de escolher o modelo e projetar a estrutura, é necessário que já tenha sido selecionado o local de instalação do tanque-rede. A seleção do local tem como critério a qualidade da água, a direção dos ventos, ondas, correntezas e a profundidade (Beveridge, 2004). Na definição do local é preciso tomar como referência dados históricos de qualidade da água e das condições externas de mau tempo e, caso não existam, conversar com os moradores lindeiros e fazer coletas de água na área de interesse e analisar.

Normalmente o objetivo é projetar um sistema fácil de manejar, resistente a intempéries, sem riscos para os empregados, que não tenha um custo elevado e que tenha um bom retorno financeiro.

As recomendações aqui descritas são para atender o cultivo de machos de tilápia (*Oreochromis niloticus*). A escolha é em decorrência da disponibilidade de alevinos dessa espécie durante todo o ano no mercado, do fato de ser uma espécie com a técnica de reversão sexual já dominada, apresentando garantia de 95% e de ter boa aceitação para consumo. A tilápia, quando comparada com outras espécies de peixes, apresenta melhores resultados durante o cultivo, por ser bastante tolerante a diferentes ambientes, ter boa adaptação ao sistema superintensivo e não apresentar espinhos em “Y” na musculatura lateral, o que facilita e possibilita a industrialização e a produção de filé. Embora a tilápia seja um peixe africano e, portanto, exótico, os estudos da ictiofauna nos reservatórios de Furnas e de Três Marias mostram a presença das mesmas nesses ambientes. Levantamentos sobre a renda mensal dos pescadores nas estações amostradas no reservatório de Furnas, entre 1996 e 2000, por espécie capturada, mostram que a tilápia ocupa o segundo lugar de retorno financeiro (Santos & Formagio,

2007). Sato & Sampaio (2006), estudando as espécies da ictiofauna do reservatório de Três Marias, classificou de constantes aquelas que apareceram em todas as coletas, acessórias as que estiveram presentes entre 45 e 30% e de espécies raras ou acidentais as que contribuíram com menos de 30%. No período de 2001 a 2005, a tilápia esteve presente em 30% das coletas sendo, portanto, considerada por esses autores, como uma espécie estabelecida no reservatório de Três Marias.

MÉTODOS, MATERIAIS E TECNOLOGIA A SEREM UTILIZADOS

Os principais parâmetros a serem observados para desenhar uma estrutura que permita aos peixes crescerem com boa saúde e rapidamente são movimentos, tamanho do tanque-rede (volume e profundidade) e solidez da rede.

O tamanho do tanque-rede tem que levar em consideração a densidade de cultivo e a espécie selecionada. Por exemplo, os peixes de desova total necessitam de maiores espaços que os de desova parcelada devido em parte aos diversos hábitos ecológicos (os de desova total normalmente são bons nadadores). Se o piscicultor tem pouca experiência, é recomendável que os tanques-rede sejam pequenos, pois são mais fáceis de serem cuidados e o produtor terá oportunidade de aprender.

Inicia-se com um tanque pequeno de aproximadamente 4 m³ (2 metros x 2 metros x 1,20 metros). Depois, com mais experiência pode-se instalar tanques maiores. Furnaleto *et al* (2006), testando cultivo de tilápia em tanques-rede de 6 m³ e 18 m³ recomendaram o cultivo em tanque de pequeno volume (6 m³) por ser economicamente viável em relação aos preços e custos de produção.

Os tanques-rede podem ter formatos variados: quadrados, redondos, retangulares, hexagonais. Em geral, as formas quadradas e retangulares beneficiam a passagem da corrente de água de maneira homogênea pela

superfície lateral do tanque. Nos tanques cilíndricos, há uma tendência de desvio de parte da água que incide sobre as laterais.

A malha de contenção dos peixes pode ser flexível (multifilamento, poliéster e de nylon) ou rígida (alumínio, inox, aço e plástico). Nas duas situações a malha tem de ser revestida com PVC de alta aderência para garantir a não ocorrência de corrosão e rompimento. O tamanho das malhas deve variar em função do tamanho dos peixes em cultivo. Suficientemente, pequena para evitar as fugas e entrada de peixes indesejáveis e, ao mesmo tempo, grande o bastante para permitir o máximo de fluxo de água e impedir o acúmulo de sujeira. No mercado, existem vários tipos de tanques-rede. O que vem dando mais segurança para o cultivo é de malha (1,5 a 2,0 cm) revestida com PVC de alta aderência. Essa malha pode ser usada para a fase de engorda. Quando inicia a produção, fase na qual os peixes são menores, usa-se um tanque dentro do outro. O de malha entre 1,5 e 2,0 cm fica na parte externa e outro, semelhante a um saco, de polipropileno e de malha de 0,4 cm é colocado internamente com os peixes.

O conceito básico é que, em condições extremas, os peixes e as estruturas possam resistir. Para tanto, é importante que as redes mantenham um adequado volume e se movam de maneira apropriada e que o sistema de ancoragem mantenha os tanques no seu lugar. Os tanques-rede podem ser colocados de diversas maneiras. Suspensos individualmente e fixados ao fundo com poitas, de forma aleatória ou em linha, em áreas abertas ou protegidas. Flutuantes, fixos a ancoradouros ou uns aos outros e indo até a uma das margens por meio de cabo de aço ou cordas de nylon de 1,5 a 2,0 cm de espessura, com acesso por barco, balsa, ou passarela ligada à margem. Os cabos de aço têm a desvantagem de, em caso de rompimento de um dos fios, provocarem ferimento durante o manuseio e se tornarem mais vulneráveis a apresentarem defeitos. As cordas de nylon são mais usadas em cultivos menores ou leves. A estrutura de contenção dos peixes deve ser fixa em tubos rígidos galvanizados ou inox e sustentadas por flutuadores de PVC de alta resistência em cada vértice. As bóias ou flutuadores devem ter tamanhos compatíveis ao peso de toda a estrutura. Para atender às

exigências da Marinha do Brasil, e evitar acidentes com embarcação é necessário colocar sinalização utilizando bóia de cor amarela. Para assegurar a renovação da água, as distâncias entre os tanques devem ser no mínimo de dois metros e, entre linhas ou cordas, de 10 metros.

Para diminuir as perdas de ração, é recomendável que sejam colocados comedouros na superfície superior e central dos tanques-rede. Esses comedouros devem variar de tamanho de acordo com as dimensões dos tanques e podem ser circulares, quadrados ou retangulares e confeccionados com rede ou tela de nylon mais finas de 0,3 a 0,5 cm de abertura. Para tanques-rede de aproximadamente 4 m³ os comedouros podem ter de 1,0 a 1,30 metros de diâmetro e 0,70 m de altura. Nos tanques utilizados na primeira fase de crescimento, quando os peixes são alimentados com ração em pó, utiliza-se uma mangueira formando um anel com 1,3 m de diâmetro. Os comedouros devem passar por limpezas periódicas, para retirada de plantas, peixes, ração, fezes e outras substâncias que podem acumular nas malhas. Na ausência de comedouro o produtor deve ficar atento para não ocorrer desperdício de ração.

DISTRIBUIÇÃO E JUSTIFICATIVA DO NÚMERO DE ESTRUTURAS DE CULTIVOS PROPOSTOS

A distribuição das estruturas de cultivo se baseou nos dados durante a seleção do local tendo como critério a qualidade da água, a direção dos ventos, ondas, correntezas e a profundidade. A instalação e o posicionamento dos tanques-rede devem ser definidos por dois fatores principais: o acesso aos tanques, para facilitar o manejo e as atividades diárias, e a manutenção da qualidade da água no interior e próxima das mesmas.

Os tanques deverão ser distribuídos nas áreas identificadas como tecnicamente adequadas para comporem o Parque Aquícola Barranco Alto-1. Essa distribuição evitará um conflito por espaço e concentração de cultivos no mesmo local. Os tanques deverão ser instalados em linhas perpendiculares a corrente predominante, de maneira que a água de baixa qualidade que sai de um tanque-

rede não entre em outro logo a seguir e respeitando o espaçamento mínimo de 2 metros entre tanques e de 10 metros entre linhas.

A estimativa do número de tanques-rede foi calculada baseada na capacidade suporte da área selecionada. Para isso, foram levados em consideração alguns fatores como, o conteúdo de fósforo disponível na ração, em torno de 0,5 %, uma taxa de conversão de 1,5; o teor de fósforo no peixe (0,34 %), uma taxa de sedimentação de 0,77 %. Também foram considerados a taxa de fósforo inicial e final o tempo de detenção (mês), a profundidade em metros e área em hectares. Para o Parque Aquícola Boa Esperança foi selecionada a Área Aquícola 29. Considerando a capacidade suporte, foi estimada a instalação de 5.490 tanques e uma produção de 2.196 ton/ano.

RELAÇÃO ENTRE A ÁREA EFETIVAMENTE OCUPADA PELAS ESTRUTURAS DE CULTIVO E A ÁREA TOTAL A SER CEDIDA, COM JUSTIFICATIVAS

A relação entre a área efetivamente ocupada pelas estruturas de cultivo e a área total cedida está baseada na capacidade econômica que é o limite máximo de suporte, no qual o desenvolvimento dos peixes apresenta um resultado que viabiliza economicamente o projeto e um possibilita um maior gerenciamento.

A resolução da Instrução Normativa Interministerial no. 6 de 28 de maio 2004 sugere para tanques-rede/gaiolas manter uma relação entre a área efetivamente ocupada pelas estruturas de cultivo e a área total a ser cedida: 1:5 até 1:8. A área total do braço do Parque Aquícola Boa Esperança é de 480 ha. Considerando a batimetria da região, as estimativas da capacidade suporte e a Legislação a área efetivamente ocupada pelas estruturas de cultivo (tanques-redes) será de 10,98 hectares.

MÉTODOS E TÉCNICAS DE POVOAMENTO E MANEJO ALIMENTAR

Para que o peixe cresça saudável e atinja uma boa conversão alimentar, em torno de 1,5, e o piscicultor tenha retorno financeiro, é necessário que ele tenha uma boa procedência e, no caso de tilápia, que a reversão sexual atinja pelo menos 95% e a linhagem seja domesticada. Normalmente o alevino disponível no mercado possui em média cinco a oito centímetros de comprimento e, devido ao seu tamanho, é recomendável que o cultivo seja realizado em duas fases. O cultivo será do tipo superintensivo, no qual a única fonte de alimento a ser considerada é a ração fornecida e o manejo adequado será fator extremamente importante para o crescimento dos peixes.

A densidade de cultivo é muito variável e depende da espécie, das características dos tanques e, finalmente, das características do ambiente no qual está instalado o empreendimento que servirão de base para o cálculo da capacidade suporte. Considerando que o cultivo vai ser realizado utilizando tilápia, densidade inicial pode ser de até 1000 peixes/m³, numa segunda fase ela deve cair para 500 ind./m³ e quando os indivíduos tiverem aproximadamente 300 g eles devem ser estocados em uma densidade de até 300 peixes/m³.

Fase 1- Crescimento Inicial

Inicialmente, os peixes devem ser quantificados e as medidas de peso e comprimento devem ser tomadas. Devem ser colocados em sacos plásticos, transportados e colocados nos tanques-rede. Os sacos contendo os peixes devem permanecer boiando dentro do tanque e aos poucos ir deixando a água entrar até igualar a temperatura do tanque e do saco. Alevinos de cinco a oito centímetros devem ser estocados numa densidade de 1000 peixes/m³ em tanques-rede duplos – um tanque interno de nylon e malhas de 0,4 cm, como uma bolsa grande, colocado dentro de um tanque-rede de malhas maiores de 1,5 a 2,0 cm. É comum ocorrer morte de peixes logo após colocá-los nos tanques-rede devido à qualidade do peixe, transporte, manuseio incorreto, aclimação e ferimentos que abrem uma porta para várias doenças. Esses peixes devem ser

retirados dos tanques tão logo sejam vistos. Após análise para identificação da causa da morte, os peixes devem ser enterrados colocando-se uma camada de cal por cima.

Nessa fase, os alevinos devem receber uma ração farelada, pelo menos quatro vezes por dia. O nível de proteína bruta da ração deve variar entre 32 a 42% e de **fósforo não deve exceder 0,5%**. Ao distribuir o alimento, o produtor precisa observar o consumo. O fornecimento de ração deve ser suspenso, quando o peixe parar de alimentar. A quantidade de ração oferecida deve ser sempre anotada.

À medida que o peixe cresce, deve-se mudar a forma física de fornecimento de ração, levando-se em consideração o tamanho da boca, passando de ração farelada para extrusada. Quando os peixes atingirem 20 gramas, devem ser transferidos para tanques de malha entre 1,5 e 2,0 cm. Para isso, deve ser feita uma triagem por tamanho. Os menores devem permanecer no tanque até atingirem o tamanho de transferência.

Fase 2- Engorda

Nessa fase, o peixe inicia com peso de 20 g e termina quando o indivíduo atinge o peso de abate que normalmente situa-se entre 600 e 1000 g. A densidade inicial de estocagem deve ser de 500 peixes/m³ e, quando os indivíduos atingirem de 250 a 300 g, uma nova repicagem deve ser feita, reduzindo então a densidade em cada gaiola para 300 peixes/m³. Durante esse manejo, deve-se ficar atento para manter os peixes de tamanho semelhante no mesmo lote.

Na escolha da ração, além do preço, da disponibilidade no mercado, do tamanho do pelete e fluatuabilidade, o produtor precisa estar atento ao nível de garantia do fósforo contido na ração. **Para resguardar o investimento e a qualidade da água, o nível de fósforo na ração não deve ultrapassar 0,5%**. O nível de

proteína bruta na ração pode variar de 26 a 42%. É importante que a ração selecionada esteja sempre disponível para ser adquirida. O pelete deve ser menor que o tamanho da boca e ter baixa solubilidade na água, demorando o tempo suficiente para desmanchar de modo que o peixe perceba o alimento e possa consumi-lo. Isso reduz as perdas provocadas pelo umedecimento, correntes e ondas. A ração pode ser fornecida várias vezes ao dia, mas de modo a não haver sobras. Como no cultivo em tanque-rede, o crescimento do peixe depende da ração e não do plâncton, é recomendável começar a alimentação pela manhã, nas primeiras horas de sol. Colocar uma porção de ração em uma vasilha e anotar a quantidade em quilos. Fornecer a quantidade necessária (ela deve ser totalmente consumida) e deve-se atentar o máximo possível para que não haja sobras. Anotar a quantidade usada. Esse procedimento pode ser feito de quatro a cinco vezes por dia. Normalmente em dias muito quentes, acima de 32 graus, ou muito frios, abaixo de 20 graus, o consumo de ração diminui consideravelmente chegando a parar totalmente. Anotar todas as informações (temperatura da água, transparência, odor, oxigênio dissolvido e, se possível, a densidade de organismos planctônicos). Fazer uma inspeção visual de alguns peixes. Os peixes deixam de comer, quando não estão bem. Isso acontecendo, interromper o fornecimento de ração por uns dias ou algumas vezes e, depois, voltar a alimentá-los fornecendo pequenas quantidades e ir aumentando gradualmente até o ponto ideal (não sobrar mais ração).

Biometria

Os dados de peso e comprimento dos peixes devem ser tomados a cada três semanas até o peixe atingir 250 a 300 g e a cada 45 dias, até a despesca. Se houver muita diferença nas medidas, deve ser feita uma triagem com a separação dos peixes de tamanho semelhante. Estes devem ser realocados nos tanques apropriados para cada classe de tamanho. É necessário também avaliar o manejo, o tipo de ração empregado, a origem dos peixes e todos os demais fatores para tentar descobrir porque os peixes estão com crescimento tão desigual. Esse processo poderá garantir o sucesso do empreendimento, pois a seleção por tamanho proporcionará uma despesca com indivíduos do mesmo

porte. É recomendável que o manejo seja realizado pela manhã, quando os peixes ainda não se alimentaram. Dias muito ensolarados ou frios não são propícios para se fazer biometria. Não deve ser feita escolha dos peixes para o procedimento de tomada de dados de biometria. Utilizar um puçá para retirada aleatória dos peixes. Os peixes devem ser manuseados de maneira delicada e firme. Cada indivíduo deve ser pesado individualmente, em alíquotas em torno de 10% do total dos peixes. Outra maneira simples de estimar o peso médio dos peixes é pesar um balde com água, depois colocar um número conhecido de peixes com aproximadamente o mesmo tamanho e pesar novamente. O peso da biomassa dos peixes é a diferença entre o balde sem peixe e o com peixe. Dessa forma pode-se estimar o peso médio dos peixes.

Cada tanque deve ter uma ficha própria para controle do consumo diário de ração, peso e comprimento do peixe, não se esquecendo de anotar a data do manejo. Todo o material necessário (puçá, ictiômetro ou régua, balança, baldes, lápis, planilhas) deve estar preparado, limpo e em boas condições de uso antes de cada pesagem. Isso facilitará e tornará o trabalho mais rápido e eficiente, livrando o peixe do estresse.

MANEJO DAS ESTRUTURAS DE CULTIVO DURANTE O PROCESSO DE PRODUÇÃO

Diariamente, observar visualmente os peixes e anotar qualquer alteração na ficha própria de cada tanque-rede. Se tiver peixe morto, retirá-lo com puçá, examinando-o, procurando identificar a causa da morte. Os peixes mortos devem ser enterrados colocando uma camada de cal por cima em um local apropriadamente construído para tal finalidade e que não permita que o chorume chegue ao lençol freático. Se ocorrerem várias mortes de uma só vez, a alimentação deve ser interrompida e um especialista em doenças de peixe deve ser imediatamente contactado.

Observar regularmente se as redes ou telas estão danificadas ou obstruídas devido aos resíduos de ração, fezes e peixes mortos embaixo dos tanques,

plantas aquáticas, mexilhões dentre outros. Após a limpeza, fazer os reparos, trocando os tanques-rede. Uma boa medida, se houver espaço, é mudar periodicamente os tanques de lugar (rodízio). É comum encontrar peixes de outras espécies no interior dos tanques de cultivo.

As estruturas de sustentação, flutuação, amarrações, sistema de fixação, sinalização, poitas, bem como local de colocar a ração e posicionamento dos tanques devem ser monitorados quinzenalmente ou após as intempéries (vento e/ou chuva forte). Em caso de ventos e marolas fortes, a vistoria dos peixes, das amarrações, do sistema de sustentação e das poitas dos tanques deve ser feita o mais cedo possível.

A limpeza dos tanques e os reparos rotineiros das malhas e das estruturas de fixação devem ser feitos imediatamente após a ocorrência. Esse acompanhamento diário ou programado impedirá que os peixes escapem ou que a qualidade da água fique ruim devido à obstrução das malhas, à redução de troca de água entre os tanques-rede e o corpo de água no qual estão instalados.

DOENÇAS

Com o desenvolvimento da piscicultura no Brasil e a possibilidade de produzir um maior número de peixes em um menor volume de água disponível, é de se esperar o surgimento de doenças afetando a produção. Os peixes, quando submetidos a um cultivo intensivo, ficam mais estressados e mais sensíveis a enfermidades como parasitoses, bacterioses, viroses e micoses.

Como na maioria das vezes, o tratamento se faz lançando o produto diretamente na água e considerando o grande volume de água que passa pelo tanque, é de supor a dificuldade, ineficácia e alto custo desse mecanismo. Daí, a necessidade de um manejo adequado para evitar a proliferação de agentes patogênicos no ambiente (Proença & Bittencourt, 1994).

Algumas parasitoses surgem comumente quando ocorre redução de temperatura. Parasitas como *Ichthyophthirius multifiliis* e *Dactylogyrus* sp, podem causar desastres econômicos principalmente quando se instalam nas brânquias tornando difícil o combate e podendo levar o peixe rapidamente à morte. A *Lernaea cyprinacea* é um ectoparasita visível a olho nu. A região da cabeça é modificada em um órgão que penetra no corpo do peixe formando lesões e propiciando o ataque de outros organismos oportunistas. É um parasito exótico e invasor e, portanto, difícil de ser erradicado.

As bactérias são normalmente oportunistas e as doenças causadas por elas manifestam quando os peixes estão submetidos à elevadas temperaturas da água, a alta densidade de estocagem e o manejo não é adequado. A transmissão de fungos ocorre através dos esporos presentes na água. Essa transmissão é muitas vezes facilitada pela má qualidade da água, temperatura, práticas de manejo inadequadas, entre outros (Pavanelli, Eiras & Takemoto, 2002).

POLUENTES

Considerando que os tanques-rede são estruturas vazadas, nas quais são colocados peixes em altas densidades recebendo como alimento ração extrusada, cuidados necessários devem ser tomados para que não ocorram florescimentos de algas e plantas aquáticas em conseqüência do enriquecimento da água. A limpeza constante das gaiolas e o correto acondicionamento dos resíduos retirados das redes deverão ser medidas rotineiras tomadas pelos produtores para manutenção adequada do empreendimento e para uma boa da qualidade de água na AID. Para isso, é necessário observar a capacidade de suporte determinada, o nível de fósforo contido na ração, a qualidade, a forma, o tamanho, a freqüência e a quantidade de ração fornecida.

Outro cuidado a ser tomado é em relação à segurança, ao estado de manutenção de todas as estruturas aquícolas, bem como a disposição harmônica dos tanques-

rede. O estado das gaiolas, a sua disposição espacial, a forma com a qual são ancoradas e a facilidade do acesso são fatores que certamente terão grande influência em termos de custos para o empreendimento afetando ainda diretamente a beleza cênica e a segurança dos funcionários do empreendimento. Como os tanques sofrem influência das ondas, essas estruturas devem estar bem apoiadas, pois, além de perder o tanque quando a estrutura não está bem posicionada, o visual pode tornar-se agressivo.

Os resíduos orgânicos e inorgânicos devem ser acondicionados conforme as normas de coleta de lixo rural do município e, caso não existam, deverão ser levados para a coleta de lixo municipal.

MÉTODOS E TÉCNICAS DE DESPESCA

A despesca poderá ocorrer na margem ou no tanque-rede. Considerando que a maioria ou que todos os peixes atingiram o mesmo peso e que serão retirados na mesma época, o tanque-rede poderá ser arrastado até a margem e toda a despesca será realizada fora da água utilizando puçá. Se os peixes estiverem com tamanhos diferentes e apenas uma parte for retirada, o trabalho poderá ser feito no corpo do rio onde estão instalados os tanques-rede utilizando balsa flutuante ou barco. Para isso, basta levantar o tanque para concentrar os peixes em um local e assim, ir selecionando e transferindo os maiores para outro tanque, que será levado até a margem. Na época da despesca, o produtor já deve saber o destino e a forma como o pescado será comercializado. Para que a carne do pescado tenha boa textura e sabor, os peixes devem permanecer em jejum por 24 horas. Após esse período, os peixes deverão ser colocados em uma caixa de gelo e sal para que ocorra choque térmico e morte seguida de sangria. Os peixes sacrificados devem ser levados para o local onde serão eviscerados ou locais de venda, lavados, processados e embalados seguindo a legislação e práticas locais. Os peixes que não atingirem o tamanho ideal para mercado, 600 a 1000 gramas, devem permanecer por mais tempo nos tanques de cultivo. Após cada despesca, os tanques-rede devem ser retirados da água para vistoria (malhas, estrutura, flutuadores e comedouros) e limpeza antes de novo povoamento.

ESTRUTURA MÍNIMA

A criação de peixes demanda uma infra-estrutura básica de apoio como:

- Abastecimento de água e de energia elétrica e redes de telefonia e internet.
- Via de acesso transitável todo o ano (cascalhada, calçada ou pavimentada)
- Portaria com segurança.
- Local apropriado e cercado dotado de um anemômetro (ventos) e pluviômetro (quantidade de chuvas).
- Galpão para armazenamento de ração.
- Depósito (coberto) para carretas, barco, motores, tanques de combustível, galões, remos e equipamento de segurança e apoio à navegação (bem ventilado e dotado de boa proteção contra incêndio).
- Depósito de lixo e local para coleta seletiva de lixo (vidros, papel e plástico).
- Instalações sanitárias com fossa séptica e caixa receptora.
- Oficina (coberta) para o reparo, limpeza e montagem dos tanques-rede.
- Escritório com telefone e computador com acesso a internet.
- Local para processamento (separação de peixes, manejo sanitário etc.).
- Laboratório com bancadas para triagem e estocagem de amostras de água (apoio Limnológico) dotado de estufa de secagem, geladeira, congelador (freezer), rede 127V e 220 V e boa iluminação e ventilação.
- Ancoradouro com capacidade para 2 barcos de alumínio de 5,0 metros cada.

1.4 – MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA

A necessidade de se fazer o acompanhamento da qualidade da água cresce a cada dia, não só para atender a resolução 274/2000 do Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA, e a PORTARIA N. deg. 098, de 20 de agosto de 2002 do Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais, bem como para manter a água disponível para recreação, pesca, irrigação, uso industrial e doméstico. Cada aqüicultor deve responsabilizar-se pelo monitoramento mensal da qualidade de água de seu empreendimento.

A coleta de água deve ser feita pelo menos três pontos representativos da AID (>100 metros dos tanques) e em pelo menos outros três pontos junto aos tanques (<20 metros de distância). Dessa forma, um mínimo de seis pontos deve ser considerado para o monitoramento. Todos os pontos de coletas deverão ser demarcados por bóias e as coordenadas geográficas tomadas com um aparelho de GPS.

É recomendável também que os parâmetros sejam tomados em pelo menos três profundidades (zona eufótica, zona afótica e um ponto intermediário, se couber).

Os seguintes parâmetros deverão ser analisados:

- a) transparência (disco de Secchi);
- b) temperatura do ar e da água;
- c) velocidade do vento e pluviosidade;
- d) condutividade elétrica;
- e) oxigênio dissolvido;
- f) pH e alcalinidade;
- g) turbidez;

- h) sólidos totais;
- i) coliformes fecais e totais;
- j) D.B.O.;
- k) composição e de densidade do fitoplâncton com ênfase em cianobactérias;
- l) clorofila-a;
- m) série nitrogenada (amônio, nitrito e nitratos);
- n) nitrogênio total; e
- o) fósforo total.

As metodologias de análise estão descritas no *Standard Methods for Water Wastewater* APHA, última edição. A tabela 5 sugere as metodologias que deverão ser utilizadas.

Toda a coleta de dados limnológicos deverá ser supervisionada por um profissional devidamente qualificado para executar tal análise e o empreendimento deverá organizar pelo menos quatro relatórios anuais dessas coletas e análises. Todos os dados e anotações dessas coletas deverão estar à disposição no empreendimento seja na forma impressa, seja na forma eletrônica.

Tabela 5 – Sugestões de métodos a serem empregados para a análise dos parâmetros físicos, químicos, biológicos a serem analisados na água.

Parâmetro	Unidade	Metodologia
Condutividade Elétrica	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	Método eletrométrico com sonda no campo.
Oxigênio dissolvido	mg/l	Método eletrométrico com sonda no campo.
pH	-	Método eletrométrico com sonda no campo.
Temperatura da água	°C	Método eletrométrico com sonda no campo.
Temperatura do ar	°C	Termômetro com coluna de mercúrio e precisão de 0,2 °C.
Transparência	m	Disco de Secchi.
Turbidez	FTU	Método eletrométrico com sonda no campo.
Alcalinidade Total	mg / l CaCO_3	Método eletrométrico com redução de pH até 4,35 usando ácido sulfúrico 0,01 N.
Clorofila a	$\mu\text{g/l}$	Golterman <i>et al.</i> 1978 usando etanol como solvente.
Coliformes fecais e totais	NMP / 100 ml	Tubos múltiplos
Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO	mg / l	Winckler em estufa a 20 °C por cinco dias.
Fósforo total	mg / l	Digestão em meio ácido em chapa quente mais reagente combinado com leitura a 880 nm.
Fitoplâncton	Ind. / ml	Coleta em um litro, fixação com lugol. Em laboratório homogeniza a amostra e após sedimentação em cubeta de 10 ou 20 ml, conta-se 200 organismos da espécie mais abundante. Contagem de pelo menos 100 indivíduos de cada espécie em microscópio invertido (aumento 400X). Manter registro fotográfico dos organismos dominantes.
Nitrogênio amoniacal	$\mu\text{g} / \text{l}$	Fenol mais agente oxidante, com leitura de 630 nm.
Nitrogênio nítrico	$\mu\text{g} / \text{l}$	Redução a nitrito por cádmio e leitura a 543 nm (método da sulfanilamida).
Nitrogênio total	$\mu\text{g} / \text{l}$	Oxidação a nitrato com persulfato alcalino sob pressão. O nitrato é reduzido a nitrito e esse é determinado pelo método da sulfanilamida ou Kjeldahl ou IPC.
Sólidos totais	mg / l	Evaporação da amostra em banho Maria e gravimetria.
Sólidos totais dissolvidos	mg / l	Filtragem com filtro GF/C, evaporação da amostra filtrada, em banho Maria e gravimetria.

1.5 – INSERÇÃO REGIONAL

No que diz respeito a Unidades de Conservação, existe oficialmente, nas proximidades do reservatório de Furnas, o Parque Nacional da Serra da Canastra. O Parque Nacional da Serra da Canastra (PNSC), criado em 1972, encontra-se situado a noroeste do reservatório, com área aproximada de 198.000 hectares. Esta unidade de conservação apresenta o predomínio das formações de cerrado *stritu sensu*. O mapa do Zoneamento do Plano de Manejo, aprovado pelo IBAMA, estabelece parte do município de Capitólio como Zona de Amortecimento. Entretanto, nesse mapa não é apresentado o reservatório de Furnas, dessa forma não foi possível identificar qual a inserção do reservatório nessa Zona. Todo o braço do reservatório inserido na região de Capitólio foi excluído para a implantação de Parques Aqüícolas pelos seguintes motivos: aglomeração urbana, área de lazer, esportes náuticos e beleza cênica.

O Governo do Estado de Minas tem um programa de desenvolvimento turístico do reservatório de Furnas e da região do seu entorno. Por tanto, e também baseado nas entrevistas com a Associação dos Municípios do Entorno do Lago de Furnas – Alago e com representantes de algumas prefeituras, todas as áreas com grande potencial turístico foram excluídas na fase de seleção apresentada no Relatório de Seleção de Áreas para Implantação de Parques Aqüícolas (consultar website).

A expansão do cultivo de cana-de-açúcar na região vem mobilizando o Governo do Estado e grupos de empresários para o desenvolvimento de uma hidrovía no reservatório. Esse projeto ainda está em fase de desenvolvimento e supostamente não interfere nas áreas selecionadas para a implantação de Parques Aqüícolas.

O Estado de Minas Gerais já possui zoneamento para grande parte do seu território, incluindo a região do entorno do reservatório de Furnas. Este documento pode ser acessado no *site* <http://www.semad.mg.gov.br>. O Zoneamento Ecológico Econômico – ZEE é uma base organizada de

informações, que apóia a gestão territorial, segundo critérios de sustentabilidade econômica, social, ecológica e ambiental. Fornece subsídios técnicos à definição de áreas prioritárias para o desenvolvimento sustentável, orientando os investimentos do Governo e da sociedade civil segundo as peculiaridades de cada região sendo, portanto, uma importante ferramenta sem caráter limitador, impositivo ou arbitrário, no planejamento e orientação das políticas públicas e das ações em meio ambiente.

O zoneamento é a representação cartográfica de um território, dividido em zonas homogêneas, quanto à possibilidade de um dado empreendimento humano ser viável e sustentável sócio-econômica e ambientalmente. A partir do mesmo é possível analisar questões como vulnerabilidade natural, potencialidade social, qualidade ambiental, risco ambiental, áreas prioritárias para conservação e áreas prioritárias para recuperação.

A área de entorno do Parque Aqüícola Boa Esperança foi considerada como vulnerabilidade natural média/baixa, ou seja, as áreas apresentam restrições moderadas quanto à utilização dos recursos naturais; potencial social favorável e qualidade ambiental baixa. Além destes, o zoneamento ecológico-econômico da região indica risco ambiental médio, prioridade para conservação média/baixa e prioridade de recuperação baixa. O conjunto destes fatores indica compatibilidade de instalação do Parque Aqüícola com o zoneamento realizado para região.

Em relação à compatibilização do empreendimento com os possíveis usos múltiplos do reservatório, informa-se que a área destinada à implantação do Parque Aqüícola Boa Esperança foi resultado de um estudo detalhado de seleção de áreas potenciais para delimitação de Parques Aqüícolas no reservatório de Furnas (v. Relatório de Seleção de Áreas – website).

1.6 – DESCRIÇÃO DAS ETAPAS DE IMPLANTAÇÃO DO PARQUE AQUÍCOLA

A implantação do Parque Aquícola Boa Esperança, sob ponto de vista técnico-científico, é resultado de um processo multidisciplinar de pré-seleção de áreas potenciais, cuja metodologia adotada e resultados obtidos podem ser analisados no Relatório de Pré-seleção de Áreas Potenciais para Delimitação de Parques Aquícolas no Reservatório de Furnas.

No âmbito institucional, o processo de implantação do Parque Aquícola Boa Esperança segue os trâmites processuais descritos abaixo.

Após análises técnicas referentes aos temas aquícultura e geoprocessamento realizadas pela equipe da SEAP, cópia do projeto será encaminhada à ANA, ao IBAMA e aos órgãos responsáveis pela segurança do tráfego aquaviário no Brasil, o Comando da Marinha e a Capitania dos Portos, para a avaliação do mesmo, no âmbito de suas respectivas competências, cabendo-lhes a emissão de pareceres conclusivos e respectivamente a outorga preventiva e a outorga de direito de uso dos recursos hídricos, as licenças ambientais e a autorização para a realização de obras sob, sobre e às margens das águas sob jurisdição brasileira. Aprovado o pleito pelas instituições citadas acima, o Processo é remetido então à Secretaria do Patrimônio da União, do Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão – SPU/MP para a emissão da autorização de uso do espaço físico para a atividade aquícola requerida. Finalmente, este é encaminhado ao empreendedor para a implantação do projeto.

2 – DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

2.1 – DEFINIÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE INFLUÊNCIA DIRETA E INDIRETA DO EMPREENDIMENTO

Para a definição e delimitação das Áreas de Influência Indireta (AII) e Direta (AID) do Parque Aqüícola Boa Esperança consideraram-se as possíveis interações entre o empreendimento e os meios físico, biótico e sócio-econômico e vice-versa. Adotaram-se também, como referencial legal, os critérios técnicos estabelecidos na resolução do CONAMA N° 01 de 23/01/1986.

A Resolução CONAMA 001/86, nas diretrizes gerais apresentadas no artigo 5°, item III, estabelece a necessidade de se “definir os limites da área geográfica a ser direta ou indiretamente afetada pelos impactos, denominada área de influência do projeto, considerando, em todos os casos, a bacia hidrográfica na qual se localiza”. Este critério mostra-se o mais adequado, sob o aspecto teórico, por constituir-se numa área do sistema natural bem delimitada. Assim, os processos ambientais e as interações físicas, biológicas e humanas podem ser melhor analisadas e compreendidas.

No caso específico do Parque Aqüícola Boa Esperança definiu-se a Área de Influência Indireta (AII) como sendo toda a bacia hidrográfica lateral da porção do braço do reservatório de Furnas no qual se insere o empreendimento. Esta área totaliza cerca de 10,8 km² e foi estabelecida a partir do levantamento e análise da distribuição geográfica das áreas aqüícolas, do regime operativo das áreas de produção de pescado e da Usina de Furnas e do seu reservatório, do trabalho de campo de reconhecimento e de reunião técnica com a equipe multidisciplinar envolvida no estudo.

A AID definida no âmbito deste estudo, com cerca de 49,1 ha, consiste na área do próprio Parque Aqüícola. Esta área é constituída por todo o espaço geográfico necessário para implantação da infra-estrutura aquática e operação da Área de Produção 29 do empreendimento.

2.2 – CAPACIDADE DE SUPORTE

ABORDAGEM HISTÓRICA

A primeira vez que o termo capacidade de suporte surgiu em problemas ecológicos, foi no final dos anos 1890s, quando os pesquisadores do Departamento de Agricultura dos EUA conceituaram capacidade suporte como o número de animais selvagens que uma área de pastagem poderia suportar sem a sua deterioração. Nos anos 30 do século XX, era consenso entre pesquisadores e técnicos do governo que a determinação da capacidade suporte de um ambiente permitiria o manejo da vida selvagem, mas o conceito já ganhava significados diferentes. Para alguns era o número ideal de animais selvagens (cervos) capazes de atrair visitantes para o Parque e para outros o número máximo de cervos que evitaria destruir a pastagem e os componentes vegetais associados (Young, 1998).

Mais tarde, nos anos 30, o conceito aparece explícito na literatura científica (Errington, 1936) como o nível de abundância de populações selvagens que uma área pode conter e é baseado principalmente na equação logística de Verhulst-Pearl. Somente em 1950, o termo passa para os livros de Ecologia como o número máximo de indivíduos que um dado ambiente pode suportar (Odum, 1988).

Atualmente, capacidade suporte é um termo de medida, basicamente referindo-se a quantidade de algum organismo que cabe (número máximo de indivíduos – K) num determinado espaço (ambiente) sem que este se deteriore, ou seja, prejudicado.

No contexto de manejo de ecossistemas a pergunta que se faz é se capacidade suporte é uma característica intrínseca da população ou do ecossistema e utilizando a definição livre de Kashiwai (1995), capacidade suporte é uma medida de manutenção do ecossistema para uma determinada população ou ainda a “assíndota” (máximo) da biomassa da população que o ecossistema suporta.

DEFINIÇÃO E ABRANGÊNCIA DO TERMO CAPACIDADE DE SUPORTE

Conforme descrito por Monte-Luna et al. (2004), o modelo de crescimento populacional humano desenvolvido por Malthus, foi modificado por Verhulst para incluir o conceito de “nível de saturação”, denominado capacidade de saturação ou capacidade de suporte e definido como o nível máximo de população que um dado ambiente pode suportar com base nos seus recursos finitos (alimento, água, espaço, etc).

A aplicabilidade do conceito de capacidade suporte aos diferentes níveis hierárquicos da Ecologia, desde população, comunidade, ecossistema e biosfera impôs o surgimento de uma definição mais abrangente de capacidade suporte como sendo “*o limite de crescimento ou desenvolvimento de cada e de todos os níveis hierárquicos de integração biológica, começando com a população e moldada por processos e relações de interdependência entre recursos finitos e os consumidores destes recursos*” (Monte-Luna et al, 2004).

Na prática, estes limites têm sido comumente medidos instantaneamente como indivíduos, biomassa, número de espécies, e considerados dependentes dos fatores que determinam este crescimento como área, volume, produtividade, alimento, mudanças ambientais, energia, etc.

Ampliações do conceito de capacidade suporte surgiram a partir da consideração da estrutura e funcionamento dos ecossistemas e conseqüentemente da

incorporação de algumas das suas principais propriedades como a estabilidade (tendência dos ecossistemas de retornar a um estado de equilíbrio após um distúrbio) e resiliência (tempo requerido para a estabilidade ser atingida).

Ao se transportar o conceito de capacidade suporte para ecossistemas, com o intuito de promover cultivos animais e/ou vegetais, é importante considerar esta habilidade como uma característica intrínseca do ecossistema denotando a sua produtividade máxima e também a sua capacidade de assimilar os impactos provenientes destas atividades (Odum, 1998; Angelini, 2000).

O fundamento básico do Desenvolvimento Sustentável Clássico pressupõe o uso máximo de um recurso sem causar danos à capacidade regenerativa do sistema.

Assim, uma outra interpretação da capacidade suporte para atividades humanas é a que se refere à taxa máxima de consumo de recurso e lançamento de efluentes que pode ser sustentada indefinidamente sem afetar a integridade funcional e a produtividade dos ecossistemas (Folke et al., 1998).

Existe uma visão ainda mais antropogênica de capacidade suporte que a define como sendo o número de indivíduos que podem ser mantidos (suportados) em uma determinada área dentro do ambiente natural, social, cultural e econômico para gerações presentes e futuras. Uma exemplificação desta abordagem é a freqüente definição de capacidade de suporte de lagos para atividades de turismo e lazer em países da Europa e América do Norte (Mongillo & Zierdt-Warshaw 2000).

Reunindo todas essas visões, o conceito de capacidade suporte aplicado à produção de organismos, originalmente definido como sendo a biomassa máxima que pode ser mantida em um ecossistema a fim de maximizar a produção sem

afetar negativamente a sua taxa de crescimento (Smaal et al., 1998), passou a se preocupar com os danos ambientais oriundos da atividade.

Surge então o conceito de aqüicultura ecológica, uma vertente mais recente do conceito de capacidade suporte produtiva que prevê a consideração da questão ambiental como limitante à produção máxima de um determinado organismo que um dado ambiente pode sustentar, evitando assim que sejam gerados impactos ambientais, especialmente a deterioração da qualidade da água através do desenvolvimento do processo de eutrofização (Duarte et al., 2003).

O conceito de capacidade suporte ecológica aplicado a aqüicultura prevê a definição da produção máxima permissível de organismos aquáticos na qual a emissão de resíduos não ultrapasse a capacidade assimilativa do ambiente (Kautsky et al., 1997)

2.3 – CAPACIDADE SUPORTE DE RESERVATÓRIOS PARA AQUICULTURA EM TANQUES-REDE

A expansão dos sistemas de aqüicultura intensiva em tanques-rede é freqüentemente acompanhada de uma degradação do ambiente natural nas imediações da área de cultivo (Beveridge, 1996). Resíduos presentes nos efluentes da aqüicultura têm sido comparados aos efluentes domésticos, adicionando grande quantidade de carbono, nitrogênio e fósforo ao ambiente.

Os efluentes do cultivo, sob a forma de água incorporando fezes dos peixes, resíduos urinários e ração não consumida entram nos corpos d'água e os materiais particulados sedimentam e se acumulam no fundo do ecossistema. A acumulação de matéria orgânica aumenta o consumo de oxigênio dos sedimentos, levando, em muitos casos, a um hipolimnio anóxico que gera

conseqüências ecológicas negativas tais como mudanças de espécies e desequilíbrios no funcionamento de todo o ecossistema. A liberação de nutrientes dissolvidos, como fosfato e amônia podem estimular a produção primária do fitoplâncton, sendo que o aumento da biomassa algal acarreta uma elevação do consumo de oxigênio durante a decomposição, acelerando o conhecido processo de eutrofização dos ambientes lacustres. Estudos experimentais realizados no Lago Kariba por Troell & Berg (1997) indicaram que sistemas tropicais apresentam uma proporção de liberação de fosfato dissolvido relativamente maior, embora com uma acumulação de carbono e nutrientes comparativamente menor que os sistemas temperados, como resultados de maiores temperaturas e processos mais acelerados de reciclagem destes nutrientes nos trópicos.

Portanto, uma das principais desvantagens da criação de peixes diz respeito a seus produtos metabólicos: ração não-ingerida e os nutrientes inorgânicos dissolvidos excretados com as fezes que permanecem na água (Pagand, et al. 2000).

Para diminuir estes produtos e otimizar o crescimento das espécies, diversas técnicas no manejo da alimentação dos peixes em tanques devem ser seguidas. Por exemplo, Talbot et al. (1999) mostram que dependendo da espécie de peixe e da composição da ração, as taxas de ingestão são diferentes requerendo um adequado procedimento no momento de alimentar os peixes nos tanques. Desta forma, é fundamental observar a saciedade dos peixes, para evitar a subalimentação, que aumenta a competição entre os indivíduos e provoca perda de crescimento, ou a alimentação excessiva, que além de incrementar os produtos metabólicos da atividade poluindo o ambiente, diminui a taxa de conversão ração: peso dos peixes, e conseqüentemente a margem de lucro do produtor.

Um dos subprodutos que podem advir de um manejo alimentar inadequado é o fósforo que constitui parte da ração de praticamente todas as espécies cultivadas

no mundo. O fósforo é requerido pelos peixes para crescer e mineralizar seus ossos e cartilagens, e a principal fonte de fósforo para os peixes é a alimentação. Porém um excesso de fósforo na alimentação não será absorvido pelos peixes e ainda poderá influenciar o crescimento de algas na água, diminuindo o oxigênio dissolvido, a qualidade da água e conseqüentemente o próprio crescimento de peixes.

Oliveira-Teles & Pimentel-Rodrigues (2004) constataram que juvenis da perca (*Dicentrarchus labrax* L.) tem seu crescimento maximizado quando a ração possui 0,65% de fósforo, retendo aproximadamente 6,1 gramas por cada quilograma de crescimento de peixe. Outras espécies aparentadas com a perca (que é marinha) também tem seu ótimo de retenção quando a ração não ultrapassa 0,85% de fósforo.

A relação fósforo X fitoplâncton (ou clorofila-a) é extensamente discutida na literatura (Hakanson & Peters, 1995), mas a relação entre estas duas variáveis nem sempre é tão direta, devido aos ajustes da comunidade fitoplanctônica frente às alterações da quantia de fósforo da água.

Assim, Anneville *et al.* (2002) demonstraram, para um lago de clima temperado, que o aumento de fósforo causa incremento na biomassa das algas, mas quando a entrada deste nutriente é reduzida, o processo de recuperação do sistema, é lento, pois a comunidade de algas se ajusta e algumas espécies oligotróficas passam a ser dominantes.

Processo semelhante também foi observado em reservatórios tropicais, como é o caso do lago Paranoá em Brasília (Starling *et al.*, 2002) que mesmo após a instalação e funcionamento das ETEs (Estações de Tratamento de Efluentes), que diminuíram significativamente a entrada de fósforo, continuou com altos valores de clorofila-a que só foram plenamente reduzidos com a adoção da técnica de ecohidrologia denominada “flushing” a partir da abertura repentina das

comportas, que eliminou a camada superficial da água do lago e conseqüentemente a biomassa algal que se auto-sustentava num processo de retro-alimentação.

Estes dois casos supracitados confirmam a importância de um manejo adequado dos tanques-rede em reservatórios, já que a produção primária acompanha positivamente o aumento da entrada de fósforo no sistema, mas a recíproca não é verdadeira, ou seja, a retirada deles, se por ventura tiverem provocado o impacto, não necessariamente diminuirá a biomassa de fitoplâncton.

2.4 – REVISÃO DOS MODELOS DE ESTIMATIVA DA CAPACIDADE SUPORTE

Uma estimativa razoavelmente acurada da capacidade suporte de lagos e reservatórios pode ser feita através de modelos derivados da aplicação das equações que descrevem as respostas dos ecossistemas lacustres frente a aumentos das cargas de nutrientes como parte do conhecido processo de eutrofização artificial, e.g., Vollenweider (1968); CEPIS (1990).

A premissa básica de todos os modelos desenvolvidos para este fim é de que a abundância algal é negativamente correlacionada à qualidade da água e positivamente correlacionada ao aumento populacional, e de que o fósforo (P) é o fator limitante que controla o crescimento fitoplanctônico.

De fato, estas relações da qualidade da água, em especial os níveis de fósforo com a densidade algal são bem conhecidas e consolidadas na literatura especializada em limnologia. Similarmente, conforme já mencionado, o fósforo tem sido considerado o principal nutriente limitante ao crescimento das algas planctônicas devido ao seu suprimento ser freqüentemente inferior à sua demanda.

Alguns modelos têm sido desenvolvidos para prever a resposta dos ecossistemas aquáticos frente ao incremento nas cargas de fósforo oriundas da aqüicultura intensiva em tanques-rede, sendo a sua grande maioria empírica e freqüentemente submetida a calibrações, testes, verificações e modificações com base em dados de campo.

O modelo mais testado e utilizado é o de Dillon & Rigler (1974), que representa uma modificação do modelo original de Vollenweider (1968) e considera que a concentração de fósforo total [P] em um dado corpo d'água é determinada pela carga de P, tamanho do lago (área e profundidade média), taxa de renovação da água (fração da coluna d'água perdida anualmente para jusante e a fração de P permanentemente perdida para o sedimento).

Numa situação de equilíbrio,

$$[P] = L * (1-R) / z * \rho,$$

onde:

[P] é a concentração de P-total em mg/l

L é a carga de P-total em g/m²/ano

z é a profundidade média em metros

R é a fração do P-total retida no sedimento

ρ é a taxa de renovação de água em volumes por ano.

Com base na aplicação deste modelo de Dillon & Rigler (1974), Beveridge (1987) propõe determinar a capacidade suporte de um corpo d'água frente a "inputs" externos de nutrientes provenientes de um cultivo de peixes em tanques-rede. O modelo parte do pressuposto de que a concentração original de P sofrerá um incremento como resultado desta atividade até um nível determinado em função dos usos pretendidos para este ecossistema, e de que as elevações na

concentração de P-total na água refletem diretamente os incrementos da biomassa fitoplanctônica, expressa como concentração de clorofila-a ($[Chl-a] = 0.416 [P]^{0.675}$, segundo Walmsley & Thornton, 1984).

Assim, a capacidade de um corpo d'água para a manutenção de uma qualidade satisfatória pode ser expressa como a diferença entre a concentração de fósforo no período atual (antes do cultivo), $[P]_I$, e a concentração de fósforo final desejável ou aceitável, $[P]_F$, sendo :

$$\Delta [P] = [P]_F - [P]_I .$$

A determinação da mudança aceitável/desejável no nível trófico pelo input de nutrientes a partir da implantação dos tanques-rede é feita através da seguinte equação:

$$\Delta [P] = L_{PT} (1 - R_{PT}) / z\rho ,$$

onde:

L_{PT} é a carga de P-total derivada dos aportes externos e internos;

R_{PT} é a fração do P-total que é retida nos sedimentos;

z é a profundidade média em metros

ρ é a taxa de renovação de água em volumes por ano.

A partir do cálculo da carga permissível/aceitável (L_{PT}), pode-se estimar a produção aquícola equivalente, necessária para gerar essa carga.

As principais restrições, limitações e fontes de erro na utilização deste modelo, segundo Beveridge (1987), referem-se ao seu emprego estar limitado a ecossistemas lacustres que tenham o fósforo como nutriente limitante e ao seu erro total preditivo se situar entre 55-65%, dependendo da base de dados disponível para o ecossistema em estudo.

A despeito de se constituir em uma estimativa não muito precisa em função da simplificação dos processos incorporados na sua base conceitual, o Modelo de Dillon & Rigler (1974) representa hoje a ferramenta mais utilizada nas estimativas de capacidade suporte para projetos aquícolas em reservatório brasileiros. A simplicidade de cálculos e conseqüentemente a facilidade de aplicação em uma variedade de situações onde a base de dados é reduzida, fez com que a Agência Nacional de Águas (ANA) e a Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca (SEAP-PR) optassem pelo emprego desta metodologia como ferramenta gerencial para a estimativa da capacidade produtiva de reservatórios e emissão de outorga para implantação de projetos aquícolas em várias regiões do Brasil.

Entretanto, surgiram nos últimos anos, algumas abordagens alternativas de estimativa de capacidade suporte para cultivos intensivos em tanques-rede, dentre as quais os cálculos de área de influência do parque aquícola (Kubtiza, 1999) e o aplicativo QUALRES (Cardoso et al., 2002).

O procedimento proposto por Kubtiza (1999) é igualmente baseado nos limites de fósforo lançados no ecossistema, segundo a relação de estado trófico e a concentração de P estabelecida por Vollenweider (Esteves, 1998). A diferença fundamental entre esta estimativa da capacidade suporte e o modelo de Dillon & Rigler (1974) reside no fato do cálculo proposto por Kubtiza (1999) assumir um tempo fixo de desaparecimento do fósforo da camada epilimnética de 10 dias, tempo este que não considera as enormes variações das taxas de desaparecimento do fósforo em cada ecossistema devido ao já conhecido processo de recirculação na coluna d'água do fósforo recém sedimentado.

Conforme demonstrado por Starling et al. (2002), as taxas reais de sedimentação de fósforo em um único ecossistema, por exemplo, o Lago Paranoá, podem sofrer variações de 30 a 90% dependendo do braço do lago considerado e da época do ciclo hidrológico.

O emprego do aplicativo QUALRES como alternativa para estimativa da capacidade suporte, baseado nas taxas de reposição das cargas de fósforo em função das oscilações de volume do reservatório, foi testado em açude da região Nordeste (Cardoso et al., 2002). Comparações com o modelo de Dillon & Righler (1974) não indicam haver diferenças apreciáveis entre os métodos, uma vez que a base conceitual de estimativas de ambos é a mesma, ou seja, a dinâmica de retirada do fósforo da coluna d'água em função da profundidade e do tempo de retenção. No entanto, a facilidade de cálculos favorece a opção pelo modelo de Dillon & Righler (1974).

Uma abordagem diferenciada para a estimativa da capacidade suporte de reservatórios para cultivos intensivos em tanques-rede foi apresentada por Angelini (2000) para a Represa do Lobo (Broa, São Paulo). O modelo utilizado foi o ECOPATH, o qual tem como base as inter-relações e fluxos entre os componentes da cadeia alimentar, desde a absorção dos nutrientes pelo fitoplâncton, passando pelo grazing do zooplâncton até alcançar as transferências diretas e indiretas para a comunidade de peixes, considerando ainda as taxas de fluxo de detritos. O desenvolvimento deste tipo de abordagem e a sua aplicação a outros ecossistemas exigem, no entanto, o profundo conhecimento simultâneo dos diversos compartimentos da cadeia alimentar (fitoplâncton, perifíton, macrófitas aquáticas, bentos, zooplâncton e comunidade de peixes) ainda não disponível para a grande maioria dos ecossistemas lacustres brasileiros.

Com vistas a avaliar a capacidade do ecossistema em assimilar a carga de nutrientes proveniente da atividade aquícola intensiva em tanques-redes e a área do ecossistema requerida para compensar o consumo de oxigênio, foi proposto

por Berg *et al* (1996) o emprego do conceito de “pegada ecológica” (ecological footprint). A abordagem da pegada ecológica refere-se à área necessária para prover a gama de bens e serviços ambientais requeridos pela aquicultura ou ainda a área para sustentar os níveis atuais de consumo de recursos e geração de efluentes oriundos da atividade aquícola. Tendo como premissas a produção diária de 380 g peixe/m² para uma produtividade primária líquida de 1,9 gC/m²/dia e uma assimilação de fósforo da ordem de 47 mg/m²/dia, estimou-se para o Lago Kariba (África) que 1m³ de tanque-rede estocado com tilápia requereria uma área de 115 m² do reservatório para assimilação do fósforo, 160 m² para produção do oxigênio e de 21.000 m² para produção de alimento a ser fornecido aos peixes para garantir a sustentabilidade do cultivo intensivo.

A despeito da facilidade de emprego desta abordagem como ferramenta gerencial para visualização das demandas em termos de área requerida para neutralizar os efeitos indesejáveis dos tanques-rede, os seus cálculos e estimativas baseiam-se em extrapolações das relações entre produtividade primária e assimilação de fósforo, sem considerar as taxas de renovação da água e as taxas de sedimentação de fósforo que são conhecidamente capazes de alterar profundamente a disponibilidade de fósforo para incrementar o processo de eutrofização. Além disso, Bunding (2001) critica esta abordagem indicando ser mais conveniente expressar os resultados desta estimativa em termos de produção máxima sustentável de peixes ao invés da área física ocupada pelas estruturas de cultivo e a sua área de influência.

Neste sentido, a estimativa pelo modelo de Dillon & Righler (1974) parece mais apropriada por considerar os processos de sedimentação do fósforo e por expressar os seus resultados em termos de produção aquícola máxima para manter os níveis de fósforo dentro de limites desejáveis pré-estabelecidos.

Com base nas vantagens supracitadas, o modelo de Dillon & Righler (1974) consolidou-se como uma ferramenta gerencial robusta e versátil com grande

potencial de aplicação como uma estimativa preliminar do potencial de exploração aqüícola de reservatórios com razoável controle dos efeitos colaterais de eutrofização associados ao cultivo. Por exemplo, Pulatsu (2003) utilizando o modelo de Dillon & Righler (1974) para estimar a capacidade suporte de um cultivo intensivo de trutas em tanques-rede em represa da Turquia, indicou a possibilidade de aumento da produção em 10 vezes aquela atualmente observada sem, no entanto, enriquecer nutricionalmente o sistema.

No entanto, a grande limitação associada ao uso do Modelo de Dillon & Righler (1974) refere-se ao fato de representar uma estimativa genérica global sem considerar as variações sazonais reais na dinâmica de sedimentação do fósforo e a sua manutenção nos sedimentos de fundo. Conforme demonstrado por Starling et al. (2002), a capacidade suporte de cada braço do Lago Paranoá para recebimento de novos aportes de fósforo sofre oscilações temporais nítidas associadas às flutuações na taxa de sedimentação do fósforo durante o ciclo hidrológico.

Para incorporar a variação temporal nas estimativas de capacidade suporte, foi testado com sucesso o emprego da ferramenta de modelagem STELLA no Braço do Riacho Fundo, do Lago Paranoá, por Starling et al. (2002). A elaboração do Modelo STELLA RIACHO FUNDO possibilitou esclarecer quantitativamente as dinâmicas de fluxos de fósforo da coluna d'água para o sedimento e para a biota, permitindo simular a concentração de fósforo no epilimnio sob diferentes cenários de aportes externos deste nutriente.

Tendo em vista os resultados alcançados no Lago Paranoá, fez-se a opção pelo emprego da modelagem em STELLA para a construção de Modelo de simulação temporal da dinâmica do fósforo nas áreas das UHE de Furnas previstas para receber novos aportes externos deste nutriente proveniente da criação intensiva de peixes em tanques-rede.

2.5 – DEFINIÇÃO DO NUTRIENTE LIMITANTE AO CRESCIMENTO FITOPLANCTÔNICO.

AVALIAÇÃO DA RELAÇÃO NITROGÊNIO-FÓSFORO EM SISTEMAS LACUSTRES

O fósforo é geralmente o nutriente limitante ao crescimento fitoplanctônico em ecossistemas aquáticos tropicais, sendo a sua quantidade requerida pela biomassa algal equivalente a 14% da demanda para o nitrogênio (Chorus & Mur, 1999).

A razão N:P pode ser expressa de diversas formas, incluindo o cálculo do número de átomos de ambos os nutrientes nas suas diversas frações, dissolvida, particulada e/ou total, dependendo da natureza e objetivo do estudo. A partir da definição de várias formas de cálculo da razão N:P, Barica (1990) conclui ser a razão N:P total, na qual somam-se os nutrientes particulados com os totais dissolvidos, aquela mais prática para a caracterização de lagos.

Além disso, os elaborados mecanismos de seqüestro e estocagem de fósforo pelos organismos fitoplanctônicos interferem na avaliação da sua disponibilidade real a partir das concentrações de fósforo solúvel na água, sendo mais recomendável utilizar a concentração de fósforo total para descrever a fertilidade dos ecossistemas aquáticos continentais (Reynolds, 1999).

A razão estequiométrica entre principais elementos classificados como macronutrientes, dentre os quais encontram-se o fósforo, nitrogênio e carbono, indica que para a manutenção do citoplasma da maioria dos organismos fitoplanctônicos é assimilado cerca de 1 mol de fósforo e 16 moles de nitrogênio para cada 106 moles de carbono incorporado (Redfield, 1958). Os requerimentos algais para N são aproximadamente 16 vezes maiores do que para P, em bases moleculares, segundo cálculos de Stumm (1963) *apud* Welch (1980). Segundo Schreurs, (1992 *apud* Mur et al., 1999), a baixa razão entre as concentrações de nitrogênio e fósforo (entre 10 e 16 átomos de N para 1 átomo de P) podem

favorecer as florações de cianobactérias, enquanto que para algas eucariontes a razão N:P ótima situa-se entre 16 e 23 átomos de N para 1 átomo de P.

Conforme sumarizado por Beveridge (1987), resultados experimentais confirmaram que os requerimentos algais de N:P situam-se entre 13-17:1 (ou de 6-8:1, em termos de peso).

Em projeto de desenvolvimento de metodologia para avaliação de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais, Sallas & Martino (1990), propõem a razão N:P de 9:1 como referência, sendo sistemas com razões superiores a esta considerados potencialmente limitados por fósforo enquanto sistemas com N:P inferiores a 9 eram tidos como limitados por nitrogênio. Mais recentemente, Wetzel (2001) considera a razão N:P de 7:1 como aquela requerida para o crescimento balanceado do fitoplâncton. Smith (1998) define como sistemas de elevada relação N:P aqueles com razão TN:TP superiores a 17 (por peso). Em geral, razões de nitrogênio para fósforo, menores do que 10 geralmente indicam deficiência de nitrogênio, enquanto razões superiores a 20 indicam deficiência de fósforo. Além disso, sistemas eutróficos, os quais são mais afetos a florações de cianobactérias, geralmente apresentam baixa relação N:P, enquanto que nos sistemas mesotróficos e oligotróficos esta razão costuma ser elevada (UNEP-IETC, 1999). Estudos da dominância de cianobactérias em lagos naturais em função da razão N:P (Tilman & Kilhan, 1976; Rhee, 1982), evidenciaram que as concentrações de nitrogênio e fósforo limitam o crescimento de espécies de cianobactérias e diatomáceas sob razões moleculares menores (7 a 15 N:P) do que para clorofíceas (15 a 30 N:P). Reynolds (1999) considera razões N:P baixas (inferiores a 15, em base molecular) como uma referência prática para prever a dominância de cianobactérias fixadoras de nitrogênio em reservatórios.

Em análise de 83 sistemas lacustres brasileiros, Huszar et al. (2005) considera que as razões N:P atômicas das frações totais obtidas, as quais em média variaram de 30 a 64, indicam serem todos estes sistemas estudados limitados por

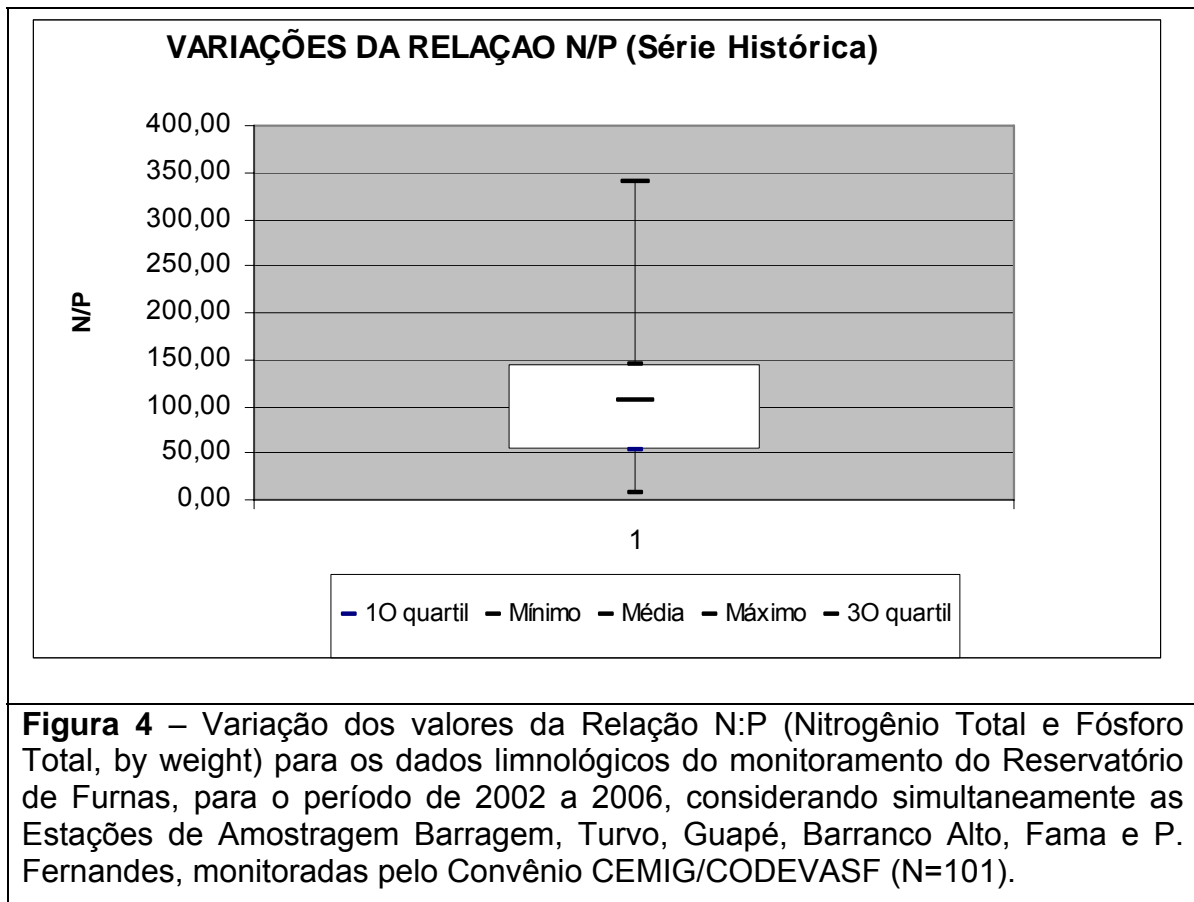
fósforo. No entanto, muitos autores consideram que as concentrações absolutas dos nutrientes dissolvidos seriam mais importante do que as razões N:P, na avaliação da limitação ao crescimento fitoplanctônico por nutrientes (Reynolds, 1999).

No âmbito do presente estudo, seguindo critério adotado por Huszar et al. (2006), no estudo de avaliação da relação nutriente-biomassa algal para sistemas lacustres tropicais, será utilizado como referência o valor da relação N:P (by weight) de 17, acima da qual será considerada elevada.

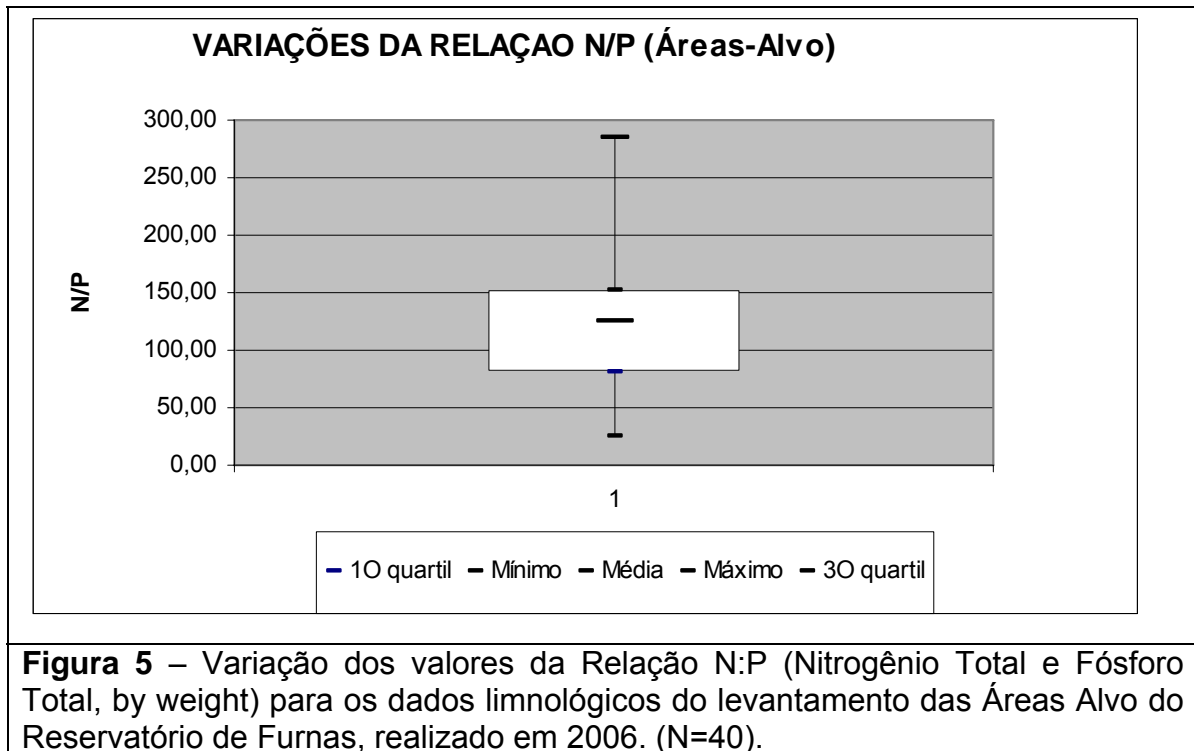
2.6 – AVALIAÇÃO DA RAZÃO NITROGÊNIO-FÓSFORO NO RESERVATÓRIO DE FURNAS.

Os dados limnológicos do Reservatório de Furnas foram submetidos ao mesmo procedimento de avaliação da relação N:P, avaliando em separado a série histórica e os dados recentemente obtidos na campanha de varredura limnológica para definição das áreas-alvo.

Os dados relativos a zona eufótica (0 a 4 metros) da série histórica do monitoramento limnológico executado pelo Convênio CEMIG/CODEVASF, foram utilizados para o cálculo da razão Nitrogênio Total – Fósforo Total, expressa em termos de peso atômico, para o período de 2002 a 2006, considerando simultaneamente as Estações de Amostragem Barragem, Turvo, Guapé, Barranco Alto, Fama e P. Fernandes (N=101). Na Figura 4 é apresentada a síntese dos resultados em box-plot, sendo que os valores da razão N:P variaram de 6,8 a 338,8 com média de 105,2. Estes elevados valores de razão N:P são indicativos nítidos de uma limitação por fósforo.



Submetendo os recentes dados limnológicos coletados em campanha específica nas ditas Áreas Alvo (áreas pré-selecionadas para a implantação de parques aquícolas) no ano de 2006, ao mesmo tipo de análise, observa-se que a relação N:P destas áreas mostrou-se um pouco mais elevada do que a da série histórica do Reservatório de Furnas, variando de 24,8 a 284,3, com média de 124,3 (Figura 5).



Portanto, com base na presente análise exploratória, ficou definido que o fósforo também é o fator limitante ao crescimento fitoplanctônico no Reservatório de Furnas.

2.7 – AVALIAÇÃO DO ESTADO TRÓFICO DOS RESERVATÓRIOS DE FURNAS.

INTRODUÇÃO

Lagos e reservatórios podem ser genericamente classificados como ultraoligotróficos, oligotróficos, mesotróficos, eutróficos e hipereutróficos, dependendo da concentração de nutrientes no corpo d'água ou com base nas manifestações ecológicas das cargas de nutrientes (UNEP, 1999).

Com base nos trabalhos clássicos de limnólogos pioneiros em tipologia de lagos como Thienemann e Naumann, Vollenweider (1968) propôs uma classificação de estado trófico que se tornou mundialmente conhecida e adotada, a qual tem nas

concentrações de fósforo (nutriente geralmente limitante), abundância algal (expresso como clorofila-a) e na transparência da água (disco de Secchi), os seus critérios básicos (Tabela 6).

Tabela 6 – Classificação de Estado Trófico segundo Vollenweider (1968).

Categoria Trófica	P total ($\mu\text{g/l}$)	Clorofila ($\mu\text{g/l}$)	Secchi (m)
Ultra-Oligotrófico	< 5	≤ 1	≥ 12
Oligotrófico	5 – 10	≤ 2.5	≥ 6
Mesotrófico	10 – 30	2.5 - 8	6 – 3
Eutrófico	30 – 100	8 - 25	3 – 1.5
Hipereutrófico	> 100	≥ 25	≤ 1.5

Tradicionalmente, os lagos tropicais foram sendo geralmente enquadrados segundo este critério, muito embora fosse reconhecida a nítida diferenciação das respostas destes, em relação aos sistemas temperados, frente ao processo de eutrofização.

Segundo Straskraba & Tundisi (1999), valores médios anuais críticos de fósforo para ecossistemas lacustres diferem entre sistemas tropicais e temperados. Por exemplo, enquanto os limites máximos para lagos temperados mesotróficos e eutróficos são de 10-35 e 35-100, respectivamente, estes mesmos limites de mesotrofia e eutrofia passam a ser, respectivamente, de 20 e 50 para lagos tropicais. De fato, os valores limite de mudança de estado trófico devem ser mais restritivos para sistemas tropicais tendo em vista as maiores taxas metabólicas resultantes de radiações solares e temperaturas mais elevadas.

No entanto, torna-se difícil aplicar uma classificação com fronteiras rígidas entre os níveis de estado trófico tendo em vista as diferenças regionais dos parâmetros limnológicos e o freqüente enquadramento dos lagos em diferentes categorias dependendo do critério utilizado (UNEP, 1999). Uma solução encontrada para

estas ambiguidades foi a de designar uma faixa de valores para um dado grau de eutrofização baseado em distribuição estatística (Ryding & Rast, 1989). Por exemplo, o Lago Chivero no Zimbábue, possuindo concentração de fósforo total de 40 µg/l, apresenta 55% de probabilidade de ser mesotrófico e 38% de chance de ser eutrófico.

Tendo em vista que essa classificação com distribuição de probabilidade foi construída com base em banco de dados de lagos e reservatórios de regiões temperadas, cujas respostas funcionais frente ao aporte de nutrientes são nitidamente diferenciadas em relação aos ecossistemas lacustres tropicais, Sallas & Martino (1991) propuseram refazer o mesmo tipo de classificação para lagos tropicais. Foram utilizados dados completos de 39 ecossistemas, localizados entre o Texas (E.U.A) e o sul da Argentina, dentre os quais encontravam-se reservatórios brasileiros como o Lago Paranoá (Brasília-DF).

ENQUADRAMENTO ATUAL DOS RESERVATÓRIOS DE FURNAS

Com base na existência de uma classificação de estado trófico mais apropriada a lagos tropicais (CEPIS, 1990), foi realizado um enquadramento do Reservatório de FURNAS, considerando os dados limnológicos da série histórica do monitoramento deste ecossistema. Para tal, foram utilizados os dados médios anuais de fósforo total e de clorofila-a para a zona eufótica, realizadas entre os anos de 2002 a 2006, para os pontos de monitoramento limnológico do reservatório.

A análise de parte destes dados, apresentados na Tabela 7, revela que as concentrações atuais de fósforo total estão enquadrando o reservatório e as respectivas áreas-alvo para implantação de Parques Aqüícolas como Oligotrófico e Mesotrófico, em toda a sua extensão, com probabilidade de ocorrência do estado mesotrófico em torno de 13%, quando se considera o reservatório como um todo. Apenas a estação Fama (FU-40) apresenta uma tendência a mesotrofia.

Quando se realiza o mesmo exercício de enquadramento utilizando a variável clorofila-a, tem-se uma classificação, ou enquadramento mais restritivo. Observa-se que o reservatório, em todas as estações de amostragem analisadas, apresenta, em termos médios, 61% de probabilidade de ocorrência para o estado mesotrófico, evidenciando-se assim esta tendência a esse estado trófico. Para o estado oligotrófico foi observado um percentual 29% de probabilidade de ocorrência.

Assim, tanto pelo enquadramento utilizando o parâmetro fósforo total, quanto a clorofila-a, os resultados indicam que este reservatório está enquadrado como oligotrófico, com tendência para o estado mesotrófico.

Tabela 7 – Classificação de Estado Trófico em Diversas Estações de Amostragem do Reservatório de Furnas, segundo CEPIS (1990).

Estação de Amostragem	P-Total		Clorofila – a	
	(µg/l)	Classificação	(µg/l)	Classificação
Barragem	12,4	55% ULTRA-OLIGOTRÓFICO 41 % OLIGOTRÓFICO	1,3	42% ULTRA-OLIGOTRÓFICO 52% OLIGOTRÓFICO
Turvo (FU-10)	14,6	37,5% ULTRA-OLIGOTRÓFICO 58 % OLIGOTRÓFICO	1,3	42% ULTRA-OLIGOTRÓFICO 52% OLIGOTRÓFICO
Guapé (FU-20)	15,4	34% ULTRA-OLIGOTRÓFICO 62 % OLIGOTRÓFICO	1,5	25% ULTRA-OLIGOTRÓFICO 63% OLIGOTRÓFICO 11 % MESOTRÓFICO
Barro Alto (FU-30)	22,2	13% ULTRA-OLIGOTRÓFICO 72% OLIGOTRÓFICO 13% MESOTRÓFICO	4,7	17% OLIGOTRÓFICO 64% MESOTRÓFICO 19 % EUTRÓFICO
Fama (FU-40)	28,0	5% ULTRA-OLIGOTRÓFICO 61 % OLIGOTRÓFICO 32 % MESOTRÓFICO	8,9	9% OLIGOTRÓFICO 56% MESOTRÓFICO 34 % EUTRÓFICO
P. Fernandes (FU-50)	16,6	18% ULTRA-OLIGOTRÓFICO 70 % OLIGOTRÓFICO 12 % MESOTRÓFICO	2,5	44% OLIGOTRÓFICO 49% MESOTRÓFICO 4 % EUTRÓFICO
RESERVATÓRIO	18,2	18% ULTRA-OLIGOTRÓFICO 68 % OLIGOTRÓFICO 13 % MESOTRÓFICO	3,3	29% OLIGOTRÓFICO 61% MESOTRÓFICO 9 % EUTRÓFICO

2.8 – ANÁLISE EXPLORATÓRIA DAS RELAÇÕES CLOROFILA-NUTRIENTES NO RESERVATÓRIO DE FURNAS

CONSIDERAÇÕES PRELIMINARES: IMPORTÂNCIA DA RELAÇÃO CLOROFILA-FÓSFORO

O fósforo é considerado um dos principais elementos químicos dos ecossistemas. Esta importância deve-se a sua participação em processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, tais como armazenamento de energia e estruturação da membrana celular, etc. (Esteves, 1998).

O fósforo é o principal fator limitante da produtividade dos ecossistemas aquáticos e o elemento responsável pelo processo de eutrofização de suas águas, o que, em escala mais crítica, poderia inviabilizar os seus diversos usos. O fósforo na água apresenta-se principalmente nas formas de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico. Os ortofosfatos são diretamente disponíveis para o metabolismo biológico. As principais fontes de fósforo são os esgotos domésticos e industriais ou os insumos agrícolas.

Como resposta imediata do enriquecimento em nutrientes (fósforo e nitrogênio) ocorre o crescimento de algas microscópicas representantes da comunidade fitoplanctônica. A clorofila-a é uma variável que mede indiretamente a quantidade de algas presentes na água. Serve como um indicativo da produtividade do sistema, podendo ser associada ao enriquecimento do ambiente por insumos agrícolas. Em sistemas de abastecimento, a presença de determinada alga pode gerar algum nível de toxicidade.

As concentrações médias de fósforo e clorofila-a em ambientes lacustres têm sido bastante utilizadas como índices de produtividade e eutrofização cultural, sendo inclusive rotineiramente incluídas em programas de avaliação e monitoramento de lagos e reservatórios (Canfield & Bachman, 1981; Canfield, 1983; Barica, 1990).

2.9 – RELAÇÕES BIOMASSA ALGAL – NUTRIENTES NO RESERVATÓRIO DE FURNAS

Os métodos estatísticos mais usuais para análise de relação entre duas variáveis são os gráficos com a nuvem de pontos e o coeficiente de correlação linear de Pearson que varia de (-)1 (correlação inversa perfeita, quando uma variável aumenta, a outra diminui), passando pelo 0 (nenhuma correlação), até 1 (relação perfeita positiva). Apesar do coeficiente de correlação quantificar com exatidão apenas relações lineares, ele pode nos dizer muito sobre a intensidade da relação mesmo em situações não-lineares.

Mas tanto os gráficos com as variáveis, quanto o coeficiente de correlação de Pearson, apenas permitem considerações sobre a intensidade da relação, não permitindo inferências a respeito da causalidade da relação (Zar, 1996), que possibilite prever que para um determinado valor de X, ter-se-ia um valor de Y. Isso pode ser conseguido, através do cálculo da regressão linear e/ou não linear. A relação fósforo-clorofila é mais descrita na literatura pelo modelo de regressão linear logaritmizado ($Y = a + b \cdot \ln(X)$) e pelo modelo não-linear ($Y = a \cdot X^b$). (Hakanson & Peters, 1995).

Com base no conhecimento de que a biomassa algal estabelecida em um dado ecossistema lacustre é função da concentração de nutrientes no meio, especialmente o fósforo, uma grande atenção tem sido devotada ao estudo da relação clorofila-fósforo em lagos e reservatórios de regiões temperadas e tropicais (Jones & Bachmann, 1976; Canfield, 1983).

Em geral, pode-se dizer que a relação clorofila-fósforo é uma relação do tipo curvilínea (Straskraba, 1980), sendo geralmente melhor representada pelas variáveis submetidas à transformação logaritmica, a fim de estabilizar a variância dos dados (Nieuwenhuys & Jones, 1996).

A série histórica de dados limnológicos do Reservatório de Furnas (entre 2000 e 2006), relativa às Estações de Amostragem monitoradas pelo Convênio CEMIG/CODEVASF foi submetida a uma análise exploratória para verificação das relações do fósforo com a biomassa algal.

As relações clorofila X fósforo foram estimadas usando-se os próprios dados do reservatório de Furnas (todas as regiões) medidos na superfície, onde os peixes serão efetivamente criados. A Tabela 8 apresenta os resultados da regressão linear (significativa, com coeficiente de Pearson, $r = 0,58$; e coeficiente de determinação $R^2 = 0,33$).

Tabela 8 – Valores da regressão linear Clorofila (variável dependente) e fósforo para as várias regiões do reservatório de Furnas (2002-2006; superfície; N = 94).

	B	Erro padrão	Nível de significância (p)
Intercept	-0,243	0,558	0,661
Fósforo	0,224	0,033	0,0000

A Figura 6 mostra a reta de regressão para vários pontos do reservatório de Furnas medidos na superfície entre 2002 e 2006. Apesar de alguns valores estarem fora do intervalo de confiança, a análise de resíduos realizada para este conjunto de dados mostrou que o modelo é muito consistente, pois os resíduos estão distribuídos normalmente e a análise ordinária mostrou uma nuvem aleatória de pontos.

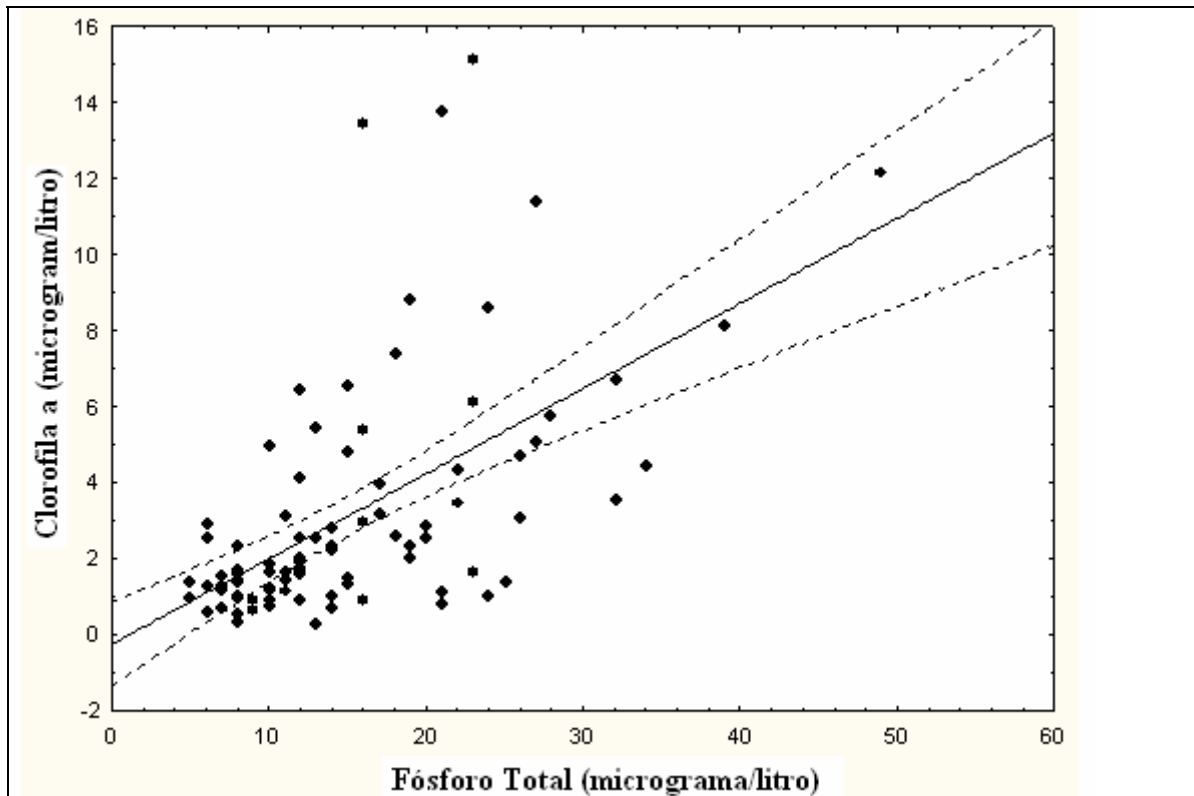


Figura 6 – Regressão linear (clorofil X fósforo): $\text{clorofila} = -0,243 + 0,224 * \text{Fósforo}$; $N = 94$; $R^2 = 0,33$ $r = 0,58$.

2.10 – ESTABELECIMENTO DAS CONCENTRAÇÕES LÍMITES DE FÓSFORO TOTAL PARA O RESERVATÓRIO DE FURNAS.

A definição dos valores máximos permissíveis de fósforo total para que não sejam desencadeados processos de eutrofização, caracterizados por florações de algas, especialmente cianobactérias, deve ser feita levando-se em consideração as particularidades de cada ecossistema, as quais são expressas nas respostas individualizadas da biomassa algal frente a cada novo aporte de nutriente.

Em recente estudo desenvolvido no Lago Paranoá por Starling et al. (2002), foram estabelecidos valores limites de fósforo total específicos para cada braço do ecossistema em função dos seus valores correspondentes de resposta de

biomassa algal (em termos de teores de clorofila-a) máxima admissível esperada seguindo as regressões lineares obtidas individualmente com base na série histórica de dados limnológicos de cada área. Assim, por exemplo, o valor de fósforo total capaz de elevar a biomassa algal a um valor de 13 $\mu\text{g/l}$ (correspondente a 50% de chance do ambiente se tornar EUTRÓFICO, segundo CEPIS, 1990) seria de 6,6 $\mu\text{g/l}$ para um braço do lago e de 19 $\mu\text{g/l}$ para outro braço deste mesmo ecossistema.

Com base em seus resultados, este mesmo estudo sugere que os valores limites de fósforo total devem refletir as reais respostas em termos de biomassa algal a serem estabelecidas naquele dado ecossistema e que ainda estejam de acordo com os critérios atuais de classificação de estado trófico. Assim, por exemplo, para que a probabilidade que um dado ecossistema tropical se torne eutrófico seja nula, o limite máximo aceitável de concentração de fósforo é 25 $\mu\text{g/l}$ (CEPIS, 1990), enquanto o valor limite de clorofila-a para não se ter chance alguma deste mesmo ecossistema ser eutrófico, é de 3 $\mu\text{g/l}$.

Essa distinção natural dos limites correspondentes de fósforo total e clorofila-a não é seguida pela atual legislação brasileira, já que a Resolução No 357 do CONAMA, datada de 17/03/2005, estabelece o mesmo limite máximo de 30 $\mu\text{g/l}$ tanto para o fósforo total quanto para clorofila-a, para o enquadramento das atividades de aquicultura e pesca como Classe 2 em ambientes lênticos..

No presente estudo, o baixo poder preditivo das regressões fósforo total-clorofila-a, obtidas a partir da análise da série histórica, porém deficiente, de dados limnológicos dos Reservatórios de Furnas, impossibilitam gerar uma previsão mais robusta e confiável das respostas individualizadas da biomassa algal frente aos possíveis incrementos das concentrações de fósforo total para cada área dos reservatórios. Além disso, para fins de futuro licenciamento de uma atividade produtiva como a aquicultura intensiva em tanques-rede, é obrigatório o

cumprimento da legislação vigente, no caso, a Resolução CONAMA 357, a qual estabelece o limite de 30 µg/l para fósforo total.

Face ao exposto, apesar das considerações técnicas apontarem para a adequabilidade do estabelecimento de concentrações limites de fósforo total e clorofila-a específicas para cada área de parque aquícola a ser futuramente implantado, optou-se pelo uso do valor de referência de 30 µg/l para fósforo total, estabelecido pela Resolução CONAMA 357.

2.11 – ESTIMATIVAS DE CAPACIDADE SUPORTE NO RESERVATÓRIO DE FURNAS

DEFINIÇÃO DOS PARÂMETROS DE ENTRADA DO MODELO DE DILLON & RIGHLER (1974) PARA OS PARQUES AQUÍCOLAS DE FURNAS

Com base na definição do valor limite de 30 µg/l para fósforo total, segundo a legislação atual (resolução Conama nº 357), foram feitas simulações individualizadas da capacidade suporte para a criação intensiva de tilápias nas áreas de Furnas, utilizando-se o modelo desenvolvido por Dillon & Righler (1974) e modificado por Beveridge (1987).

Os dados de entrada do modelo, constituem-se tanto de informações técnicas do cultivo (conteúdo de P da ração e do peixe e taxa de conversão alimentar), quanto de dados limnológicos/hidrológicos (concentração superficial e taxa de sedimentação de fósforo e tempo de residência) e morfométricos (profundidade média e área superficial) do ecossistema.

O conteúdo de fósforo na ração representa um parâmetro crucial para a definição da carga orgânica a ser aportada no ecossistema via aquíicultura intensiva em tanques-rede.

As rações comerciais tradicionalmente utilizadas em cultivos intensivos de peixes em tanques-rede instalados em ecossistemas lacustres tropicais costumavam apresentar conteúdo de fósforo variando entre 1,30 e 2,52 % para tilápia e de 0,93 e 3,06% para carpa comum (Beveidge, 1984). A partir da recente disseminação da preocupação com o potencial poluente das rações, em termos de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio, lançados no meio aquático, um grande esforço tem sido empreendido pelos grandes fabricantes de ração com vistas a reduzir ao máximo os seus teores de nutrientes, maximizando simultaneamente as taxas de conversão alimentar do peixe cultivado.

Em levantamento das cinco principais rações comerciais utilizadas em criações intensivas em tanques-rede na região Sudeste do Brasil no fim da década de 90, Kubitza (1999) verificou que o conteúdo de fósforo variava de 0,85% a 1,54%, com uma conversão alimentar que oscilava entre 1,4 a 2,5 para a tilápia. Nos últimos anos, tem havido uma redução ainda maior nos níveis de nutrientes das rações, sendo hoje possível encontrar no mercado rações com conteúdo de fósforo que alcançam 0,5% (Coelho & Cardoso, 1998; Bozano, *com. pessoal*), tendo sido este o valor de conteúdo de fósforo na ração adotado no presente estudo.

Seguindo uma tendência mundial de redução de custos e otimização do processo produtivo, a conversão alimentar dos cultivos intensivos de peixes em tanques-rede vem também sofrendo redução substancial, graças ainda a melhoria da qualidade das rações ofertadas no mercado. Assim, é bem comum encontrar hoje, em projetos de cultivo de tilápias que alcançam tamanho final de abate de 700-900g, índices de conversão alimentar próximos a 1,5:1,0 (Bozano, *com. pessoal*). Também para espécies nativas da região amazônica como o tambaqui, as taxas de conversão alimentar melhoraram, passando de 3:1 (Chellappa *et al*, 1995) para 1,8:1,0 (Gomes *et al.*, 2006) em estudos experimentais em tanques-rede no Nordeste e na Região Norte, respectivamente. No âmbito do presente estudo, adotou-se a conversão alimentar de 1,5: 1,0 para tilápia, seguindo

sugestão de Bozano (*com. pessoal*), baseada na performance destas espécies em projetos aquícolas comerciais em diversas regiões do Brasil.

Também no tocante ao teor de fósforo no peixe, existe uma variabilidade considerável dos valores presentes na literatura para a mesma espécie íctica. Segundo Drenner *et al* (1997), o peso seco do peixe (tilápia) é 23,9% do seu peso fresco e o conteúdo de fósforo é igual a 2,39% do peso seco, resultando em um valor final de 0,57% de P para a tilápia, em relação ao seu peso fresco. Por outro lado, a grande maioria dos estudos de estimativa de capacidade de suporte utiliza o valor de 0,34% (Meske & Manthey, 1983 *apud* Troell & Berg, 1997) para o conteúdo de fósforo da tilápia (Beveridge, 1984; 1996; Folke *et al*, 1998; Kautsky *et al*, 1997), tendo sido este o valor adotado no presente estudo.

Quanto aos dados limnológicos de entrada do modelo (concentração superficial e taxa de sedimentação de fósforo e tempo de residência), procurou-se, na medida do possível, utilizar informações diretas do ecossistema em estudo, em consulta a série histórica de dados do monitoramento limnológico do reservatório de Furnas. Entretanto também foi considerado um outro cenário, onde os valores adotados para o fósforo total foram obtidos em campanha específica nas áreas alvo do reservatório de Furnas, ocorrida em 2006, cujos valores médios das amostras de superfície oscilaram entre 2 µg/l e 3 µg/l.

Quanto à taxa de sedimentação de fósforo não foram encontrados estudos específicos com esta estimativa, assim foram adotados dois valores separadamente, também compondo cenários diferenciados. A primeira estimativa foi realizada a partir da análise das retenções globais de fósforo baseadas nas suas concentrações superficiais ao longo do corpo principal do reservatório. Assim, pela diferença dos valores médios anuais de fósforo total entre as estações Porto Mendes FU50 e Turvo FU10, no período de 1996 a 2006, ou seja, para os últimos 10 anos, foi possível estimar a retenção global do reservatório como sendo da ordem de 52%.

O outro valor adotado, ou seja, taxa de sedimentação de 77%, foi obtido a partir de indicações da literatura e representa o valor de referência sugerido por Beveridge (1987) em situações onde não há medições *in situ* para o corpo d'água em estudo.

Cabe esclarecer que o fosfato pode ser retirado da coluna d'água por precipitação. Isso pode ocorrer através da presença de íons de ferro na coluna d'água ou através da presença de argilas com grande capacidade de adsorção de fosfatos, principalmente os que estiverem ligados a íons de ferro e alumínio. Em lagos com níveis de pH mais elevados, o cálcio também pode ser o responsável pela precipitação de fosfatos.

As informações morfométricas de entrada do modelo, i.e., profundidade média, área superficial e volume, foram obtidas a partir das curvas de cota x área volume, calculadas em função da definição de uma cota alvo, ou seja, a cota mínima na qual seria implantado cada parque aquícola.

A definição da cota-alvo foi feita considerando como a cota mínima observada, no período compreendido entre 01/07/97 a 30/06/06, cuja freqüência de ocorrência tivesse sido superior a 94%, com base nas curvas de permanência de nível d'água do Reservatório da UHE de Furnas. De acordo com as freqüências de cota efetivamente mantidas ao longo dos dez anos analisados, conforme mostrado na Tabela 9, o reservatório de Furnas permaneceu em cota igual ou superior a 754,24 metros em mais de 94% do tempo, definindo-se, portanto este nível como a cota-alvo de referência no presente estudo.

Uma vez definida a cota-alvo de 754,24 metros, fêz-se necessário descontar a lâmina d'água mínima necessária para instalação dos tanques, segundo a legislação vigente, ou seja, 4 metros, dos quais 1,5 a 2,5 metros refere-se a altura

do tanque e 1,5 metros representa a distância mínima do fundo do tanque ao sedimento do reservatório (Instrução Normativa Interministerial nº 8 de 26/11/03).

Portanto, utilizou-se como referência a cota 754,24 m, ou seja, a cota-alvo (com mais de 94% de permanência), descontados os 04 metros de coluna d'água requeridos para a instalação dos tanques-rede.

Os dados de área de espelho d'água e profundidade média de cada parque aquícola, foram obtidas a partir dos respectivos dados de volume e área na cota final 750,24 metros, calculados neste trabalho.

Uma das variáveis de maior importância na avaliação de capacidade de suporte é a taxa de renovação da água, representada pelo tempo de residência do corpo hídrico (Duarte *et al*, 2003).

Para reservatórios, a taxa de renovação de água varia ao longo do ano como resultado combinado das oscilações naturais do ciclo hidrológico com as alterações de vazão em função da regra operativa do aproveitamento hidroelétrico.

No caso específico do Reservatório da UHE Furnas, pode-se claramente constatar haver um comportamento bastante regular na dinâmica sazonal de oscilação de cota ao longo dos anos. Em meados de novembro e início de dezembro ocorre o início de subida dos níveis do reservatório, mantendo os níveis mais elevados no período compreendido entre março e julho, quando então o reservatório é deplecionado até meados de novembro/início de dezembro, reiniciando o ciclo.

Tendo em vista a realização de estimativas específicas de tempo de residência para cada área alvo no âmbito do presente projeto, foram considerados, para fins

de cálculo da capacidade de suporte dos parques aquícolas, tempos de residência variando entre 10 e 40 dias para as diversas áreas alvo, conforme as modelagens feitas pelo programa SISBAHIA Dr. Paulo César Rosman (COPPETC, UFRJ).

Tabela 9 – Principais valores de freqüência de cotas do reservatório de furnas.

Curva de Permanência	
01/01/97 - 30/06/06	
P	Cota (m)
5%	767,78
10%	767,61
25%	766,81
50%	764,14
75%	759,12
90%	754,71
94%	754,24

Nota: (*) O reservatório não ultrapassa a cota 768,00 na operação normal.

Fonte: Série Hidrológica Operacional de Furnas

ESTIMATIVAS DE CAPACIDADE SUPORTE PARA OS PARQUES AQUÍCOLAS DE FURNAS SEGUNDO MODELO DE DILLON & RIGHLER (1974)

Com base na definição de todos os parâmetros de entrada do Modelo de Dillon & Rigler (1974), foram então estabelecidos quatro cenários envolvendo a combinação das diferentes informações referentes à qualidade da água, em especial o nível de fósforo total e também em relação aos dois possíveis valores a serem considerados para a taxa de sedimentação, conforme indicados na Tabela 10.

Tabela 10 – Cenários de referência para estimativas de capacidade suporte do Reservatório de Furnas.

Cenário 1	Fósforo total obtido a partir da série histórica de monitoramento
	Taxa de Sedimentação obtida a partir da análise das retenções globais de fósforo ao longo do corpo principal do reservatório, a partir da série histórica de monitoramento, com valor médio estimado em 52%
Cenário 2	Fósforo total obtido a partir da série histórica de monitoramento
	Taxa de Sedimentação obtida a partir da literatura, tendo sido estimada em 77%.
Cenário 3	Fósforo total obtido a partir da campanha específica nas áreas alvo, ocorrida em 2006.
	Taxa de Sedimentação obtida a partir da análise das retenções globais de fósforo ao longo do corpo principal do reservatório, a partir da série histórica de monitoramento, com valor médio estimado em 52%
Cenário 4	Fósforo total obtido a partir da campanha específica nas áreas alvo, ocorrida em 2006.
	Taxa de Sedimentação obtida a partir da literatura, tendo sido estimada em 77%.

Em função da definição destes diferentes cenários, mantidos os demais valores para os parâmetros de entrada do modelo, foram então realizados os cálculos para as estimativas de produção máxima sustentável (em toneladas/ano) de peixes a serem produzidos por aqüicultura intensiva em tanques-redes na UHE Furnas. Os passos metodológicos envolvidos nos cálculos do modelo, baseados nas estimativas de incremento da concentração de fósforo na água em função da carga deste nutriente aportada pelo cultivo dos peixes, são apresentados em detalhes no item 2.4 deste capítulo.

A tabela 10 sintetiza, para cada cenário considerado, os resultados gerais obtidos com a aplicação do modelo para o cultivo de tilápia nas diversas áreas estudadas, sendo informados os dados de entrada, os resultados globais obtidos em termos de produção aqüícola máxima sustentável (em toneladas) e as correspondentes áreas a serem requeridas de espelho d'água para o desenvolvimento da atividade.

A partir da produção máxima aceitável de cada uma das duas espécies de peixes nas duas áreas, foram feitas estimativas individualizadas da área total a ser ocupada por gaiolas (em metros quadrados), dividindo-se a produção total (em ton/ano) pela produtividade esperada das gaiolas, ou seja, 0,1 ton/m³/ano. Como cada gaiola de 2m x 2m ocupa 4m², dividindo-se a área ocupada por quatro, pôde-se estimar o número total de tanques-rede (gaiolas) em cada parque aqüícola para cada espécie a ser cultivada. O percentual do braço (ou área) a ser futuramente ocupado com as estruturas de cultivo foi estimado a partir da área ocupada pelas gaiolas em relação à área total disponível.

Finalmente, a área a ser requerida para a instalação dos parques aqüícolas, expressa tanto em percentual da área total quanto em m² e hectares, foi calculada tendo em vista a recomendação contida na Instrução Normativa Interministerial N° 06 de 31 de maio de 2004, sugerindo a manutenção de uma relação de 1:8 entre

a área efetivamente ocupada pelas estruturas de cultivo (tanques-rede/gaiolas) e a área total a ser cedida.

A observação dos resultados globais das estimativas produzidas na Tabela 10 permite uma comparação entre os diversos cenários considerados. Assim pode se concluir que os Parques Aquícolas de Furnas podem apresentar capacidades de suporte bastante diferenciadas, dependendo da condição previamente estabelecida.

Por exemplo, na condição mais restritiva, considerando o Cenário 1, os resultados do modelo indicam uma produção anual sustentável total da ordem de 18.400 toneladas. Já para o Cenário 2, assumindo uma taxa de sedimentação teórica de 77%, os resultados do modelo indicam uma produção anual sustentável total da ordem de 38.400 toneladas, sendo cerca de duas vezes maior do que aquela obtida na condição anterior.

Na condição estabelecida para o Cenário 3, ou seja, dados de fósforo total menores, obtidos em 2006 nas áreas alvo e taxa de sedimentação estimada a partir dos dados históricos, chega-se a uma estimativa de produção anual sustentável total da ordem de 44.300 toneladas, sendo aproximadamente 10% superior ao obtido para o Cenário 2. Finalmente na condição para o Cenário 4, mantendo os dados de fósforo do cenário anterior, porém admitindo uma taxa de sedimentação maior, da ordem de 77%, pode-se chegar a uma produção anual total da ordem de 92.500 toneladas, sendo aproximadamente o dobro daquela obtida para os cenários 2 e 3 e cerca de 500% superior ao obtido para o Cenário 1, considerado o mais restritivo.

Cabe finalmente enfatizar que os resultados obtidos para os diferentes cenários são muito diferentes, podendo, dependendo da condição adotada, aportar ao lago quantidades apreciáveis de nutrientes, especialmente nas regiões marginais, onde se instalarão os projetos de cultivo, com maior tempo de detenção

hidráulico, podendo contribuir para uma mudança nas tendências de enquadramento do estado trófico, que atualmente caminha para uma condição mesotrófica. Assim, é recomendável a determinação da real taxa de sedimentação de fósforo especificamente nas áreas alvo, a fim de não se colocar em risco a sustentabilidade desse projeto aquícola.

Os parâmetros e variáveis usados para as estimativas da capacidade de suporte das áreas aquícolas do Parque Aquícola Boa Esperan estão representados na e Tab. 11 (cenário 4). Um dos parâmetros mais importantes para a estimativa da capacidade de suporte em termos de piscicultura intensiva para um determinado corpo de água é uma correta estimativa do tempo de residência. No presente estudo, esses tempos foram estimados a partir de um estudo de modelagem hidrodinâmica feito pelo programa computacional SISBAHIA desenvolvido pelo Prof. Dr. Paulo C. Rosman (COPPETEC/UFRJ). Essa modelagem permite estimativas do tempo de residência muito mais acuradas do que o método tradicional ainda muito usado em Hidrologia que consiste em dividir o volume de um dado braço do reservatório pela vazão afluente do tributário que alimenta essa porção do reservatório. A modelagem hidrodinâmica permite que se avalie o efeito das correntes além das entradas de água pelos diferentes tributários. O modelo é alimentado com determinações batimétricas, dados de vento, morfometria, vazões dos tributários.

Os outros parâmetros usados para se estimar a capacidade de suporte são os seguintes: (a) conteúdo de fósforo na ração usada para se alimentar os peixes, (b) conteúdo elementar de fósforo na biomassa dos peixes, (c) taxa de sedimentação de fósforo no sistema, (d) concentração inicial de fósforo total, (e) concentração final de fósforo total no sistema, (f) profundidade em metros, (g) tempo de residência ou detenção, (h) área do braço do reservatório ou área aquícola a ser considerada.

A capacidade de suporte pode, por sua vez, ser estimada em termos de números de gaiolas, toneladas de peixes produzidas por ano. As estimativas de capacidade de suporte foram feitas pelo Dr. Fernando Starling (UCB, Brasília) e estão fornecidas na Tabela 11 para o Parque Aqüícola Boa Esperança.

Tabela 11 – Tabela síntese da capacidade de suporte das áreas aqüícolas do Parque Aqüícola Boa Esperança. (modificadas e consolidadas por Magda Geco e Rafael Resck).

	POLÍG.	ÁREA AqüÍCOLA (ha)	VOLUME DO BRAÇO (m³)	TR (MÊS)
Boa Esperança	29	10,98	19.120.900	0,3

PARQUE AqüÍCOLA BOA ESPERANÇA

Áreas Aqüícolas	29
Dados de Entrada do Modelo	
Conteúdo de fósforo na ração (%)	0,5
Taxa de conversão T.C: 1	1,5
Teor de fósforo no Peixe (p/p) (%)	0,34
Taxa de sedimentação (%)	0,77
Fósforo inicial mg/m ³	3
Fósforo final mg/m ³	30
Profundidade media (m)	3,98
Tempo de Detenção (mês)	0,3
Área do braço (ha)	480
Tonelada de peixe produzida/ano	21.879
Número de gaiolas	54.699
Área requerida em ha	109,40
Área delimitada (ha)	10,98
Tonelada de peixe/ano corrigida para as áreas delimitadas	2.196
Número de gaiolas corrigida para as áreas delimitadas	5.490

CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE A CAPACIDADE SUPORTE DE FURNAS

Diferentes abordagens metodológicas têm sido desenvolvidas para estimar a capacidade de suporte de ecossistemas lênticos (lagos e reservatórios) para cultivo intensivo de organismos aquáticos, principalmente peixes e moluscos (Angelini, 2000; Berg *et al*, 1996; Bunding, 2001; Duarte *et al*, 2003; Folke *et al.*, 1998; Kubtiza, 1999; Pulatsu, 2003; Smaal *et al*, 1998; Troell & Berg, 1997).

Do ponto de vista da minimização do risco de eutrofização, associada à carga orgânica oriunda do empreendimento, o modelo mais recomendado e utilizado hoje é o de Dillon & Righler (1974), baseado no modelo clássico de eutrofização de Vollenweider (1968) e adaptado como ferramenta gerencial de manejo aquícola por Beveridge (1996). A principal vantagem deste modelo refere-se à pequena exigência de dados de entrada e uma baixa complexidade dos cálculos envolvidos para uma estimativa global consistente com os principais processos intervenientes, quer sejam, sedimentação de fósforo, renovação da água e risco de desencadeamento de florações algais.

No presente estudo, o desenvolvimento de uma abordagem adicional e alternativa em Stella, muito embora esteja ainda em fase de aprimoramento, mostrou ser uma importante ferramenta de validação das estimativas de capacidade de suporte produzidas pelo modelo de Dillon & Righler (1974). Mesmo tendo partido de um pressuposto diferenciado, ou seja, o efeito da carga de fósforo gradativamente lançada no meio pela atividade de cultivo sobre a biomassa algal efetivamente estimulada nesta área do reservatório (regressões clorofila-fósforo obtidas a partir da série histórica de dados limnológicos de Furnas), a versão exploratória do Modelo STELLA CRITITA identificou e demonstrou ser a diluição do fósforo, o fator primordial de controle da produção primária como principal sintoma do processo de eutrofização, associado aos resíduos lançados pela aquíicultura intensiva em tanques-rede.

No entanto, a aplicação da modelagem em Stella atendeu a objetivos meramente conceituais e os seus resultados são apenas qualitativos, pois estes não consideram o enorme poder diluidor resultante do reduzido tempo de residência do reservatório de Furnas.

No presente estudo, o emprego do modelo de Dillon & Righler (1974), possibilitou estimar valores de produção intensiva máxima sustentável de tilápia em tanques-redes variando de 18.412 toneladas/ano no cenário 1 (mais conservativo), até 92.578 toneladas/ano na situação menos restritiva representada pelo Cenário 4.

Com referência a estes contrastantes cenários, cabe considerar e discutir as diferenças produzidas a partir de: (a) emprego de taxas de sedimentação de fósforo provenientes da literatura versus estimativas preliminares do Reservatório de Furnas e (b) uso de valores de referência de fósforo na coluna d'água oriundos da série histórica de dados limnológicos versus dados recentemente coletados nas campanhas às áreas alvo realizadas no âmbito do presente estudo.

Apesar do valor de 52% de taxa de sedimentação, obtido a partir de estimativas indiretas das retenções globais de fósforo, estar dentro da faixa de variação dos valores usualmente reportados para outros reservatórios tropicais, como, por exemplo, de 30 a 90% para os diferentes braços do Lago Paranoá, segundo Starling et al. (2002), na ausência de medições específicas das taxas de sedimentação de fósforo para o reservatório de Furnas, sugere-se o uso preferencial do valor de 77%, conforme indicado na literatura.

Já no tocante aos valores de fósforo total na coluna d'água, faz-se a opção pelos dados da série histórica, pelo fato de abrangerem um período mais longo (de 2001 a 2006) e pelas suas amostragens mensais representarem melhor as oscilações temporais de caráter sazonal do reservatório. Os dados obtidos através das duas recentes campanhas de ampla cobertura espacial no reservatório de Furnas dão uma indicação de que os teores de fósforo possam

estar diminuindo substancialmente a valores entre 2 e 3 µg/l. No entanto, uma confirmação neste sentido só poderá ser dada a partir de um monitoramento mais sistemático das áreas alvo no Reservatório de Furnas.

Portanto, dos quatro diferentes cenários apresentados, considera-se que o Cenário 2, construído a partir dos dados de fósforo total da série histórica do reservatório e tendo como taxa de sedimentação deste nutriente o valor recomendado na literatura, representa a melhor e mais realística estimativa de capacidade de suporte para o Reservatório de Furnas. Desta forma, estima-se que as áreas alvo deste reservatório poderão abrigar 96.061 tanques-rede para produção intensiva de 38.424 kg de tilápia/ano, sem que os valores de fósforo total na coluna d'água ultrapassem os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA No 357.

Finalmente, cabe salientar que esses resultados de capacidade de suporte do presente estudo servirão de base para o licenciamento da atividade de aqüicultura intensiva em tanques-rede a serem instalados nestas áreas. Adicionalmente, a dinâmica de funcionamento da atividade deverá ser monitorada em termos de alterações limnológicas, conforme previsto na legislação, a fim de possibilitar futuros ajustes nesta capacidade de suporte caso alguns parâmetros de cultivo, como por exemplo, a taxa de conversão alimentar e/ou o conteúdo de fósforo na ração, venham a sofrer eventuais aprimoramentos ou mesmo que alterações em parâmetros chaves de qualidade da água possam vir a ser constatadas.

2.12 – DESCRIÇÃO DE MEDIDAS ADOTADAS NO GERENCIAMENTO DO PARQUE AQUÍCOLA PARA QUE NÃO SEJA SUPERADA A CAPACIDADE SUPORTE.

As estimativas da capacidade de suporte envolvem uma parametrização muito precisa para que sejam válidas. Os principais parâmetros usados para se estimar o modelo da capacidade de suporte que podem ser modificados no empreendimento são:

- teor de fósforo na ração a ser usada;
- quantidade de peixes em cada gaiola;
- taxa de conversão alimentar;
- taxa de sedimentação;
- teores inicial e final de fósforo total;
- área e profundidade média da área aqüícola;
- tempo de residência (ou detenção) da massa de água na área aqüícola.

Além desses parâmetros, o modelo usado pressupõe que o fósforo seja o elemento limitante para a produção primária e que haja uma relação linear robusta entre o teor de fósforo e a biomassa algal.

A principal medida para que se garanta a manutenção da operação do parque aqüícola dentro da capacidade de suporte estimada é sem dúvida a manutenção do monitoramento limnológico (ver adiante) que deverá quantificar diversos tipos de impactos ligados a uma eventual não conformidade dos níveis operacionais com a capacidade de suporte estimada para cada uma das áreas aqüícolas do parque aqüícola. Outra medida importante refere-se à fiscalização que deverá ser exercida pelo poder público para que se garanta a qualidade do monitoramento ambiental bem como ela deve verificar se os parâmetros usados no modelo de capacidade de suporte estão sendo respeitados pelo empreendedor (ver adiante).

2.13 – CARACTERIZAÇÃO DO MEIO FÍSICO

CLIMA

Com base nas normais climatológicas (Fig. 7), do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), para o período de 1961-1990, ou média histórica, a região de abrangência da represa de Furnas corresponde a aproximadamente 1300 mm.

Vale lembrar que todo o Estado apresenta duas estações distintas. O período do verão, de outubro a março, também conhecido como período chuvoso, concentra os maiores valores de precipitação no decorrer do ano, correspondendo um total em torno de 1200 mm para a região de Furnas.

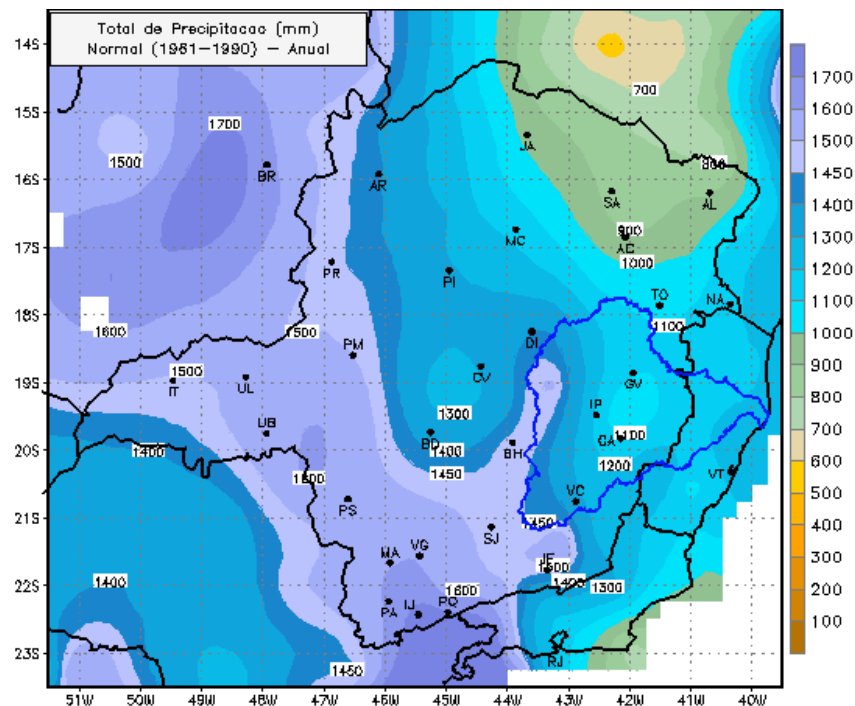


Figura 7 – Média histórica de precipitação anual para o período de 1961-1990 para o Estado de Minas Gerais (fonte: INMET)

A temperatura da água é fator de grande importância para a criação de peixes. A velocidade de crescimento dos peixes está diretamente associada com diferentes variações nos valores de temperatura. Este fato acontece porque os peixes são animais pecilotérmicos, ou seja, a sua temperatura varia com a do ambiente. Este aumento ou diminuição da temperatura deve ser feito dentro de certos limites para não provocar a dormência dos animais em caso de temperatura baixa, ou de estresses calórico em temperaturas elevadas. Temperatura fora da zona de conforto ou variações bruscas pode ocasionar a morte dos animais.

Para o bom desenvolvimento corporal (crescimento) e performance reprodutiva, existe uma faixa de temperatura ótima de água para os peixes. De uma maneira geral, para as espécies tropicais, como carpa, tambaqui, pacu e outros, o ideal de temperatura da água fique entre 20 a 27°C, sendo toleradas temperaturas extremas de 15 a 35°C, porém com suspensão de ingestão de alimentos e aumento de susceptibilidade a doenças.

Outro ponto importante está baseado no fato de que temperaturas inferiores às exigidas pela espécie cultivada, torna-a suscetível a doenças (parasitas, fungos e bactérias). Há redução da ingestão de alimentos, trazendo como consequência queda na resistência. Nessas condições não é recomendado manejar os animais. Temperaturas elevadas também podem ser perigosas, pois a cada 10°C que a temperatura aumenta, o efeito das substâncias tóxicas duplicam.

Tais justificativas demonstram a necessidade de análises microclimáticas e climáticas nesta Represa e em suas áreas de influência, para implantação de parques aqüícolas. Para a região de interesse, a média histórica de temperatura, para o período de 1961-1990, é igual a 25°C (Fig. 8).

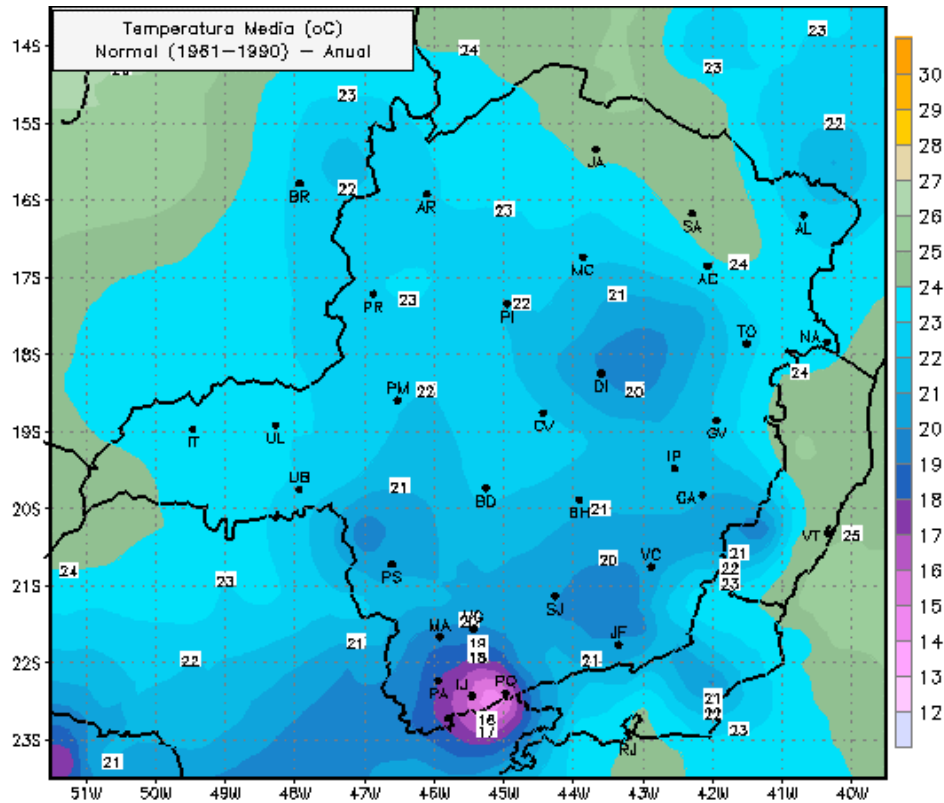
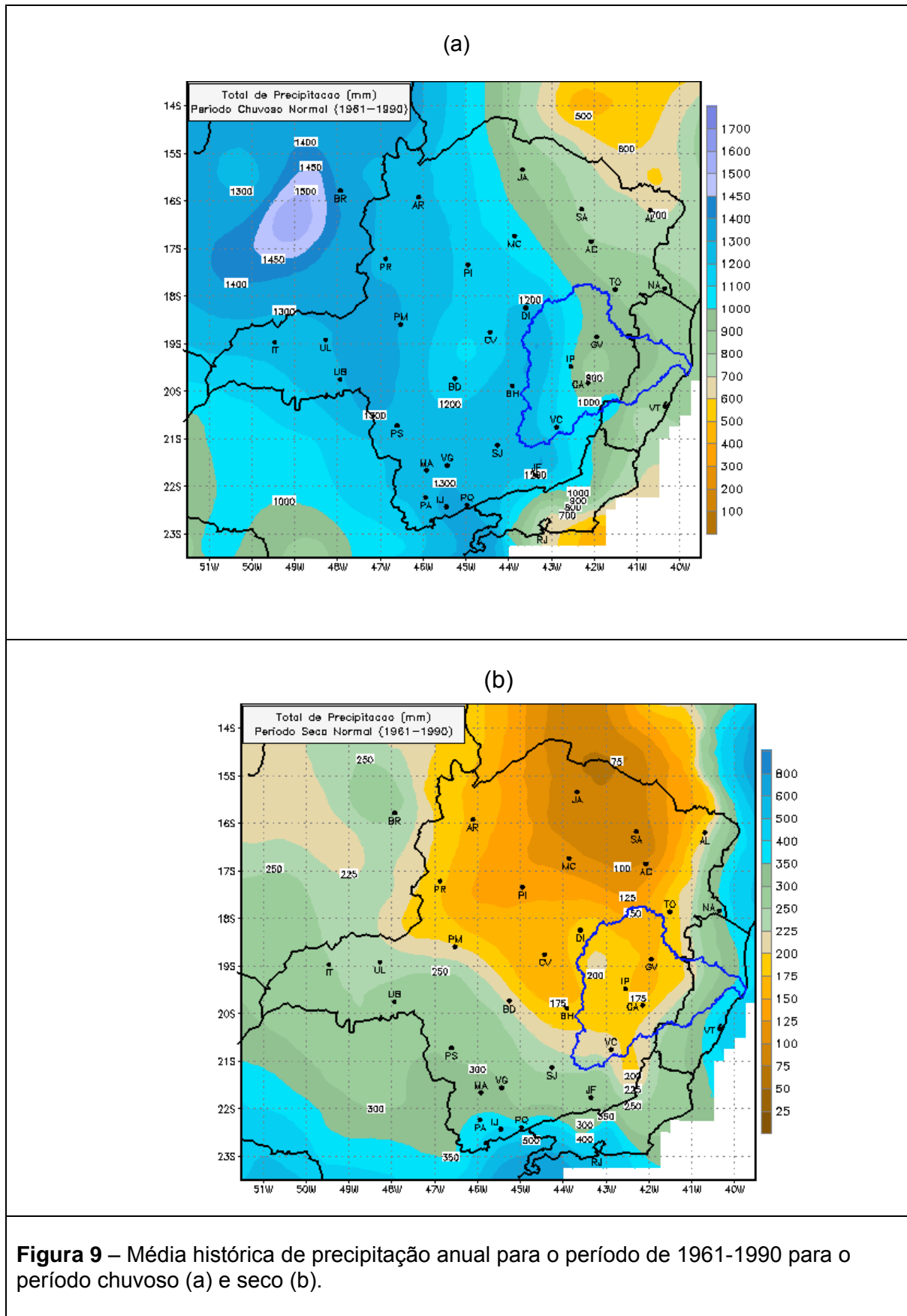


Figura 8 – Média histórica anual de temperatura do ar para o período de 1961-1990 (fonte: INMET).

Estes valores indicam que praticamente toda a chuva que incide em ambas represas ocorre neste período. As figuras 9A e 9B abaixo apresentam a média histórica de precipitação para o período chuvoso e seco, respectivamente.



PRINCIPAIS SISTEMAS CONVECTIVOS QUE ATUAM NA REGIÃO

O Estado de Minas Gerais apresenta duas estações, no decorrer do ano, bastante distintas. O período seco, observado durante o inverno, entre os meses de junho a setembro e o período chuvoso entre os meses de outubro a março.

Durante o inverno temos os mais baixos valores de precipitação. Neste período não há passagens de frentes frias com frequência, dificultando a entrada de vapor d'água na região. No verão esta situação se inverte, além do mais existe uma quantidade maior de energia disponível em consequência da estação do ano.

A partir de informações meteorológicas fornecidas pela operadora da Usina de Furnas, dentro da área de abrangência realizaram-se análises de precipitação, temperatura e vento, verificando relação entre as variáveis e seus diferentes microclimas.

As estações consideradas foram MTIT, MTLC1, MTMR, MTCL, MTFU e MTFM, correspondente aos anos de 2001 e 2002.

PRECIPITAÇÃO E TEMPERATURA

Na estação MTIT, o total anual de precipitação foi inferior a média histórica, nos dois anos. Em 2001, o valor anual foi de 1192,7 mm. Em 2002, o valor anual foi de 1024,5 mm. Na figura 10, observa-se a distribuição mensal de precipitação para os anos de 2001 e 2002. Os maiores valores observados foram no mês de dezembro, tanto em 2001 quanto em 2002 e iguais a 296,6 mm e 259,4 mm, respectivamente.

Analisando a variabilidade interanual da precipitação o comportamento foi similar, porém em 2002 ocorreu um número maior de dias chuvosos, principalmente no verão. Destaca-se o mês de fevereiro que apresentou a maior variabilidade entre

os anos, apresentando um total mensal de 27,3 mm em 2001 e 250,8 mm em 2002.

No decorrer do período seco, destaca-se o mês de junho, para os dois anos, em que a precipitação mensal foi nula. Comportamento similar é observado nos meses de julho e agosto, oscilando entre um ano com chuva e outro com muito pouca chuva, a partir do mês de setembro ocorre um aumento gradativo do total de precipitação, concordando com a climatologia da região.

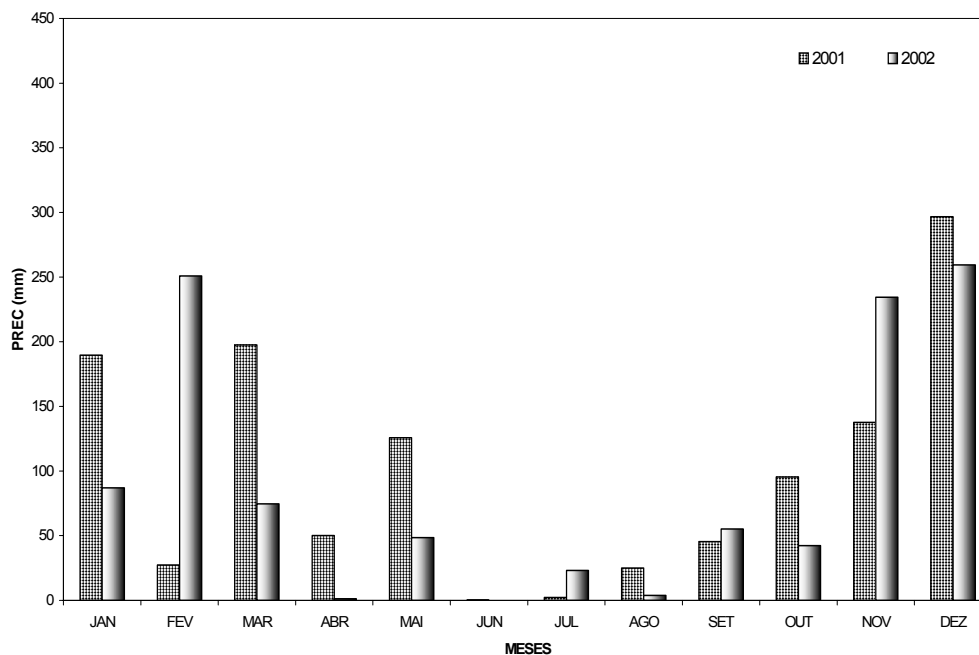


Figura 10 – Distribuição mensal de precipitação na estação MTIT, para os anos de 2001 e 2002.

A temperatura média na estação MTIT em 2001 foi de 19,9°C e em 2002 foi de 20,8°C. A figura 11 representa a distribuição de temperatura média no decorrer dos dois anos. Não há condições de inferir sobre esta localidade para instalação dos parques aquícolas, uma vez que a quantidade de dados disponíveis é insuficiente. Tal afirmação é estendida para as demais localidades.

A variação de temperatura foi semelhante nos dois anos. O valor máximo mensal observado foi de 24,5°C em outubro de 2002. O valor mínimo observado foi de 15,6°C em julho de 2002. A amplitude térmica inferior a 10°C nesta localidade demonstra a pouca variabilidade anual de temperatura.

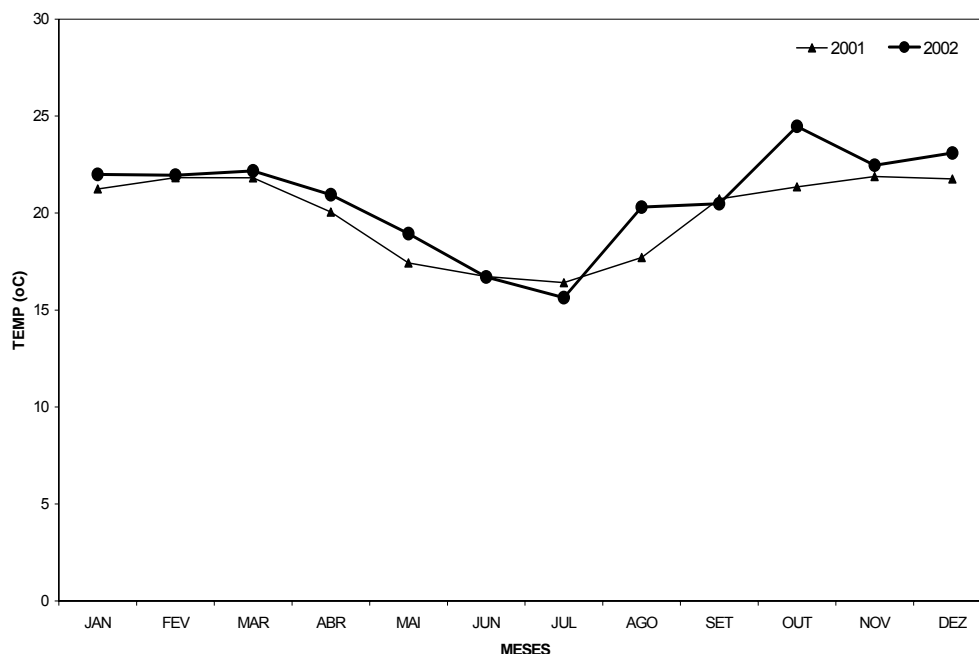


Figura 11 – Distribuição anual de temperatura média do ar, na estação MTIT, para os anos de 2001 e 2002.

Na estação MTLC1, o total anual de precipitação foi inferior a média histórica em 2001, com valor anual de 1237,1 mm. Em 2002, apresentou distribuição anual próxima da média histórica com total de 1492,1 mm. Na figura 12, observa-se a distribuição mensal de precipitação para os anos de 2001 e 2002. Em 2001 o maior acumulado foi observado em dezembro, com total de 286,6 mm. Em 2002 o maior acumulado foi observado em fevereiro, com total de 382,8 mm.

Analisando a variabilidade interanual, o comportamento da precipitação foi semelhante, porém em 2002 ocorreu um número maior de dias chuvosos,

principalmente no verão, além de valores mais elevados de precipitação do que o ano anterior.

Destaca-se o mês de fevereiro que apresentou o maior valor de precipitação entre os dois anos. Por outro lado a maior variabilidade entre os anos foi verificada no mês de agosto. Em 2001, o total mensal foi 54,2 mm e em 2002 foi de 3,6 mm.

No decorrer do período seco, destaca-se o mês de junho, para os dois anos. Em 2001, a precipitação total foi de 1,2 mm. Por outro lado, em 2002 não ocorreu chuva em nenhum dia do mês. Comportamento similar é observado no mês de julho, com aumento gradativo do total de precipitação, nos três meses subsequentes, porém as chuvas foram mais intensas em 2001.

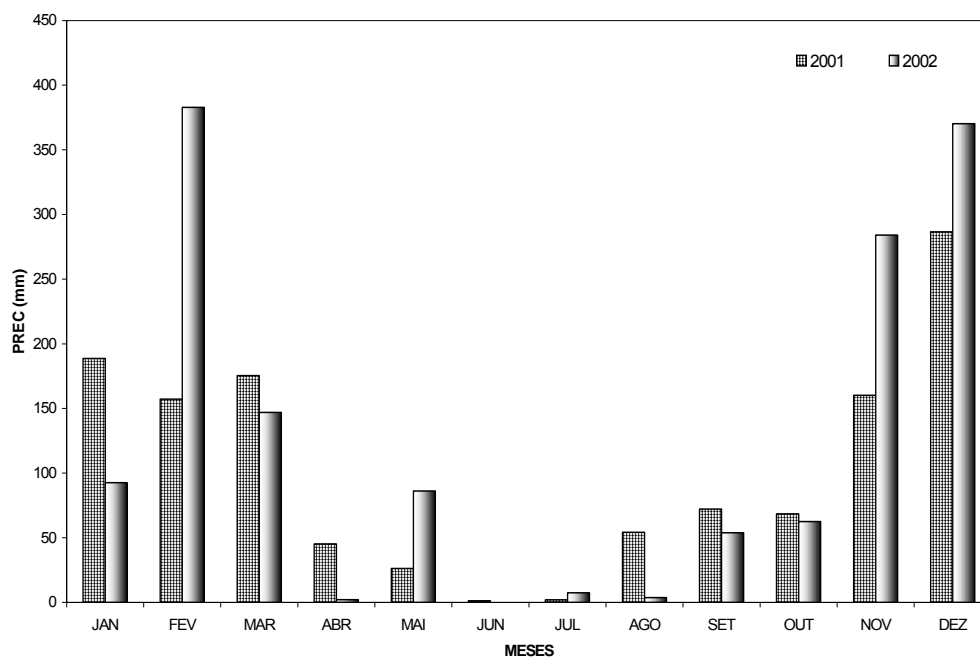


Figura 12 – Distribuição mensal de precipitação na estação MTLC1, para os anos de 2001 e 2002.

A temperatura média na localidade MTLC1 em 2001 foi de 17,6°C e em 2002 foi de 20°C. A figura 13 representa a distribuição de temperatura média no decorrer dos dois anos. O ano de 2002 apresentou valores superiores em todos os meses. O valor máximo mensal observado foi de 23,5°C em outubro de 2002. O valor mínimo observado foi de 14,3°C em junho de 2001. A amplitude térmica inferior a 10°C nesta localidade demonstra a pouca variabilidade anual de temperatura.

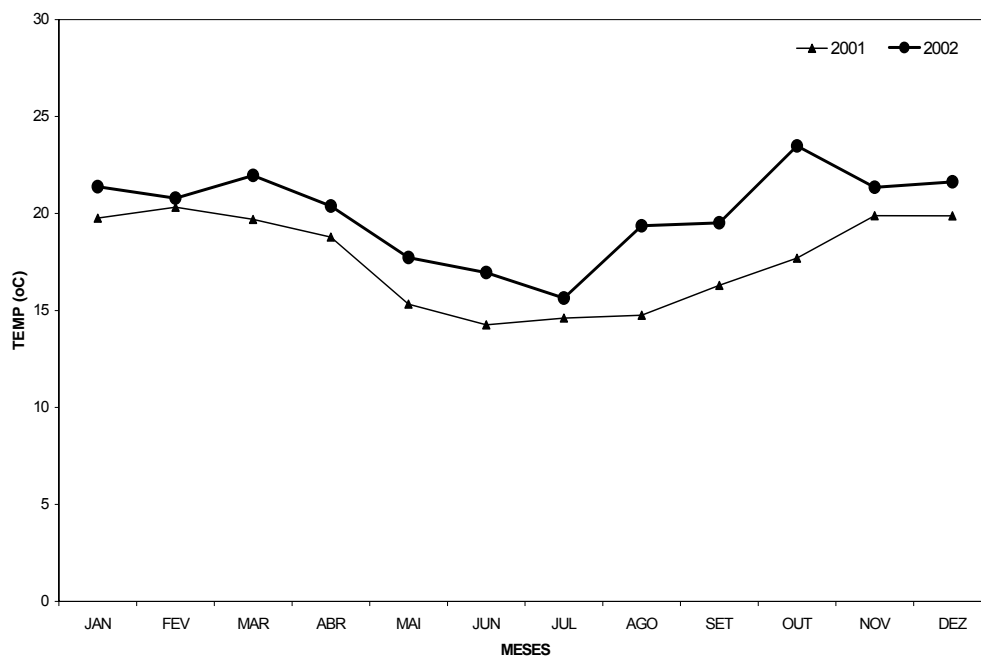


Figura 13 – Distribuição anual de temperatura média do ar, na estação MTLC1, para os anos de 2001 e 2002.

Analisando a variação diária de precipitação na estação MTMR, observa-se comportamento semelhante, porém em 2001 ocorreu melhor distribuição ao longo do ano, além de ocorrência de pancadas de chuva, que podem ser observadas a partir das figuras 14A e 14B adiante, representadas pelos picos de precipitações no início e final de cada ano.

O total anual de precipitação foi inferior a média histórica, nos dois anos. Em 2001, o valor anual foi de 1205,9 mm. Em 2002, o valor anual foi de 1151,7 mm. Na figura 15, observa-se a distribuição mensal de precipitação para os anos de 2001 e 2002. Em dezembro de 2001 foi observado o maior valor total de precipitação de 254,1 mm. Em 2002, o maior valor foi observado em fevereiro com total acumulado de 355,4 mm.

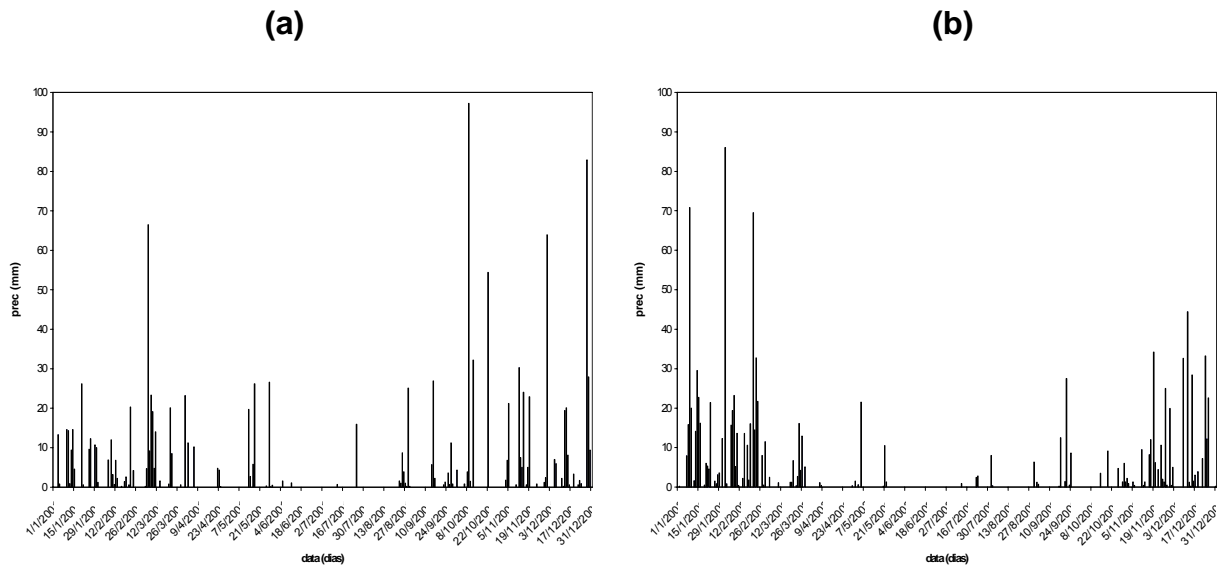


Figura 14 – Comportamento diário da precipitação, na estação MTMR, para os anos de 2001 (a) e 2002 (b).

Destaca-se o mês de fevereiro que apresentou a maior variabilidade entre os anos, apresentando um total mensal de 61,1 mm em 2001 e 355,4 mm em 2002.

No decorrer do período seco, destaca-se os meses de junho e julho, para os dois anos. No bimestre de 2001 o total de precipitação foi de 19,3 mm, enquanto que em 2002 este valor foi de 6,1 mm. A partir do mês de setembro ocorre um aumento gradativo do total de precipitação, concordando com a climatologia da região.

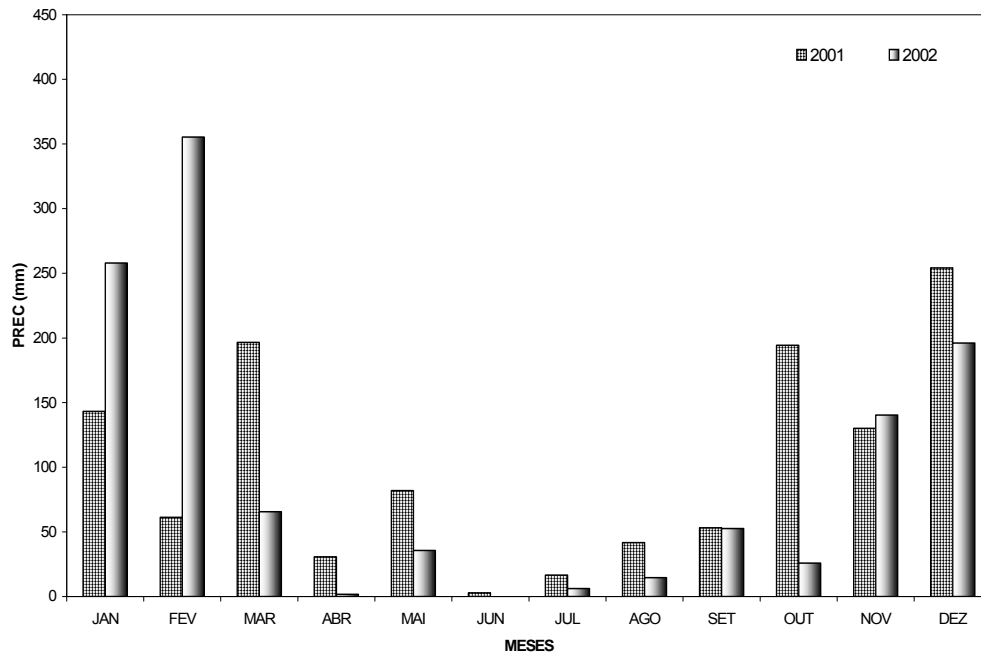


Figura 15 – Distribuição mensal de precipitação na estação MTMR, para os anos de 2001 e 2002.

A temperatura média na localidade MTMR em 2001 foi de 18,8°C e em 2002 foi de 19,6°C. A figura 16 representa a distribuição de temperatura média no decorrer dos dois anos. A variação de temperatura foi semelhante nos dois anos. O valor máximo mensal observado foi de 22,9°C em dezembro de 2002. O valor mínimo observado foi de 13,6°C em julho de 2002. A amplitude térmica inferior a 10°C nesta localidade demonstra a pouca variabilidade anual de temperatura.

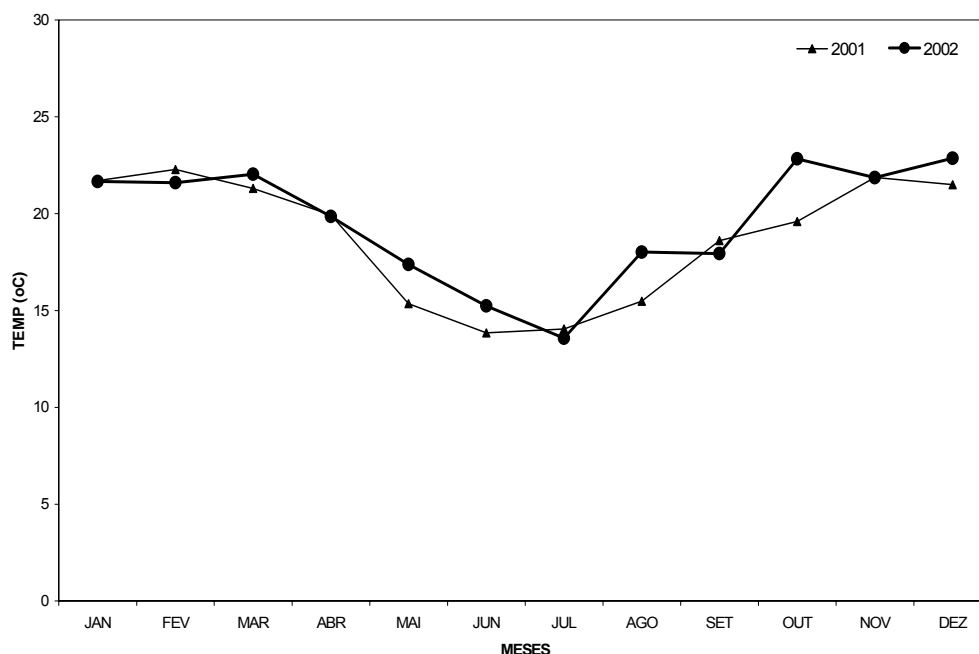


Figura 16 – Distribuição anual de temperatura média do ar, na estação MTMR, para os anos de 2001 e 2002.

Na estação MTCL, no decorrer dos anos de 2001 e 2002, o total anual de precipitação foi inferior a média histórica, nos dois anos. Em 2001 e 2002 os valores anuais foram de 1158,4 e 1374,4 mm, respectivamente. Na figura 17, observa-se a distribuição mensal de precipitação para os anos de 2001 e 2002. Os maiores valores observados foram em 2002, nos meses de janeiro e dezembro, com total mensal de 328,1 e 341,1 mm, respectivamente.

Analisando a variabilidade interanual o comportamento da precipitação foi semelhante, no entanto em 2002 ocorreu um número maior de dias chuvosos, principalmente no verão. Destaca-se o mês de dezembro com um total diário igual a 194 mm.

No decorrer do período seco, destacam-se os meses de junho de 2001 e julho de 2002, em que não ocorreu precipitação em nenhum dia. Comportamento similar é observado nos meses de novembro e dezembro, porém com valores superiores em 2002.

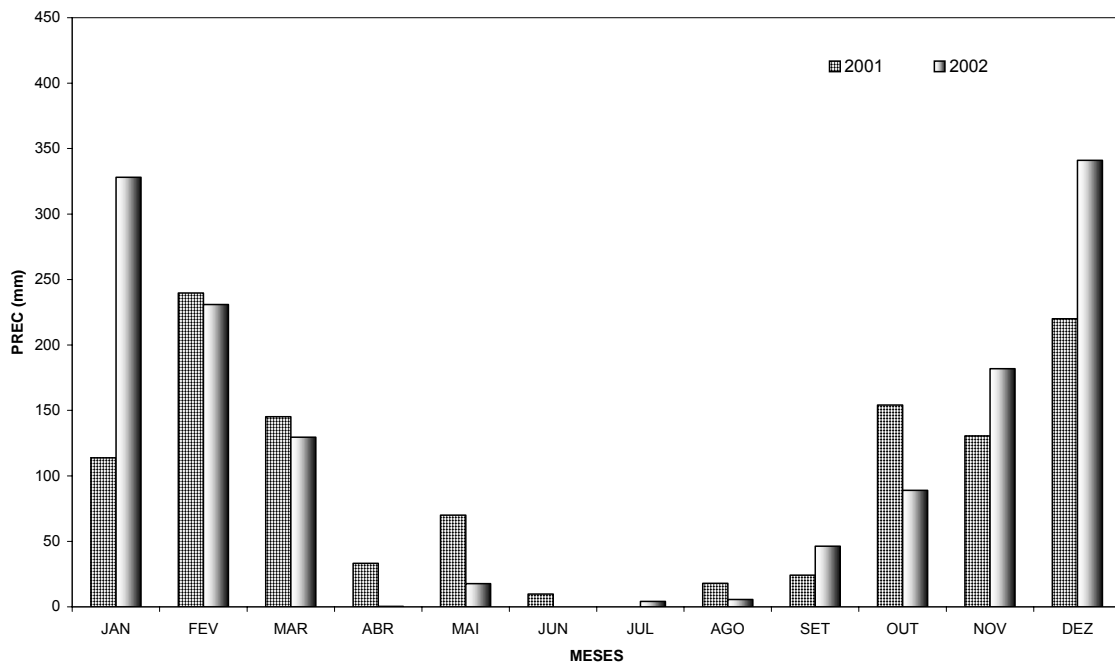


Figura 17 – Distribuição mensal de precipitação na estação MTCL, para os anos de 2001 e 2002.

A temperatura média na localidade MTCL em 2001 foi de 18,8°C e em 2002 foi de 19,1°C. A figura 18 representa a distribuição de temperatura média no decorrer dos dois anos. A variação de temperatura foi semelhante nos dois anos. O valor máximo mensal observado foi de 21,9°C em outubro de 2002. O valor mínimo observado foi de 13,6°C em julho de 2002. A amplitude térmica inferior a 10°C nesta localidade demonstra a pouca variabilidade anual de temperatura.

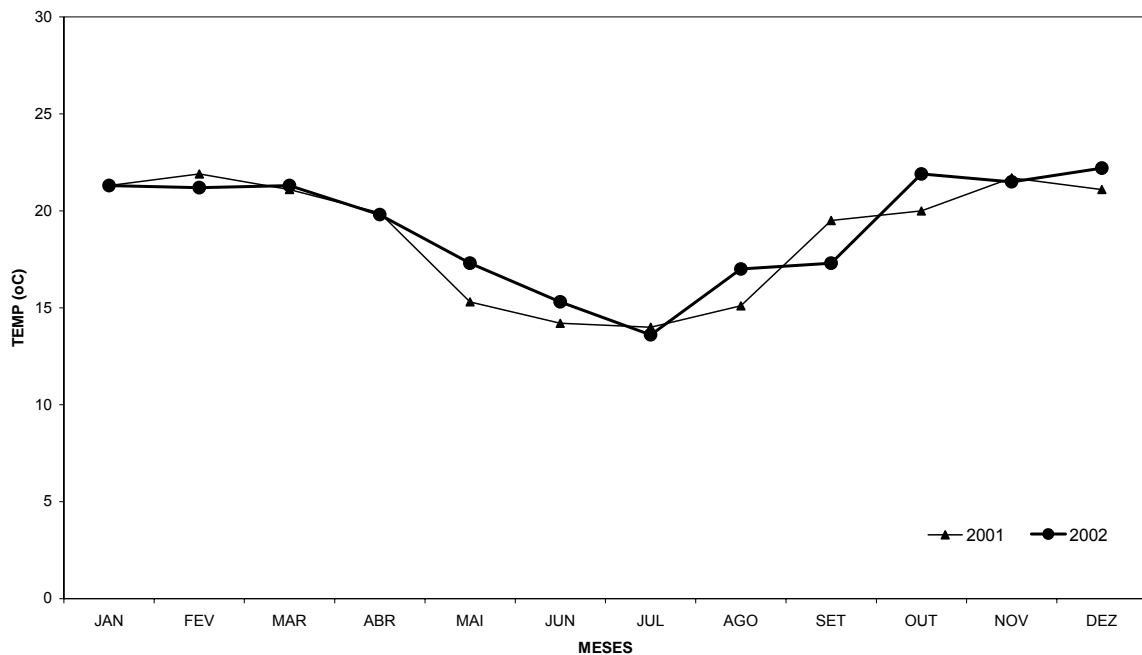


Figura 18 – Distribuição anual de temperatura média do ar, na estação MTCL, para os anos de 2001 e 2002.

Na estação MTFU, no decorrer dos anos de 2001 e 2002, o total anual de precipitação foi inferior a média histórica, nos dois anos. Em 2001 e 2002 os valores anuais foram de 1218,2 e 1080,3 mm, respectivamente. Na figura 19, observa-se a distribuição mensal de precipitação para os anos de 2001 e 2002. O maior valor observado foi de 338,2 mm no mês de dezembro de 2001.

Esta foi a única estação que registrou valor anual de precipitação em 2001 superior ao ano de 2002. Tal comportamento ilustra a variabilidade do regime de chuvas na região, mesmo se tratando de estações meteorológicas em operação que estejam próximas uma das outras.

No decorrer do período seco, destaca-se o mês de junho, para os dois anos, em que não ocorreu precipitação em nenhum dia. Comportamento similar é observado nos meses de julho e agosto, oscilando entre um ano com chuva e outro com pouca ou nenhuma, a partir do mês de setembro ocorre um aumento gradativo do total de precipitação, concordando com a climatologia da região.

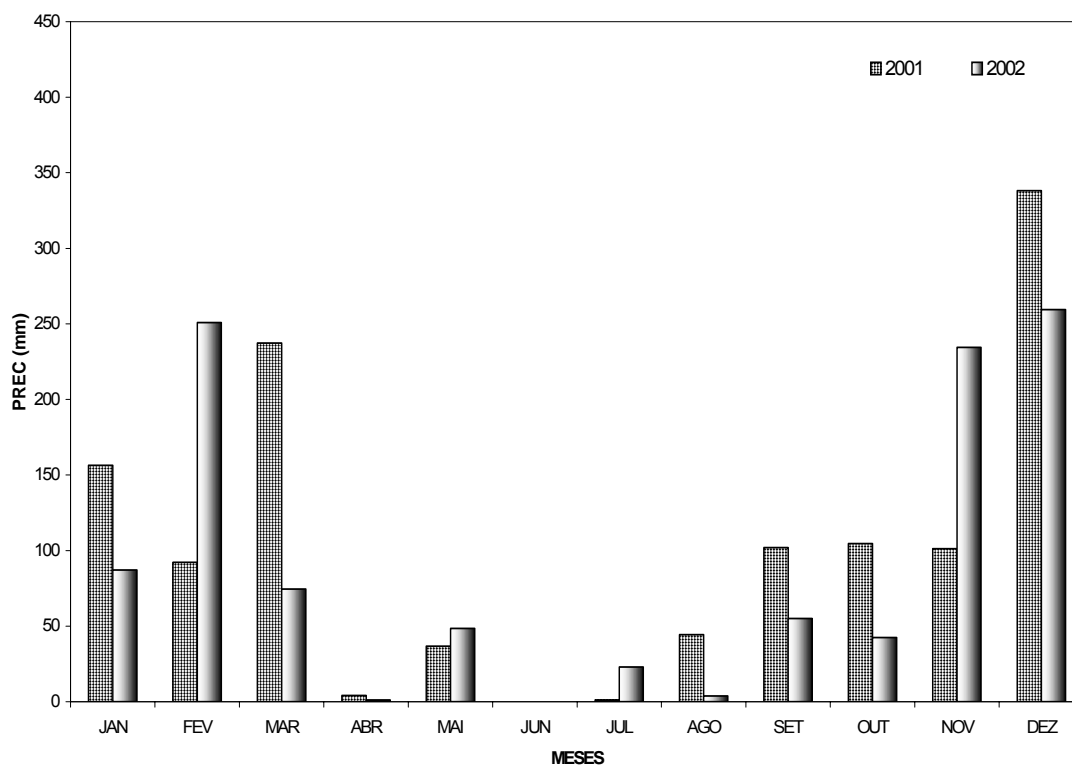


Figura 19 – Distribuição mensal de precipitação na estação MTFU, para os anos de 2001 e 2002.

A temperatura média na localidade MTFU em 2001 e 2002 foi de 20,2°C. A figura 20 representa a distribuição de temperatura média no decorrer dos dois anos. A variação de temperatura foi semelhante nos dois anos. O valor máximo mensal observado foi de 24,3°C em outubro de 2002. O valor mínimo observado foi de 15,5°C em julho de 2002. Destaca-se que durante os meses de março, abril e maio não havia registros de temperatura, observado na figura 20.

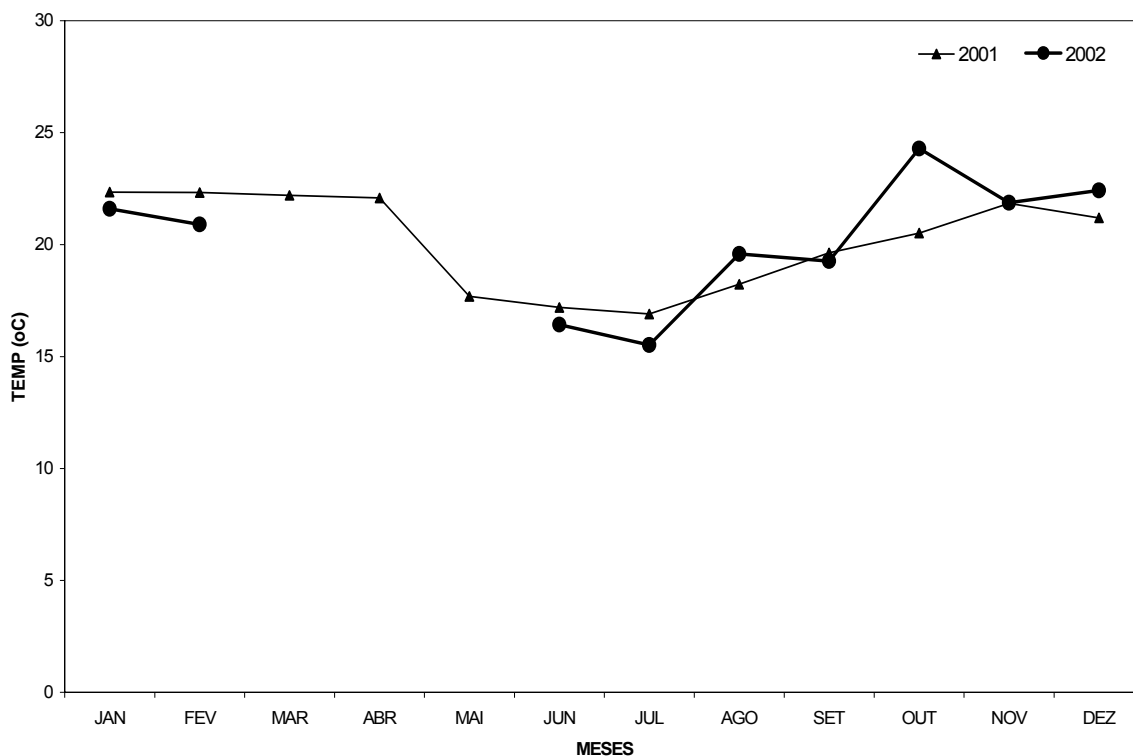


Figura 20 – Distribuição anual de temperatura média do ar, na estação MTFU, para os anos de 2001 e 2002.

Na estação MTFU, o total anual de precipitação foi inferior a média histórica, nos dois anos. Em 2001, o valor anual foi de 1288,3 mm. Em 2002, o valor anual foi próximo da média histórica, igual a 1437,3 mm. Na figura 21, observa-se a distribuição mensal de precipitação para os anos de 2001 e 2002. Em 2001 o maior valor observado foi de 410,6 mm, no mês de dezembro e em 2002 foi de 290,5 mm, em janeiro.

Com o objetivo de identificar a variabilidade da precipitação, nesta estação, considerando o somatório dos cinco primeiros meses, verifica-se o ano de 2002 superior a 2001, no entanto o contrário ocorre nos últimos cinco meses.

Vale lembrar que estamos analisando apenas dois anos. Com acesso a uma base de dados extensa, algum padrão diferenciado pode ser identificado. A variação de precipitação nos meses supracitados pode ser verificada nas tabelas 12 e 13. Para os últimos cinco meses, somente em setembro é que o acumulado de precipitação se mostra inferior ao ano de 2002.

Tabela 12 – Distribuição mensal de precipitação nos cinco primeiros meses para os anos de 2001 e 2002.

	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI
2001	118,8	161,7	47,4	31,5	45,1
2002	290,5	279,2	88,1	37,5	81,3

Tabela 13 – Distribuição mensal de precipitação nos últimos cinco meses para os anos de 2001 e 2002.

	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
2001	85,3	18,1	142,1	204,9	410,6
2002	49,2	87,2	112	131,7	246,6

No decorrer do período seco, destaca-se o mês de junho, para os dois anos, com os menores valores de precipitação no decorrer do ano. Neste período o mês de julho apresentou comportamento semelhante ao mês de abril, porém com valores um pouco inferior, ratificando a variação dentro de um mesmo período.

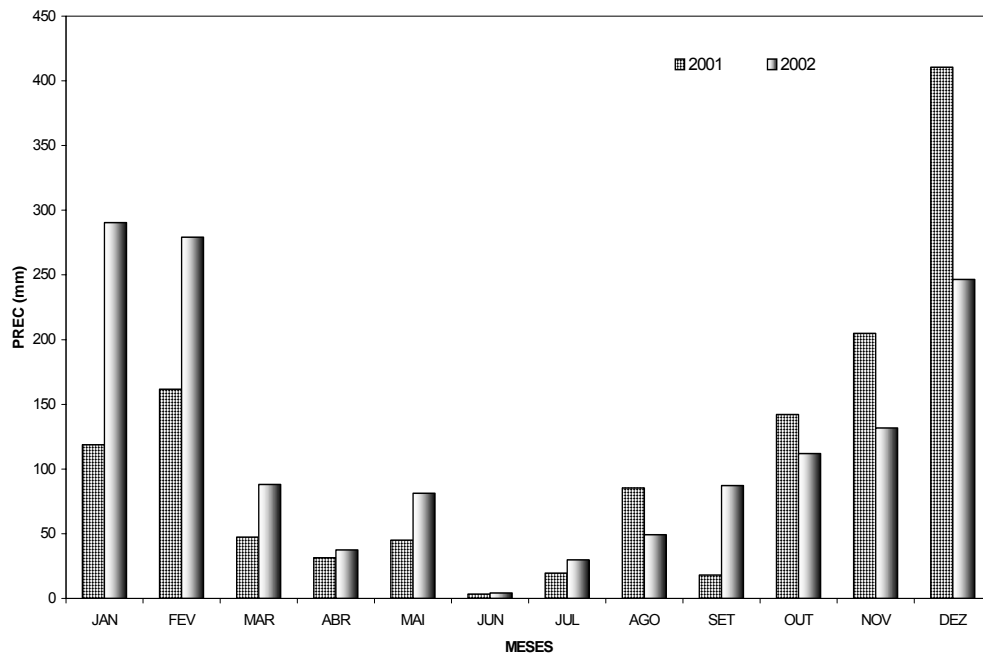


Figura 21 – Distribuição mensal de precipitação na estação MFTL, para os anos de 2001 e 2002.

A temperatura média na localidade MFTL em 2001 foi de 18,4°C e em 2002 foi de 18,8°C. A figura 22 representa a distribuição de temperatura média no decorrer dos dois anos.

A variação de temperatura foi semelhante nos dois anos. O valor máximo mensal observado foi de 21,5°C em fevereiro de 2001. O valor mínimo observado foi de 14,2°C em julho de 2001. A amplitude térmica inferior a 10°C nesta localidade demonstra a pouca variabilidade anual de temperatura.

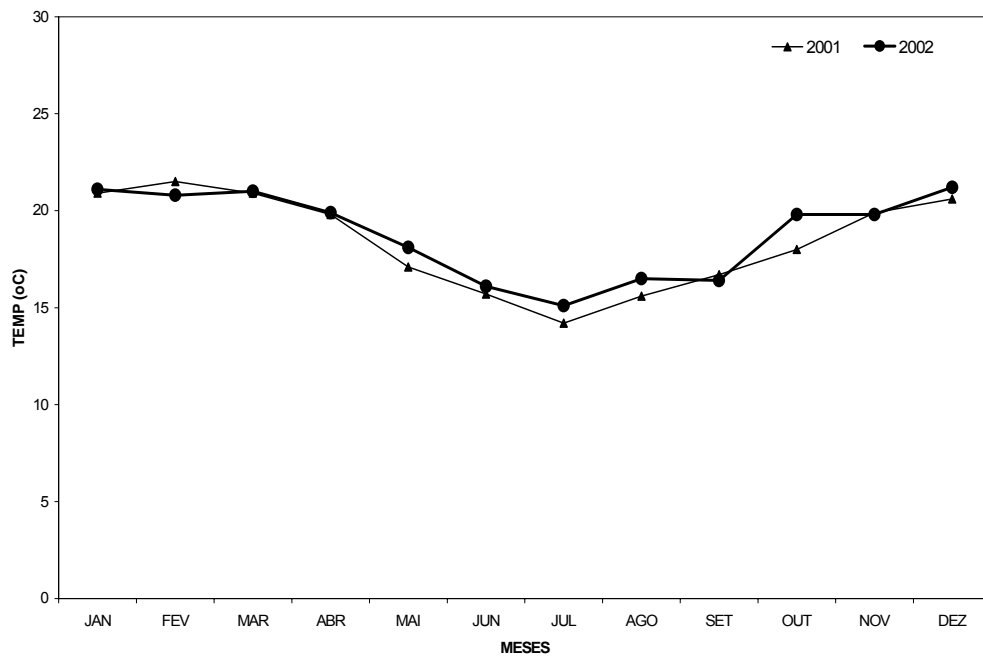


Figura 22 – Distribuição anual de temperatura média do ar, na estação MTIT, para os anos de 2001 e 2002.

Os aspectos relacionados a Geologia e geomorfologia do entorno bem como uma análise detalhada dos recursos hídricos bem como o seu mapeamento no local de implantação do projeto já foram devidamente apresentados no relatório de seleção de áreas-alvo já encaminhado à SEAP/PR.

QUALIDADE DE ÁGUA

Os dados referentes a qualidade de água do Parque Aqüícola Boa Esperança não estão disponíveis

2.14 – CARACTERIZAÇÃO DO MEIO BIÓTICO

FAUNA AQUÁTICA

Fitoplâncton

Os dados referentes a comunidade fitoplanctônica do Parque Aqüícola Boa Esperança não estão disponíveis.

Zooplâncton

Os dados referentes a comunidade zooplanctônica do Parque Aqüícola Boa Esperança não estão disponíveis.

Macrófitas

Não foram encontrados focos de macrófitas aquáticas na região do Parque Aqüícola Boa Esperança.

Ictiofauna (Reservatório de Furnas e Bacia do Rio Grande)

O rio Grande nasce em alto do Mirantão, Serra da Mantiqueira, no município de Bocaina de Minas (MG), na cota de 1.980 m. Até a confluência com o rio Paranaíba, dando origem ao rio Paraná, a uma altitude de 295 m, percorre 1.390 km. Possui área de drenagem de 143.000 km², sendo 86.500 km² (60,7 %) em território mineiro. Um de seus principais afluentes, o rio Sapucaí, nasce na Serra da Mantiqueira à montante de Vila Jaguaribe (SP) a uma altitude aproximada de 1.750 m, possuindo extensão de 405 km até sua foz no reservatório de Furnas, e área de drenagem de 24.853 km² (Cetec, 1983).

A maioria das UHEs de grande porte construídas no estado de Minas Gerais estão localizadas no rio Grande, representando uma área inundada de 5.344 Km². Neste conjunto estão inseridas aquelas pertencentes à empresa Furnas Centrais Elétricas S. A, entre as quais a de Furnas.

A UHE Furnas foi a primeira usina construída pela empresa, da qual herdou o nome. A barragem está localizada no curso médio do rio Grande, no trecho denominado “Corredeiras das Furnas”, entre os municípios de São José da Barra e São João Batista do Glória (MG). Sua construção iniciou-se em julho de 1958, tendo a primeira unidade entrado em operação em setembro de 1963.

O reservatório de Furnas situa-se no trecho superior do rio Grande, possuindo tributários principalmente em sua margem esquerda, com destaque para o rio Sapucaí, que forma um de seus eixos. Possui extensão máxima de 220 Km, com cota máxima de operação a 768m e mínima em 750m. Com 1.522,6 Km² de área inundada, Furnas é um mega reservatório, de acordo com classificação contida em Bernacsek (1984). A Tabela 14 mostra algumas informações deste reservatório.

Tabela 14 – Localização e principais características do reservatório da UHE Furnas.

Características	
Rio barrado	Grande
Latitude S	20° 40'
Longitude W	46° 19'
NA máximo normal (m)	768,00
NA mínimo normal (m)	750,00
Área máxima inundada (km ²)	1.522,60
Volume total (bilhões de m ³)	20,86
Volume útil (bilhões de m ³)	17,22
Bacia de drenagem (km ²)	80.000
Extensão aproximada (km)	250 (rio Grande) 170 (rio Sapucaí)
Depleção (m)	18
Profundidade média (m)	15,4
Tempo de residência (dias)	284
Início do represamento	1962
Potência total gerada (MW)	1.216

Fonte: CETESB (1976), Paiva (1982), Furnas C. Elétricas (com. pes.).

A obtenção de informações básicas como composição, riqueza, diversidade e abundância da ictiofauna de reservatórios, bem como a detecção dos fatores determinantes destes parâmetros é fundamental para o conhecimento adequado das populações de peixes aí residentes.

Em Furnas, a exemplo do que ocorre em outros reservatórios do rio Grande e Paranaíba, pesquisas direcionadas à compreensão das características e padrões de distribuição das comunidades de peixes ainda são incipientes. Isto é particularmente verdadeiro quando se compara o número de publicações científicas pertinentes a este segmento do sistema com aquelas existentes sobre o Alto Paraná no trecho entre os reservatórios de Itaipu e Jupiá (a este respeito, ver Agostinho, 1992; Agostinho, 1994a; Romanini *et al.*, 1994; Agostinho & Zalewski, 1995; Agostinho *et al.*, 1997a e b; Bini *et al.*, 1997; Suzuki *et al.*, 1997; Vazzoler *et al.*, 1997, Agostinho *et al.*, 2003, entre outros).

De fato, boa parte das informações já obtidas para a área em questão está até hoje basicamente restrita a relatórios técnicos ou resumos de congressos, sendo muitas vezes imprecisa e de difícil disponibilidade para a comunidade científica em geral. Felizmente, nos últimos anos tem havido um incremento razoável de publicações sobre ictiofauna abrangendo principalmente o rio Grande, incluindo Furnas.

Em se tratando do reservatório de Furnas, artigo pioneiro foi escrito por Azevedo (1962), discutindo os impactos que a construção desta hidrelétrica traria à ictiofauna, bem como propondo medidas mitigadoras, algumas delas, como a introdução de espécies exóticas no futuro reservatório, extremamente questionáveis à luz do conhecimento científico atual. De caráter mais geral, mas com referências à distribuição geográfica e sistemática de peixes dos rios Grande e Paranaíba, destacam-se as publicações de Mercer (1970) e Britski (1970). Coletas esporádicas de peixes em reservatórios do sistema FURNAS-CEMIG, no rio Grande, incluindo o reservatório em questão, também foram efetuadas entre

outubro de 1975 e janeiro de 1976 (CETESB, 1976), abordando levantamento de espécies e biometria. Uma compilação das espécies existentes no rio Grande e particularmente no reservatório de Furnas, bem como um plano para o peixamento deste reservatório está contido em Bard *et al.* (1978). Anos mais tarde, em um estudo ainda preliminar, Santos *et al.* (1994) compararam a estrutura das comunidades de peixes dos reservatórios de Furnas e Marimbondo, com ênfase no papel das espécies piscívoras introduzidas. Por sua vez, Araújo-Lima *et al.* (1995), efetuaram revisão a respeito dos aspectos tróficos da ictiofauna em rios e reservatórios brasileiros, incluindo aí material publicado sobre a estrutura de comunidades em 19 reservatórios, dentre os quais Furnas. Ainda entre a bibliografia disponível, podem ser citados os trabalhos de Bazzoli *et al.* (1997), Ricardo *et al.* (1997), Bazzoli *et al.* (1998) e Barreto *et al.* (1998) sobre a reprodução de espécies de peixes de Furnas. Mais recentemente, Santos (1999) e Santos & Formagio (2000) realizaram estudos descritivos e comparativos sobre a estrutura da comunidade de peixes em reservatórios do rio Grande, incluindo Furnas. Nos últimos anos tem surgido várias dissertações e artigos sobre a morfologia e biologia reprodutiva de espécies do reservatório de Furnas, entre os quais se destacam Ratton *et al.* (2003), Magalhães *et al.* (2004) e Santos *et al.* (2006). Pesquisas sobre a pesca profissional em Furnas estão sendo efetuadas desde 1996 (FURNAS, 2000). Atualmente, outros artigos científicos sobre a ictiofauna de Furnas, abrangendo aspectos reprodutivos, ecológicos e pesqueiros estão em fase de publicação ou preparação, o que certamente acarretará nos próximos anos um aumento expressivo da literatura sobre este reservatório.

As estações amostradas para a pesca experimental (aqui definida como a pesca visando amostrar a maior parte possível da comunidade de peixes, realizada sistematicamente com redes de emalhar de fabricação comercial colocadas em determinados pontos do reservatório, durante um período de tempo determinado) e os pontos de desembarque da pesca artesanal (pesca visando as espécies de interesse comercial, feita com redes de vários tamanhos, normalmente tecidas artesanalmente e armadas de várias maneiras ao longo do reservatório) são mostradas na Fig. 23.

A seguir, são descritas as sete estações utilizadas para a coleta de dados da pesca experimental e artesanal do reservatório (a profundidade se refere ao valor máximo observado a uma distância aproximada de 60 metros da margem):

1) FU10 - Turvo (S = 20° 40' 83" W = 46° 13' 23")

Esta estação se caracteriza por apresentar margens inclinadas e pedregosas, com solos pouco profundos. Neste local também ocorrem áreas reservadas à pastagem extensiva e plantações de café. A profundidade deste ponto varia de acordo com o nível do reservatório, em consequência da operação da usina, ficando entre 6 a 15 metros. Esta estação situa-se após a confluência dos rios Grande e Sapucaí.

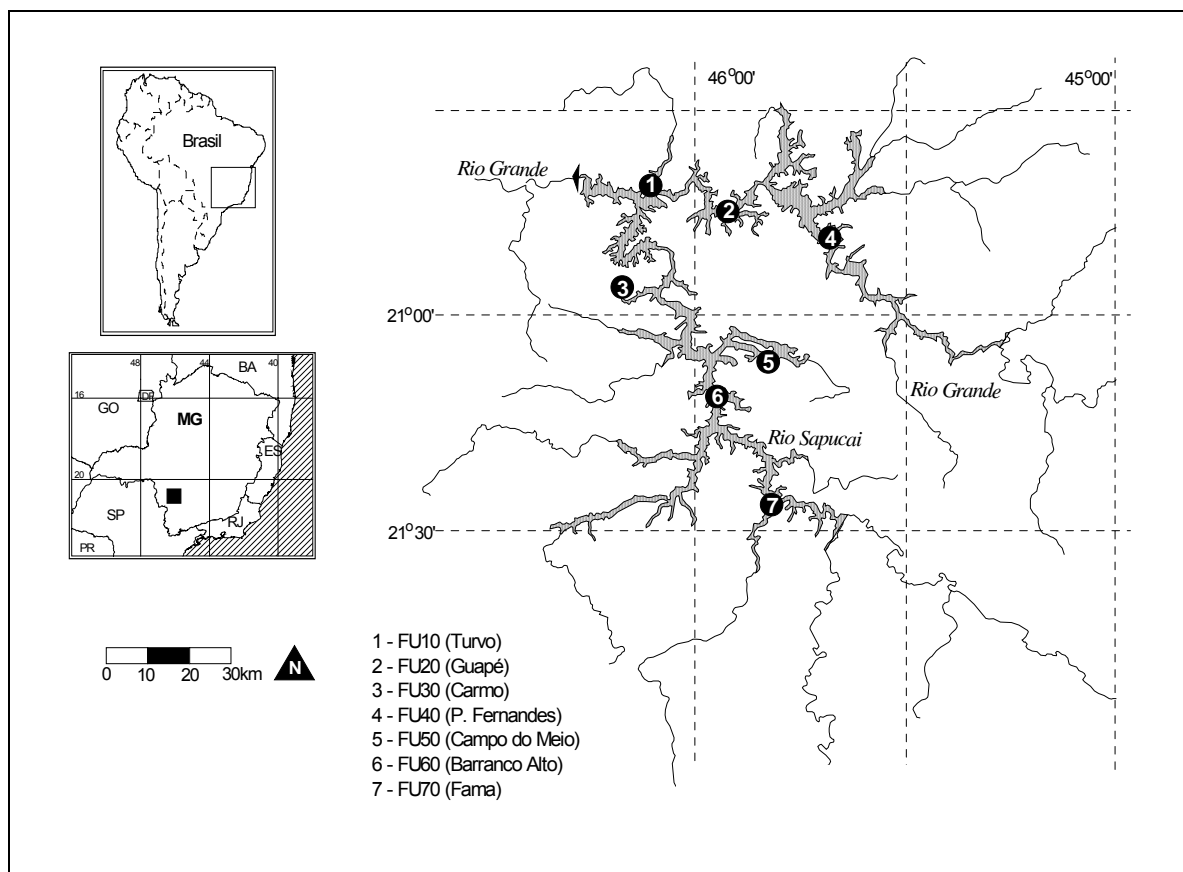


Figura 23 – Mapa do reservatório de Furnas mostrando as estações de coleta para os estudos de pesca experimental e profissional.

2) FU 20 - Guapé (S = 20° 44' 33" W = 45° 55' 80")

Localiza-se no rio Grande, no município de Guapé (MG). No local ainda se encontram matas preservadas próximas às margens do reservatório. O cerrado predomina na região; com extensas pastagens e lavouras de café. O local amostrado fica próximo a uma mata, com margens planas e profundidade variando de 8 a 16 metros.

3) FU30 - Carmo do Rio Claro (S = 20° 58' 40" W = 46° 07' 02")

Este ponto, utilizado apenas para a coleta de dados de desembarque pesqueiro, está localizado na cidade de Carmo do Rio Claro, MG, na peixaria SDS. Esta cidade é um pólo importante na produção de café, milho, leite e artesanato.

4) FU40 - Porto Fernandes (S = 20° 48' 82" W = 45° 40' 56")

Situada no rio Grande, junto ao antigo porto da balsa Guapé-Cristais. Local com aproximadamente 600 m de largura, distante 20 km da localidade de Cristais (MG), faz parte da região de transição do reservatório. Apresenta locais espraiados de um lado e declives acentuados do outro, com profundidades de até 13 metros. Neste local, a vegetação no local é típica do cerrado, com ilhas de mata no entorno. Grandes plantações de café, além de pastagens, são encontradas.

5) FU50 - Campo do Meio (S = 21° 06' 17" W = 45° 49' 50")

Local também utilizado apenas nos estudos de desembarque da pesca comercial. Fica junto a uma pequena cidade localizada próximo ao reservatório, no rio Sapucaí. No período de cheias, o nível da água chega bem próximo da cidade.

6) FU 60 - Barranco Alto (S = 21° 10' 51" W = 45° 57' 06")

Localizado no rio Sapucaí, este ponto fica mais próximo da cidade de Alterosa do que de Alfenas, porém pertencendo a este último município. As culturas de

batata, café e milho predominam na região, além de pastagens. O relevo apresenta-se cortado por pequenos ribeirões que drenam para o reservatório. A profundidade do ponto de coleta gira em torno de 10 metros. Neste local também existe um povoado com cerca de 200 pessoas vivendo da pesca e de trabalhos nas lavouras, motivo pelo qual foi também escolhido para o monitoramento da pesca profissional.

7) FU 70 - Fama (S = 21° 24' 07" W = 45° 49' 62")

A cobertura vegetal é típica de cerrado, porém no local se encontram ilhas de mata ainda preservada e grande extensão de lavouras de café e também grandes áreas de pastagens. Situada próximo à localidade de Fama (MG), em um braço da região fluvial do reservatório formado pelo rio Sapucaí. Possui cerca de 1.500 m de largura e profundidades de até 20 metros.

Captura dos Peixes

Os dados utilizados para a caracterização da ictiofauna do reservatório foram coletados trimestralmente durante o ano de 2005 em 5 estações, utilizando-se redes de emalhar com tamanhos de malha igual a 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12, 14, 16 e 18 cm (distância entre nós opostos), com comprimento variando entre 25 e 50 metros e alturas variadas. As redes com malhas 3, 4, 5 e 6 possuíam 25 m de comprimento e 2,0 m de altura, e as demais 50 metros de comprimento e altura de 3,0 metros. Foi utilizada uma rede de cada malha por ponto, armadas perpendicularmente à margem. Estas eram armadas ao entardecer e retiradas na manhã do dia seguinte, ficando em exposição na água cerca de 14 horas em cada ponto de coleta.

Em campo, os peixes capturados foram separados por redes e acondicionados em sacos plásticos devidamente etiquetados com o número da malha, nome do ponto e data da coleta, sendo colocados em galões de 50 litros contendo solução de formol 10% e levados ao laboratório da Estação de Hidrobiologia e Piscicultura

de Furnas. No laboratório o material foi lavado, identificado e mensurado. Para cada peixe obteve-se o comprimento padrão (cm) e o peso corporal (g).

Os dados referentes à biologia reprodutiva de algumas espécies de peixes do reservatório foram coletados entre junho/92 e julho/94. Fragmentos de gônadas de alguns exemplares capturados foram fixados em Solução de Bouin por 8 a 12 horas, para serem submetidos às técnicas histológicas de rotina. No laboratório, os peixes foram dissecados e de cada exemplar registrou-se os seguintes dados: comprimento total (CT), sexo, estágio de maturação gonadal (EMG) e peso das gônadas (PG). Estes dados foram utilizados para o cálculo do índice gonadosomático ($IGS = PG \times 100/PC$). As demais informações acerca da biologia reprodutiva das espécies do reservatório foram obtidas a partir da literatura disponível.

Em virtude da ausência de estudos sobre a dieta das espécies especificamente no reservatório de Furnas, foram utilizados no presente relatório dados secundários obtidos para estas espécies em outros reservatórios do sistema do Alto Paraná.

Os dados do desembarque pesqueiro aqui utilizados foram coletados durante 2004 e 2005 através de apontamentos feitos diariamente em 3 locais no reservatório, contendo: número do pescador, petrechos utilizados, quantidade, comprimento, altura e tamanho da malha de redes utilizadas, data da saída e chegada do pescador, produção total e por espécie de pescado.

As fichas contendo os dados acima foram preenchidas através de apontadores locais previamente treinados para tal, e recolhidas mensalmente pela equipe de Furnas. Cada apontador recebeu um salário mínimo mensal para realizar esta tarefa. Os dados coletados foram armazenados em banco de dados previamente elaborado por Furnas.

Para a coleta dos dados, optou-se pela escolha de locais onde houvesse um número significativo de pescadores, concentrados em um ponto de venda, objetivando facilitar o trabalho. Desta forma, foram amostradas apenas estações de desembarque situadas no braço do rio Sapucaí, uma vez que, no braço do rio Grande, não foi encontrado local com estas características (FURNAS, 2000). Deve-se ressaltar que pescadores das localidades de Carmo do Rio Claro e Campo do Meio, situadas junto ao rio Sapucaí, vão pescar regularmente no braço do rio Grande.

Capturas em Número e Biomassa

A abundância relativa da pesca experimental foi determinada através da captura por unidade de esforço (CPUE), definida como o somatório do número (CPUE_n) ou biomassa (CPUE_b em Kg) de peixes/100 m² das redes empregadas/14 horas. Este procedimento possibilitou comparações quantitativas entre espécies e estações amostradas, sendo obtido da seguinte forma:

$$CPUE_n = \sum_{i=1}^n N/E \cdot 100$$

e

$$CPUE_b = \sum_{i=1}^n B/E \cdot 0,1$$

Onde:

CPUE_n = captura em número em 100 m² por unidade de esforço;

CPUE_b = captura em biomassa (kg) em 100 m² por unidade de esforço;

N = nº de peixes capturados para um determinado tamanho de malha;

n = tamanhos de malha empregados (3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12, 14, 16, 18);

B = biomassa (g) dos peixes capturados para um determinado tamanho de malha;

E = esforço de pesca para um dado tamanho de malha (área de rede empregada) durante o tempo de exposição.

Os percentuais de CPUE em número e biomassa foram utilizados na maioria das análises, para se ter uma melhor idéia da participação relativa das espécies nas capturas. A CPUE_n serviu também como base para o cálculo da riqueza específica, bem como dos índices de diversidade e similaridade utilizados.

Riqueza Específica e Diversidade

O número total de espécies capturadas com redes de emalhar foi utilizado como indicador da riqueza na comparação entre as estações amostradas.

Para a estimativa da diversidade entre as estações do reservatório (beta-diversidade), foram utilizados dois índices baseados na abundância proporcional das espécies: Shannon (H') e Simpson (D).

O índice de Shannon é derivado da teoria da informação e assume que os indivíduos foram amostrados aleatoriamente de uma população virtualmente infinita (Pielou, 1977), e que todas as espécies estão representadas na amostra. O índice de Simpson, por sua vez, é influenciado mais pela abundância das espécies comuns do que pela riqueza, sendo por isto chamado de índice de dominância (Magurran, 2004). Estes índices estão descritos em Magurran (2004), entre outros, sendo assim representados:

Índice de Shannon (H'):

$$H' = - \sum [(ni / N) \cdot \ln(ni / N)]$$

Onde:

ni = número de peixes da espécie i contido nas amostragens;

N = número total de peixes capturados nas amostragens;

\ln = logaritmo natural.

Índice de Simpson (D):

$$D = \sum \left(\frac{ni(ni - 1)}{N(N - 1)} \right)$$

Onde:

ni = número de indivíduos de uma dada espécie;

N = número total de indivíduos.

No caso do índice de Simpson, a forma inversa (1/D) foi empregada, para permitir que um aumento do índice corresponda efetivamente a uma maior diversidade e menor dominância.

A equitabilidade (E) derivada do índice de Shannon foi também calculada:

$$E = H'/\log S$$

Onde

S = número total de espécies

Similaridade Ictiofaunística

A similaridade entre os reservatórios foi estimada através do índice de Sorensen (C_n) para dados quantitativos, conforme contido em Magurran (2004):

$$C_n = \frac{2_{jN}}{(aN + bN)}$$

onde:

aN = número total de indivíduos das espécies no primeiro reservatório

bN = número total de indivíduos das espécies no segundo reservatório

jN = soma da menor abundância para uma dada espécie registrada em ambos os reservatórios

Com base em metodologia contida em Legendre & Legendre (1998), foi construída matriz de distancia (1- C_n) a partir de valores deste índice para as estações do reservatório. Esta foi então utilizada em uma análise de agrupamento para a confecção de dendrograma, empregando-se como método de ligação a associação média não balanceada (UPGMA).

As análises de biologia reprodutiva das espécies do reservatório foram efetuadas a partir 7362 exemplares (4161 fêmeas e 3201 machos) pertencentes a 10 espécies. Os seguintes parâmetros reprodutivos foram avaliados: proporção e tamanho de primeira maturação sexual, época de reprodução, índice gonadosomático (IGS) fecundidade total, tipo de desova e comportamento reprodutivo.

Os principais itens alimentares, bem como as categorias tróficas foram determinadas com base em classificação descrita por Hahn *et al.* (1998) para os peixes da área de influência do reservatório de Itaipu, bacia do Alto Paraná.

Pesca Artesanal

Para a análise da pesca artesanal, foram utilizados os dados coletados entre janeiro de 2004 a dezembro de 2005, nas estações FU30 (Carmo), FU50 (Campo do Meio) e FU60 (Barranco Alto), todas situadas no braço do reservatório correspondente ao rio Sapucaí. Por razões de disponibilidade e por ser o modo de pesca mais representativo nos locais amostrados, apenas os dados da pesca com redes de emalhar foram utilizados nas análises.

Composição em Espécies do Reservatório

Levando-se em conta as coletas efetuadas com redes de emalhar entre julho/92 e dezembro/05, e incluindo-se também as espécies capturadas em arrastos marginais, registradas na pesca profissional ou citadas em relatórios técnicos, são descritas até o momento 53 espécies para o reservatório de Furnas (Tabela 15),

distribuídas em 5 ordens e 15 famílias. Este número é superior aos registrados para outros reservatórios do Alto e Médio rio Grande, que incluem 36 espécies para Camargos (Morgués-Schurter & Silva, 1994), 25 para Itutinga (Alves *et al.*, 1998) e 28 para L. C. B. de Carvalho (Santos, 1999), é quase idêntico ao encontrado para Volta Grande (52) (CEMIG, 1986; Santos, 1994;), situado na porção média deste rio, e abaixo das 64 espécies descritas para Marimbondo, no trecho inferior do rio Grande (Santos, 1999). O presente levantamento representa para Furnas 24,0 % das 221 espécies registradas por Agostinho *et al.* (1995) para o Alto Paraná, excluindo a bacia do rio Iguaçu.

Entre as espécies capturadas ou citadas, 33 pertencem à ordem Characiformes (62,3 %), 13 são Siluriformes (24,5 %), 4 Perciformes (7,5 %), 2 Gymnotiformes (3,8 %) e 1 Cypriniformes (1,9 %).

O alto percentual de Characiformes e Siluriformes em relação ao número total de espécies encontradas reflete um padrão geral característico dos rios da América do Sul (Lowe-McConnell, 1975, 1987). Agostinho (1994a), com base na literatura então disponível, relata uma leve predominância de Characiformes sobre os Siluriformes em relação ao número de espécies na região neotropical, contrariamente ao que tem sido observado para a maioria dos reservatórios do rio Grande, onde este predomínio tem sido acentuado. De fato, embora Characiformes e Siluriformes representem mais de 86 % do número total de espécies em Furnas, a primeira ordem tem uma proporção aproximada de 3:1 em relação à segunda. Este padrão é similar ao descrito para outros reservatórios do rio Grande como L.C.B. de Carvalho (60,7/25,0 %) e Marimbondo (62,5/20,2 %) (Santos, 1999), sendo determinado principalmente pela presença de pequenos caracídeos de gêneros como *Piabina*, *Bryconamericus*, *Apareiodon* e *Characidium*, que utilizam as regiões marginais destes ambientes.

Tabela 15 – Espécies capturadas ou citadas para o reservatório da UHE Furnas, levando-se em conta os dados da pesca experimental e artesanal obtidos no período de julho/1992 a abril/2005, bem como informações obtidas a partir de dados secundários, baseada na classificação supra-específica proposta por Lauder & Liem (1983).

Espécies	Nome vulgar
Ordem Characiformes	
Família Characidae	
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Reinhardt, 1874)	peixe-cachorro
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	lambari-do-rabo-amarelo ⁽⁶⁾
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	lambari-do-rabo-vermelho ⁽⁶⁾
<i>Astyanax schubarti</i> Britski, 1964	lambari
<i>Brycon nattereri</i> Gunther, 1864	pirapitinga ⁽¹⁾
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1908	piaba ⁽⁴⁾
<i>Cheirodon stenodon</i> Eigenmann, 1915	pequira ⁽⁴⁾
<i>Galeocharax knerii</i> (Steindachner, 1878)	cigarra ⁽⁶⁾
<i>Metynnis maculatus</i> (Kner, 1859)	pacu-prata
<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes & Gery, 1983	lambari-bocarra
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1866	piaba ⁽⁴⁾
<i>Salminus hilarii</i> Valenciennes, 1849	tabarana ⁽⁶⁾
<i>Salminus brasiliensis</i> Valenciennes, 1840	dourado ^(1, 3, 6)
<i>Serrapinus heterodon</i> (Eigenmann, 1915)	piaba ⁽⁴⁾
<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg, 1887)	pacu-caranha ^(1, 2)
Família Crenuchidae	
<i>Characidium fasciatum</i> Reinhardt, 1866	pequira ⁽⁴⁾
Família Erythrinidae	
<i>Hoplias lacerdae</i> Miranda-Ribeiro, 1908	trairão ^(2, 3, 6)
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	traíra ⁽⁶⁾
Família Parodontidae	
<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879)	canivete ⁽⁶⁾
<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann, 1907)	canivete ⁽⁴⁾
Família Curimatidae	
<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernandez-Yepepe, 1948)	sagüiru ⁽⁶⁾
<i>Cyphocharax nagelii</i> (Steindachner, 1881)	sagüiru
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernandez-Yepepe, 1948)	sagüiru ⁽⁶⁾
Família Anostomidae	
<i>Leporellus vittatus</i> (Valenciennes, 1850)	ferreirinha
<i>Leporinus amblyrhynchus</i> Garavella & Britski, 1987	piau trombeta
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	piau-três-pintas ⁽⁶⁾
<i>Leporinus macrocephalus</i> Garavella & Britski, 1988	piavussu ⁽²⁾

<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1847)	piapara ^(1, 6)
<i>Leporinus octofasciatus</i> Steindachner, 1915	timburé ⁽⁶⁾
<i>Leporinus</i> sp. (= <i>L. elongatus</i> Valenciennes, 1849)	piapara ⁽¹⁾
<i>Leporinus striatus</i> Kner, 1858	timburé
<i>Schizodon nasutus</i> Kner, 1859	campineiro ⁽⁶⁾
Família Prochilodontidae	
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)	curimbatá ^(1, 3, 6)
Ordem Gymnotiformes	
Família Gymnotidae	
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	tuvira
Família Sternopygidae	
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1842)	sarapó
Ordem Siluriformes	
Família Callichthyidae	
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	tamboatá ⁽²⁾
Família Loricariidae	
<i>Hypostomus</i> cf. <i>myersi</i> Gosline, 1947	casculo ⁽⁵⁾
<i>Hypostomus</i> sp3. (de Igarapava)	casculo ⁽⁵⁾
<i>Hypostomus</i> sp4. (de Igarapava)	casculo ⁽⁵⁾
<i>Hypostomus variipictus</i> (Ihering, 1911)	casculo ⁽⁵⁾
<i>Hypostomus regani</i> (Ihering, 1905)	casculo ⁽⁵⁾
Família Pimelodidae	
<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lutken, 1874)	mandi beiçudo ⁽⁶⁾
<i>Pimelodella</i> sp.	mandizinho
<i>Pimelodus blochii</i> Valenciennes, 1840	mandi
<i>Pimelodus fur</i> (Reinhardt, 1874)	mandi prata ⁽⁶⁾
<i>Pimelodus maculatus</i> Lacépède, 1803	mandi amarelo ⁽⁶⁾
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	bagre ⁽⁶⁾
Família Auchenipteridae	
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	cangati
Ordem Perciformes	
Família Cichlidae	
<i>Cichla monoculus</i> Spix & Agassiz, 1831	tucunaré ^(2, 6)
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	acará ⁽⁶⁾
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	tilápia do Nilo ^(2, 6)
<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897)	tilápia do Congo ⁽²⁾
Ordem Cypriniformes	
Família Cyprinidae	
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	carpa comum ⁽²⁾

1- Espécie grande migradora. 2- Espécie introduzida na bacia do Alto Paraná ou em determinados locais desta bacia. 3- Espécie repovoada pela EHP-Furnas. 4- Espécie constante apenas do levantamento realizado em represas do rio Grande (CETESB, 1976), e não capturada em amostragens posteriores no reservatório de Furnas. 5- Espécie identificada segundo diagnose contida em CEMIG-IESA (1989) referente às espécies do rio Grande na área da atual UHE Igarapava. 6- Espécie também capturada na pesca profissional.

Um total de oito espécies introduzidas, três seriam exóticas (definidas aqui como espécies oriundas de outros países) e cinco seriam alóctones (espécies trazidas de outras bacias brasileiras ou mesmo da bacia do Paraná, mas que não ocorriam originalmente na área compreendida pelo reservatório de Furnas) registradas na literatura para a bacia do Alto Paraná, foram até o momento capturadas em Furnas (Tabela 16).

Tabela 16 – Espécies introduzidas na bacia do Alto Paraná.

Espécies exóticas	
Bagre africano	(<i>Clarias gariepinus</i>)
Black-bass	(<i>Micropterus salmoides</i>)
Carpa cabeça-grande	(<i>Aristichthys nobilis</i>)
Carpa comum	(<i>Cyprinus carpio</i>) ¹
Carpa capim	(<i>Ctenopharingodon idella</i>)
Peixe-rei	(<i>Odontheistes bonariensis</i>)
Tilápia do Nilo	(<i>Oreochromis niloticus.</i>) ¹
Tilápia do Congo	(<i>Tilapia rendalli</i>) ¹
Truta arco-íris	(<i>Oncorhynchus mykiss</i>)
Espécies alóctones	
Apaiari	(<i>Astronotus ocellatus</i>)
Acará	(<i>Geophagus surinamensis</i>)
Acará	(<i>Satanoperca pappaterra</i>)
Barrigudinho	(<i>Poecilia reticulata</i>)
Corvina	(<i>Plagioscion squamosissimus</i>)
Mato-grosso	(<i>Hypessobrycon eques</i>)
Pacu-caranha	(<i>Piaractus mesopotamicus</i>) ^{1,2}
Pacu-prata	(<i>Metynnis maculatus</i>)
Piavussu	(<i>Leporinus macrocephalus</i>) ¹
Sardinha	(<i>Triporthus angulatus</i>)
Tambaqui	(<i>Colossoma macropomum</i>)
Tamboatá	(<i>Hoplosternum littorale</i>) ¹
Trairão	(<i>Hoplias lacerdae</i>) ¹
Tucunaré	(<i>Cichla monoculus</i>) ¹
Tucunaré	(<i>Cichla temensis</i>)

1- Espécie capturada no reservatório de Furnas.

2- Espécie pertencente à bacia do rio Paraná, ocorrendo originalmente apenas à jusante do salto de Marimbondo.

Fonte: Godoy (1975), Gery (1977), Bard *et al.* (1978), CEMIG (1986), Agostinho (1994a), Santos (1994), Agostinho *et al.* (1995), Agostinho & Julio Jr. (1996), CESP (1996), Oliveira & Moraes (1997), Alves *et al.* (1999), Santos & Formagio (2000), Alves *et al.* (no prelo), Furnas C. Elétricas (com. pes.).

Segundo Agostinho *et al.* (1995) mais de 20 espécies (alóctones e exóticas) foram introduzidas na bacia do Alto Paraná nos últimos 50 anos, na maioria dos casos visando incrementar a pesca profissional e esportiva. As demais introduções ocorreram acidentalmente, através do rompimento ou escape de barragens e tanques. O número de espécies introduzidas é similar ao encontrado em Marimbondo (7) (Santos, 1999) e Volta Grande (7) (Santos, 1994), e maior que os citados para Água Vermelha (5) (CESP, 1996), L. C. B. de Carvalho (3) (Santos, 1999) e Itutinga (2) (Alves *et al.* 1998), todos reservatórios do rio Grande.

Capturas em Número e Biomassa da Pesca Experimental

Alguns dados biométricos das espécies capturadas com redes de emalhar na pesca experimental entre 1996 e 2005 são mostrados na Tabela 17.

As mais capturadas são de pequeno a médio porte e não estritamente piscívoras, como canivete (*Apareiodon affinis*), lambari (*Astyanax fasciatus*) e saguiru (*Steindachnerina insculpta* e *Cyphocharax modestus*), exceção feita ao piscívoro *Galeocharax knerii* (Cigarra) e ao mandi-amarelo (*Pimelodus maculatus*), que pode atingir mais de 35,0 cm de CP e 2,0 Kg de PC. Por outro lado, as espécies grandes migradoras (*Salminus brasiliensis*, *Prochilodus lineatus*, *Leporinus obtusidens*, *Leporinus* sp e *Brycon nattereri*), embora presentes no reservatório, foram capturadas em menor número. Entretanto, boa parte destes eram jovens, o que indica a existência de recrutamento destas espécies na bacia de drenagem de Furnas. O maior espécimen capturado até o presente momento na pesca experimental do reservatório foi um exemplar de dourado (*S. brasiliensis*) medindo 60,0 cm de CP e pesando 5,0 Kg.

Levando-se em conta o esforço empregado, capturas por unidade de esforço em número e biomassa recentes (2005) neste reservatório refletem o padrão acima descrito, com predominância de espécies de pequeno a médio porte e não-piscívoras (Fig. 24). De fato, entre as 8 espécies mais abundantes em número capturadas neste período, 5 dificilmente excedem os 15,0cm de CP (*A. affinis*, *A. fasciatus*, *Leporinus striatus*, *S. insculpta* e *Astyanax altiparanae*), e duas não ultrapassam os 30,0cm de CP (*Iheringichthys labrosus* e *G. knerii*). *I. labrosus*, *A. affinis*, *P. maculatus* e *G. knerii* e foram as espécies mais abundantes em número em 2005, respondendo por 47,6%, 13,5%, 9,3% e 8,3% das capturas, respectivamente. Por sua vez, as 4 espécies acima foram responsáveis também pela maior biomassa de peixes do reservatório neste ano, com 41,4%, 7,4%, 12,3% e 11,7%, respectivamente, do total capturado (Fig. 24, Tabela 18).

Comparando-se a situação atual da ictiofauna de Furnas com o quadro descrito por Santos (1999) entre 1992/94 para o mesmo reservatório (Fig. 25), observamos que as 3 espécies mais abundantes à época (*A. fasciatus*, *I. labrosus* e *G. knerii*, responsáveis por 28%, 15% e 12% das capturas em número e por 11,7%, 17,3% e 17,3% das capturas em biomassa, respectivamente) estão também, ao lado de *A. affinis* e *P. maculatus*, entre as que hoje dominam a ictiofauna do reservatório.

Durante o ano de 2005, as maiores capturas totais em número e biomassa ocorreram em Guapé (FU20) no rio Grande, e Fama (FU70), no rio Sapucaí, e as menores na estação Turvo (FU10) (Fig. 26).

O predomínio das espécies acima citadas se estende ao longo do reservatório, abrangendo todas as suas regiões. Com exceção de FU10, nos demais locais amostrados na pesca experimental *I. labrosus* foi a espécie mais capturada, sendo que em FU20 e FU70 esta espécie representou mais de 50 % das capturas em número e/ou biomassa (Fig. 27).

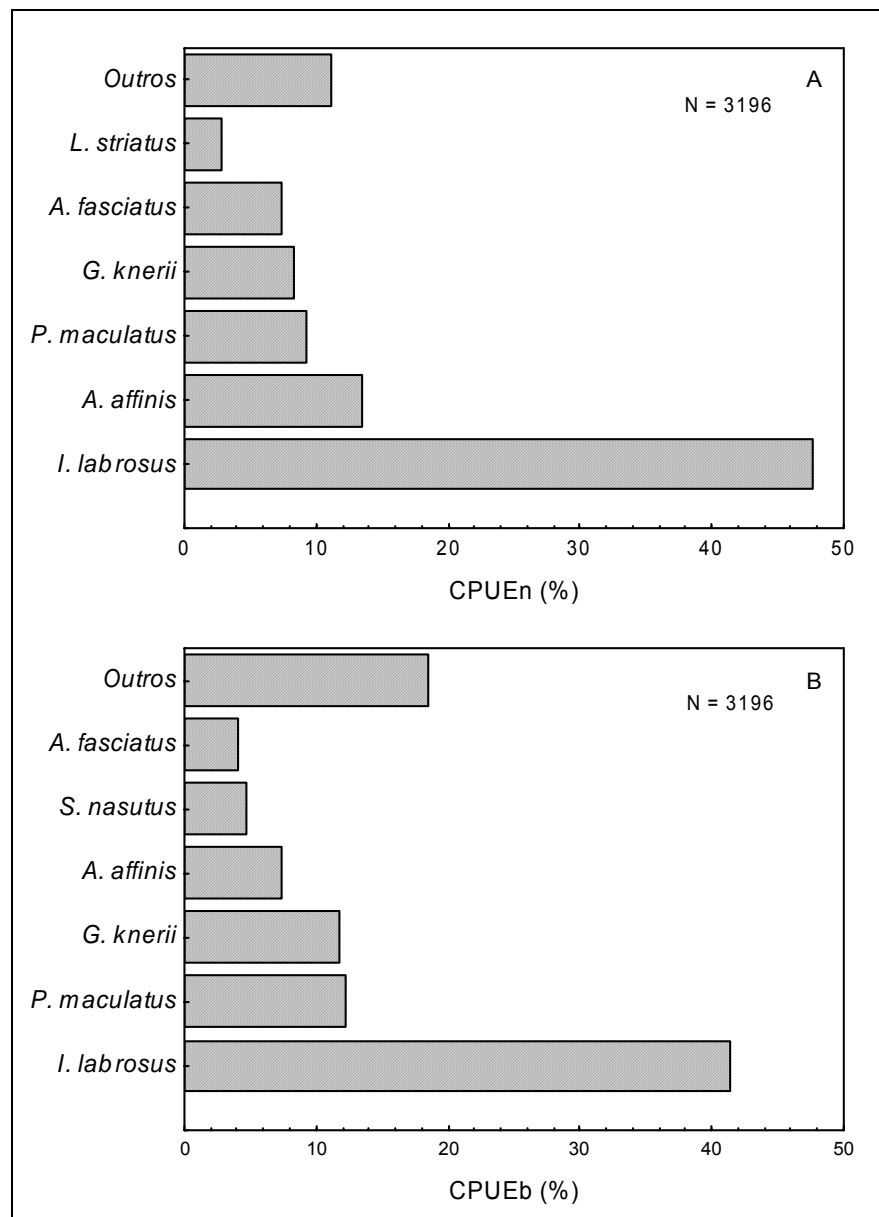


Figura 24 – Percentual de capturas em número (A) e biomassa (B) para as espécies do reservatório de Furnas, obtidos a partir de coletas trimestrais entre janeiro e dezembro de 2005. CPUE = Capturas por unidade de esforço em número (n) e biomassa (b); N = número de exemplares utilizados.

Tabela 18 – Capturas por unidade de esforço em número (CPUE_n) e biomassa (CPUE_b) das espécies capturadas com redes de emalhar na pesca experimental no reservatório da UHE Furnas no período de janeiro a dezembro de 2005 (CPUE_n = N^o de indivíduos/100 m² de rede/14horas; CPUE_b = Kg /100m² de redes/ 14 horas).

Espécie	CPUE_n	%	Espécie	CPUE_b	%
<i>I. labrosus</i>	195,62	47,60	I. labrosus	8,85	41,36
<i>A. affinis</i>	55,44	13,49	<i>P. maculatus</i>	2,63	12,29
<i>P. maculatus</i>	38,12	9,28	<i>G. knerii</i>	2,51	11,73
<i>G. knerii</i>	34,04	8,28	<i>A. affinis</i>	1,58	7,41
<i>A. fasciatus</i>	30,18	7,34	<i>S. nasutus</i>	1,01	4,71
<i>L. striatus</i>	11,79	2,87	<i>A. fasciatus</i>	0,86	4,04
<i>A. altiparanae</i>	9,45	2,30	<i>S. insculpta</i>	0,46	2,14
<i>S. insculpta</i>	8,28	2,01	<i>L. striatus</i>	0,36	1,71
<i>S. nasutus</i>	4,84	1,18	<i>L. octofasciatus</i>	0,36	1,68
<i>L. octofasciatus</i>	4,58	1,11	<i>P. lineatus</i>	0,35	1,65
<i>C. monoculus</i>	3,83	0,93	<i>H. lacerdae</i>	0,35	1,63
<i>L. amblyrhynchus</i>	2,53	0,61	<i>C. monoculus</i>	0,34	1,60
<i>P. bloch</i>	2,25	0,55	<i>L. obtusidens</i>	0,31	1,45
<i>E. virescens</i>	1,96	0,48	<i>L. friderici</i>	0,27	1,28
<i>C. modesta</i>	1,26	0,31	<i>A. altiparanae</i>	0,22	1,04
<i>L. obtusidens</i>	1,09	0,26	<i>Leporinus</i> sp	0,18	0,83
<i>H. lacerdae</i>	1,01	0,25	<i>L. amblyrhynchus</i>	0,17	0,78
<i>L. friderici</i>	0,81	0,20	<i>C. modesta</i>	0,12	0,56
<i>L. vittatus</i>	0,70	0,17	<i>T. rendalii</i>	0,08	0,38
<i>T. rendalii</i>	0,50	0,12	<i>H. litoralle</i>	0,08	0,35
<i>Leporinus</i> sp	0,50	0,12	<i>P. bloch</i>	0,07	0,32
<i>H. litoralle</i>	0,48	0,12	<i>H. malabaricus</i>	0,05	0,24
<i>P. fur</i>	0,42	0,10	<i>E. virescens</i>	0,05	0,21
<i>G. brasiliensis</i>	0,23	0,06	<i>L. vittatus</i>	0,05	0,21
<i>Hypostomus</i> spp	0,23	0,06	<i>G. brasiliensis</i>	0,02	0,11
<i>P. lineatus</i>	0,23	0,06	<i>Hypostomus</i> spp	0,02	0,10
<i>G. carapo</i>	0,21	0,05	<i>G. carapo</i>	0,02	0,08
<i>H. malabaricus</i>	0,21	0,05	<i>P. fur</i>	0,01	0,05
<i>S. brasiliensis</i>	0,14	0,03	<i>H. reggani</i>	0,01	0,05
<i>H. reggani</i>	0,07	0,02	<i>S. brasiliensis</i>	0,00	0,02
Total	410,98	100,00	Total	21,39	100,00

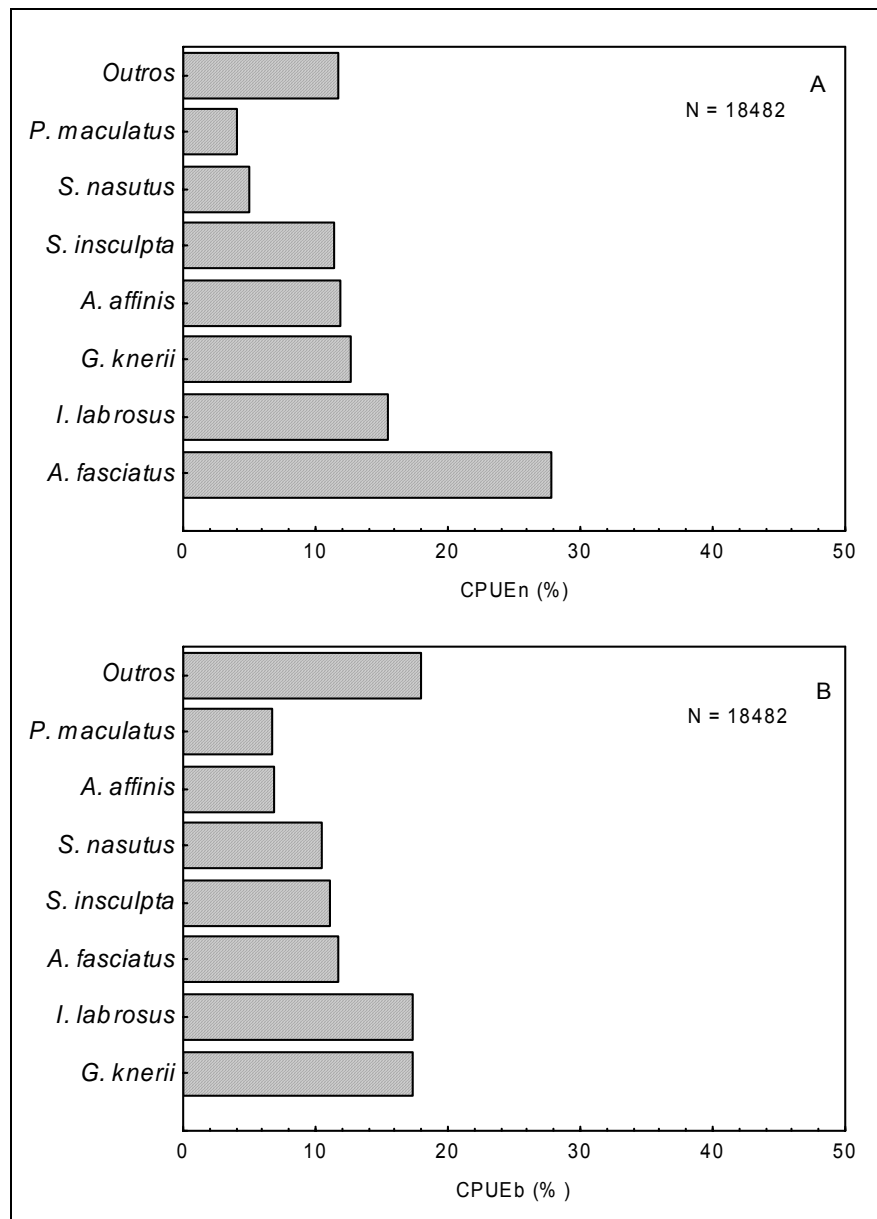


Figura 25 – Percentual de capturas em número (A) e biomassa (B) para as espécies mais capturadas no reservatório de Furnas, levando-se em conta coletas bimestrais entre agosto/92 e junho/94. CPUE = Capturas por unidade de esforço em número (n) e biomassa (b); N = número de exemplares utilizados (Fonte: Santos, 1999).

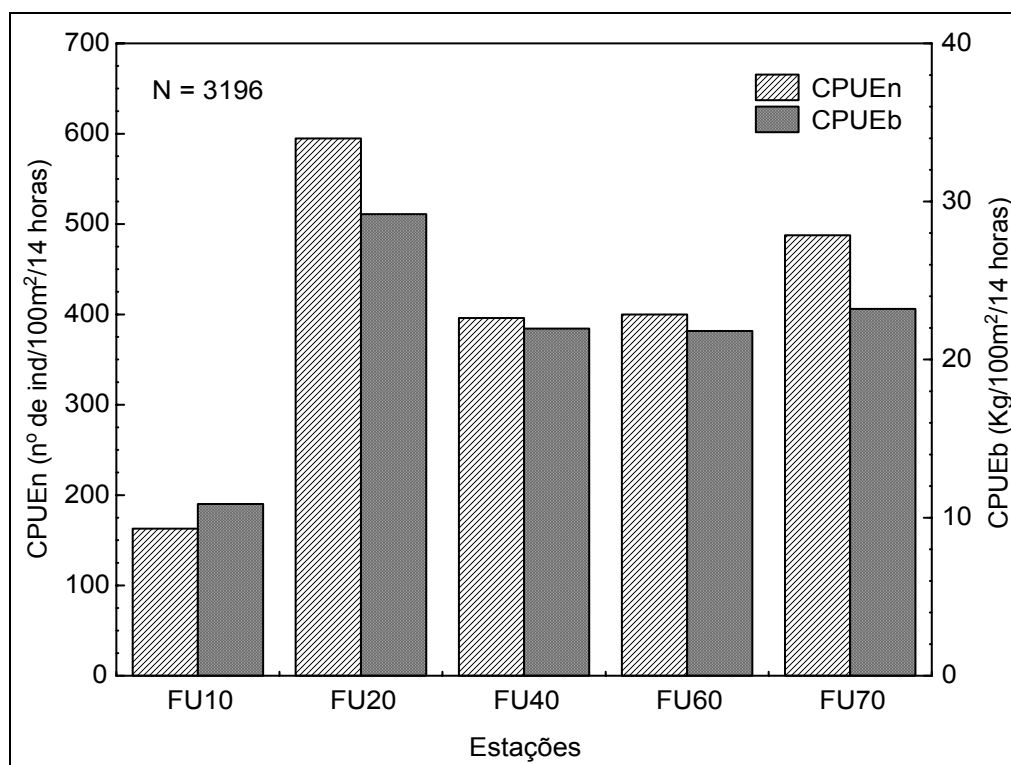


Figura 26 – Capturas em número (CPUEn) e biomassa (CPUEb) totais para as espécies de peixes do reservatório de Furnas por estação, levando-se em conta coletas trimestrais entre janeiro e dezembro de 2005.

O quadro atual concorda com os dados obtidos entre 1992-94 por Santos (1999), segundo os quais a estação FU70 (Fama) foi a mais produtiva tanto em número quanto em biomassa, enquanto a estação mais próxima à barragem então amostrada - cerca de 15 km a montante de FU10 - obteve as menores capturas. Naquela ocasião, *A. fasciatus* liderou as capturas em número em 3 das 4 estações amostradas, com percentuais de 55 %, 32 % e 25 %, ao passo que *I. labrosus* ficou em segundo lugar em número (18 % e 19 %) e primeiro em biomassa (20 % e 22 %) nas estações do rio Sapucaí então amostradas (Carmo do rio Claro e Fama).

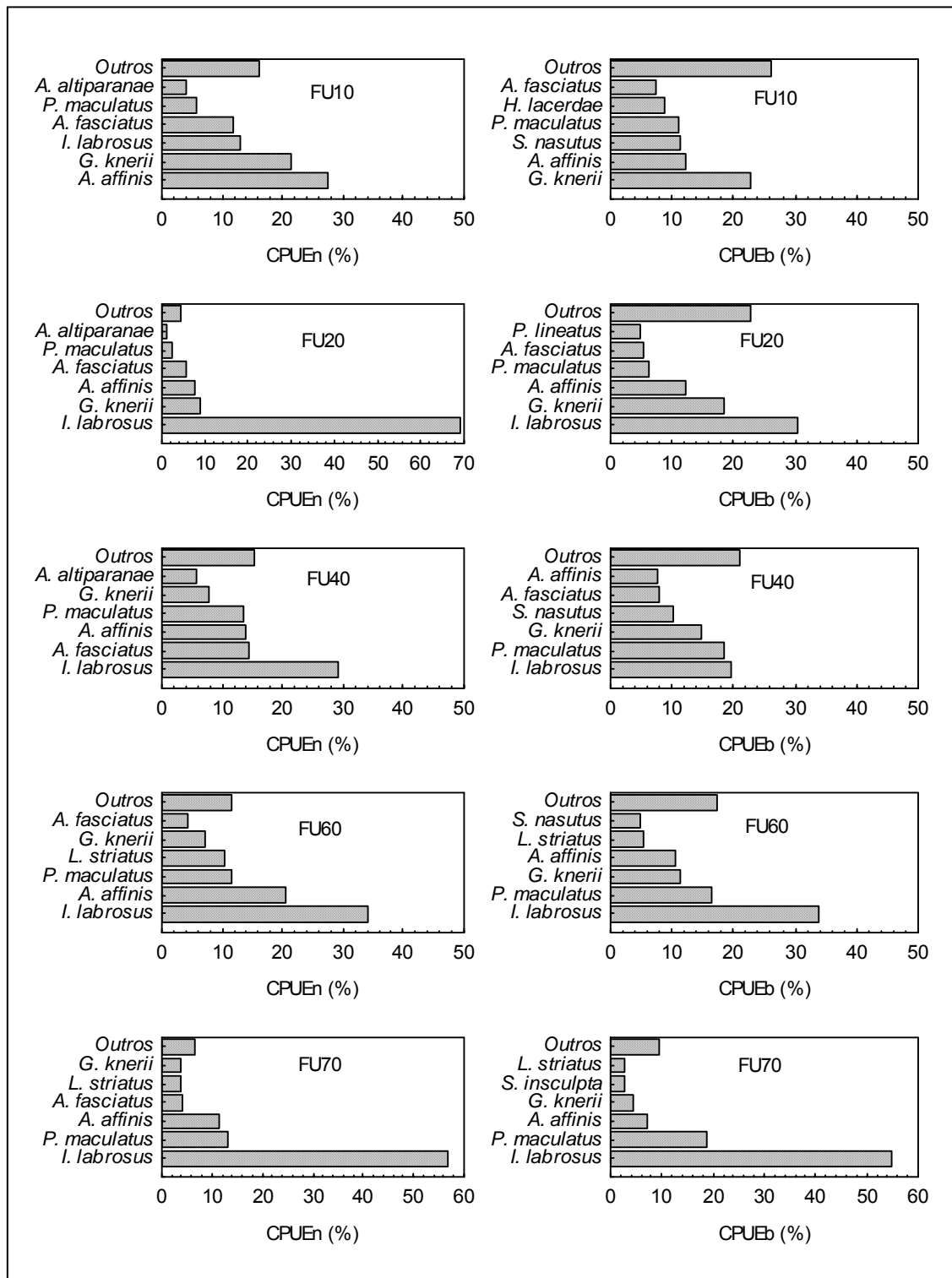


Figura 27 – Percentual de capturas em número (CPUE_n) e biomassa (CPUE_b) por local, para as espécies de peixes do reservatório de Furnas, entre janeiro e dezembro de 2005 (N = 3196).

A permanência de *A. fasciatus* entre as espécies mais capturadas, ao lado de outras não piscívoras de pequeno porte, como *A. affinis* e *I. labrosus*, provavelmente se deve à utilização por parte destas espécies dos recursos alimentares disponíveis, e ao fato da abundância em número de predadores, como *G. knerii*, não ultrapassar 20 % das capturas totais neste reservatório. Assembléias de peixes com dominância de espécies não piscívoras são descritas para os reservatórios de Segredo (Agostinho *et al.*, 1997a), Itutinga (Alves *et al.*, 1998), Jurumirim (Carvalho *et al.*, 1998), entre outros.

A estrutura atual da ictiofauna de Furnas é similar à de alguns reservatórios do rio Grande, como L. C. B. de Carvalho e Mascarenhas de Moraes. Entretanto, é totalmente distinta da outros reservatórios do mesmo rio, como Volta Grande, Marimbondo e Porto Colômbia, onde a corvina (*Plagioscion squamosissimus*) está estabelecida e se tornou uma das espécies mais abundantes, como constatado por Santos (1999) e Santos & Formagio (2000). De fato, em Marimbondo, *P. squamosissimus* se tornou a espécie dominante, com quase 47 % de participação nas capturas, ao passo que espécies de pequeno porte como *A. fasciatus*, *A. altiparanae*, *S. insculpta* e *I. labrosus* tiveram seus estoques drasticamente reduzidos neste reservatório (Fig. 28).

Esta última espécie, uma das mais abundantes no reservatório de Furnas, aparentemente sofreu extinção local em Marimbondo (Santos, 1999; Santos & Formagio, 2000). O fato de *I. labrosus* não ter sido capturado em Marimbondo, ao longo do monitoramento realizado periodicamente por Furnas C. Elétricas S.A., nos últimos 10 anos, poderia confirmar tal hipótese. Os autores acima relacionam a ausência desta espécie neste e em outros reservatórios do rio Grande onde a corvina está bem estabelecida, à pressão de predação exercida por esta espécie exótica piscívora sobre as espécies nativas de pequeno porte.

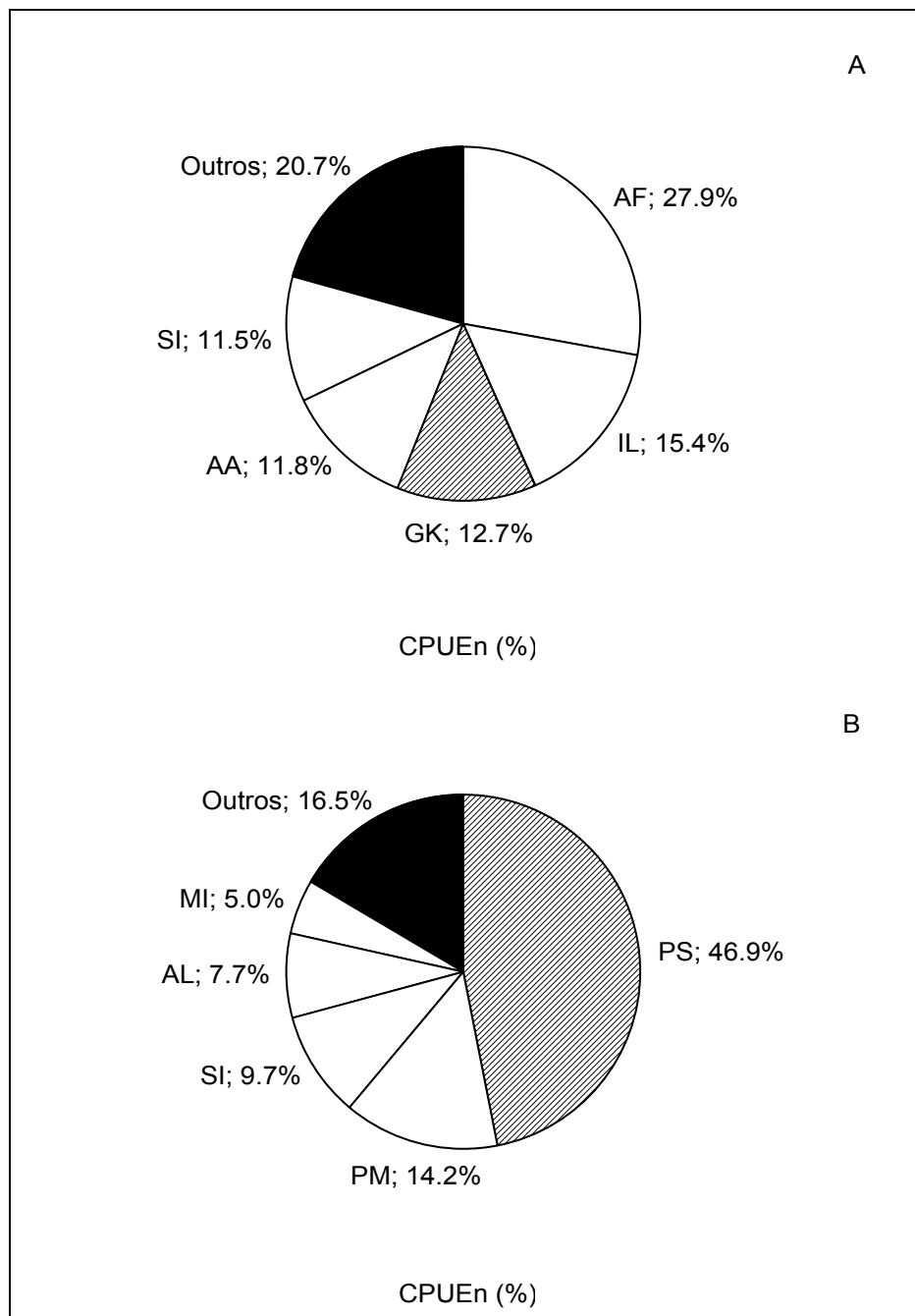


Figura 28 – Percentual da captura por unidade de esforço em número (CPUEn) para as espécies mais capturadas nos reservatórios de Furnas (A) e Marimbondo (B), entre agosto/92 e julho/94. (AL= *A. altiparanae*; AF= *A. fasciatus*; AA= *A. affinis*; GK= *G. knerii*; IL= *I. labrosus*; MI= *M. intermedia*; PM= *P. maculatus*; SI= *S. insculpta*; PS= *P. squamosissimus*). Fonte: Santos & Formagio (2000).

Riqueza Específica, Diversidade e Similaridade

Levando-se em conta apenas as espécies capturadas com redes de emalhar, a riqueza por local amostrado variou de 17 espécies em FU10 até 25 em FU40 (Tabela 19).

Tabela 19 – Valores de riqueza específica (nº de espécies capturadas apenas com redes de emalhar) nas, diversidade, estimada através dos índices de Shannon (H') e Simpson (1/S) e equitabilidade (E) obtidos a partir da CPUEn das espécies do reservatório de Furnas durante o período de janeiro a dezembro de 2005.

	FUR10	FU20	FU40	FU60	FU70
Nº Esp	17	22	25	19	20
1/S	6,20	2,02	6,41	5,20	2,77
H'	2,13	1,24	2,19	2,01	1,52
E	0,75	0,40	0,68	0,68	0,51
Var H'	0,00056	0,00035	0,00027	0,00028	0,00035

Os maiores valores de diversidade calculados a partir dos índices de Shannon e Simpson foram registrados para a estação FU40 (Porto Fernandes), seguido por FU10 (Turvo) e FU60 (Barranco Alto), enquanto os mais baixos valores ocorreram em FU20 (Guapé) e FU70 (Fama) (Tabela 19). Estas duas últimas estações exibiram as maiores capturas em número (Fig. 26) com dominância de *I. labrosus* (Fig. 27), o que explica a baixa diversidade observada, ao contrário das demais estações amostradas, onde o predomínio desta espécie não foi tão acentuado, tendo como conseqüência uma maior diversidade. A dominância de *I. labrosus* refletiu-se também na equitabilidade, que foi mais baixa em FU20 e FU70.

Dominância de determinadas espécies em certas épocas e locais do reservatório de Furnas, bem como em outros reservatórios do rio Grande, parece ser um fato comum. Santos (1999) encontrou acentuada dominância de *A. fasciatus* em um local de Furnas cerca de 30 km a montante da barragem, bem como de *Schizodon nasutus* no reservatório Luis C. B. de Carvalho e de *P. squamosissimus* e *P. maculatus* em Marimbondo, em estudos realizados nestes reservatórios entre 1992/94. Segundo Merona (1986/1987), variações espaciais de abundância podem resultar tanto da presença ou ausência das espécies, como da composição relativa destas. A maioria das espécies que vivem em Furnas ocorre em quase todas as estações amostradas deste reservatório. Assim eventuais variações significativas seriam determinadas principalmente pela abundância destas espécies nos locais e ao longo dos anos.

Baseado no índice de Sorensen para dados quantitativos, uma análise de classificação da comunidade revelou que foram registradas menores similaridades entre FU10 (Turvo) e as demais estações do reservatório do que entre as estações do rio Sapucaí (FU60 e FU70) e aquelas do rio Grande (FU20 e FU40) (Fig. 29).

A ausência de espécies migradoras (com exceção de *P. maculatus*, porém com baixas capturas), e de saguirus (especialmente *S. insculpta*, abundante nas demais estações), bem como a presença exclusiva de *Tilápia rendalii* durante o período amostrado, explicariam a baixa similaridade encontrada entre FU10 e as demais estações. A morfometria de FU10, bem como sua localização, situada na região lacustre do reservatório (é a estação mais próxima à barragem atualmente amostrada), em uma região fortemente escarpada e com alta declividade de terreno, poderia explicar a pequena abundância ou ausência de certos grupos como as espécies grandes migradoras e os saguirus.

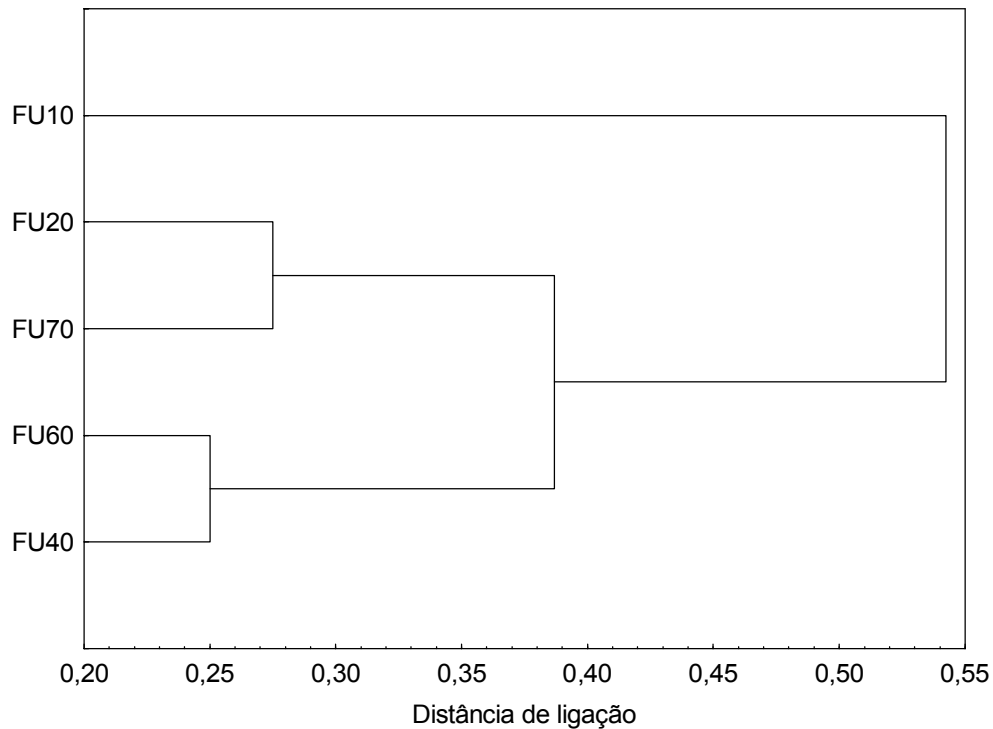


Figura 29 – Dendrograma de distâncias baseadas no índice de Sorensen (C_n) para dados quantitativos ($1-C_n$), utilizando o método de ligação da média aritmética não balanceada (UPGMA).

A maior abundância das espécies migradoras ocorre nas estações intermediárias e fluviais de Furnas. Normalmente, são representadas por indivíduos jovens, que utilizam estes setores do reservatório para se alimentar e raramente são capturados na região lacustre. Paralelamente, espécies adaptadas a ambientes lênticos ocorrem em maior abundância nas áreas próximas à barragem (Santos, 1999).

Por outro lado, os saguirus são peixes não migradores e iliófagos que necessitam de margens com pouca declividade para o acúmulo de sedimento e detritos, sua principal fonte de alimentação. A morfometria de FU10 seria desfavorável ao estabelecimento destas espécies neste local do reservatório.

Parâmetros Reprodutivos das Espécies do Reservatório de Furnas

As espécies estudadas até o momento em Furnas sob o ponto de vista reprodutivo (Tabela 20), em sua maioria mostram uma proporção sexual de 1:1, apresentam desova parcelada (desovam vários lotes de ovócitos durante um mesmo período reprodutivo), longos períodos de desova, de 4 a 10 meses, e alta frequência de fêmeas parcialmente desovadas, mostrando histologicamente, ovócitos em todas as fases de desenvolvimento e numerosos folículos pós-ovulatórios (Bazzoli, 2002).

A época de ocorrência de picos de reprodução (período no qual se concentra o maior número de desovas) depende da espécie, porém concentra-se entre outubro e março, com valores médios de IGS variando de $2,0 \pm 1,4$ (*I. labrosus*) até $14,6 \pm 2,4$ (*A. affinis*) para fêmeas e de $0,5 \pm 0,2$ (*I. labrosus*) a $2,7 \pm 1,5$ (*A. fasciatus*) para machos. A exceção aos padrões acima mencionados fica para *A. altiparanae* que mostra picos reprodutivos durante quase o ano inteiro, e para *Leporinus octofasciatus*, que possui desova do tipo total, embora exiba picos reprodutivos similares aos de algumas espécies de desova parcelada.

O comprimento total de primeira maturação sexual, aqui utilizado como indicativo do tamanho mínimo observado no qual a espécie se reproduz é variável entre as espécies já estudadas do reservatório, sendo os menores valores obtidos para *A. fasciatus* e os maiores para *P. maculatus*.

Embora ainda não existam informações disponíveis sobre fecundidade para as espécies de Furnas, baseando-se em dados de Agostinho *et al* (1995) para os peixes do reservatório de Itaipu, verifica-se que a fecundidade absoluta para as espécies da Tabela 20 é variável, indo de 3200 ovócitos para *A. altiparanae* até 130000 para *G. knerii*.

Tabela 25 – Principais parâmetros reprodutivos para machos (M) e fêmeas (F) de algumas espécies de peixes do reservatório de Furnas.

Espécies	N		OS F:M	CTPMS		ER	IGS		FA	TD	CR
	F	M		F	M		F	M			
<i>A. affinis</i>	728	720	1:1	9,0	8,8	Dez-Mar	14,6 ± 2,4	0,8 ± 0,3	6500	P	2
<i>A. altiparanae</i>	108	106	1:1	-	-	Ago-Abr	-	-	3200	P	2
<i>A. fasciatus</i>	850	454	2:1	6,3	6,4	Out-Mar	11,3 ± 4,5	2,7 ± 1,5	10000	P	2
<i>G. knerii</i>	853	935	1:1	17,2	12,9	Set-Dez	6,9 ± 4,2	0,6 ± 0,3	130000	P	2
<i>I. labrosus</i>	817	323	3:1	13,8	13,5	Out-Jan	2,0 ± 1,4	0,5 ± 0,2	-	P	2
<i>L. amblyrhynchus</i>	41	31	1:1	10,9	9,3	Out-Mar	-	-	-	P	2
<i>L. octofasciatus</i>	40	39	1:1	8,5	11,6	Nov-Jan	8,7 ± 8,0	1,8 ± 0,3	-	T	2
<i>P. maculatus</i>	12	22	1:2	24,0	22,7	Out-Jan	-	-	-	P	1
<i>S. insculpta</i>	511	250	2:1	11,0	15,5	Nov-Fev	8,3 ± 3,5	1,4 ± 0,9	-	P	2
<i>S. nasutus</i>	226	365	1:1	8,2	7,2	Set-Dez	13,2 ± 5,0	2,5 ± 1,0	77000	P	2
Total	4186	3245	-	-	-	-	-	-	-	-	-

PS = proporção sexual; CTPMS = comprimento total (em cm) de primeira maturação sexual; ER = época de reprodução (picos); IGS = índice gonadossomático médio para o estágio de maturação avançada/maduro; TD = tipo de desova (P = parcial; T = total); FA = Fecundidade absoluta (número de ovócitos em maturação avançada por fêmea). CR = comportamento reprodutivo (1- Fecundação externa, migrador, sem cuidado parental; 2 – Fecundação externa, não migrador, sem cuidado parental).

Fonte: Agostinho *et al* (1995); Vazzoler *et al* (1997); Bazzoli (2002); Ratton *et al* (2003); Magalhães *et al* (2004); Santos *et al* (2004).

Os resultados até aqui obtidos mostram que a ictiofauna de Furnas é formada predominantemente por espécies não migradoras, de desova parcelada, baixa fecundidade, período reprodutivo longo, fecundação externa e sem cuidado parental.

Aspectos da Dieta das Espécies do Reservatório de Furnas

As informações sobre a dieta de 31 espécies do reservatório de Furnas encontrados na literatura, permitiu o reconhecimento de 7 guildas tróficas (Tabela 21), segundo classificação de Hahn *et al* (1998). *P. mesopotamicus* e *S. nasutus* foram considerados essencialmente herbívoros, uma vez que se alimentam basicamente de algas filamentosas e vegetais superiores. Seis espécies foram classificadas como iliófagas/detritívoras, entre as quais *A. affinis* e as 3 espécies de saguirus ocorrentes no reservatório. Três espécies foram consideradas bentófagas, ingerindo principalmente invertebrados bentônicos (tecamebas, rotíferos, nematóides, microcrustáceos, moluscos e pequenas larvas de inseto), entre elas *I. labrosus*, uma das mais abundantes do reservatório.

Outras três espécies, todas do gênero *Astyanax* ingerem alimento de origem alóctone (insetos terrestres, geralmente formas adultas), enquanto 4 se alimentam predominantemente de formas jovens (ninfas e larvas) de insetos aquáticos. Entre os piscívoros destacam-se o dourado (*S. brasiliensis*) e o tucunaré (*C. monoculus*), além de outras 3 espécies nativas cujo hábito está descrito na literatura para a bacia do Alto Paraná.

Tabela 21 – Freqüência de itens na dieta de peixes do reservatório de Furnas baseada em informações de outros locais da bacia do Alto Paraná, segundo classificação de Hahn *et al* (1998). (1 = microcrustáceos; 2 = insetos aquáticos; 3 = insetos terrestres; 4 = outros invertebrados; 5 = peixes; 6 = algas unicelulares; 7 = algas filamentosas; 8 = vegetais superiores; 9 = detrito/sedimento).

Espécies	Principais recursos alimentares								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Herbívoros									
<i>Piaractus mesopotamicus</i>								+++	
<i>Schizodon nasutus</i>		+					+++		
Iliófagos/Detrítívoros									
<i>Apareiodon affinis</i>		+		+			+		+++
<i>Cyphocharax modestus</i>				+		+			+++
<i>Cyphocharax nagelii</i>				+		+			+++
<i>Geophagus brasiliensis</i>									+++
<i>Prochilodus lineatus</i>				+		+			+++
<i>Steindachnerina insculpta</i>				+		+			+++
Bentófagos									
<i>Hoplosternum littorale</i>		+		+++					+
<i>Iheringichthys labrosus</i>	++	++		+++					+
<i>Satanoperca pappaterra</i>		+		+++					+
Insetívoros aquáticos									
<i>Eigenmannia virescens</i>	+	+++							
<i>Gymnotus carapo</i>		+++							
<i>Leporellus vittatus</i>		+++							
<i>Leporinus amblyrhynchus</i>		+++							
Insetívoros terrestres									
<i>Astyanax altiparanae</i>	+	+	+++				+	+	
<i>Astyanax fasciatus</i>	+	+	+++						
<i>Astyanax schubarti</i>	+	+	+++				+		
Piscívoros									
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>					+++				
<i>Cichla monoculus</i>					+++				
<i>Galeocharax knerii</i>		+		+	+++				
<i>Hoplias malabaricus</i>		+	+	+	+++				
<i>Salminus brasiliensis</i>		+		+	+++				
Onívoros									
<i>Leporinus friderici</i>		+		++	+		+	++	+
<i>Leporinus obtusidens</i>		+	+	++	+		+	++	+
<i>Leporinus octofasciatus</i>		++		+			+	++	+
<i>Leporinus sp</i> (= <i>L. elongatus</i>)		+	++	+				++	
<i>Leporinus striatus</i>		+	+		+		+	++	+
<i>Pimelodus blochii</i>	++		++	+				+	
<i>Pimelodus maculatus</i>	+	++		++	+		+		
<i>Trachelyopterus galeatus</i>			++		+			++	

Importância: +++ > 50%; >= 50% ++ > 10%; + <= 10%

Fonte: Gehal (1991 in Araújo-Lima *et al*, 1995); Agostinho *et al* (1995); Hahn *et al* (1998); Durães *et al* (2000); Gomiero & Braga (2004).

O maior número de espécies ficou com o grupo de onívoros, que não apresentam preferência por nenhum item em particular, consumindo indistintamente desde algas filamentosas até vegetais superiores, passando por peixes e invertebrados. Nesta guilda, destacam-se a maioria das espécies de pias presentes no reservatório, entre as quais as piaparas (*L. obtusidens* e *Leporinus* sp), além de 3 espécies de Siluriformes.

Uma vez que, para o estudo da dieta das espécies de Furnas, foram utilizadas apenas informações relativas a outros reservatórios do Alto Paraná, muitas espécies cujo hábito alimentar é conhecido para outros ambientes e outras bacias não foram incluídas. Assim sendo, o número de guildas bem como de espécies analisadas deverá ser ampliado quando estudos sobre os hábitos alimentares da ictiofauna de Furnas forem efetuados.

Pesca Artesanal do Reservatório de Furnas

De acordo com FURNAS (2000), o pescador normalmente trabalha sozinho no reservatório. Em alguns casos, pesca com um companheiro. Há casos em que o pescador, dono do barco a motor, pesca com outra pessoa, sendo a produção do “caroneiro” dividida ao meio.

A pesca é praticada normalmente de segunda a sábado, durante o mês inteiro, sendo raros os pescadores que trabalham aos domingos. O número mensal de dias trabalhados é variável, existindo pescadores que trabalham poucos dias e outros o mês inteiro. A maioria das estações amostradas no rio Sapucaí situa-se próxima uma das outras. O pescador normalmente entrega o pescado fresco e eviscerado para os compradores. Apenas uma pequena parcela utiliza gelo para a conservação do pescado, o qual é normalmente fornecido pelo próprio comprador. Quando é utilizado gelo, o pescador fica acampado durante três ou quatro dias, sendo o produto da pesca armazenado em caixas de isopor até o dia combinado para entrega do pescado ao comprador. Os barcos utilizados pela maioria dos pescadores são de madeira, propulsionados a remos. Somente uma

pequena parcela utiliza barco a motor. A maioria dos pescadores que pesca no braço do Sapucaí é filiada às colônias de pesca de Alfenas (Z 04) e Formiga (Z 06).

- *Rede de Espera*

É constituída por linha monofilamento de nylon, com bóias na parte superior e chumbos na inferior. Estas redes possuem tamanhos de malhas de 1.5, 3.5 e 4.5 cm entre nós adjacentes, comprimento variando entre 20 e 60 m e altura entre 1,2 e 3.0 m. É raro o uso de redes com tamanhos de malhas superiores a 4,5 cm uma vez que, segundo pescadores locais, redes de malhas maiores não são eficientes para a captura no reservatório.

Para a captura de traíra (*Hoplias malabaricus*), mandi amarelo (*P. maculatus*) e outras espécies de médio e grande porte, as redes são colocadas à tarde e retiradas na manhã do dia seguinte, ficando cerca de 14 horas expostas na água. Por outro lado, para a captura dos lambarís, notadamente do lambari-do-rabo-vermelho (*A. fasciatus*), as redes são armadas à tarde e retiradas à noite, ficando cerca de 8 horas em atividade. Este procedimento visa dar tempo ao pescador de eviscerar os peixes antes de vendê-los.

As redes são fornecidas, na maioria das vezes, por compradores do pescado e o pescador as paga com a produção. Sua durabilidade é de um ano, segundo os pescadores, entretanto pequenos reparos precisam ser realizados mensalmente.

- *Rede de Arrasto*

Difere da anterior pelo seu tamanho e modo de utilização. Normalmente possui cerca de 100 m de comprimento, altura de 3,0 m e malha de 4,5 cm (entre nós adjacentes). A sua utilização se dá da seguinte maneira: o pescador entra na água puxando uma das pontas, enquanto a outra permanece fixa à margem por um pedaço de madeira. Em seguida ele vai esticando a rede em direção ao meio

do reservatório e posteriormente caminha em direção à margem formando um semicírculo, que é fechado junto à extremidade fixa. Vagarosamente ele recolhe a rede até a sua retirada total de dentro da água. Os peixes são então recolhidos já fora da água. Este método de captura é específico para tilápias e tucunarés, em virtude dos hábitos destas espécies de evitarem obstáculos passivos, como redes de emalhar.

o *Pesca de Batida*

Utiliza-se neste tipo de pesca redes com 60 m de comprimento, altura de 1,5 m e tamanho de malha de 4,5 cm (entre nós adjacentes). Para realizar este tipo de pesca, os pescadores escolhem um braço do reservatório que permita ser fechado totalmente pela rede. Após a obstrução do braço pela rede, os pescadores utilizam todos os meios possíveis (motor, bater remos na água, etc.) para espantar os peixes em direção a rede. Após esta atividade, a rede é recolhida e os peixes emalhados são retirados. Este método de captura, como o anterior, é específico para tilápias e tucunarés.

Composição Específica da Pesca Artesanal de Furnas

Das 53 espécies citadas para o reservatório, 22 fazem parte da pesca artesanal, sendo a maioria de pequeno e médio porte, juntamente com 3 grandes migradoras - curimbatá (*P. lineatus*), dourado (*S. brasiliensis*) e piapara (*L. obtusidens*) (Tabela 22). Outras 3 espécies também consideradas como migradoras - pirapitinga (*B. nattereri*), pacu-caranha (*Piaractus mesopotamicus*) e outra espécie de piapara (*Leporinus* sp.) - ocorreram até o momento apenas nas capturas experimentais. Nos anos aqui analisados mais detalhadamente (2004-2005), apenas oito espécies puderam ser constatadas, embora este número esteja subestimado, uma vez que em 2004, o item “Mistura” está representado por várias espécies de pequeno porte e consideradas de pouca importância comercial.

Tabela 22 – Total de pescado desembarcado (Kg/espécie/ano) no período de janeiro de 2004 a dezembro de 2005, para as estações amostradas no braço do rio Sapucaí do reservatório de Furnas.

Espécies	2004		2005		Total	
	Kg	%	Kg	%	Kg	%
<i>A. fasciatus</i> (lambari rabo vermelho)	75779	85,0	41948	70,9	117727	79,4
<i>Oreochromis</i> sp (tilápia)	9571	10,7	14226	24,0	23797	16,0
<i>A. altiparanae</i> (lambari rabo amarelo)	3066	3,4	1823	3,1	4889	3,3
<i>H. malabaricus</i> (traíra)	740	0,8	1078	1,8	1818	1,2
<i>H. lacerdae</i> (trairão)	2	< 0,1	55	0,1	57	< 0,1
<i>C. monoculus</i> (tucunaré)	0	< 0,1	19	< 0,1	19	< 0,1
<i>I. labrosus</i> (mandi beijudo)	7	< 0,1	0	< 0,1	7	< 0,1
Mistura	5	< 0,1	0	< 0,1	5	< 0,1
<i>S. hilarii</i> (tabarana)	4	< 0,1	0	< 0,1	4	< 0,1
Total	89.174	100,0	59.149	100,0	148.323	100,0

Capturas em Peso e Participação Relativa das Espécies na Pesca Artesanal

No período de janeiro de 2004 a dezembro de 2005 foram capturados pelos pescadores amostrados 148,3 t de peixes, o que dá uma média de 74,1 t/ano como mostrado na tabela 22.

Apenas 2 espécies foram responsáveis por 95,4 % deste total desembarcado: o lambari do rabo vermelho (*A. fasciatus*), que contribuiu com 117,7 t do total capturado (79,4 %), e a tilápia (*Oreochromis niloticus*) com um total de 23,8 t (16,0 %). As demais 6 espécies tiveram participação residual, sendo que 4 delas representaram menos que 0,1 % do total desembarcado, à semelhança do item “Mistura”.

Como pode ser visto pelos dados da Tabela 22, o lambari do rabo vermelho é a espécie mais capturada no reservatório de Furnas. Outra espécie de lambari (*A. altiparanae*), que também ocorre na pesca artesanal, é preterida pela primeira na

preferência dos pescadores, uma vez que é considerada pelos compradores como sendo “dura” ao paladar, perdendo com isto valor comercial. Assim, os pescadores profissionais não colocam suas redes em locais onde *A. altiparanae* é mais encontrado. Em relação à tilápia, sua menor participação nas capturas se deve provavelmente à pouca eficiência do uso de redes de emalhar. Os dois métodos de pesca mais eficientes para a captura desta espécie (arrasto e batida) são proibidos por lei, o que faz com que a maioria dos pescadores relutem em utilizá-los, uma vez que a Polícia Ambiental Florestal coíbe o seu uso. Por sua vez, a traíra é considerado um peixe de primeira categoria na região. Para a sua captura, utilizam-se redes de emalhar com malhas variando de 3,5 a 4,5 cm entre nós adjacentes, armadas à tarde e retiradas na manhã do dia seguinte. Exemplares de pequeno porte (até 15 cm), são vendidos pela metade do preço de exemplares maiores (FURNAS, 2000).

Espécies grandes migradoras não foram desembarcadas no período analisado por este relatório, porém mesmo em anos em que tais espécies ocorreram na pesca artesanal, sua participação relativa foi menor que 1% do total (FURNAS, 2000).

Torloni *et al* (1993) e CESP (1996), entre outros, relatam que peixes de alto valor comercial como o dourado, pintado, jaú e piapara, tiveram seus estoques reduzidos nos rios Grande e Tietê após a construção de barramentos. Embora a reprodução destas espécies ocorra nas áreas de drenagem de alguns destes reservatórios, elas são substituídas na pesca comercial por outras de menor valor comercial e mais adaptadas a ambientes lênticos, como lambaris, mandis e acarás, entre outros. As exceções seriam o curimbatá as piaparas e o mandí-amarelo, que tem participação expressiva na pesca comercial em Barra Bonita, Ibitinga, Nova Avanhandava, Promissão e Jupia (CESP, 1996), e no caso do curimbatá, também em Itaipu (Agostinho *et al.*, 1994a e b).

Entretanto, em que pese não serem representativos na pesca artesanal, os principais componentes da ictiofauna reofílica original do rio Grande (curimbatás, dourados e piaparas) ainda são encontrados em Furnas. Isto indica que tais peixes ainda se reproduzem nos remanescentes lóticos da bacia de drenagem do reservatório, mesmo que algumas de suas áreas originais de desova estejam atualmente reduzidas ou modificadas, pelos efeitos do barramento (Santos, 1999) e de outras ações antrópicas.

Uma grande bacia de drenagem permitindo migrações reprodutivas, aliado à presença de lagoas marginais e áreas inundáveis à montante, possibilita o recrutamento destas espécies principalmente nos trechos médio e superior de Furnas. Isto fica evidente através da captura de exemplares jovens de dourados, curimbatás e piaparas no reservatório (Santos, 1999). Paralelamente, coletas em lagoas marginais e áreas alagáveis dos rios Grande e Sapucaí a montante de Furnas (Santos *et al.*, dados não publicados) revelaram a presença de jovens de dourado, curimbatá e piaparas, indicando que tais sítios ainda atuam como criadouros naturais destas espécies.

A produção pesqueira média de Furnas no braço do rio Sapucaí atingiu 74,1 t em 2004/05. Foram detectados neste período 73 pescadores em atividade, cada um utilizando aproximadamente 5184 m²/redes/dia e pescando durante 214 dias/ano.

Tabela 23 – Dados sobre a pesca profissional em reservatórios da bacia do Alto rio Paraná

	UHE								
	Nova Ponte	Itaipu	Barra Bonita	Ibitinga	Promissão	Nova Avanhandava	Jupiá	Água Vermelha	Furnas*
Rio barrado	Araguari	Paraná	Tietê	Tietê	Tietê	Tietê	Paraná	Grande	Grande
Período	Jan-Jun/96	1986-1998	1994	1994	1994	1994	1994	1994	2004-2005
Produção (kg/ano)	173.300	1.536.600	472.902	79.161	651.760	153.768	97.539	263.665	74.162
PM (kg/ha/ano)	4,4	11,4	15,3	6,9	12,3	7,3	3,0	4,1	1,0
Área inundada (ha)	39.741	135.000	31.000	11.400	53.000	21.000	33.000	64.700	152.260
NPA	25	550	31	13	34	15	16	33	73
DAP/ano	200	101	240	240	240	240	240	240	214
CPUE	15,2	27,7	35,6	16,7	41,7	29,2	31,7	33,3	12,9
(kg/pescador/dia)									
NE	16	52	42	45	44	42	38	37	22**

* Dados referentes apenas à pesca artesanal de estações do rio Sapucaí

** Número de espécies registrado na pesca artesanal entre 1993 e 2005

Fonte: IESA (1996); Torloni *et al* (1993); Agostinho & Júlio Jr (1996); CESP (1996); Fernandez & Fontes Jr (1999)

PM - Produtividade média

NPA - Número de pescadores em atividade

DAP - Dias de atividade de pesca

CPUE - Captura por unidade de esforço

NE - Número de espécies capturadas na pesca profissional

Comparando-se a pesca artesanal de Furnas com a de outros reservatórios do Alto Paraná (vide a tabela acima, Tabela 23) verifica-se que, embora a produtividade média seja baixa, em torno de 1 Kg/ha/ano, mesmo levando-se em conta nos cálculos apenas a área relativa ao braço do rio Sapucaí (uma vez que os dados aqui analisados se referem apenas a esta região e não ao reservatório como um todo), a produção diária por pescador neste segmento do reservatório atingiu 12,9 Kg em 2004/05, comparável à de reservatórios como Ibitinga e Nova Ponte, além de representar pouco menos da metade daquela obtida em reservatórios tidos como produtivos como Jupuíá, Nova Avandava e Itaipu, este último responsável por uma produção de 1.560 t de pescado/ano, quase 21 vezes maior que a de Furnas.

Segundo Agostinho *et al* (2003), reservatórios do Alto Paraná com grande rendimento pesqueiro (por volta de 11 kg/ha/ano) e nos quais as espécies migradoras desempenham um papel relevante nos desembarques, possuem trechos de montante sem barramentos, a exemplo de Itaipu e Barra Bonita, ou grandes afluentes laterais, como Jupuíá, essenciais ao recrutamento destas espécies. Este poderia, a princípio, ser o padrão esperado também para Furnas, cuja bacia de drenagem ainda abriga trechos de montante razoáveis (mesmo com alguma redução sofrida com a entrada em operação nos últimos anos da usina de Funil), além de ter um grande afluente lateral - o próprio rio Sapucaí. No entanto, este quadro aparentemente favorável a um incremento na pesca artesanal do reservatório, através de uma maior participação de espécies migradoras, não tem sido observado nos desembarques de Furnas aqui analisados, os quais compreendem quase que exclusivamente espécies não migradoras de pequeno porte.

Explicações para tal fato não são claras, mas a degradação ambiental de certas áreas da bacia do reservatório, diminuindo sua capacidade de suporte para espécies de piracema, e a pesca de espécies migradoras não documentada nos desembarques poderiam, ao menos em parte, explicar o quadro da pesca artesanal encontrado atualmente em Furnas.

Valor Econômico das Principais Espécies Comercializadas

Observa-se na (Tabela 24) uma variação no valor de venda do pescado, segundo o qual o preço no atacado - através de intermediários - é menor que os preços praticados no varejo, ou seja, a venda direta ao consumidor. Entretanto, a maioria dos pescadores do reservatório vende o produto da pesca no atacado, pois esta seria uma prática mais segura, uma vez que, quando necessitam de ajuda, o comprador de peixe está sempre presente, auxiliando-os. O exemplo mais freqüente desta ajuda se dá quando o pescador perde suas redes, seja por roubo ou quando da apreensão pela Polícia Militar Florestal. O intermediário imediatamente compra novas redes (FURNAS, 2000).

Tabela 24 – Valor de comercialização do pescado nas estações amostradas do reservatório de Furnas, entre 1996 e 2000.

Espécie/Nome Vulgar	Valor de comercialização (R\$)			
	Atacado		Varejo	
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
<i>H. malabaricus</i> (traíra)	1,50	3,50	3,00	6,00
<i>A. fasciatus</i> (lambari rabo vermelho)	1,00	2,20	1,50	3,00
<i>P. maculatus</i> (mandi amarelo)	1,00	2,50	1,20	4,50
<i>Oreochromis</i> sp. (tilápia)	1,00	3,50	2,50	6,00
Demais espécies	1,00	1,40	2,50	5,50

Fonte: FURNAS (2000)

Ganho Aproximado dos Pescadores

No levantamento do desembarque pesqueiro realizado, o lambari do rabo vermelho aparece em primeiro lugar, com uma participação relativa de quase 80% do total capturado. Pescadores locais afirmam que, dedicando-se somente à pesca desta espécie, poderiam ter uma renda maior com menos tempo de pescaria e menor esforço. Para entender a importância da pesca de *A. fasciatus* na composição da renda do pescador, calculou-se a produção média diária e

multiplicou-se pelo valor vendido ao comprador de peixe. Uma vez que os dias de pesca são muito variáveis, considerou-se uma média de 22 dias para o cálculo da renda mensal.

Tabela 25 – Renda mensal dos pescadores nas estações amostradas do reservatório de Furnas, entre 1996 e 2000, por espécie capturada.

Espécies	PMD	NMDT	NMRU	RMA (R\$)
Lambari rabo vermelho	12,52	22	12,25	374,83
Traíra	3,52	22	26,39	232,32
Mandi amarelo	3,67	22	26,19	80,74
Tilápia	11,75	22	10,89	310,20

Fonte: FURNAS (2000)

PMD - Produção média diária (Kg)

NMDT - Número médio de dias trabalhados por mes

NMRU - Número médio de redes utilizadas por dia

RMA - Renda mensal aproximada (R\$)

Analisando-se os dados da tabela 25 percebe-se que os pescadores estão corretos na sua afirmação de que a pesca do lambari do rabo vermelho seja a mais rentável. A pesca da tilápia também é rentável, notadamente quando vendida diretamente ao consumidor, sem intermediários, pois é um peixe muito apreciado na região.

Comparando-se estas espécies em função da arte de pesca mais apropriada para sua captura (rede de emalhar para o lambari e rede de arrasto e batida para a tilápia), verifica-se que a primeira espécie é muito mais fácil de ser capturada. Assim sendo, mesmo estando proibida pela legislação vigente, o pescador continuará pescando o lambari rabo vermelho. Na realidade, são poucos os pescadores do reservatório da UHE de Furnas que não se dedicam à pesca desta espécie (FURNAS, 2000).

Fauna de Vertebrados

Quase a metade (244 de 530 espécies) de todos os mamíferos existentes no Brasil ocorrem no estado de Minas Gerais. Cerca de 40 espécies de mamíferos estão ameaçadas de extinção no estado, principalmente os grandes felinos e primatas. O Atlas da Biodiversidade do Estado de Minas Gerais (Fundação Biodiversitas, 2005) identifica 50 áreas prioritárias para a conservação de espécies de mamíferos em Minas Gerais (Fig. 30).

Para a região de Furnas merecem destaque, em termos de conservação de mamíferos, a região do Parque Nacional da Serra da Canastra (ver número 45 na figura 30), bem como a região de Arcos/Pains/Doresópolis (número 46 na figura 30).

A avifauna de Minas Gerais possui quase a metade das 1678 espécies de aves relatadas para o Brasil. O estado abriga 54 espécies endêmicas da mata Atlântica e 20 outras espécies que só ocorrem nos cerrados.

Dentre as áreas prioritárias estabelecidas para a conservação da avifauna no estado de Minas Gerais (Fig. 31), no reservatório de Furnas, merecem destaque o Parque Nacional da Serra da Canastra bem como a zona ripária do trecho lótico do rio Grande à jusante de Furnas (ver número 78 na figura 31), região de Monte Belo e Alfenas (números 90 e 91, respectivamente na figura 31).

A ictiofauna do estado de Minas Gerais é composta por 354 espécies (Fundação Biodiversitas, 2005) (Fig. 32). A bacia do rio São Francisco possui o maior número de espécies (173), seguidas pelas bacias do Paranaíba (103 espécies) e do rio Grande (88 espécies) e a do rio Doce (64 espécies). Na região do reservatório de Furnas, os esforços de conservação da ictiofauna devem ser priorizados nas lagoas marginais do rio Grande (27), na bacia do rio do Cervo (número 30) e nas várzeas do rio Sapucaí bem como no trecho do alto rio Sapucaí (número 31, 32) que estende-se a divisa MG/SP em plena Serra da Mantiqueira.

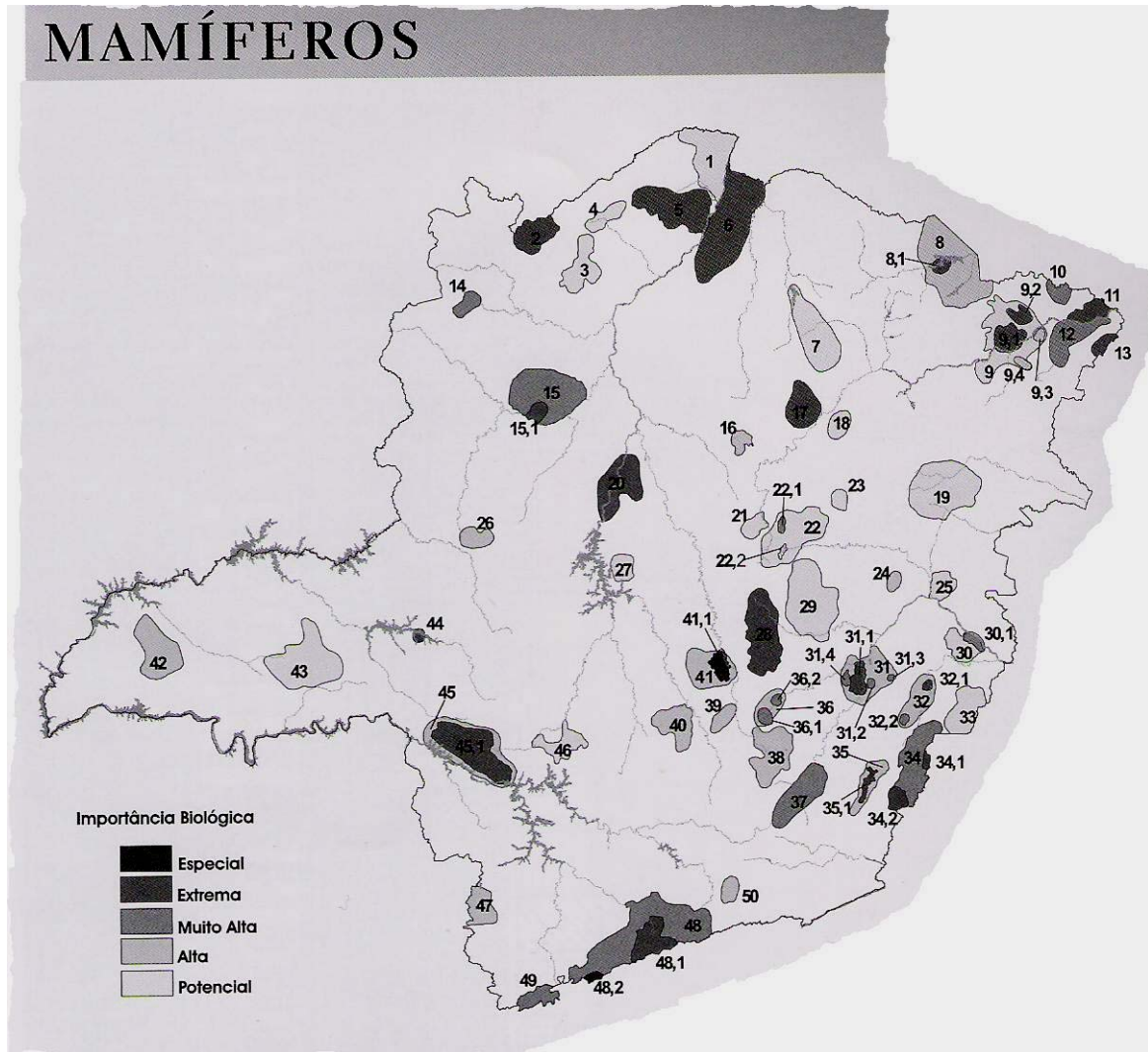


Figura 30 – Categorias de importância para as áreas prioritárias para a conservação de mamíferos no estado de Minas Gerais (Fundação Biodiversitas, 2005).

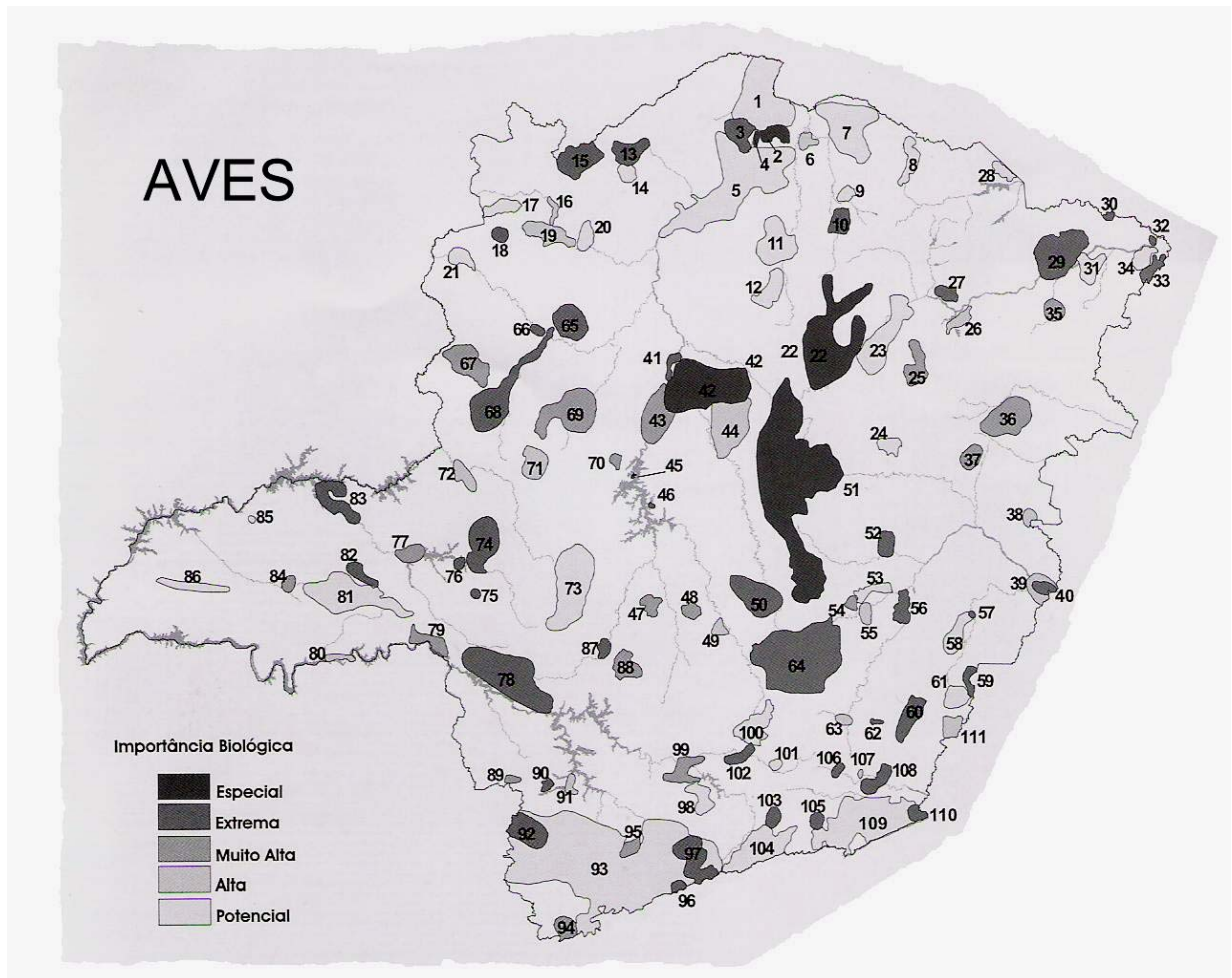


Figura 31 – Categorias de importância para as áreas prioritárias para a conservação de aves no estado de Minas Gerais (Fundação Biodiversitas, 2005).

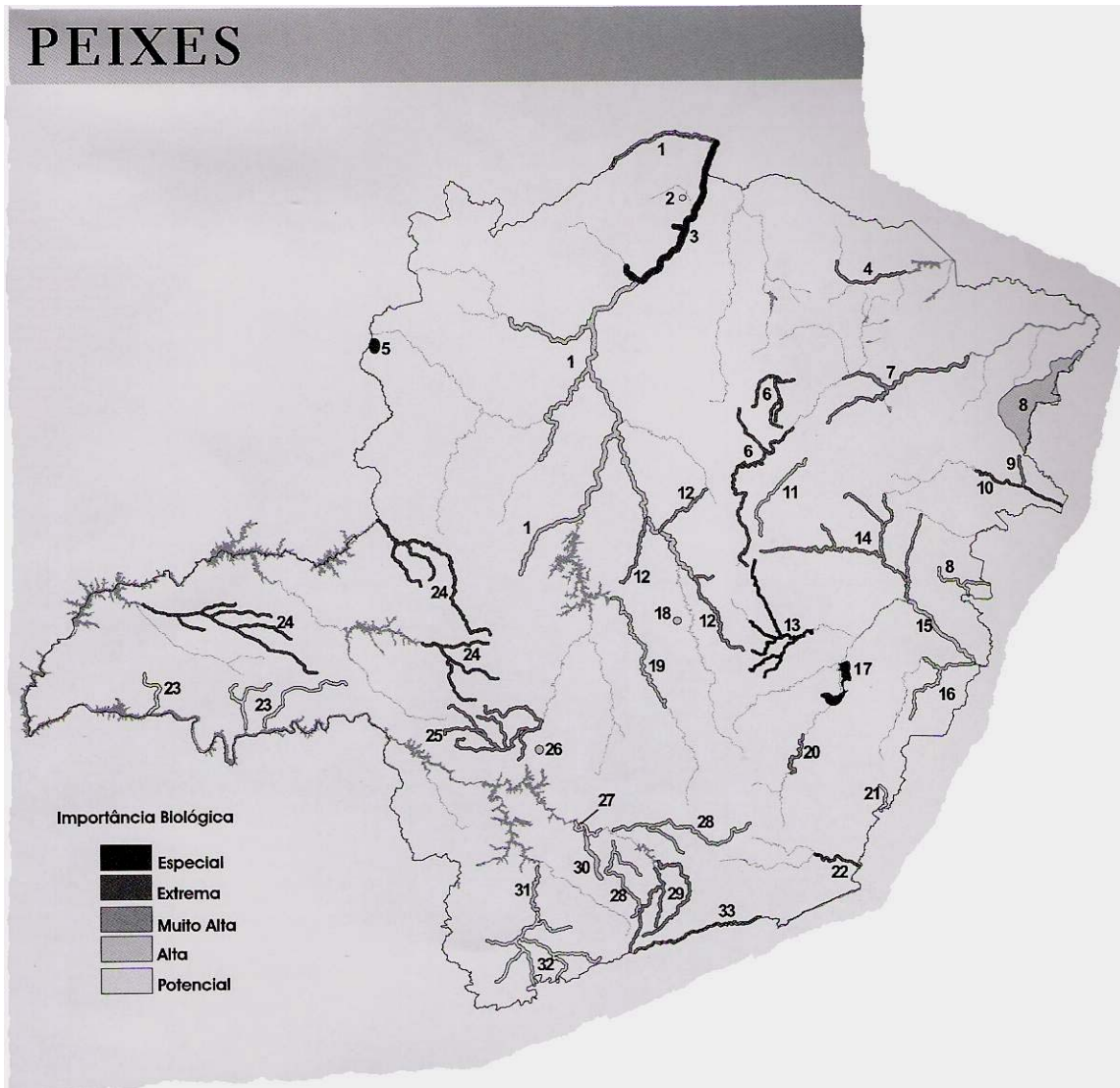


Figura 32 – Categorias de importância para as áreas prioritárias para a conservação de peixes no estado de Minas Gerais (Fundação Biodiversitas, 2005).

Áreas de Conservação Presentes

O estado de Minas Gerais é caracterizado pela prevalência de três grandes biomas: o cerrado, a mata Atlântica e a Caatinga (Fig. 33). O reservatório de Furnas está localizado na faixa de transição entre o cerrado e a Mata Atlântica. Enquanto que todo o eixo central e uma boa porção do sub-eixo do rio Grande estão localizados na região dos cerrados, grande parte do sub-eixo do Sapucaí está na zona de domínio da Mata Atlântica. A presença desses dois biomas no reservatório explica, em parte, as grandes diferenças notadas em relação ao uso do solo entre os dois sub-eixos do reservatório.

De acordo com o Atlas da Biodiversidade em Minas Gerais (Fundação Biodiversitas, 2005), o estado de Minas Gerais possui 397 unidades de conservação (sensu SNUC) totalizando 4.306.652 hectares. Essa superfície representa 7,34% da superfície total do estado de Minas Gerais. Entretanto, apenas ,1,45% representam, de fato, áreas inseridas unidades de conservação de proteção integral (56 municipais, 33 estaduais e oito federais).

A região do reservatório de Furnas é caracterizada por uma grande escassez de unidades de conservação (Fig. 34). Além do Parque Nacional da Serra da Canastra, localizado na nascente do rio São Francisco, existem ainda dois parques municipais um deles próximo a Campo do Meio e outro o Parque da Cachoeira do Paredão próximo a Guapé (não representado). Existe uma APA municipal na região de Boa Esperança/Aguanil. Existe apenas uma estação ecológica entre Pimenta e Formiga.

Em termos de urgências de ação política, destacam-se, na região do reservatório de Furnas o trecho do rio Grande à jusante de Furnas e o trecho lótico do rio Sapucaí antes do reservatório que ainda sofre bastante com a contaminação por esgotos tanto domésticos quanto por entradas efluentes de indústrias (Fig. 35).

O grupo que coordenou os trabalhos ligados a consolidação do Atlas de Biodiversidade da Fundação Biodiversitas ainda sugere a intensificação dos estudos científicos no trecho lótico do rio Grande à montante do reservatório de Furnas. Essa pesquisa deve fundamentalmente estar focada nos estudos de poluição hídrica, migração de peixes e conservação de mata ciliar e recuperação ecológica do rio S. Francisco.

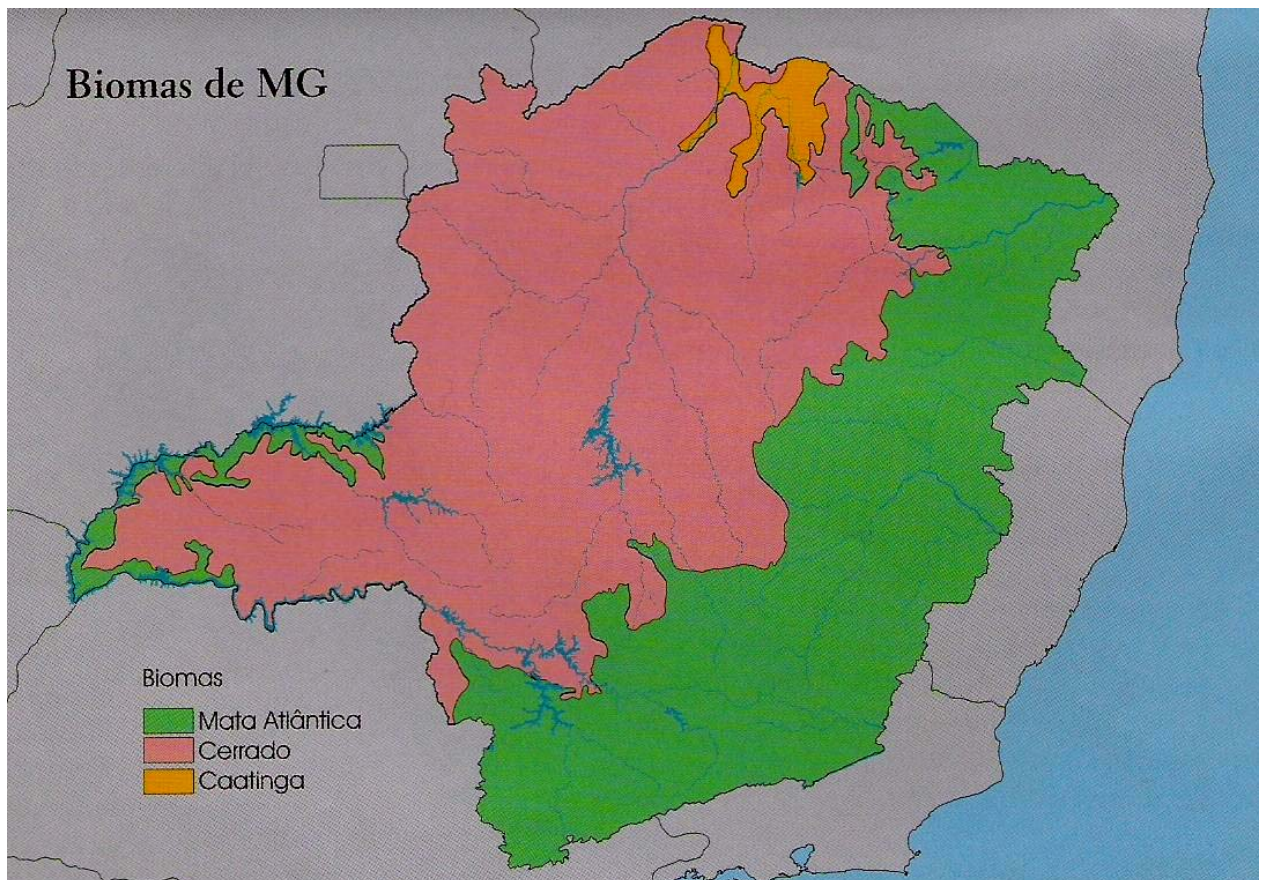


Figura 33 – Biomas de Minas Gerais (Fundação Biodiversitas, 2005).

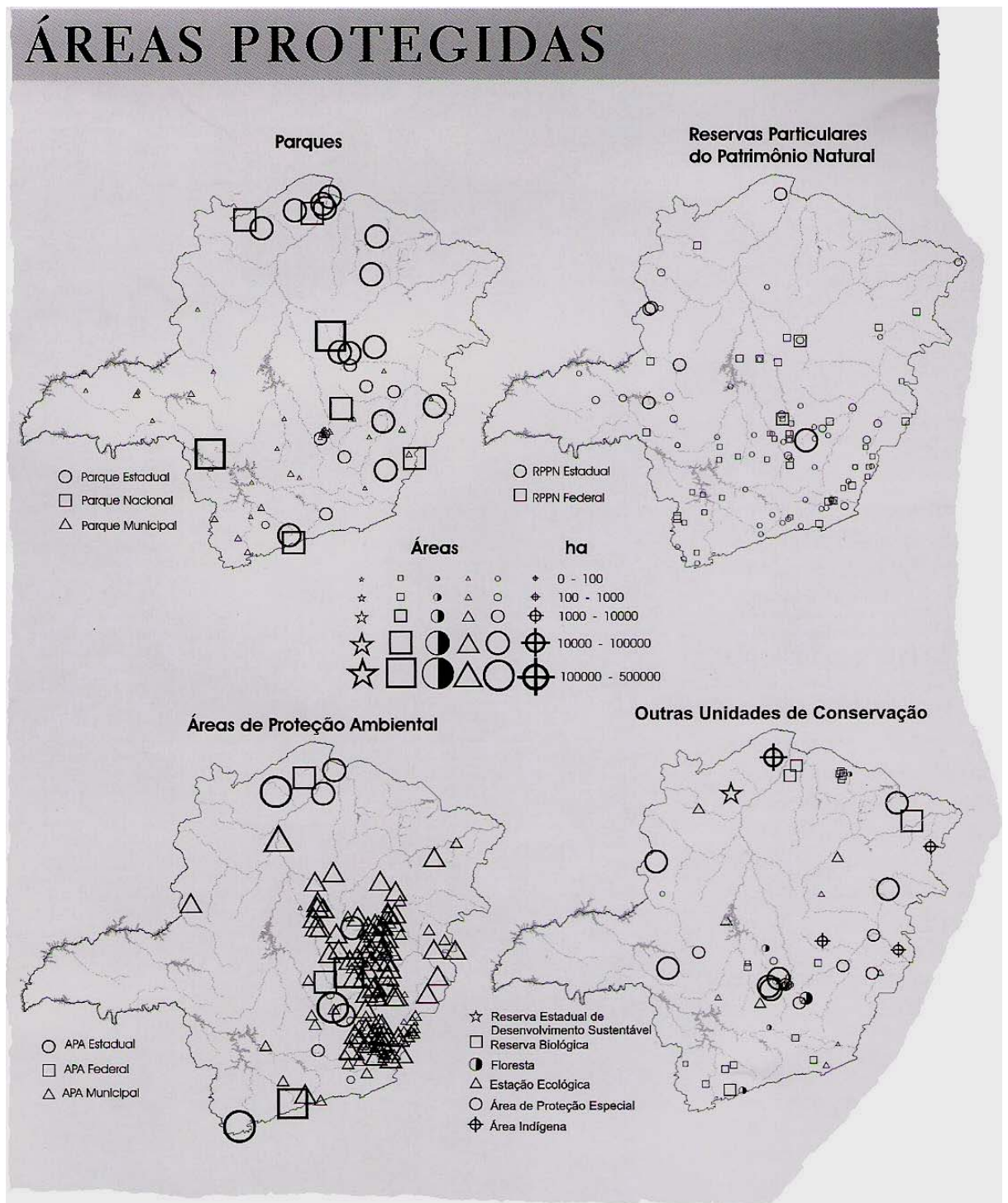


Figura 34 – Áreas protegidas do estado de Minas Gerais onde pode-se ver o reservatório de Furnas e alguns dos principais tributários do rio São Francisco (Fundação Biodiversitas, 2005).

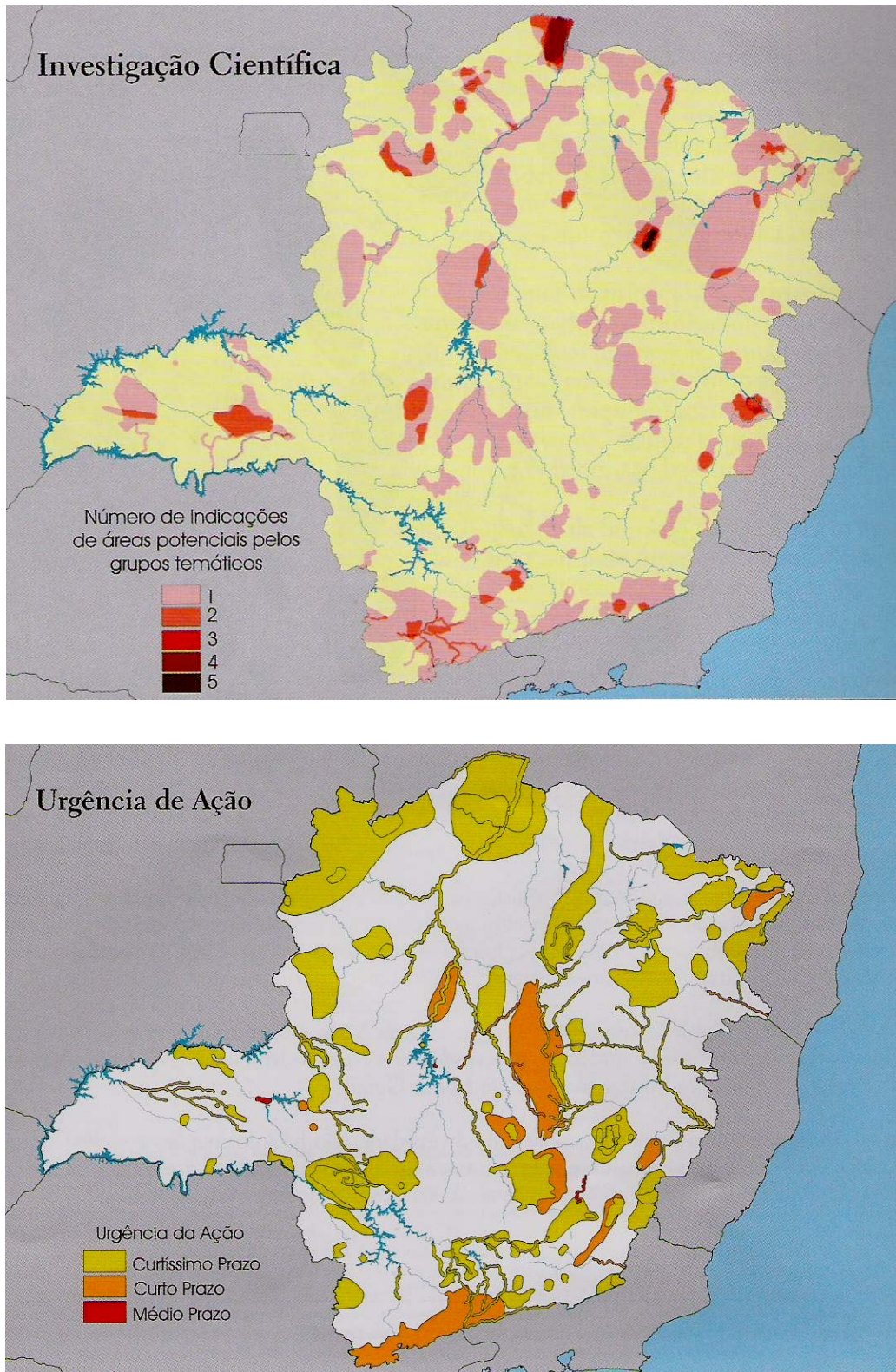


Figura 35 – Áreas prioritárias para intensificação dos estudos científicos (A) e de ação política (B) visando a melhoria do “status” da conservação dos recursos da biodiversidade em Minas Gerais (Fundação Biodiversitas, 2005).

2.15 - USO DO SOLO E COBERTURA VEGETAL DAS ÁREAS DE INFLUÊNCIA DO PARQUE BOA ESPERANÇA

Para a execução deste trabalho adotou-se uma metodologia baseada na utilização de técnicas de interpretação visual e digital de produtos de sensoriamento remoto (imagens de satélite) da área de estudo. Os dados extraídos das imagens foram analisados de forma integrada com as informações coletadas nos trabalhos de campo.

As principais etapas deste trabalho foram

a) Preparação da base cartográfica e definição das escalas de trabalho

A base cartográfica utilizada foi produzida de acordo com a metodologia apresentada no Capítulo 4 do Relatório de estudo de Identificação de áreas tecnicamente adequadas para a seleção de Parques Aquícolas. As Áreas de Influência foram mapeada, na forma de carta imagem, na escala de 1:30.000.

b) Delimitação das Áreas de Influência Direta e Indireta de Entorno.

Estas áreas foram delimitadas a partir da análise das curvas de nível e da rede de drenagem das cartas planialtimétricas do IBGE e das imagens de satélite ETM+/Landsat 7 e CCD/CBERS 2 utilizadas na etapa de pré-seleção das áreas potenciais.

c) Interpretação preliminar dos produtos de sensoriamento remoto.

As imagens de satélite disponíveis foram visualmente interpretadas de forma a orientar a condução dos trabalhos de campo e posterior mapeamento.

O processo de interpretação visual utilizado baseou-se na fotoleitura e fotoanálise dos elementos de interpretação registrados nas imagens (cor, forma, textura, sombra, tamanho e relação de contexto) e posterior conferência em campo.

Nesta última etapa procurou-se verificar a existência de correlações entre os diferentes padrões de resposta espectral da vegetação e demais usos da terra, expressos nos produtos de sensoriamento, com os dados coletados e observados em campo. No caso específico da vegetação, as respostas espectrais estão, em geral, diretamente relacionadas com a sua estrutura permitindo, desta forma, a delimitação espacial das fitofisionomias.

A interpretação preliminar foi conduzida diretamente sobre as imagens de satélite impressas.

As imagens multiespectrais de satélite utilizadas para o mapeamento foram as órbitas ponto 219_074 e 219_075 e 154-122 e 154-123 registradas em 07/08/2001 e 12/10/2005, respectivamente pelos sensores ETM/Landsat-7 e CCD/CBERS2. Estas imagens corresponderam a época de seca e cheia do reservatório.

As etapas de processamento digital das imagens utilizadas foram:

- Seleção e aquisição das imagens multiespectrais.
- Leitura e montagem da composição colorida 3(B),4(G) e 5(R) + pancromática da imagem ETM/Landsat-7 com resolução espacial de 15 metros.
- Leitura e montagem da composição colorida 2(B), 3(G) e 4(R) da imagem CCD com resolução espacial de 20 metros
- Georreferenciamento das imagens a partir de pontos de controle coletados sobre a base cartográfica produzida.

- Recorte das imagens para a All e aplicação de técnicas de realce de imagens.
- Sobreposição das áreas de produção e da base cartográfica (rede de drenagem e malha viárias) na imagem CCD e impressão da mesma utilizando-se de uma plotter de alta resolução, na escalas de 1:30.000.

d) Trabalho de campo

Com a interpretação preliminar concluída e com os produtos de sensoriamento remoto gerados realizou-se um trabalho de campo em maio e junho de 2006. Esta etapa teve como objetivo o reconhecimento e registro fotográfico das Áreas de Influência e a conferência dos padrões de fotointerpretação e os ajustes na legenda pré-definida na etapa de interpretação preliminar.

A legenda final, no que se refere às classes de uso, foi definida em conjunto com a equipe responsável pelos estudos limnológicos uma vez que o tipo de uso pode apresentar correlações com os dados de qualidade de água.

O reconhecimento da verdade terrestre foi realizado ao longo das estradas marginais existentes na All.

e) Mapeamento final e produção da carta imagem

De posse dos registros fotográficos e das anotações das observações realizadas em campo realizou-se a revisão final das interpretações preliminares realizadas sobre a carta imagem impressa na escala de 1:30.000. Posteriormente, cartografou-se sobre este produto a toponímia da base cartográfica e das legendas temáticas e realizou-se a análise visual de área de ocorrência das principais classes de uso.

A opção pela geração deste produto, em substituição ao mapa tradicional, deu-se em função do caráter didático do material e pela necessidade da geração

imediate de um produto, em escala de semi-detelhe, que facilitasse a orientação em campo das equipes responsáveis pelos demais estudos temáticos.

f) Análise dos dados e produção do relatório final

Os produtos produzidos foram analisados e integrados com as informações coletadas em campo. O relatório foi então estruturado e escrito na forma em que se apresenta neste documento.

ANÁLISE DO USO DO SOLO E DA COBERTURA VEGETAL DA AII E DA AID

A carta imagem das Áreas de Influência Direta e Indireta é apresentada no Anexo 1 e mostra a definição e a espacialização das classes de uso do solo e cobertura vegetal da AII.

Observa-se, neste produto, que as fitofisionomias identificadas na AII foram a floresta estacional semidecidual (Figura 36), a floresta ciliar e o cerrado. Esta última formação ocorre na serra da Gurita na porção nordeste da AII.

O uso do solo predominante em ambas as margens é com a atividade de pecuária com a utilização de pastagens plantadas que se encontram em bom estado de conservação. Estas áreas de pastagem chegam até as áreas de preservação permanente do reservatório (Figura 37).

Na margem direita observou-se áreas destinadas a agricultura temporária e permanente (café).



Figura 36 – Áreas de floresta estacional semidecidual e ciliar no entorno do Parque Aquícola



Figura 37 – Áreas de pastagem na margem esquerda do reservatório.

VIAS DE ACESSO PARA AS ÁREAS DE PRODUÇÃO

A Área de Produção 29 é servida de estrada de acesso em ambas as margens, a partir da cidade de Boa Esperança e do Povoado de Barrão (Figura 38) e de barco a partir da ponte na BR-058 (Figura 39).



Figura 38 – Casas de Veraneio no Povoado de Barrão.



Figura 39 – Ponte sobre o reservatório de Furnas, ligando Aguanil a Boa Esperança.

2.16 – MEIO SÓCIO-ECONÔMICO NAS ÁREAS DE INFLUÊNCIA.

Os municípios de Aguanil, Alfenas, Alpinópolis, Alterosa, Boa Esperança, Capitólio, Campo do Meio, Campos Gerais, Carmo do Rio Claro, Conceição da Aparecida, Cristais, Formiga, Guapé, Ilícinea, Pimenta e São José da Barra são o foco do estudo sócio-econômico devido à proximidade em relação às áreas alvo para implantação dos Parques Aquícolas, definidas em etapas anteriores.

A área dos dezesseis municípios acima selecionados corresponde a 41% da área total dos 52 municípios pertencentes ao entorno do lago de Furnas e a 87% da área inundada. Em relação à população total destes 52 municípios, os 16 selecionados respondem por 31%.

ORGANIZAÇÃO POLÍTICO-ADMINISTRATIVA DOS MUNICÍPIOS SELECIONADOS

Segundo as Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos - UPGHR definidas pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas – IGAM, a região que abrange os municípios selecionados está inserida na unidade **GD3**: Região do entorno da Represa de Furnas, situada na bacia hidrográfica do rio Grande. As UPGHR são unidades físico-territoriais delimitadas no interior das bacias hidrográficas e que apresentam identidade regional caracterizada por aspectos físicos, sócio-culturais, econômicos e políticos, instituídas por meio de consensos entre os diversos níveis de gestão das águas do Estado.

A Figura 40 ilustra a organização político-administrativa da região de centralização dos estudos, onde pode ser visualizada ainda, a drenagem principal, rodovias, aeroportos e locais onde há travessia de balsa. Do ponto de vista político-econômico, o município de Alfenas se destaca por apresentar arrecadação e PIB superiores ao das outras localidades.

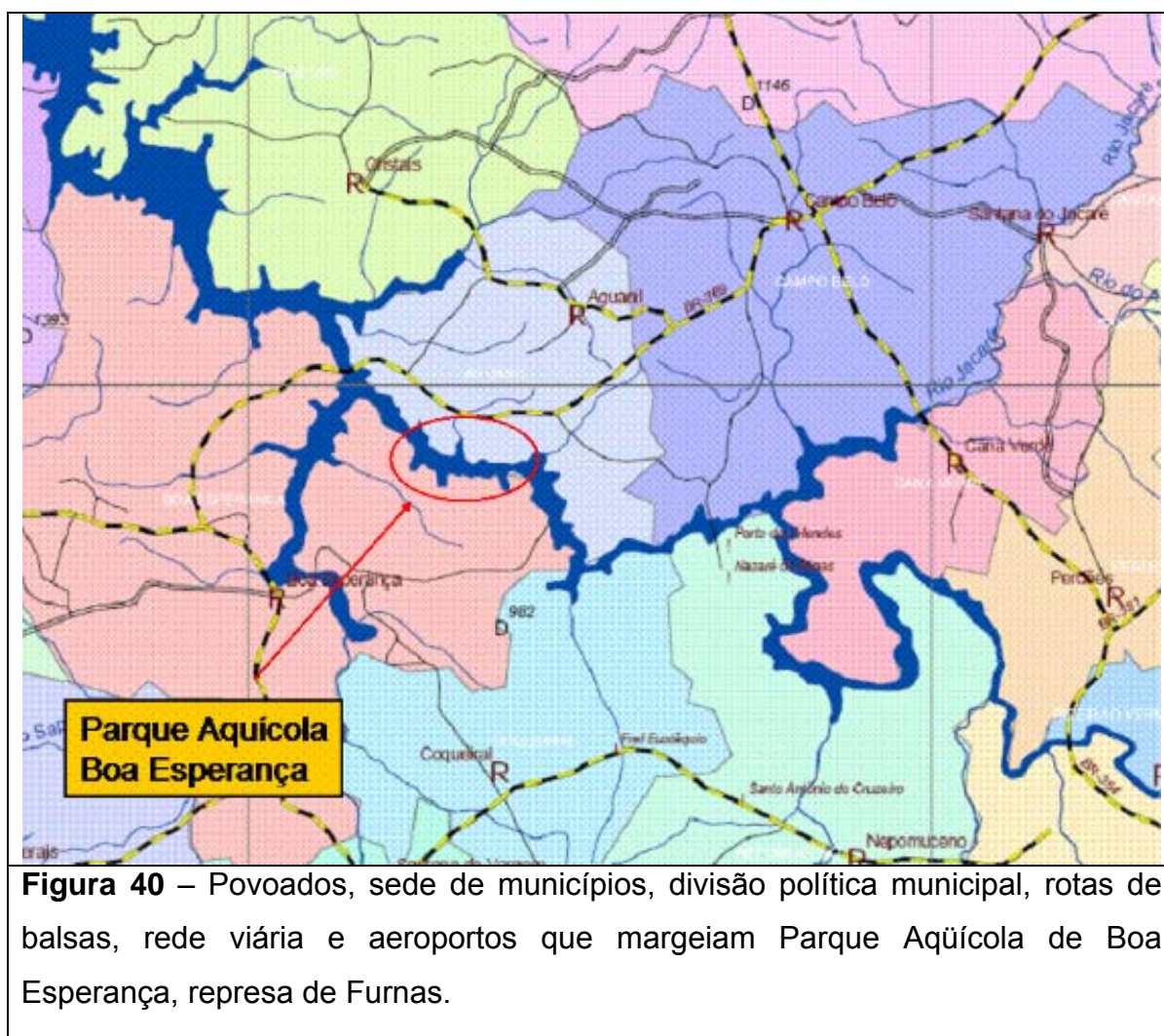


Figura 40 – Povoados, sede de municípios, divisão política municipal, rotas de balsas, rede viária e aeroportos que margeiam Parque Aquícola de Boa Esperança, represa de Furnas.

ORGANIZAÇÃO POLÍTICO-ECONÔMICA DOS MUNICÍPIOS SELECIONADOS

As figuras 41 e 42 demonstram a expressiva desigualdade na arrecadação entre os municípios analisados. As arrecadações de Boa Esperança, Formiga e Alfenas destacam-se das observadas nos outros municípios, o que demonstra a maior importância econômica destes três em relação aos demais estudados. Em 2004 a arrecadação municipal de Alfenas foi de aproximadamente R\$ 54 milhões, contra cerca de 20 milhões de reais de Formiga e R\$ 6 milhões de Boa Esperança. No outro extremo, temos valores de arrecadação muito baixos, como os de Aguanil, São José da Barra e Campo do Meio.

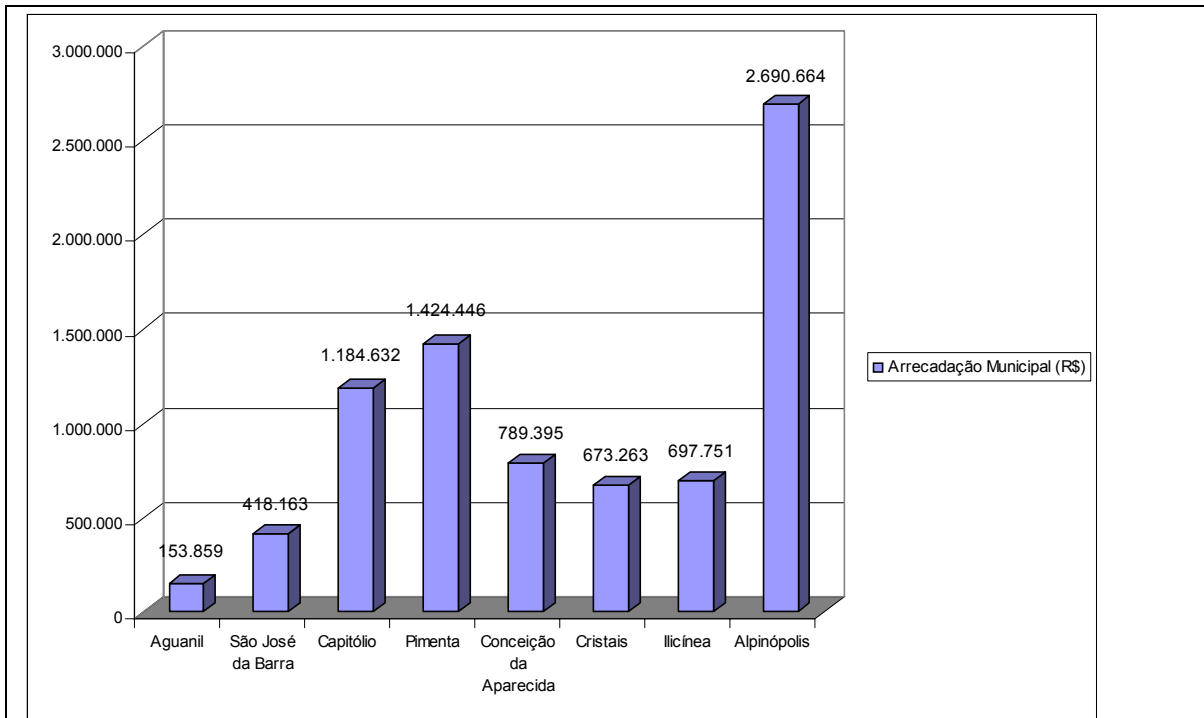


Figura 41 – Arrecadação Municipal Total – 2004.

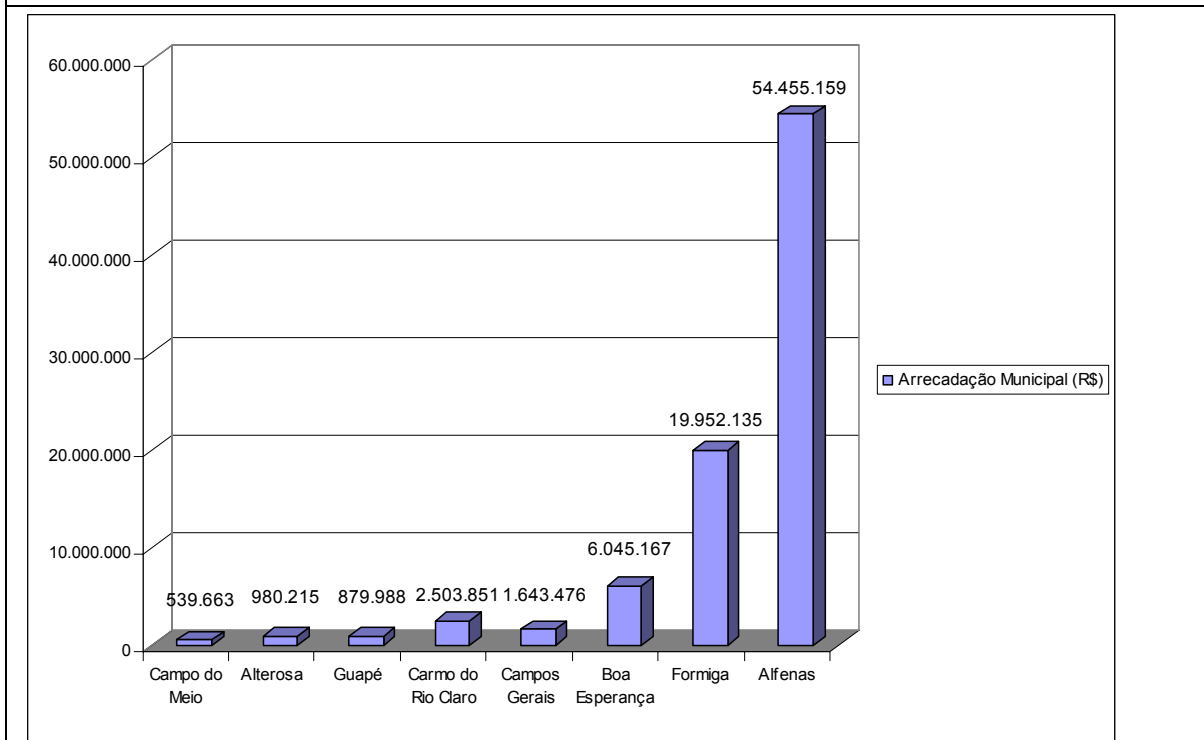


Figura 42 – Arrecadação Municipal Total – 2004.

Em relação ao PIB, as figuras 43 e 44 demonstram novamente a superioridade econômica do município de Alfenas sobre os demais estudados. O PIB em Alfenas no ano 2002 foi de aproximadamente R\$ 439 milhões, seguido por Formiga, cerca de 307 milhões de reais e Boa Esperança, R\$ 155 milhões. Tal fato corrobora para a posição de Alfenas como um dos pólos econômicos da região, exercendo assim, importância política e econômica sobre os municípios ao seu entorno. Assim como, os outros dois municípios destacados exercem em suas proximidades. Entretanto, é relevante salientar que nem toda a renda produzida dentro da área de um município é apropriada pela população residente.

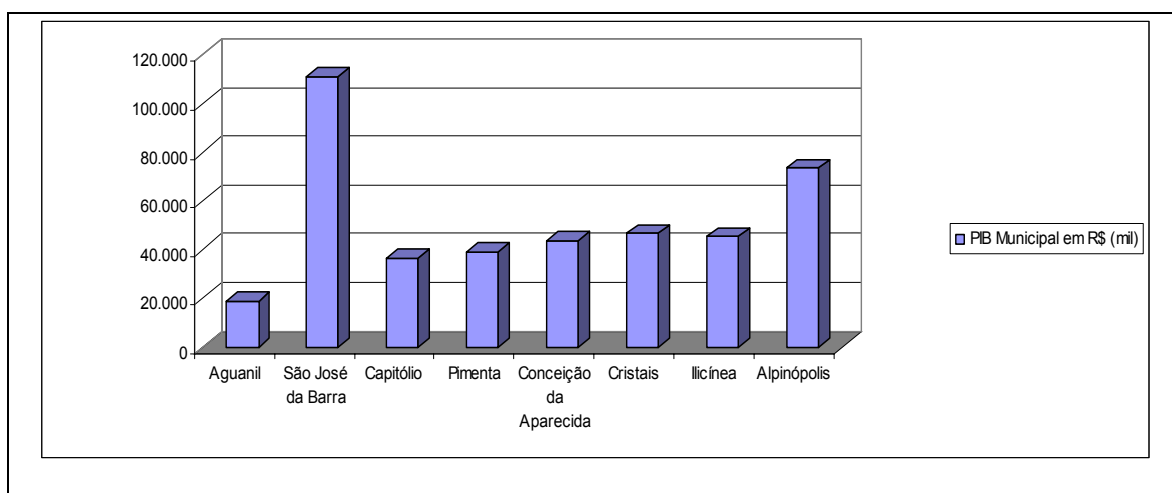


Figura 43 – Produto Interno Bruto - PIB Municipal – 2002

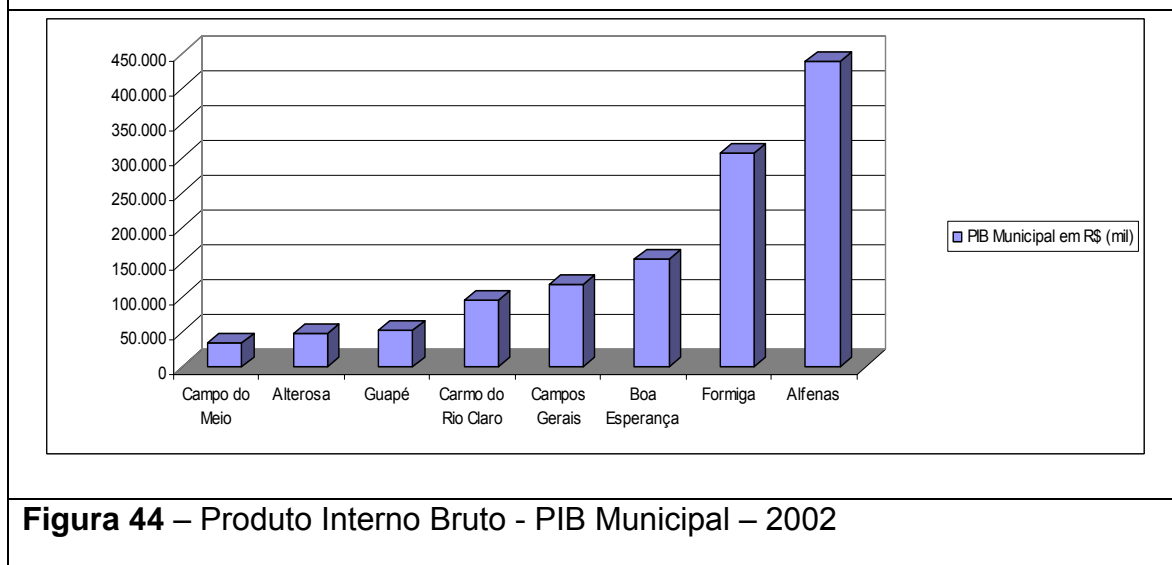


Figura 44 – Produto Interno Bruto - PIB Municipal – 2002

INFRA-ESTRUTURA REGIONAL

Malha Viária

As rodovias federais que possibilitam o acesso à região são: BR-381, BR-369, BR-354, BR-491, BR-262 e BR-265, conforme pode ser visualizado na Figura 40. As rodovias estaduais complementam a malha viária e permitem a conexão entre os municípios e são as seguintes: MG-179, MG-184, MG-453, MG-050, MG-446, MG-167, MG-439, MG-170 e MG-167.

Além dos acessos e fluxos rodoviários de mercadorias e pessoas, outra opção é a utilização de aeroportos. Dentre os dezesseis municípios estudados, cinco possuem aeroportos, que tornam o acesso a estas localidades mais ágil e possibilita o transporte de mercadorias por via aérea, conforme podem ser visualizados na Figura 40. Em Alfenas, Campos Gerais e Formiga¹ a administração dos aeroportos é pública, e suas pistas são de asfalto, grama e cascalho, respectivamente. A pista de Alfenas tem as seguintes dimensões: 1600 x 30m; o de Campos Gerais: 800 x 30m; e o de Formiga: 1.030 x 23m. Os aeroportos de Boa Esperança e São José da Barra são de administração privada e suas pistas são de concreto e asfalto, respectivamente, com as seguintes dimensões: 1.250 x 18m e 1.599 x 30m.

Outra opção de transporte é o hidroviário nos rios e na lâmina d'água da represa de Furnas. Os locais onde há travessia por balsa estão representados na Figura 40.

Saneamento Básico

O abastecimento de água aos moradores dos dezesseis municípios selecionados para este estudo é realizado predominantemente por meio da rede geral de distribuição, conforme pode ser visualizado nas figuras 45 e 46. Alfenas é o município com o maior atendimento por rede de distribuição de água (93%),

¹ Sr. Altair, Ouvidor do município, afirmou em entrevista que a Prefeitura está buscando recursos para asfaltar a pista do aeroporto da cidade.

dentre os analisados, seguido por Campo do Meio – 88,5% e Formiga – 88%. A tendência geral que pode ser observada é o maior atendimento por rede geral de água nos municípios que apresentam maior contingente populacional e maior nível de arrecadação de impostos. A captação de água através de poço ou nascente é mais presente nos municípios menores, com algumas exceções. Destaque para os municípios de Aguanil e Cristais, onde 36 e 29%, respectivamente dos abastecimentos são provenientes de poços ou nascentes. As significativas diferenças observadas entre os municípios quanto ao abastecimento de água está associada, dentre outros fatores, aos diferentes graus de urbanização, como pode ser analisado mais abaixo.

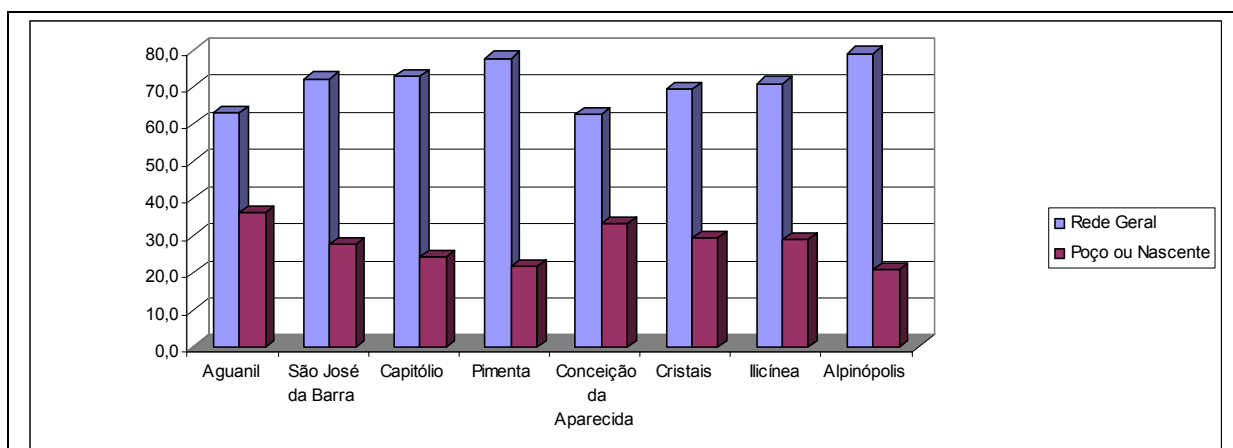


Figura 45 – Abastecimento de água em domicílios particulares permanentes (%) – 2000

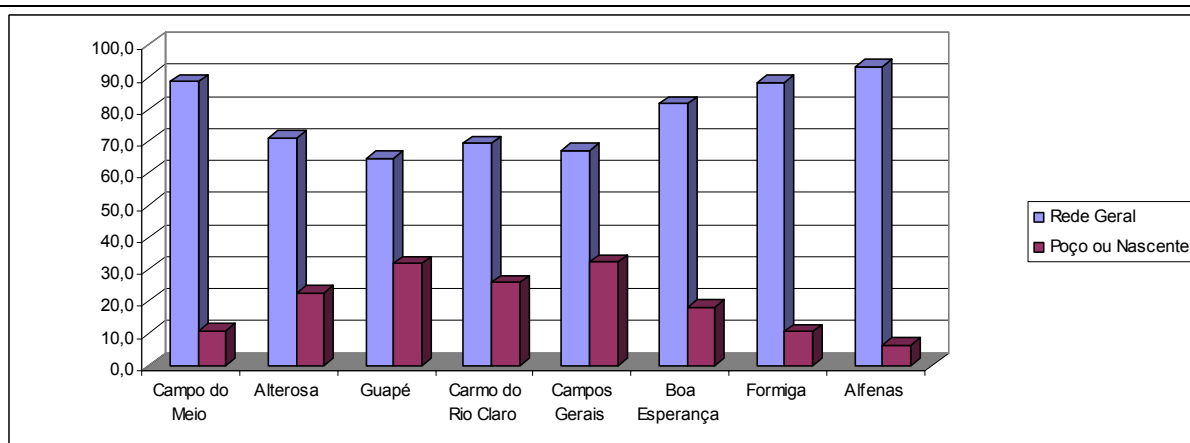


Figura 46 – Abastecimento de água em domicílios particulares permanentes (%) – 2000

A destinação dos esgotos domésticos dos municípios estudados apresenta-se diversa, como pode ser observado nas figuras 47 e 48. Entretanto há o predomínio da coleta através da rede geral de esgoto ou pluvial. Novamente pode ser observada uma tendência de maior atendimento por rede de esgoto nos municípios mais urbanizados e com maior contingente demográfico. Destaque para os municípios de Alfenas, Campo do Meio e Formiga, que apresentam as seguintes taxas de atendimento, respectivamente: 91, 87 e 81%. Por outro lado, nos municípios de Guapé, Aguanil, Conceição da Aparecida, São José da Barra e Alterosa ainda são utilizadas fossas rudimentares com significativo percentual. Esta situação denota a precariedade do esgotamento sanitário destes municípios, o que provoca a contaminação dos solos e conseqüentemente dos lençóis e cursos d'água. A utilização de fossas sépticas nestes municípios é pouco freqüente, com destaque apenas para o município de Campos Gerais, que apresentava em 2000, 7% da sua população adotando este tipo de medida.

Em relação à destinação do lixo domiciliar, novamente a situação dos municípios maiores encontra-se melhor equacionado que nos demais, como pode ser visualizada nas figuras 49 e 50. Os maiores índices de coleta foram registrados nos municípios de Alfenas, Campo do Meio e Formiga, com os seguintes valores respectivos: 93, 87 e 85%. As menores coberturas quanto a coleta do lixo foram registradas em Guapé – 57%, Aguanil e Conceição da Aparecida, ambos com 60%. A prática de queima do lixo mostrou-se muito comum nestas localidades, principalmente nos municípios menores, como Guapé, Conceição da Aparecida e Aguanil. Um dado significativo e preocupante refere-se ao percentual de domicílios que ainda jogam seus lixos em terreno baldio ou logradouro. Em Guapé, tal situação é presente em 9,5% das moradias, seguida por Aguanil, 8% e Illicínea 7,5. Tal atitude provoca a contaminação do solo, poluição visual e proliferação de doenças e animais peçonhentos.

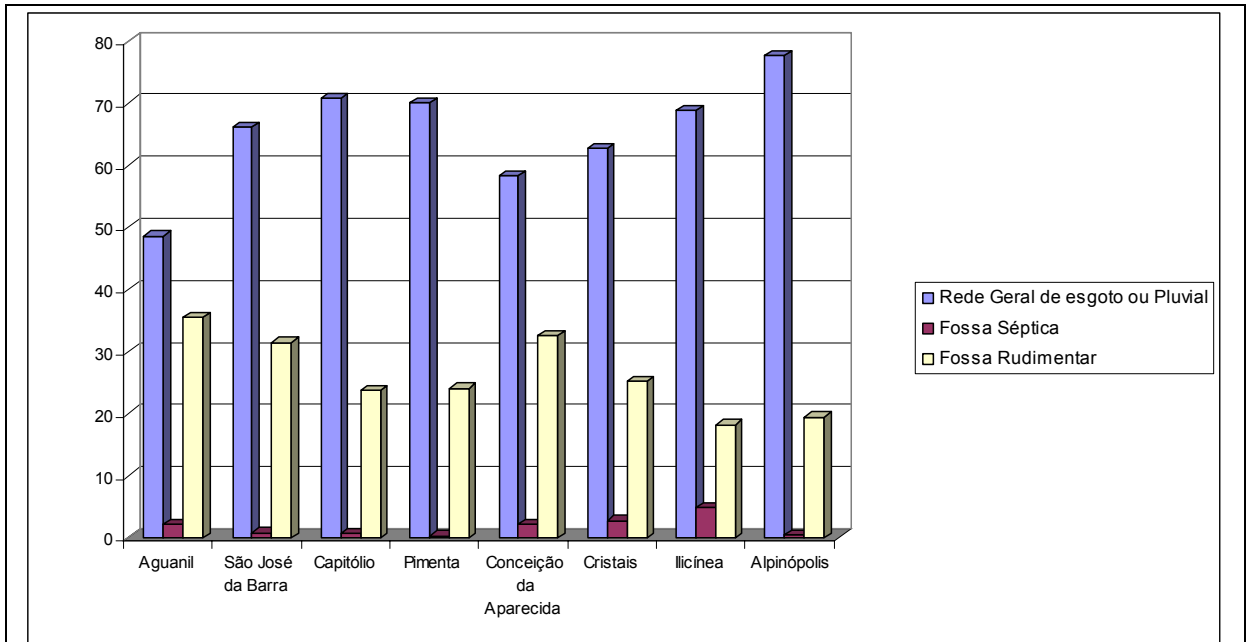


Figura 47 – Esgotamento Sanitário em domicílios particulares permanentes (%) – 2000

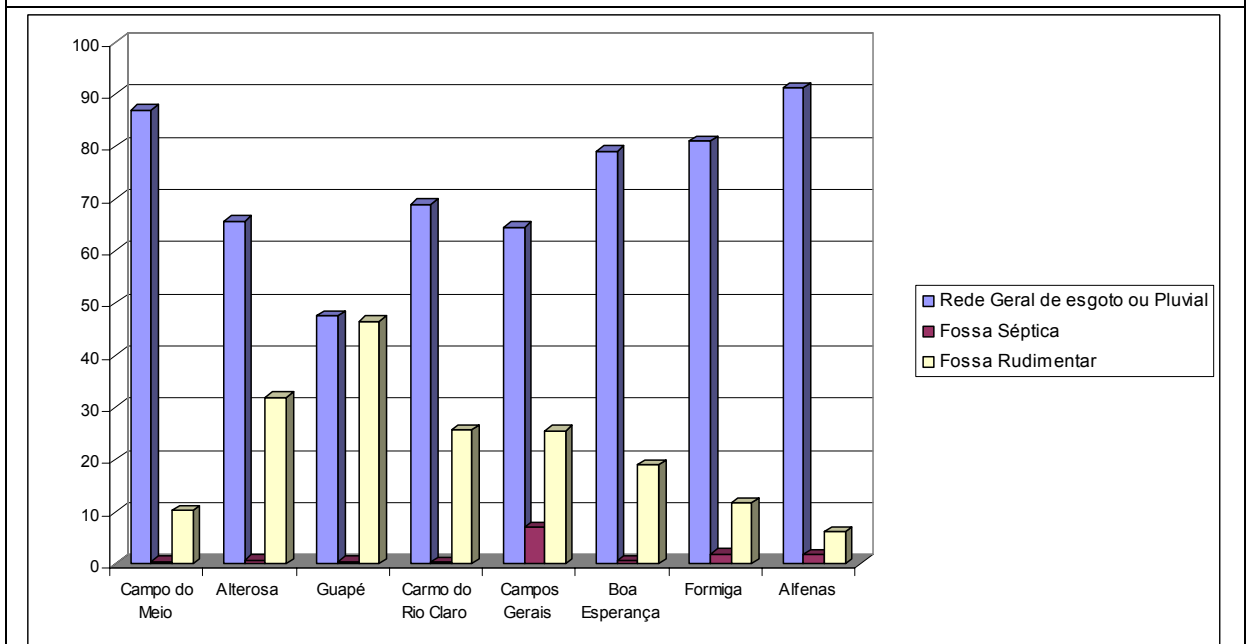


Figura 48 – Esgotamento Sanitário em domicílios particulares permanentes (%) – 2000

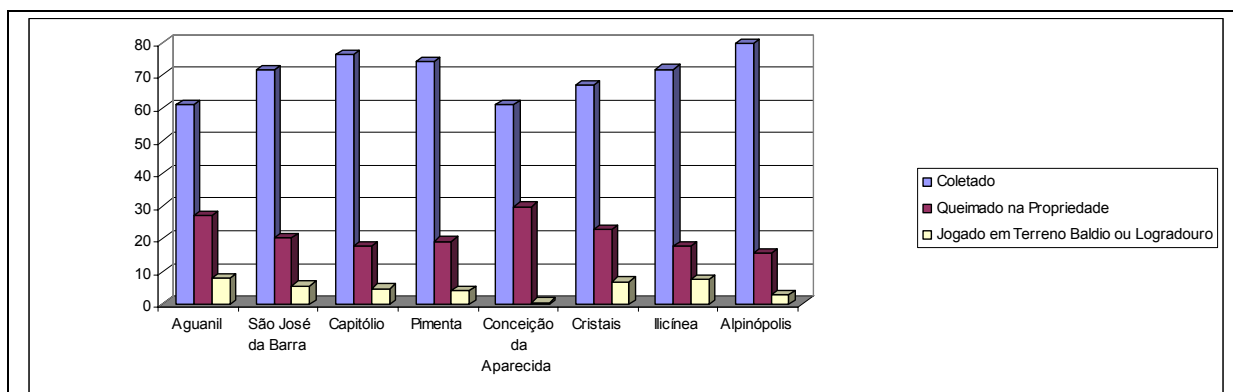


Figura 49 - Destinação do lixo em domicílios particulares permanentes (%) - 2000

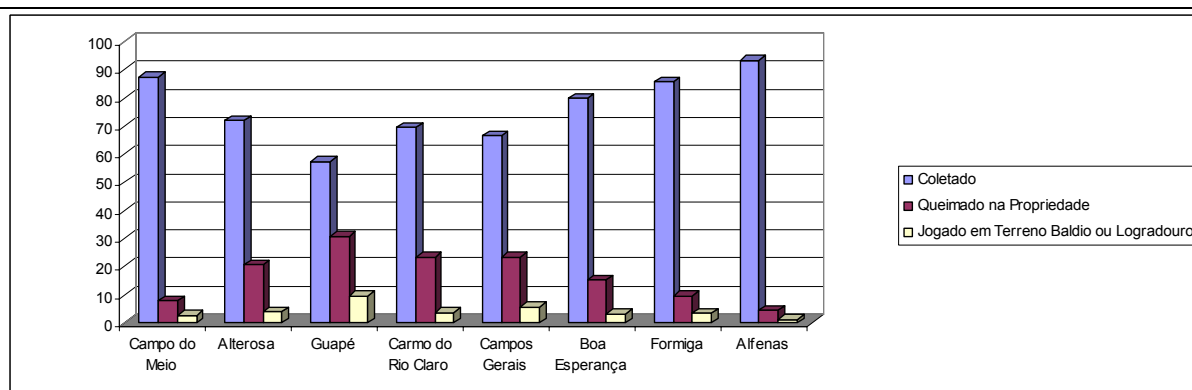


Figura 50 - Destinação do lixo em domicílios particulares permanentes (%) - 2000

Turismo e Lazer

O lago de Furnas é considerado “o mar de Minas”, maior extensão de água do Estado e um dos maiores lagos artificiais do mundo. A região é um reduto de pescadores, navegadores e pessoas em busca de beleza e repouso. Os municípios lindeiros oferecem belos cenários aliados a uma estrutura turística em crescimento que combina tradições mineiras, esportes náuticos, pesca e trilhas ecológicas.

Um roteiro surpreendente para cada visitante que percorre seus caminhos, redescobrimo lugares como Capitólio, onde estão as famosas Escarpas do Lago, maior base náutica de água doce da América Latina, Carmo do Rio Claro, onde a

tecelagem é internacionalmente conhecida por sua técnica e criatividade apurada, São João Batista do Glória, batizada como a cidade das cachoeiras ou Guapé, emoldurada pela beleza da represa, das serras e dos canyons, formações rochosas com mais de 20m de altura, formando reentrâncias a partir da represa até se chegar a belas cachoeiras, como a Cachoeira Lagoa Azul.

São várias cachoeiras, serras, festas populares e fazendas centenárias com suas lavouras de café, produção de queijo e outras atrações. As tradições culturais enriquecem a programação, com grupos de Folia de Reis, Guardas de Congo e Caiapós, manifestações típicas e marcantes da região. Esta agrada, portanto, aos amantes da cultura e também àqueles que gostam da mansidão da vida rural.

Dinâmica Populacional dos Municípios Selecionados

Novamente os dezesseis municípios estudados foram divididos em dois grupos, a partir do tamanho de suas populações, de modo a possibilitar a leitura dos gráficos. Os municípios do entorno da represa de Furnas, lindeiros à área de implantação do projeto, apresentam dinâmicas demográficas e contingentes populacionais diversos. As figuras 51 e 52 demonstram tal realidade e o predomínio das populações urbanas sobre as rurais em todos os municípios, com exceção de Guapé, tendência nacional observada a partir da década de 1970. Os municípios com maiores populações em geral apresentam maior desnível entre as populações rural e urbana, situação comum observada em outras regiões do país. Como os municípios estão dispostos nas figuras em ordem crescente segundo o seu contingente populacional total, podemos apontar Alfenas, Formiga e Boa Esperança como os três maiores do grupo estudado, com populações totais iguais a 66.957, 62.907 e 37.074, respectivamente.

A distribuição da população dos três municípios por gêneros pode ser observada nas figuras 53 e 54.

A proporção entre homens e mulheres é harmônica nos municípios estudados, não havendo, portanto, diferenças acentuadas entre os gêneros. Em alguns municípios há o predomínio de moradores do sexo masculino, enquanto em outras se observa o oposto, mas sem significativas desigualdades.

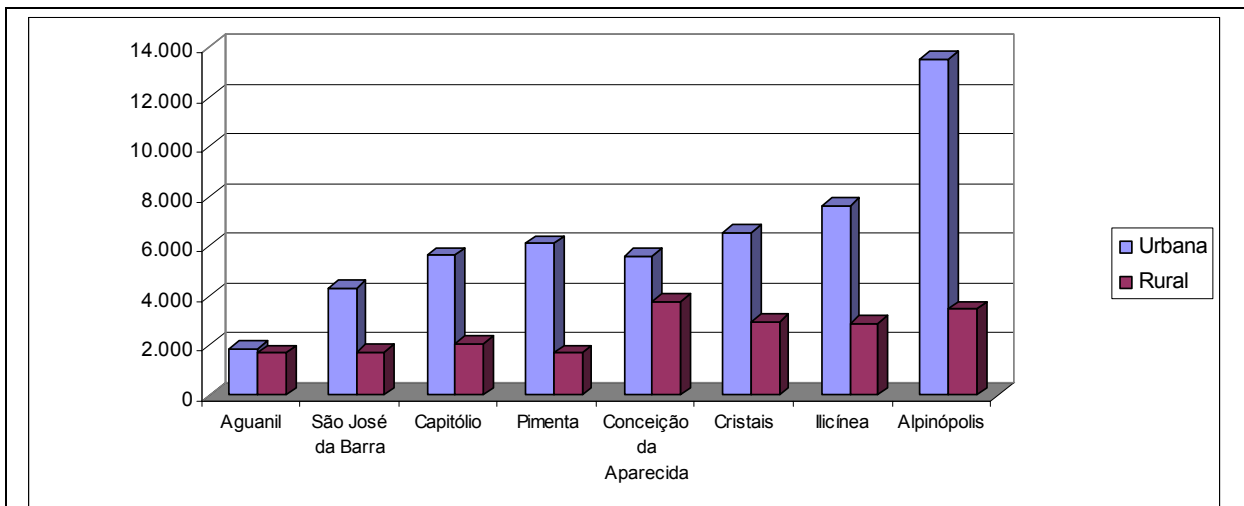


Figura 51 – População por situação de domicílio – 2000

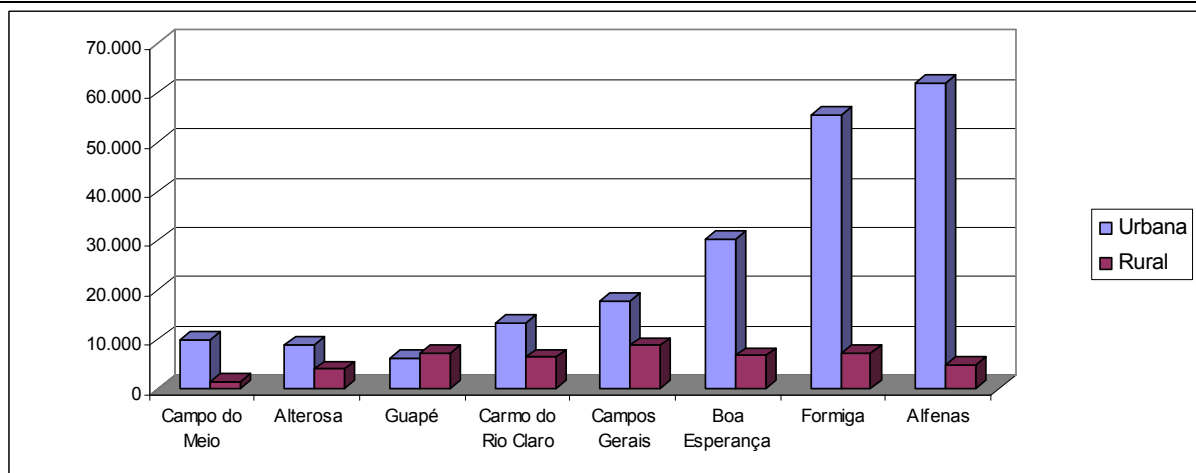


Figura 52 – População por situação de domicílio - 2000

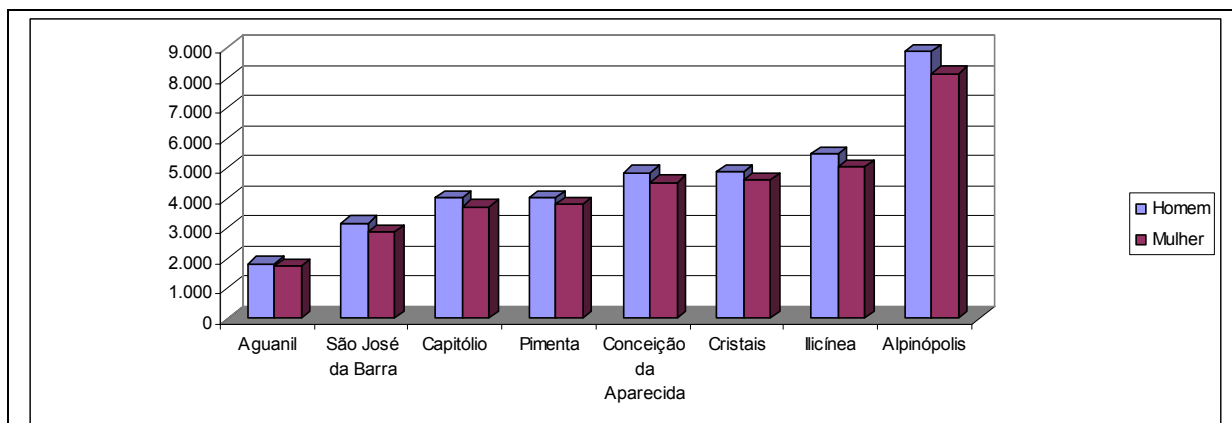


Figura 53 – População por situação de sexo – 2000

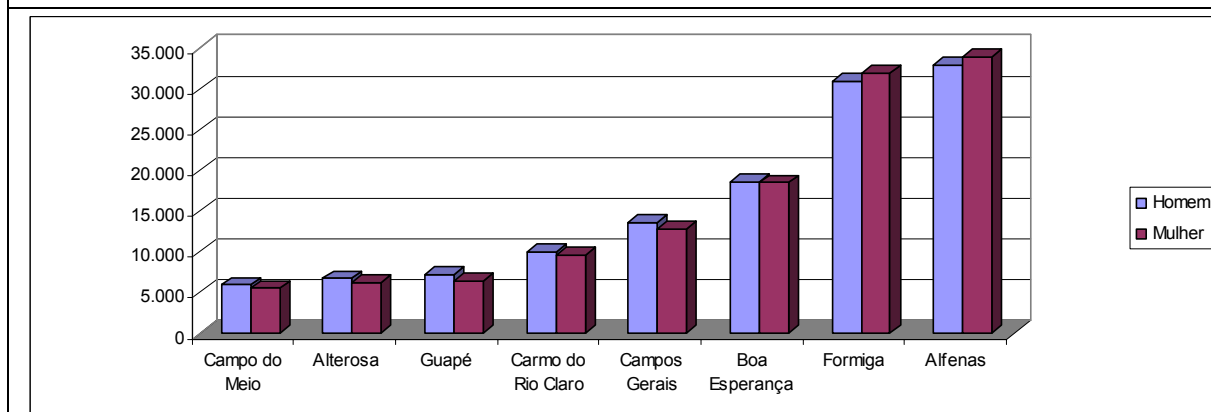


Figura 54 – População por situação de sexo - 2000

O grau de urbanização dos municípios limieiros ao empreendimento sofreu aumento ao longo do período 1991-2000, com destaque para o município de São José da Barra, que passou de 22,6 para 71,4%. No entanto, Alfenas é o município que apresenta o maior percentual de urbanização dentre os estudados, com uma taxa de 92,8%. Aguanil e Guapé são os dois municípios com menor grau de urbanização, com valores de 52,5 e 46,2%, respectivamente, conforme pode ser visualizado nas figuras 55 e 56.

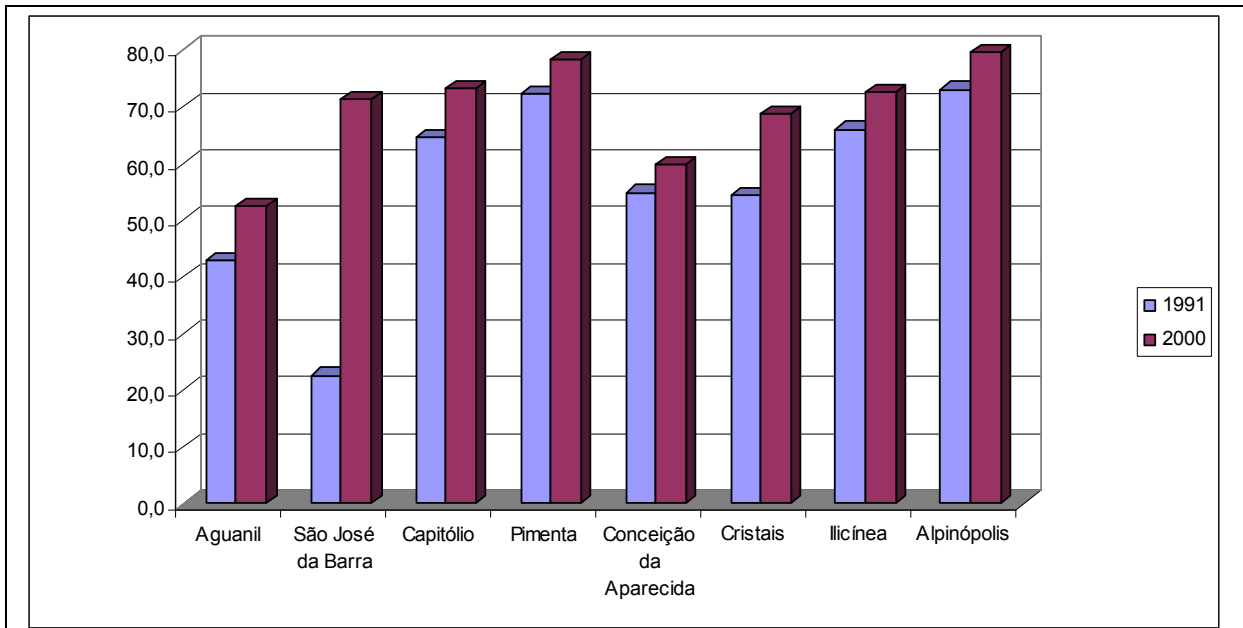


Figura 55 – Grau de Urbanização (%) - 1991-2000

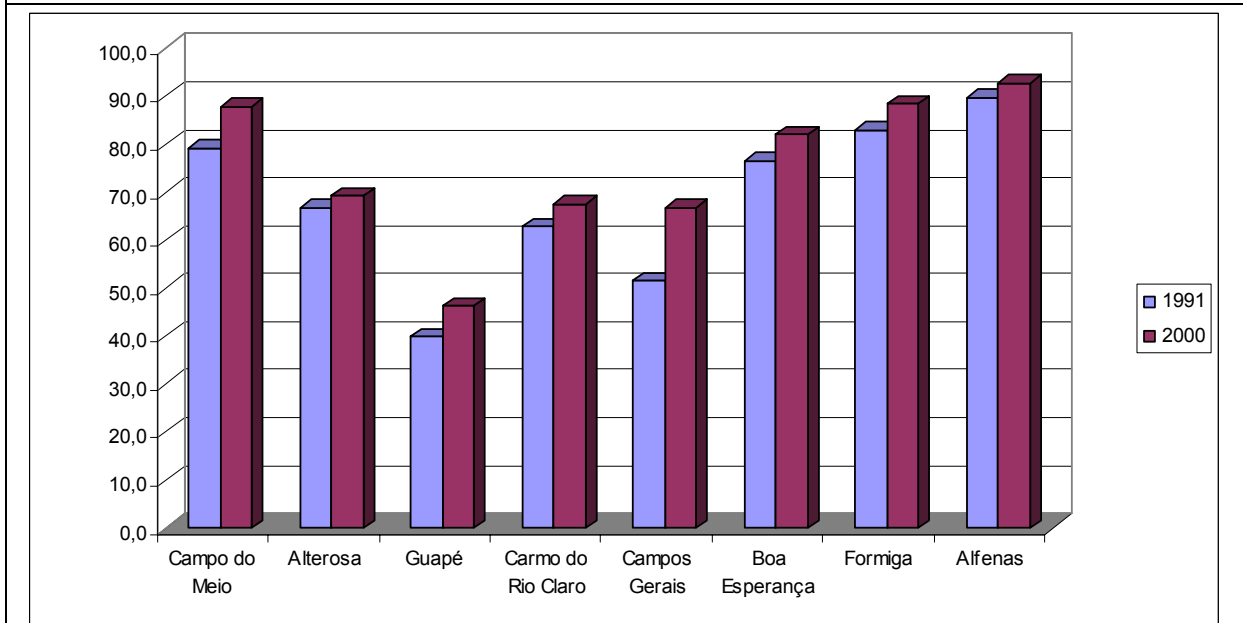


Figura 56 – Grau de Urbanização (%) - 1991-2000

A desigualdade na distribuição da população entre os meios rural e urbano e o expressivo grau de urbanização observado nos municípios analisados é reflexo das diferentes taxas de crescimento médio anual experimentadas por estes. As figuras 57 e 58 demonstram as disparidades de crescimento e o ritmo em que este ocorreu. O meio urbano apresentou ao longo do período 1991-2000 maior crescimento que o rural nos municípios estudados. Na maioria destes houve redução das populações rurais, enquanto a urbana registrava crescimento. Alfenas foi o município onde houve o maior crescimento demográfico, com taxa de 2,7% ao ano, seguido por Alpinópolis, 2,2% e Ilicínea, 2%, enquanto a média do estado foi de 1,4%. São José da Barra foi o município que sofreu a maior redução de sua população rural, com uma taxa anual média de -10,3%, enquanto que no estado a taxa foi de -2,3%. O crescimento demográfico urbano superou o rural, com destaque novamente para São José da Barra, onde foi registrado o maior valor: 13,9%.

O aumento do crescimento demográfico nas áreas urbanas destes municípios ao longo do período 1991-2000 refletiu sobre a densidade demográfica destas áreas. Conforme observado nas figuras 59 e 60, Alfenas é o município com a maior densidade demográfica dentre os estudados e foi o que apresentou o maior aumento, passando de 61,9 para 78,6 hab/km². Seguido por Boa Esperança, com densidade demográfica em 2000 registrada em 43,1 hab/km². Guapé manteve-se assim, como o município menos populoso, de maior proporção de contingente populacional rural e menor densidade demográfica dentre os estudados no período analisado.

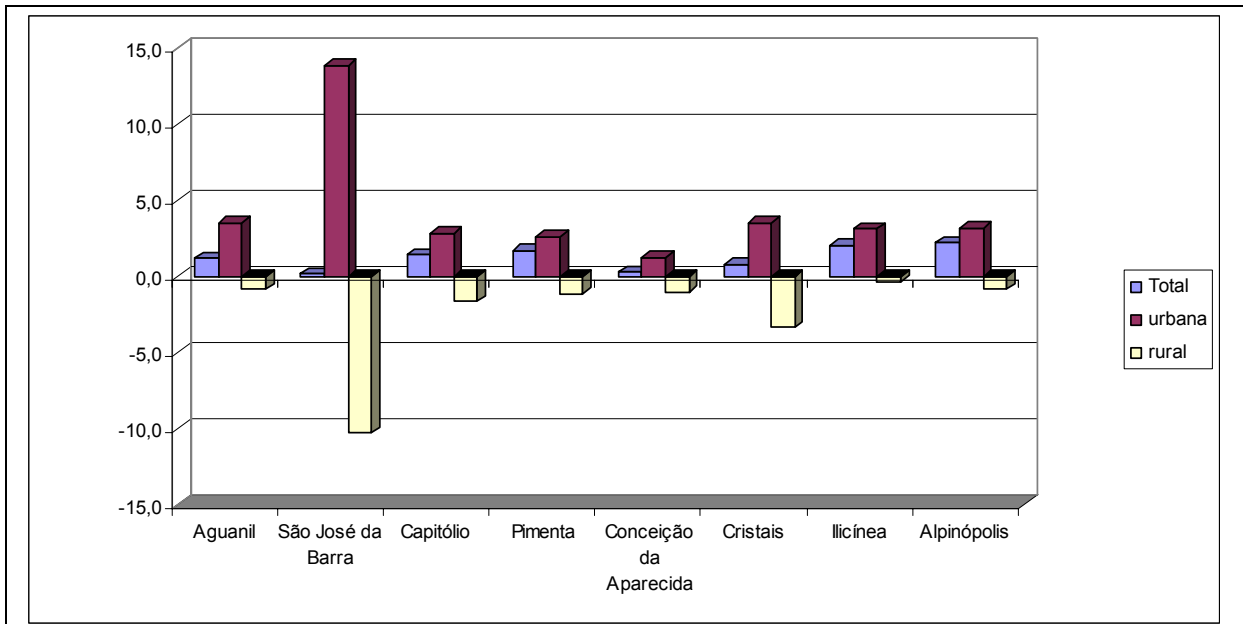


Figura 57 – Taxa de crescimento médio anual (%) - 1991-2000

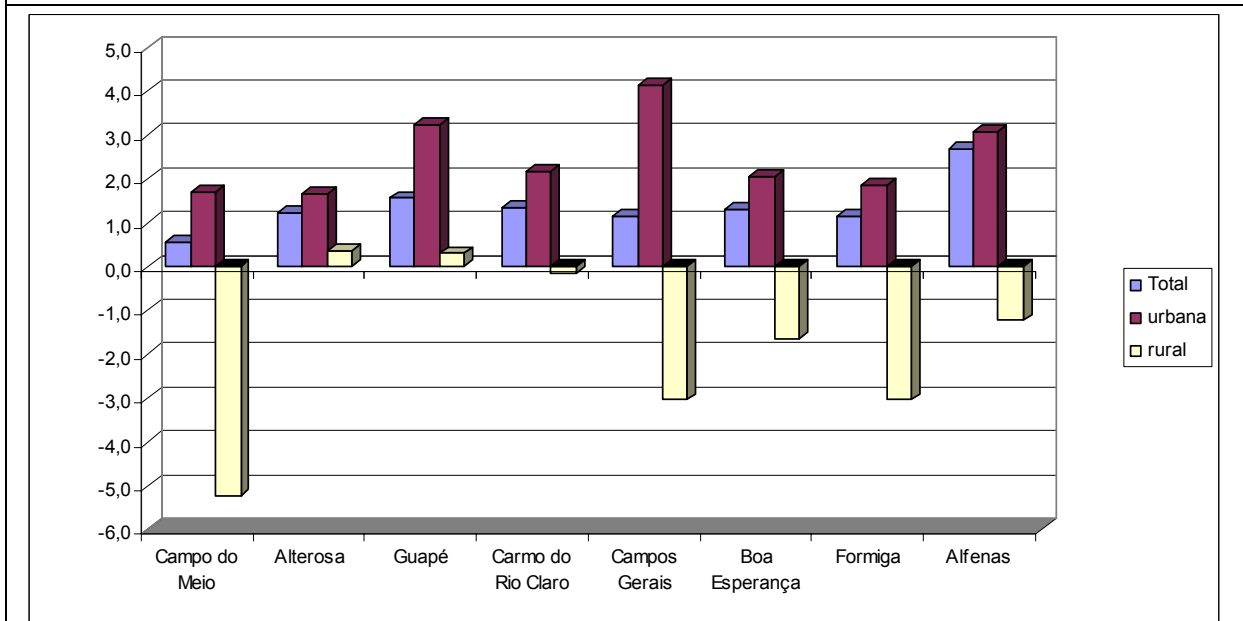


Figura 58 – Taxa de crescimento médio anual (%) - 1991-2000

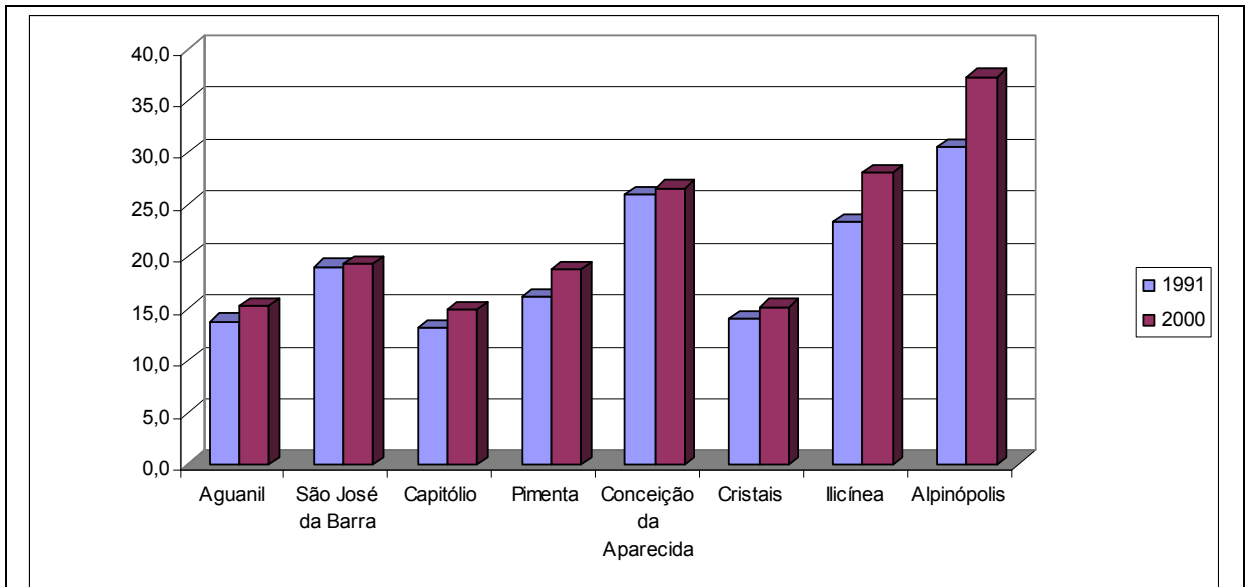


Figura 59 – Densidade Demográfica (hab/km²) - 1991-2000

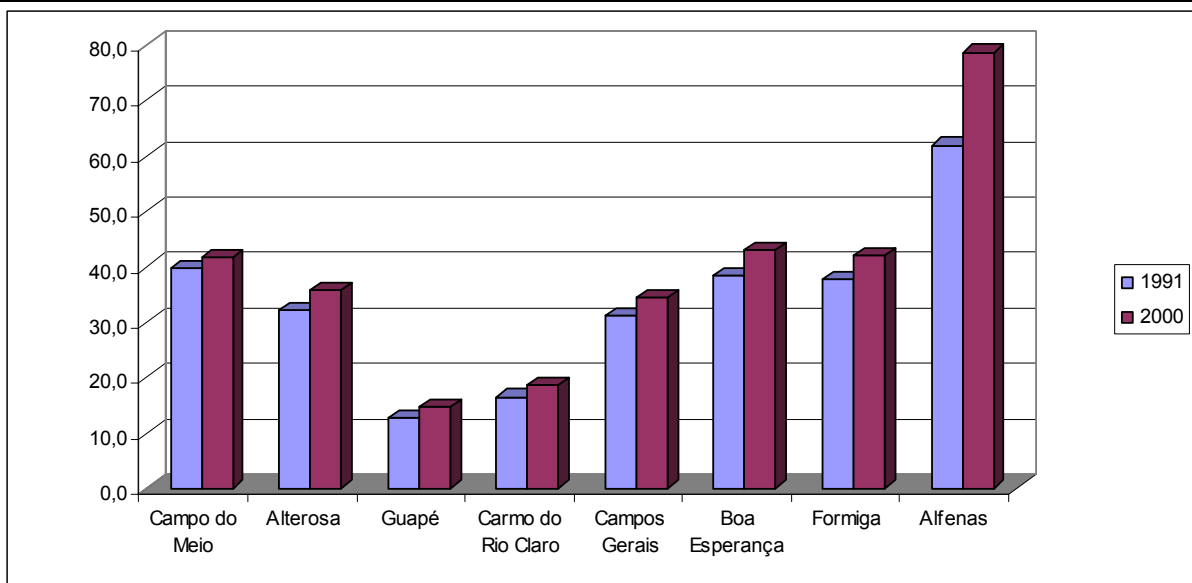


Figura 60 – Densidade Demográfica (hab/km²) - 1991-2000

O IBGE realiza estimativas populacionais anuais em escala municipal². As figuras 61 e 62 demonstram a evolução populacional dos dezesseis municípios do estudo a partir do último Senso Demográfico até o ano 2005. As estimativas das populações para o ano 2005 estão representadas numericamente de modo a facilitar o entendimento.

As curvas são resultados das diferentes taxas de crescimento experimentadas por estes municípios ao longo deste período, não diferindo demasiadamente da década de 1990. O crescimento nestes municípios vem ocorrendo de modo constante e sem sobressaltos, sem alterar significativamente a situação observada no ano 2000, observada anteriormente. Pode-se esperar crescimento nesta década semelhante ao ocorrido na década de 1990, ou seja, o crescimento da população nestes municípios é estável, sem significativas alterações em relação ao período anterior.

O Índice de Desenvolvimento Humano Municipal – IDHM dos 16 municípios selecionados pode ser visualizado nas figuras 63 e 64. Este índice é calculado com base em parâmetros relacionados à longevidade da população, educação e renda, sendo 1,0 seu valor máximo. Destaque para os municípios de São José da Barra, Capitólio, Formiga e Alfenas, que apresentaram os maiores índices. Os valores médios arredondados para o estado de Minas Gerais e Brasil é 0,77. Os municípios que estão abaixo deste índice são: Aguanil, Cristais, Ilicínea, Campo do Meio, Alterosa, Guapé e Campos Gerais. Ou seja, sete municípios dentre os 16 analisados estão abaixo das médias estadual e nacional. Tal quadro indica a necessidade de programas de desenvolvimento econômico local sustentável que possibilite incremento de renda à população e amplie a arrecadação municipal, que deve se reverter em prol de benefícios locais.

² O IBGE não disponibiliza dados de projeção de crescimento demográfico em escala municipal, apenas em escala nacional, macrorregional e estadual.

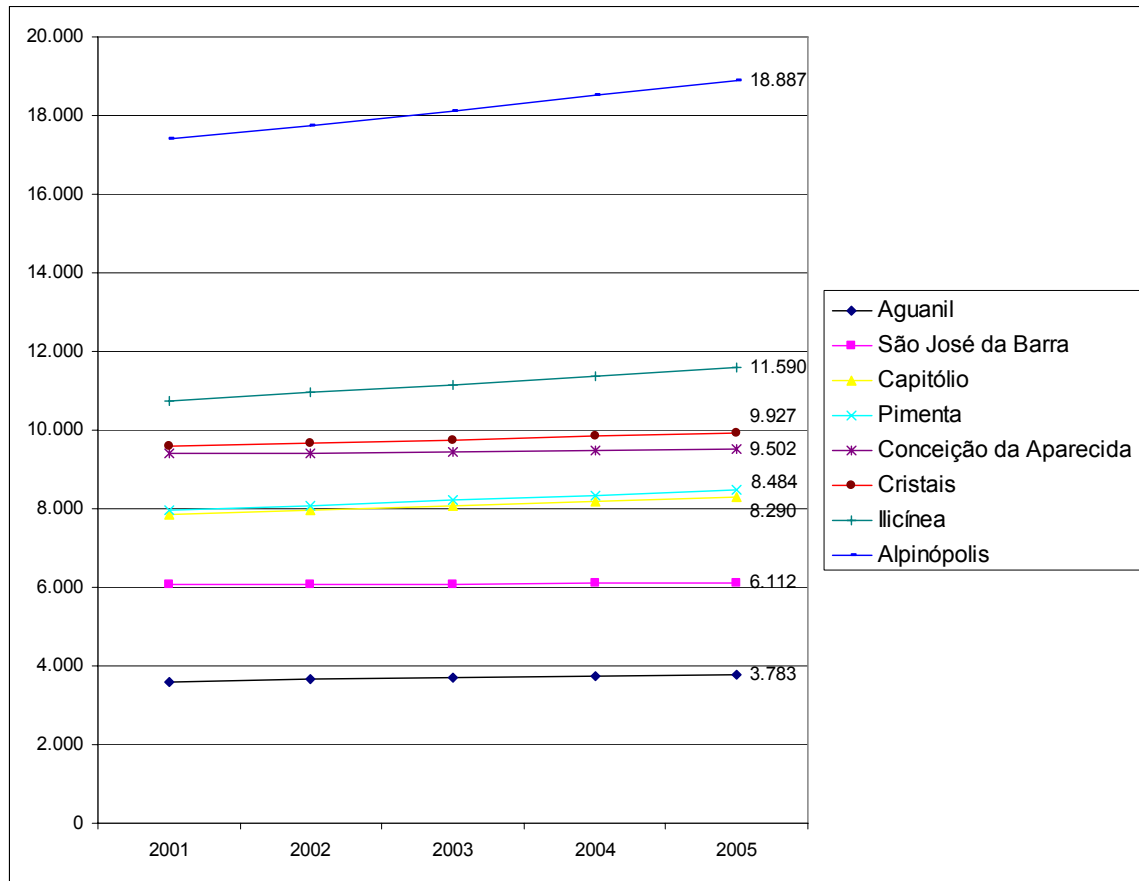


Figura 61 – Estimativa da População - 2001-2005

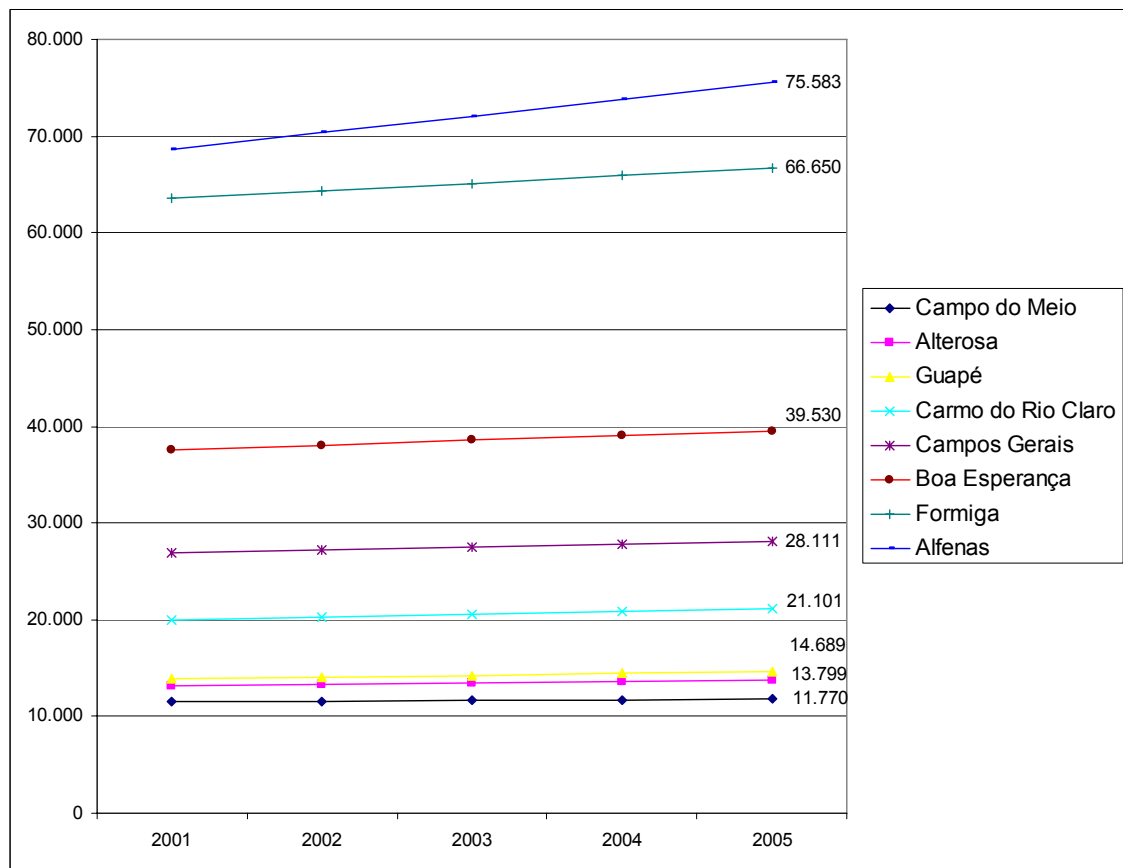


Figura 62 – Estimativa da População - 2001-2005

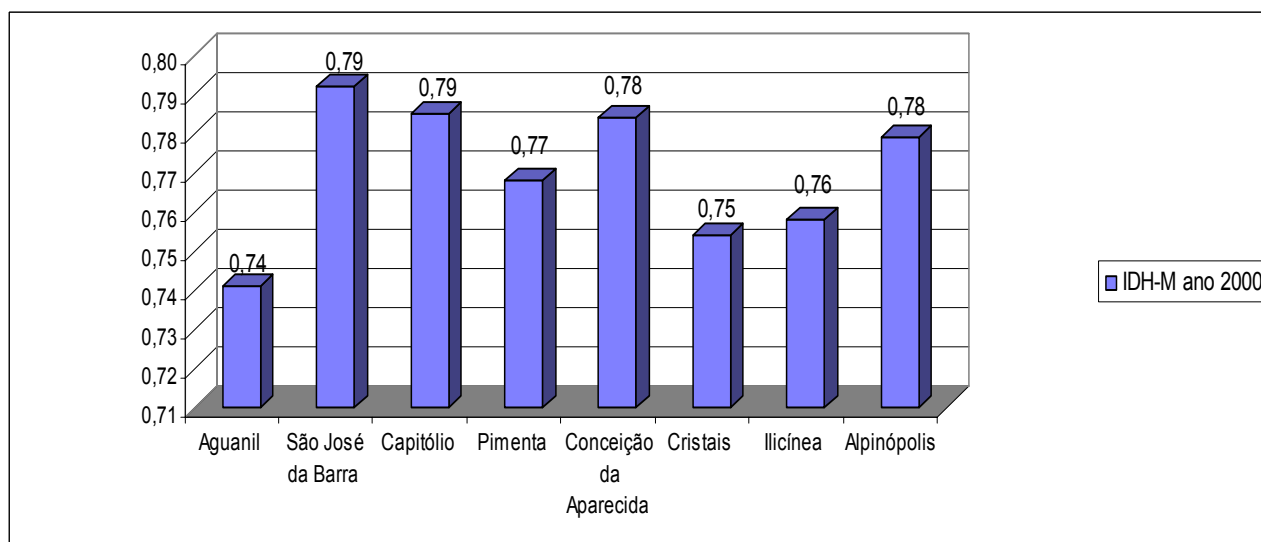


Figura 63 – Índice de Desenvolvimento Humano Municipal – 2000

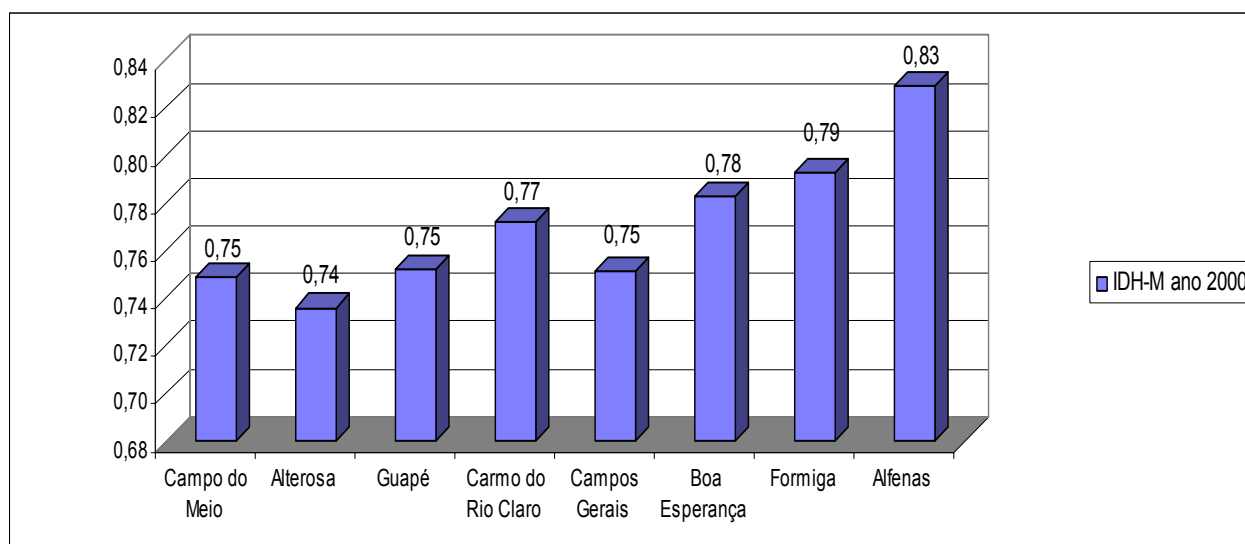


Figura 64 – Índice de Desenvolvimento Humano Municipal – 2000

A população economicamente ativa – PEA apresenta-se de modo diferenciado entre os municípios estudados, assim como entre as situações de domicílio rural e urbana. O Censo 2000 registrou significativas diferenças da PEA entre os meios rural e urbano, conforme pode ser observado nas figuras 65 e 66. Destaque para o município de Alfenas, onde 93,3% da PEA situavam-se no meio urbano, contra apenas 6,7% no meio rural, o que denota o elevado grau de urbanização deste

município, anteriormente destacado. O município de Guapé é o único dentre os analisados que apresenta PEA rural superior à urbana, com 54% contra 46. Esta região acompanha uma tendência nacional de aumento no número de empregos no meio urbano e esvaziamento no meio rural de trabalhadores desmotivados com as perspectivas de atividades no campo ou substituídos por maquinários agrícolas.

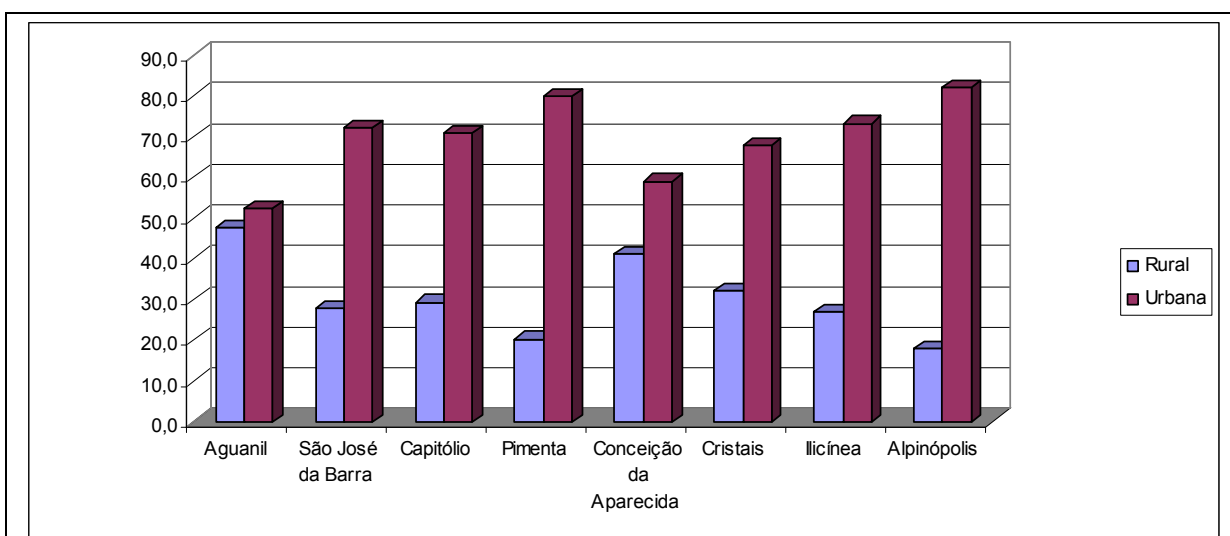


Figura 65 – População Economicamente Ativa - PEA – 2000

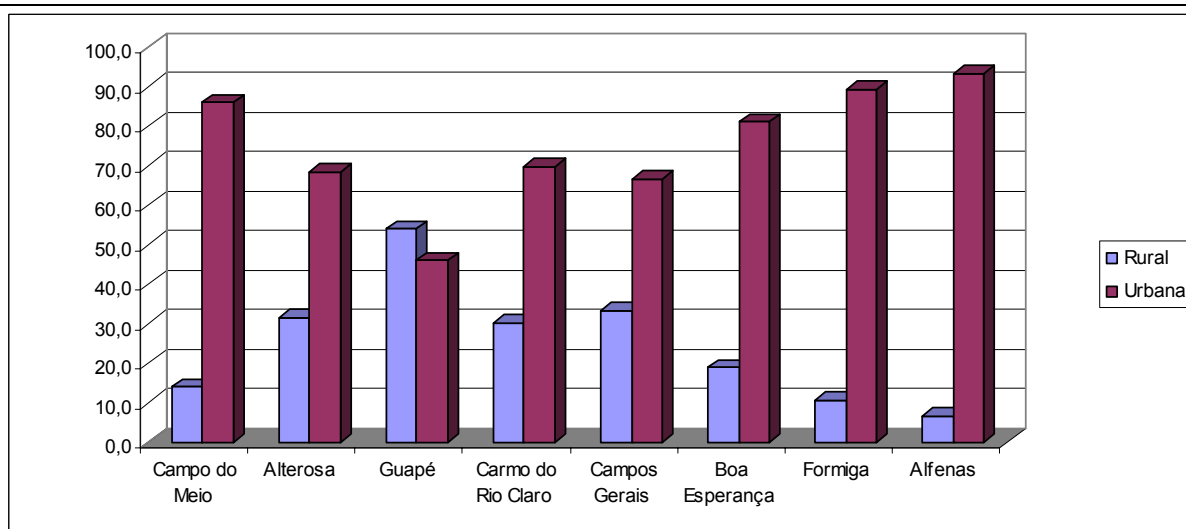


Figura 66 – População Economicamente Ativa - PEA – 2000

As figuras 67 e 68 a seguir possibilitam a visualização da PEA desocupada para os municípios estudados, que foi expressa em dados percentuais em relação à PEA total. O município que apresentou em 2000 a maior proporção de indivíduos em idade ativa desocupados foi Formiga, com 11,5 %, seguido por Alfenas – 10,8% e Boa Esperança, 8,7%. As taxas variaram significativamente entre os municípios e os maiores valores foram registrados nos três maiores em termos populacionais, semelhante ao que ocorre em outras regiões do país, onde o desemprego acomete com maior incidência os maiores centros urbanos. Os menores valores foram registrados nos municípios de Cristais e Campos Gerais – 3,1% e Capitólio, 3,5%.

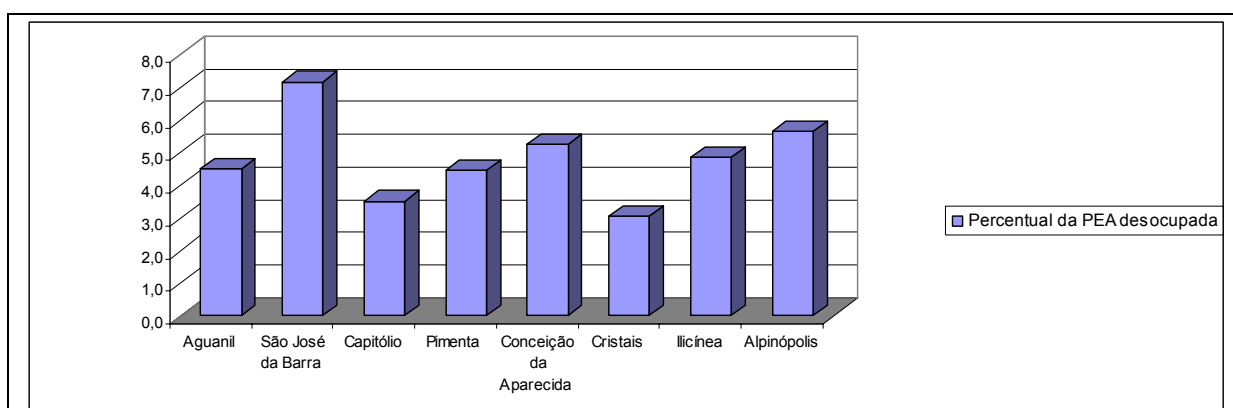


Figura 67 – Percentual da PEA desocupada – 2000

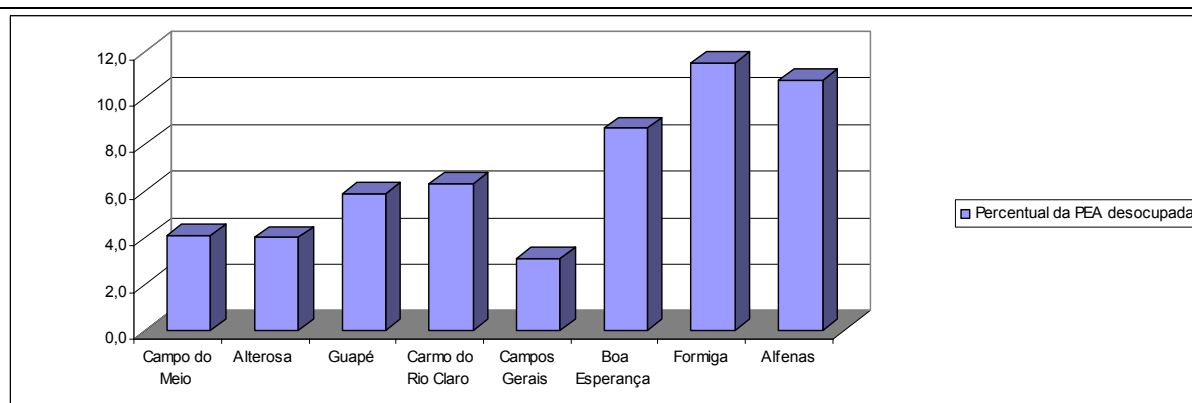


Figura 68 – Percentual da PEA desocupada – 2000

O rendimento mediano da PEA dos municípios estudados pode ser visualizado nas figuras 69 e 70. Os valores são do ano 2000, quando o salário mínimo valia R\$ 151,00. O salário mediano no Brasil e em Minas Gerais neste ano era de R\$ 300,00, ou seja, dois salários mínimos, cujos valores foram inseridos nas figuras para servir de base comparativa. O único município que apresentava rendimento mediano superior ao valor estadual e nacional foi Alfenas, com R\$ 320,00. Cinco apresentaram o mesmo valor de R\$ 300,00 e muitos se situaram abaixo deste patamar, como são os casos de Aguanil, Cristais e Guapé. Dez dos dezesseis municípios estudados tinham valores medianos de salários abaixo do registrado em âmbito estadual e nacional, o que pode ser justificado pelo porte dos municípios e suas atividades financeiras.

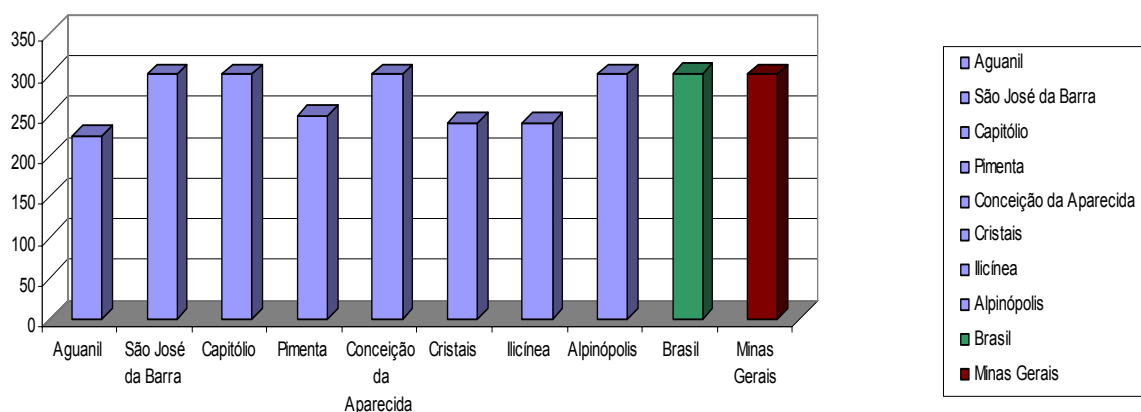


Figura 69 – Rendimento Mediano – 2000

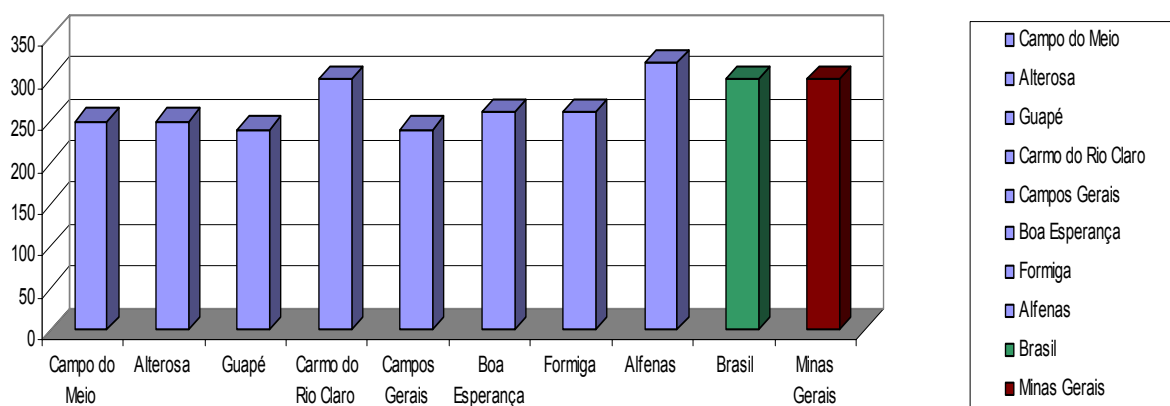


Figura 70 – Rendimento Mediano - 2000

Estrutura Produtiva

PEA e PIB Distribuídos Por Setores Econômicos

A População Economicamente Ativa – PEA dos dezesseis municípios selecionados para este estudo, lindeiros à represa de Furnas, por setores econômicos, pode ser observada nas figuras 71 e 72. O setor primário, correspondente às atividades agropecuária, extração vegetal e pesca prevalece em quase a totalidade dos municípios, denotando a maior absorção de mão de obra por este setor. Destaque para os municípios de Campos Gerais, Campo do Meio, Alterosa, Ilicínea, Conceição da Aparecida e Guapé. O setor terciário – comércio de mercadorias e serviços é o responsável pela segunda maior absorção de trabalhadores nos municípios analisados, diferentemente da tendência nacional de concentração da PEA neste setor econômico. Destaque para os municípios de Capitólio, São José da Barra, Alpinópolis, Boa Esperança, Formiga e Alfenas. Apesar da predominância demográfica na zona urbana nos municípios analisados, a PEA tem sido mais absorvida pelas atividades desenvolvidas no meio rural. Em relação à ocupação na atividade industrial – setor secundário da economia, de um modo geral é o menos expressivo, mas há municípios onde este se destaca, tais como: São José da Barra (76,5%), Formiga (29,5) e Alfenas (34,2%).

O Produto Interno Bruto – PIB por setores econômicos dos municípios em questão pode ser analisado nas figuras 73 e 74, para o ano de 2002. O PIB do setor de serviços é superior aos demais na maioria dos municípios em questão, com destaque para: Alpinópolis, Guapé, Alterosa, Campo do Meio, Boa Esperança, Formiga e Alfenas. O município de São José da Barra é díspar em relação aos outros analisados, por apresentar proporcionalmente PIB no setor secundário (76,5%) expressivamente superior ao observado nos demais setores da economia. Além destes municípios, podemos destacar Alfenas, Formiga, Alpinópolis e Capitólio. O setor agropecuário foi preponderante nos seguintes municípios: Aguanil, Conceição da Aparecida e Cristais, o que revela a maior dependência econômica destes em relação a esta categoria de atividades. Estes municípios estão enquadrados justamente no grupo dos menores em termos

demográficos e com população rural mais expressiva que os presentes na Figura 74, grupo dos maiores municípios quanto à população total.

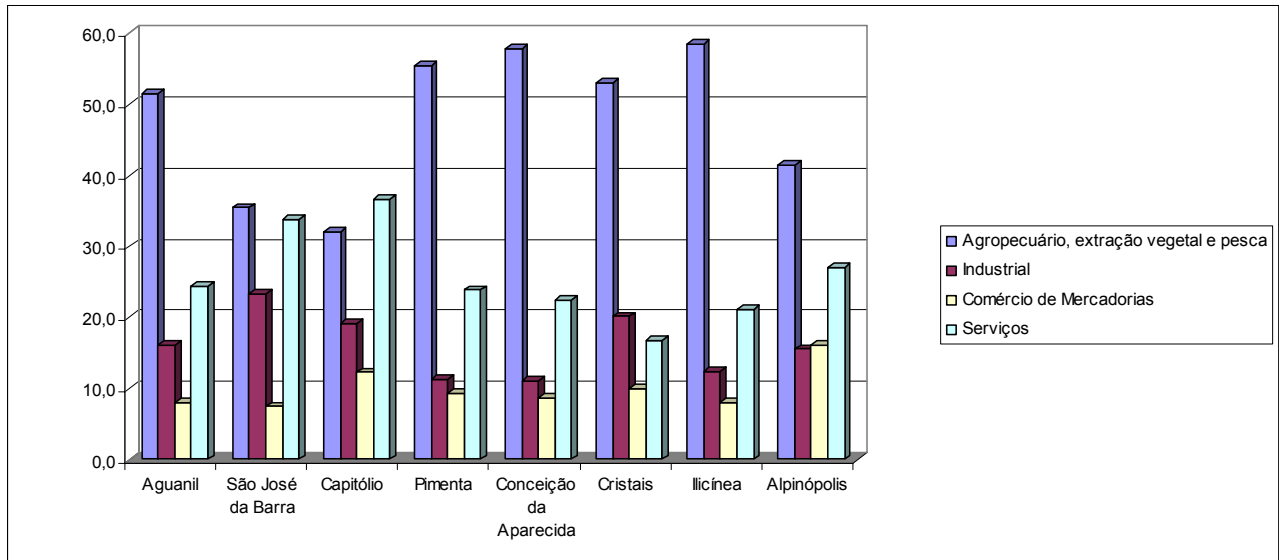


Figura 71 – População Ocupada por Setores Econômicos – 2000

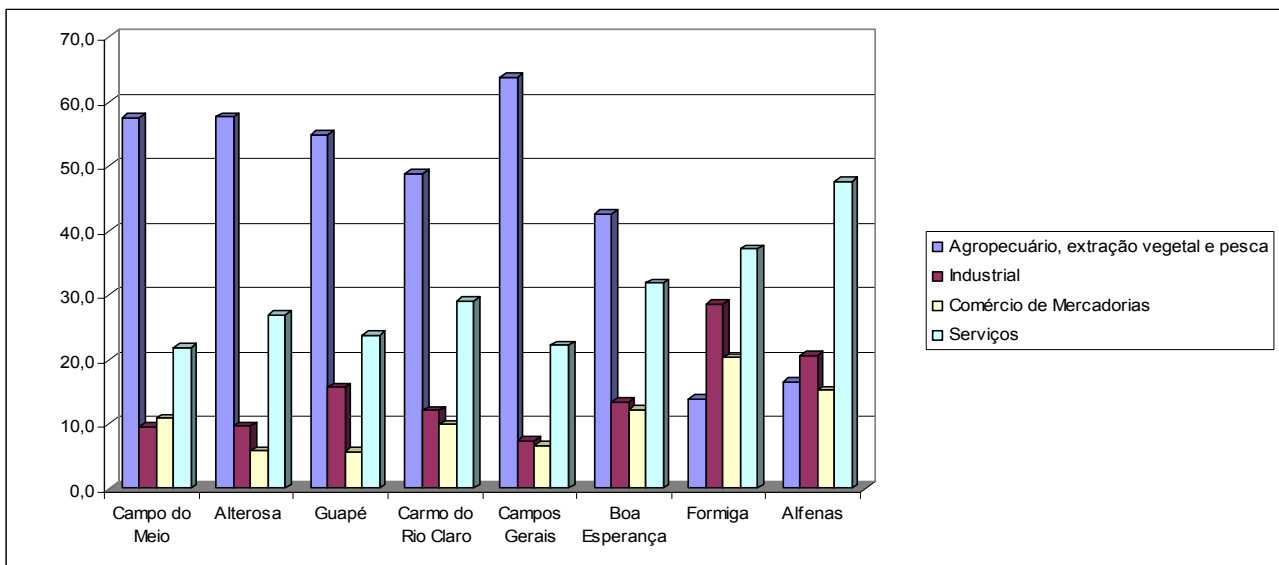


Figura 72 – População Ocupada por Setores Econômicos - 2000

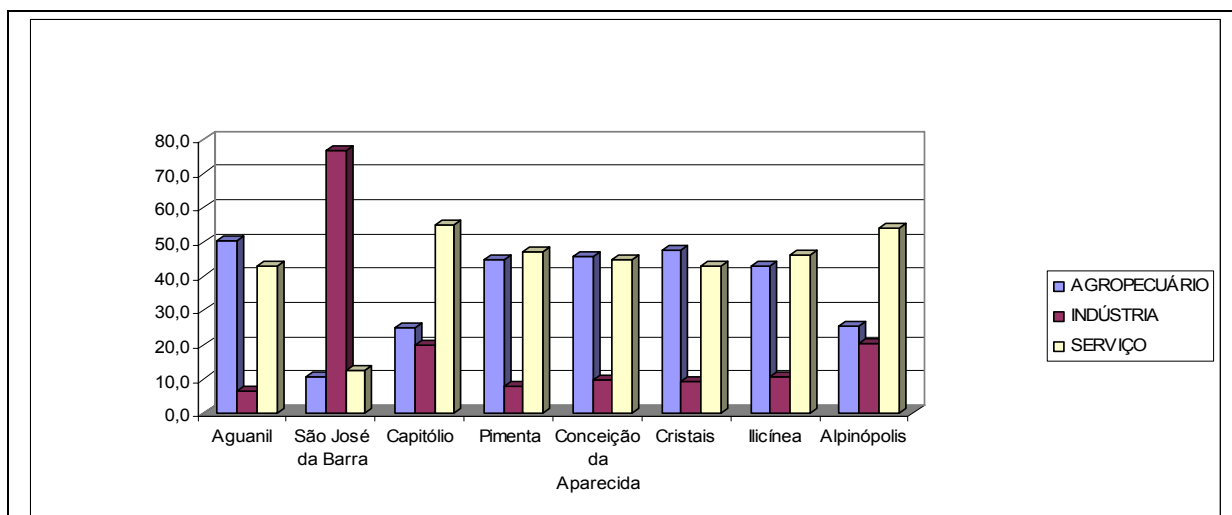


Figura 73 – PIB por Setor Econômico – 2002

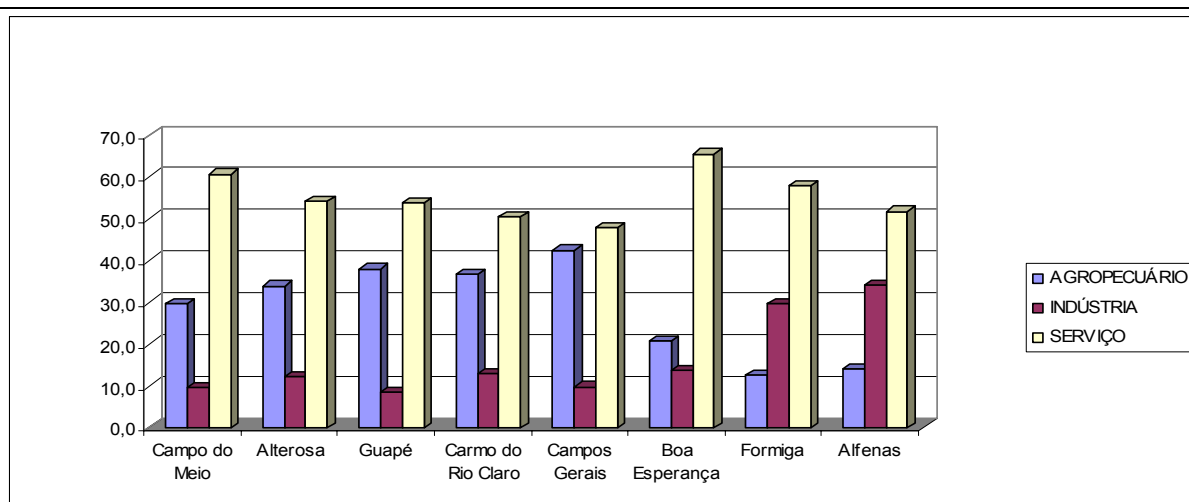


Figura 74 – PIB por Setor Econômico – 2002

Análise dos Resultados do Trabalho de Campo

As análises a seguir são resultado de um trabalho de campo realizado no mês de setembro de 2006 nos municípios de Alfenas, Areado e Boa Esperança, principalmente no primeiro. Foram entrevistadas pessoas vinculadas à atividade da pesca e/ou aquicultura na região, assim como funcionários da EMATER de Alfenas, Boa Esperança e Passos, ALAGO – Associação dos Municípios do Lago de Furnas e proprietário da empresa AQUASUL, principal produtora de alevinos da região. As entrevistas foram semi-estruturadas em questões e temáticas

relevantes para o presente estudo quanto à polarização econômica da região, integração rural-urbana na área alvo do projeto e especialmente, uma breve análise das condições da atividade pesqueira e aquicultura regional.

Polarização Econômica e Integração Rural-Urbana

A polarização econômica da região do entorno da represa de Furnas pode ser analisada da seguinte forma: o município de Alfenas, dentre os dezesseis analisados, apresenta a maior arrecadação e PIB municipal, sendo, portanto, do ponto de vista econômico, o mais importante da região dentre os estudados. O município de Varginha, que não foi incluído nesta pesquisa, em função do seu distanciamento das áreas-alvo delimitadas para implantação dos parques aquícolas também exercer significativa influência na região do entorno do lago de Furnas, assim como o município de Lavras, também não incluso neste estudo.

A integração entre os meios rural e urbano nos municípios do entorno da represa de Furnas acompanha uma tendência geral de complementaridade. Historicamente, o meio rural destaca-se por se organizar em torno de uma tetralogia de aspectos bem conhecida:

- uma função principal: a produção de alimentos;
- uma atividade econômica dominante: a agricultura;
- um grupo social de referência: a família camponesa, com modos de vida, valores e comportamentos próprios;
- um tipo de paisagem que reflete a conquista de equilíbrios entre as características naturais e o tipo de atividades humanas desenvolvidas.

À produção de bens alimentares que se destinam agora, de forma crescente, a abastecer mercados urbanos e ao papel de refúgio e segurança que as áreas rurais sempre desempenharam em épocas de crise para as populações citadinas, adiciona-se uma nova função-chave: a de fornecer mão-de-obra desqualificada e barata para as atividades econômicas em acelerado crescimento nas cidades.

Em Alfenas, assim como nos outros municípios do entorno da represa de Furnas, a integração entre os meios rural e urbano envolve a troca de mercadorias e serviços, em geral produtos primários do campo e industrializados da cidade. O fluxo de pessoas ocorre em função da demanda de serviços presentes exclusivamente nas áreas urbanas e por absorver parte dos trabalhadores que habitam na área rural em empregos nas áreas urbanas. As áreas rurais são alternativa de descanso e lazer para os moradores das áreas urbanas que possuem sítios, hospedam-se em pousadas ou vão em busca da prática de esportes e/ou pesca.

Dinâmica Sócio-Econômica da Pesca e Aqüicultura

Em 1962, Furnas inundou boa parte da região para a construção da hidrelétrica. As águas do Rio Grande alagaram vales e fazendas, representando naquela época um grande prejuízo para a economia local. Esse prejuízo do ano de 1962 é hoje a principal atração turística da região, conhecida como o “Mar de Minas”. A instalação da represa modificou a situação econômica e a dinâmica social na região e possibilitou o crescimento da atividade pesqueira. Segundo o Presidente da Colônia de Pescadores – Z-06, há cerca de 1.800 pescadores cadastrados, que praticam sua atividade no rio São Francisco ou no lago de Furnas. O entrevistado estima que sejam 500 pescadores profissionais que pescam exclusivamente na represa, valor corroborado pelo Extencionista Agropecuário da EMATER de Formiga. Este número de pescadores cadastrados é contestado por diversos entrevistados que afirmam ocorrer a associação de diversos cidadãos à Colônia visando usufruir do seguro desemprego concedido pelo Governo Federal durante os quatro meses da piracema.

A pesca, segundo os entrevistados, está dispersa ao longo de toda a represa tanto a profissional quanto a esportiva/amadora. De acordo com o gerente regional da EMATER, a pesca profissional em Furnas tem sido predatória. O método utilizado na pesca profissional na represa é através de redes com 50 metros de comprimento por 2,5 metros de largura. Cada pescador utiliza entre 50

a 100 redes, que são distribuídas ao longo do espelho d'água. Segundo ele, o PRONAF-Pesca estimulou o aumento do número de pescadores, assim como, de barcos, motores e redes. O entrevistado demonstrou o desejo de o governo federal reduzir os empréstimos voltados à pesca profissional (predatória) e estimular os pescadores a ingressar no ramo da aquicultura por meio do financiamento de tanques-rede, ração e alevinos. O secretário executivo da ALAGO compartilha da mesma opinião e acredita que o estímulo aos pescadores de se dedicarem à aquicultura irá incrementar a pesca esportiva no lago, uma vez que haverá maior disponibilidade de peixes para os turistas.

Os principais peixes capturados, segundo os entrevistados, são a traíra, tucunaré, lambari e tilápia. Em relação ao destino do pescado houve consenso entre os entrevistados que a maior parte do consumo ocorre na própria região do entorno do lago de Furnas, em geral comercializados por atravessadores.

Aquicultura na Represa de Furnas: Condições Atuais e Perspectivas

A atividade de aquicultura, segundo os entrevistados, é desenvolvida em todos os municípios banhado pela represa de Furnas, com destaque para Alfenas, Boa Esperança, Guapé, Areado e Carmo do Rio Claro. Há entre 150 a 200 aquicultores em Furnas, segundo o Coordenador Técnico de Piscicultura do Sul de Minas – EMATER. O perfil do aquicultor desta região em geral é constituído em sua maioria por pescadores e pequenos produtores rurais e em menor número por grandes agricultores e empresários. Esta atividade vem sendo desenvolvida predominantemente como uma alternativa complementar de renda. De um modo geral os aquicultores mantêm suas atividades econômicas principais, tais como a pesca e lavouras de café e milho. No entanto, o Sr. Matusalém, pequeno produtor rural de Boa Esperança e aquicultor há dois anos ressaltou a importância que a renda oriunda da criação de tilápias em tanques-rede tem lhe proporcionado. Segundo ele, o café é sua principal fonte de renda, mas os recursos financeiros gerados pela aquicultura lhe têm ajudado significativamente.

O peixe utilizado pelos aqüicultores em Furnas é a tilápia – *Nilótica tailandesa*, peixe mais desenvolvido no Brasil para a prática da aqüicultura. A maioria dos produtores em Furnas adquire alevinos e juvenis da empresa Aquasul, situada em Areado – MG, próxima à cidade de Alfenas. Esta empresa foi fundada em 1997 e atualmente produz cerca de um milhão de alevinos ao mês, comercializados nos estados de Minas Gerais, São Paulo e Rio de Janeiro.

A ração é adquirida em geral na própria região, produzida pelas empresas Guabi (Passos – MG) e Supra Rações (PR) e os tanques-rede nos municípios de Passos e Areado. O quilo da ração é comercializado em torno de 1 real e os tanques-rede com tamanho de 2m X 2m X 2m variam entre 700 a 1000 reais.

A comercialização das tilápias produzidas nos tanques-rede é realizada predominantemente na própria região, mas parte da produção é destinada aos mercados de São Paulo. Os peixes são vendidos em sua maioria inteiros, por cerca de R\$ 4,00 o quilo. Em menor volume são comercializados na forma de filé, onde se necessita aproximadamente de 3 kg de peixe por quilo de filé e é vendido a cerca de 11 reais o quilo. Seu beneficiamento ainda é realizado manualmente, por ainda não existir na região, com exceção de Varginha, frigorífico e usina de beneficiamento. Outro mercado consumidor são os pesque-pague da região que compram o peixe vivo para seus açudes. O retorno financeiro deste investimento têm sido vantajoso, segundo os entrevistados. A tilápia criada em tanque-rede teve uma boa aceitação entre os consumidores, que em muitos casos a preferem em relação à silvestre. Os produtores participam de associações de pescadores e aqüicultores localizadas em Alfenas, Boa Esperança, Cássia, Areado e Carmo do Rio Claro.

A divulgação da atividade de aqüicultura e treinamento dos produtores e interessados na região lindeira à represa de Furnas vem sendo realizada pela ALAGO, EMATER e Universidade Federal de Lavras - UFLA, por meio de unidades demonstrativas. Segundo o Coordenador Técnico em Piscicultura do Sul de Minas, há unidades nos municípios de Alfenas, Boa Esperança, Guapé,

Capitólio, Carmo do Rio Claro e Cássia. Segundo o entrevistado, “as unidades servem para demonstrar a viabilidade e mostrar uma forma viável para o pescador conseguir o peixe com menor impacto ambiental, visto que houve grande redução do peixe na represa”. De acordo com o Secretário Executivo da ALAGO, “as unidades demonstrativas disseminam tecnologia e conhecimento”. Tais unidades têm exercido um papel importante no esclarecimento e difusão da atividade aquicultura na região e capacitado produtores.

Os entrevistados quando questionados em relação à viabilidade desta atividade para o pequeno produtor e a chance deste conseguir se manter no ramo, demonstraram otimismo. Segundo o Secretário Executivo da ALAGO, “o pequeno produtor tem chance de se manter como complemento de renda”. O Gerente Regional da EMATER afirmou que “os pequenos têm condições de se desenvolverem. O governo tem que dar apoio para financiar estruturas de beneficiamento e câmara frigorífica”. Praticamente todos os entrevistados ressaltaram a necessidade da existência destas duas estruturas para viabilizar o desenvolvimento da atividade de aquicultura na região, de modo a possibilitar agregação de valor ao produto, maior aproveitamento da carne do peixe, por meio de despoupeiras e armazenamento. A empresa AQUASUL está construindo um frigorífico que estará pronto provavelmente no final do mês de novembro deste ano, com capacidade de processamento de uma tonelada de peixe por dia. O empresário pretende beneficiar todo o peixe produzido nas cidades próximas à empresa. Adquiriu inclusive, uma despoupeira para produzir lingüiça, *nugget* e hambúrguer com a carne que até então era desperdiçada. Passará a produzir também sua própria ração, pois comprou uma máquina extrusora, controlando assim, toda a cadeia produtiva desde a criação de alevinos até o peixe processado. As figuras 75, 76 e 77 a seguir ilustram parte da empresa AQUASUL.

As opiniões dos produtores em relação às medidas necessárias ao desenvolvimento da aquicultura na região não diferem das apresentadas pelos técnicos. Sr. Jaime, pequeno produtor rural e responsável pela unidade demonstrativa em Alfenas há dois anos, mantida pelo convênio entre a ALAGO,

SEAP e EMATER, afirmou a necessidade de construção de um frigorífico na região para processar e armazenar a produção, além da redução ou extinção dos juros cobrados pelo PRONAF aos pequenos produtores, o que favoreceria seu desenvolvimento. As imagens 78, 79 e 80 ilustram os tanques-rede, o Sr. Jaime e o resultado de sua criação.



Figura 75 – Estação de Piscicultura Aquasul - Areado – MG.



Figura 76 – Estufa para criação de peixes na Estação de Piscicultura Aquasul, Areado – MG.



Figura 77 – Tanque com alevinos na Estação de Piscicultura Aquasul, Areado – MG.



Figura 78 – Tanques-rede na propriedade do Sr. Jaime, Sítio Bela Vista, Alfenas – MG.



Figura 79 – Sr. Jaime, Sítio Bela Vista, Alfenas – MG.



Figura 80 – Filé de tilápia produzido pelo Sr. Jaime, Sítio Bela Vista, Alfenas – MG.

O Sr. Salvador, presidente da Associação dos Pescadores de Boa Esperança, juntou-se a mais sete pescadores e adquiriram 20 tanques com fundos do PRONAF. Segundo ele, já foram feitas duas produções de peixes e no momento estão sem produzir aguardando o término da estação fria, pois segundo o entrevistado o risco de morte dos alevinos é maior. Os associados pretendem reativar oito tanques no mês de outubro deste ano. De acordo com o Sr. Salvador, *“o retorno financeiro foi bom e como a pesca caiu, a criação é vantajosa”*. Ressaltou, no entanto, a necessidade de instalação de fábrica de ração e frigorífico mais próximos para reduzir os custos e facilitar o beneficiamento. Outro pequeno produtor entrevistado foi o Sr. Matusalém, cuja propriedade está localizada no município de Boa Esperança. Os peixes são criados em 22 tanques há cerca de dois anos. Quinze tanques são dele e o restante de outro produtor. O entrevistado declarou também a necessidade de instalação de uma fábrica de ração e frigorífico na região. Salientou ainda, a importância de o governo facilitar a

concessão de empréstimos aos pequenos produtores. Segundo ele, “*muitos querem mexer com isso, mas falta o governo ajudar*”. A imagem 81 ilustra o Sr. Matusalém e seus tanques-rede.



Figura 81 – Sr. Matusalém e seus tanques-rede, comunidade Barro Preto, Boa Esperança – MG.

Os entrevistados acreditam em um futuro otimista e esperam que esta atividade se torne uma importante alternativa de renda aos pescadores e pequenos produtores rurais e atraia investimentos para a região, promovendo assim, seu desenvolvimento. Há interessados na região em participar da atividade aquícultora e vontade por parte dos atuais produtores em desenvolver ainda mais suas atividades. A região do entorno da represa de Furnas apresenta potencial elevado para a prática desta atividade econômica. Por meio do apoio governamental e suas entidades constituintes, investimentos do capital privado e

determinação e empenho por parte dos aqüicultores, a região terá condições de expandir esta atividade e despontar nacionalmente.

Pesca na Represa de Furnas

O trabalho de campo realizado nos cinco municípios onde estão localizados os polígonos para demarcação dos parques aqüícolas, realizado entre os dias 20 e 24 de março de 2007, possibilitou identificar os locais de comercialização do pescado e outras informações pertinentes a este estudo. Nesta tarefa foi fundamental as informações prestadas por extencionistas da EMATER, funcionários das prefeituras e representantes dos pescadores. No município de Formiga o comércio é realizado na Feira Livre, próxima à rodoviária, Colônia de Pescadores, nas imediações do Lago para turistas e atravessadores, em supermercados e residências de alguns pescadores. Segundo os entrevistados, não há boas peixarias na cidade. Em Guapé, o pescado é vendido geralmente nas próprias casas dos pescadores, para atravessadores, bares e restaurantes. Há apenas uma pequena peixaria na cidade, sem muita significância quanto ao volume negociado. Em Campo do Meio foi relatado o comércio de peixes quase exclusivamente para os bares da cidade. No município de Carmo do Rio Claro há duas peixarias que adquirem o pescado: Peixaria SDS (a maior), localizada na Av. Dr. Luiz Introcaso Filho e a Peixaria Santos, no bairro São Benedito, além do comércio realizado por atravessadores, comum em toda a represa. Finalmente, em Boa Esperança os peixes são vendidos em peixarias, açougues, bares e restaurantes, supermercados e venda direta ao consumidor. Recentemente, a Prefeitura foi beneficiada por duas barracas proveniente da CONAB para a venda de peixes vivos e eviscerados na feira municipal, segundo o Extencionista da EMATER no município.

Inserção Regional

A segunda etapa de trabalho de campo possibilitou entrevistar pessoas direta ou indiretamente relacionadas à atividade da aqüicultura. Os principais resultados deste foco sobre os cinco municípios em busca da inserção regional desta atividade econômica são apresentados a seguir e complementam as informações

obtidas acerca desta temática na primeira etapa de campo promovida em setembro de 2006.

A promoção da atividade da aqüicultura na região, principalmente entre pequenos produtores rurais e pescadores, é meta essencial deste projeto e, por conseguinte, deste estudo. Funcionários da EMATER, de prefeituras e representantes de pescadores foram ouvidos objetivando conhecer suas percepções acerca da aqüicultura, suas demandas para viabilizar a produção e no caso dos produtores, seus obstáculos para o pleno exercício da atividade.

A inserção de pescadores nesta atividade vem ocorrendo de modo gradativo e há interesse em buscar informações sobre os meios de produção e custos, conforme declarou o Presidente da Colônia de Pescadores Z-06. Segundo ele, é fundamental que haja o assentamento de pescadores para ter acesso à represa. Outra demanda declarada pelo entrevistado é de assegurar o direito ao seguro durante o período da piracema, vinculado ao volume produzido. Caso a produção seja suficiente para suprir as despesas financeiras da família, o pescador não teria necessidade deste auxílio ao longo dos quatro meses de defeso. O ideal, segundo o entrevistado, é possibilitar a inserção do pescador, mas não individualizado, por meio de grupos, ampliando a possibilidade de sucesso no negócio.

O Extencionista Agropecuário da EMATER em Formiga considera a aqüicultura uma atividade interessante como alternativa de renda e garantia de peixe para os pescadores. Segundo ele, a inserção desta classe deve ocorrer inicialmente por meio de reuniões que os informem melhor acerca desta atividade. Declarou ainda, que é necessário que o governo disponibilize linhas de crédito específicas e com condições adequadas para possibilitar o início da produção, impossíveis com recursos próprios, segundo ele. Outra preocupação do entrevistado está relacionada à viabilização do escoamento dos peixes produzidos, trazendo tranqüilidade ao produtor quanto à garantia de venda do produto.

O Presidente da Associação de Pescadores de Guapé, fundada em 2006 e conta com 26 associados, informou que receberam doação de 12 tanques-rede da ALAGO, além de ração e alevinos da prefeitura. Tiveram uma única produção e atualmente os tanques estão desativados. Segundo ele, houve necessidade de realizar a despesca com os peixes ainda pequenos, pois a prefeitura interrompeu o fornecimento da ração. Com isso, a renda gerada foi baixa e os produtores desanimaram, não reinvestindo o dinheiro arrecadado na atividade. Mas, o entrevistado demonstrou interesse na atividade e acredita ser possível conciliá-la com a pesca. Há a intenção, segundo ele, de retomar a criação, mesmo que sejam com poucos tanques. A seguir uma foto do Presidente da Associação, Sr. Rafael Ribeiro (fig. 82).



Figura 82 – Presidente da Associação de Pescadores de Guapé

A Associação dos Agricultores de Guapé também foi beneficiada, no mês de fevereiro de 2007, com a doação de cinco tanques-rede, ração e alevinos pela ALAGO. Ao contrário da atitude tomada pelos pescadores da experiência

anteriormente relatada, os pequenos produtores rurais envolvidos nesta empreitada pretendem reinvestir o recuso gerado pela primeira produção, com intenção de colocar mais 15 tanques em funcionamento, segundo o Presidente da entidade. Os tanques estão instalados no bairro Bela Vista, conforme pode ser observado na Figura 83, e há duas pessoas encarregadas de cuidar da produção. Parte desta produção se destinará à ALAGO, conforme foi acordado, e a outra pretendem incluir na merenda escolar do município. O entrevistado demonstrou estar satisfeito com a atividade, mas demanda que hajam atitudes do governo visando a redução do valor da ração, considerada muito cara. Declarou ainda, que é possível a inserção de pequenos produtores rurais e pescadores na prática da aqüicultura, desde que hajam linhas de crédito e doação de tanques para associações que estejam iniciando a atividade.



Figura 83 – Tanques-rede, Associação dos Agricultores de Guapé.

A EMATER em conjunto com a ALAGO emprestaram ainda, cinco tanques-rede para a Associação de Pescadores de Campo do Meio, conforme relatado pelo Extencionista Agropecuário do município. Foi escolhido um grupo de cinco

peessoas, pequenos produtores rurais, para cuidar da criação. Os tanques foram instalados no mês de março de 2007, sendo que os alevinos, a ração e a assistência técnica também foram doados por estas duas instituições. O contrato prevê que metade da produção será destinada à alimentação escolar da cidade e o restante repartido entre os criadores. Os criadores se mostraram muito motivados com a possibilidade de terem uma renda extra. Segundo o entrevistado, o governo deveria abrir linhas de crédito com juros baixo como ocorre no PRONAF, mas exigindo garantias dos pescadores. Acredita que esta atividade é vantajosa como alternativa de renda para pequenos proprietários rurais e pescadores, auxiliando ainda, no equilíbrio do número de peixes na represa.

O Extencionista Agropecuário da EMATER em Boa Esperança afirmou que há cerca de 30 aqüicultores produzindo de modo informal, com média de 6 tanques-rede cada. Acredita ser possível a inserção dos pescadores como uma forma de garantir melhor renda, principalmente na época da piracema, e possibilitar que eles desenvolvam outras atividades, como pilotar barcos para pescadores amadores adeptos da pesca esportiva. Para os agricultores familiares, a aqüicultura possibilita a diversificação produtiva na propriedade. De modo a facilitar o desenvolvimento desta atividade, o entrevistado citou como pontos-chave a concessão de linhas de crédito mais acessíveis e o consenso entre as autoridades ambientais sobre as leis que são aplicadas, devido ao excesso de burocracia que dificulta o trabalho de motivação realizado pela EMATER, por exemplo.

A procura por informações relativas à aqüicultura no município de Carmo do Rio Claro também tem sido grande, conforme declarou a Extencionista Agropecuária da EMATER local. Já há cerca de 30 criadores no município, segundo ela, sendo que alguns possuem apenas dois tanques. O proprietário da Peixaria SDS, maior comprador de peixes do município, possui 40 tanques e pretende expandir sua criação para 400 tanques em breve. Não há associação de aqüicultores no município, cada qual arca com seu negócio e aguardam ansiosos a instalação do

frigorífico que estava previsto para funcionar em 2006, mas que devido à motivos incertos, a Prefeitura, que havia se responsabilizado com o projeto, ainda não cedeu o local para sua instalação. A entrevistada afirmou ser viável esta atividade para pequenos produtores rurais, tendo em vista o lucro observado de 40%. Mas segundo ela, os pescadores retiram cerca de 20 kg de peixe por dia, que vendidos a R\$ 3,0 o quilo e descontados seus gastos, os proporcionam uma renda média mensal de R\$ 1.200,00, não despertando o interesse da maioria por outra fonte de renda, apesar de haver pescadores interessados na atividade.

A Associação de Pescadores de Carmo do Rio Claro - APESCARMO, fundada em 2005 e com 35 membros, recebeu a doação de cinco tanques-rede no mês de março de 2007 do IEF – Instituto Estadual de Florestas. Até a data da entrevista os tanques ainda não estavam em atividade. A ração e os alevinos eles terão que comprar, mas buscam doação da empresa FURNAS Centrais Elétricas S.A ou parceria com alguma fábrica de ração. Segundo o presidente da entidade, a maior dificuldade é conseguir um local para instalar os tanques que seja de fácil acesso, próximo à cidade, para reduzir os gastos da produção e não tornar a atividade inviável. O entrevistado deu uma previsão de uma semana para início da produção, realizada por voluntários entre os associados. O contrato prevê 15% dos peixes para a EMATER, 35% para a Prefeitura e o restante para a Associação. As demandas levantadas foram quanto à realização de parcerias com universidades para que haja treinamentos e contratos com empresas voltados à divulgação da atividade e comercialização do produto. Segundo ele, o pescador trabalha oito meses por ano e quatro meses deve ficar parado devido ao período de defeso. Nestas condições a aquicultura seria um importante complemento de renda. Mas o entrevistado acredita ser mais vantajosa a criação por meio de associações, pois o risco de fracasso da atividade realizada individualmente é maior. A seguir uma foto que ilustra a fachada da Associação (fig. 84).



Figura 84 – Sede da Associação de Pescadores de Carmo do Rio Claro - APESCARMO

Propriedades Junto aos Polígonos Demarcados

Segue abaixo uma listagem com informações acerca das propriedades lindeiras aos polígonos demarcados na primeira fase do projeto (tabela 26). Deve-se ressaltar a dificuldade em adquirir informações sobre estas propriedades, mesmo com o empenho de funcionários das prefeituras e EMATER dos municípios. Em alguns casos não foi possível identificar o proprietário, mas apenas o nome da fazenda. Todas as propriedades possuem energia elétrica e vias de acesso, o que não se configura em entrave à princípio para a instalação dos parques aquícolas.

Tabela 26 – Lista das propriedades lindeiras aos polígonos demarcados.

P7	Propriedade: Fazenda da Chita: Proprietário: Alvimar Mourão (pai do Dinho)
Observação: o proprietário mora em Divinópolis, e dedica-se à pecuária,	

milho e café. Há administrador nas propriedades.	
P8	Propriedade: Fazenda Ilha Cupiara: Proprietário: Dinho Mourão.
Observação: o proprietário mora em Divinópolis e dedica-se também à pecuária	
P9	Propriedade: Faz. Campestre. Proprietário: Jaime Mendes Resende.
Observação: pecuária, café e piscicultura.	
P10	Fazenda: n.d. Propriedade: Eronilson
Observação: café	
P11	Fazenda: n.d. Proprietário: João Teixeira.
Observação: milho, gado e café.	
P12	Fazenda: n.d. Proprietário: Vicente Mendonça.
Observação: pecuária.	
P13	Fazenda Jacutinga. Proprietário: diversos pequenos proprietários.
Observação: agricultura de subsistência: café, milho, feijão e arroz.	
P14, 15, 17 e 18	Fazenda Penas Proprietário: n.d.
Observação: n.d.	
P16	Fazenda: n.d. Proprietário: Claudinei
Observação: dedica-se a aqüicultura (três tanques-rede)	
P19a e 19b	Fazenda Futrica Propriedade: Pedro Henrique Tito Pereira.
Observação: proprietário mora na fazenda; café; Pousada Futrica.	
P20	Fazenda Atalaia Proprietário: Antônio Fernandes Souza ("Talaião")

Observação: cultivo do café. O proprietário reside em Carmo do Rio Claro (MG).	
P21	Fazenda Campo Alegre Proprietário: João Faria.
Observação: cultivo do café. Grupo “Café Campinho” com sede Alfenas (MG).	
P22	Fazenda: n.d. Proprietário: Mitra Diocesana de Guaxupé – Igreja Católica.
Observação: Diversos pequenos produtores que compraram terras da Igreja: agricultura de subsistência. Localizada no distrito de Itaci (MG).	
P23	Fazenda: n.d. Proprietário: Cássio Carvalho
Observação: pecuária e café. Proprietário mora em Carmo do Rio Claro (MG).	
P24	Fazenda: n.d. Proprietário: Manoel Munhoz.
Observação: pecuária e café. Proprietário mora em Alfenas (MG).	
P25	Faz. Bela Vista. Proprietário: diversos proprietários
Observação: dedica-se ao plantio do café. Toda parcelada.	
P26	Fazenda: n.d. Proprietário: Antonio Pirez.
Observação: pecuária (corte). Proprietário mora em Belo Horizonte.	
P27	Fazenda: Mendonça. Proprietário: Homero Duarte Pimenta Jr.
Observação: pecuária (corte). Proprietário mora em Alfenas.	
P28	Fazenda: n.d. Proprietário: Edsone
Observação: pecuária (leite)	
P29	Fazenda: n.d. Propriedade: Cléo de Brito
Observação: grande propriedade de café, proprietário residente em Três Pontas. Propriedade situada na região da Ponte do Jacaré, situada sobre o Rio Grande, divisa dos municípios de Boa Esperança e Aguanil.	

3. ANÁLISE INTEGRADA

É importante destacar inicialmente que o convênio firmado entre a SEAP/PR-SECTES-MG/UFMG está propondo a alocação de um grande número de áreas aquícolas no reservatório de Furnas. As áreas demarcadas formam ao todo dezesseis parques aquícolas que dispõem de um total de vinte cinco áreas de produção. Essas áreas, embora estejam bem distribuídas em diferentes regiões do lago, afetam sobretudo dois municípios limítrofes existentes: a cidade de Guapé e do Carmo do Rio Claro. O município de Guapé, devido a seu alto grau de insularidade, localizado entre os dois sub-eixos principais do reservatório irá albergar nada menos do que seis diferentes parques aquícolas. O município de Carmo do Rio Claro receberá ainda um número maior já que outros sete parques aquícolas estão demarcados em áreas sob a sua jurisdição municipal.

Os outros municípios que deverão ainda receber parques aquícolas são os de Campos Gerais (PA Barranco Alto 1), Campo do Meio (PA Campo do Meio), Formiga (PA Santo Hilário) e Boa Esperança/Aguanil (PA Boa Esperança).

A concentração de parques aquícolas nas duas cidades de Guapé e Carmo do Rio Claro certamente irá demandar do Poder Público maiores investimentos de infra-estrutura principalmente em termos de melhorias no transporte rodoviário e no transporte de balsas. O acesso à cidade de Guapé deve ser melhorado principalmente através da imediata pavimentação da estrada que liga esse município a cidade de Pimenta na rodovia MG 050. A ligação entre Guapé e Carmo do Rio Claro também deve ser asfaltada bem como devem ser melhorados todos os portos de embarque de balsas na região.

O presente relatório ainda mostra que existem muitas deficiências no tocante a qualificação da mão de obra disponível nos dois municípios (mesmo considerando que a situação seja um pouco melhor em Carmo do Rio Claro). É necessário

ainda que o poder público melhore as condições de telecomunicações, de acesso aos serviços de saúde e de saneamento básico bem como crie condições para uma melhor capacitação da mão-de-obra especializada no tocante às necessidades especiais de projetos de aqüicultura. O elevado número de parques aqüícolas a serem instalados nesses municípios deverá exigir a formação de quadros técnicos especializados, pessoal capacitado em atuar em manutenção e operação de todos os parques aqüícolas previstos para a região.

Os dezesseis parques aqüícolas demarcados no reservatório de Furnas distribuem-se por diferentes compartimentos do reservatório que variam desde a zona tipicamente riverina característica do Parque Aquícola Boa Esperança até regiões com características tipicamente limnéticas tais como os parques aqüícolas Sapucaí 1-3 ou do Santo Hilário, no braço do rio Grande.

Os parques demarcados apresentam grande variação em suas características morfométricas e limnológicas e, em decorrência dessa heterogeneidade, foram grandes as variações nas estimativas tanto dos tempos de residência e da capacidade de suporte para cada uma das áreas aqüícolas selecionadas.

Os resultados a seguir, obtidos nas campanhas para coletas de informações limnológicas nas diferentes áreas aqüícolas, realizadas em fevereiro de 2007, mostram claramente a compartimentação espacial das condições limnológicas nas diferentes áreas aqüícolas demarcadas (Fig. 85 e Fig 86). Esses resultados deixam claro que os parques aqüícolas do Sapucaí 4 (polígono 26), Carmo do Rio Claro (polígono 27), Itaci (polígono 22), Sta. Quitéria (polígono 19), Campo do Meio (polígonos 20 e 21), Barranco Alto I e II (23,24,25 e 26) foram demarcados em regiões com maior comprometimento da qualidade de água do reservatório.

As diferentes condições limnológicas existentes no reservatório de Furnas são fruto de uma ocupação humana mais intensa e diversificada principalmente no sub-eixo do rio Sapucaí. Nessa região, existe um histórico de problemas na

qualidade de água principalmente no compartimento mais distal do eixo nos braços que dão acesso a cidade de Alfenas e junto a cidade de Fama. Nessas regiões, embora tenhamos visto alguns empreendimentos de tanques-rede já instalados, optamos por não demarcar nenhum polígono de produção tendo em vista exatamente esse histórico de problemas com a qualidade de água, principalmente os florescimentos de cianobactérias.

Assim como já visto para os parques aquícolas de Três Marias é muito importante destacar que o reservatório de Furnas apresenta um mosaico de diferentes usos da água. A intensidade desses diferentes tipos de uso só deverá aumentar em futuro próximo. Assim, o sucesso da instalação dos diferentes parques aquícolas está indissoluvelmente ligado a uma convivência harmônica entre os diferentes atores na questão do uso da água do reservatório. Essa convivência pressupõe, dentre outros aspectos, uma rigorosa obediência aos valores estimados da capacidade de suporte para cada parque aquícola demarcado, uma constante aferição (monitoramento) da qualidade de água em todos os empreendimentos e a uma constante fiscalização do Poder Público abrangendo obrigatoriamente todos os aspectos relacionados nas fichas de impacto ambiental (vide a seguir).

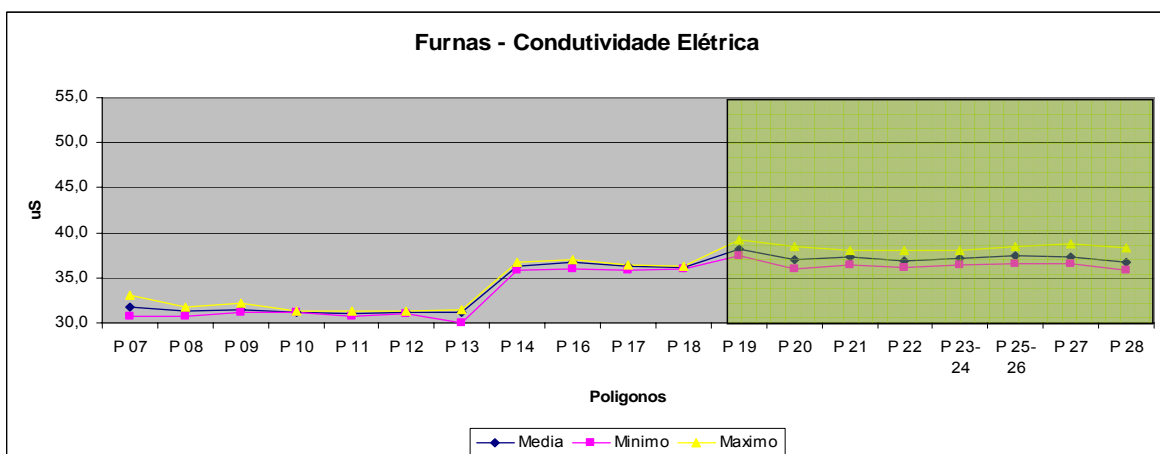
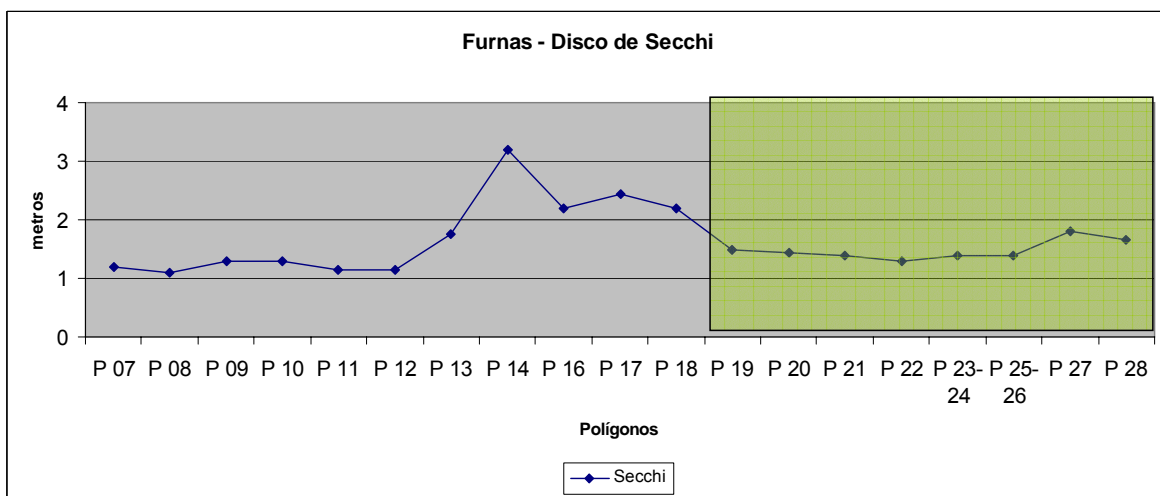
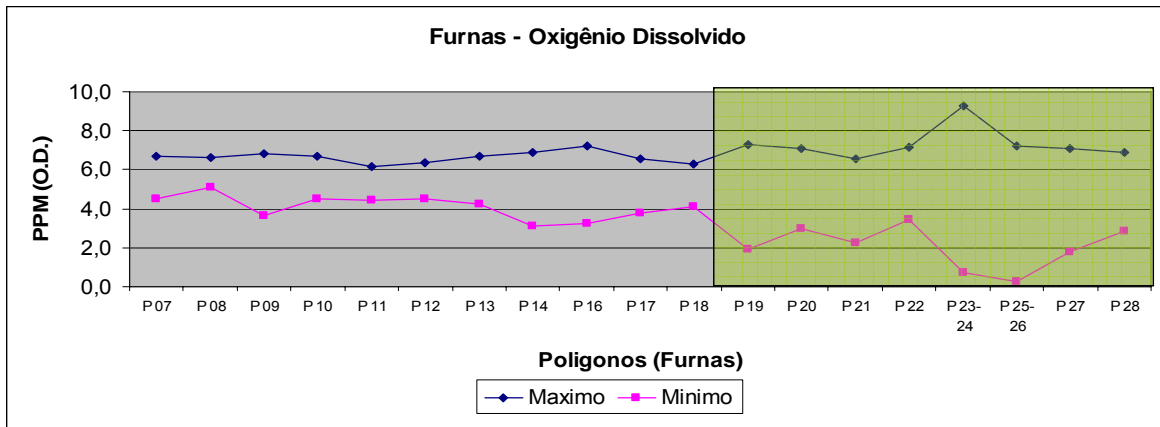


Figura 85 – Oxigênio dissolvido (superfície e fundo), transparência da água e condutividade elétrica (superfície e fundo) nas áreas aquícolas demarcadas no reservatório de Furnas, MG.

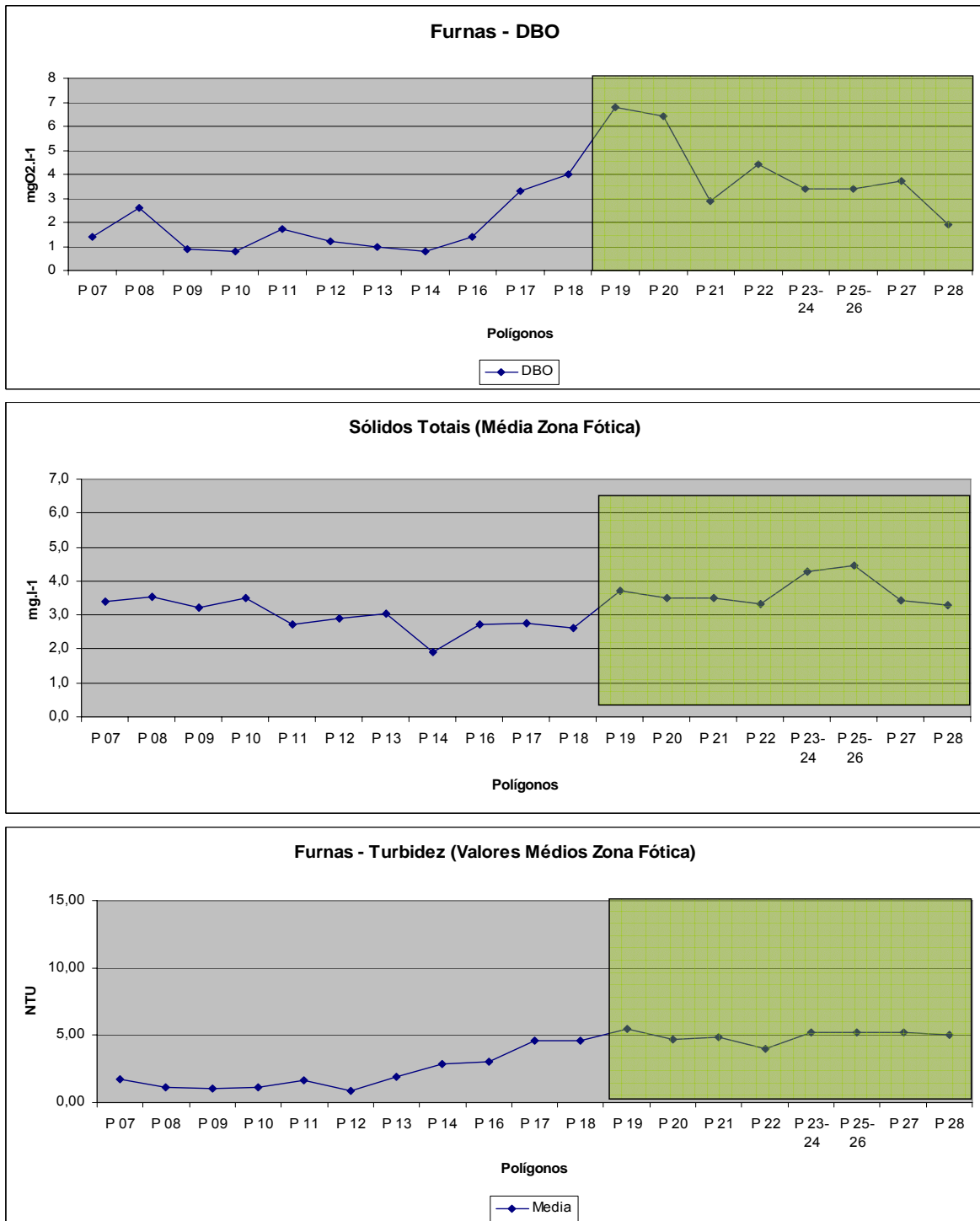


Figura 86 – Turbidez, sólidos e DBO em diferentes áreas aquícolas demarcadas no reservatório de Furnas. Coletas: fevereiro de 2007.

4. PROGNÓSTICO AMBIENTAL

Nesse item apresentamos de forma objetiva e didática os resultados do processo de identificação dos possíveis impactos dos parques aquícolas sobre o meio ambiente aqui entendido como meio físico, meio biótico e meio sócio-econômico (tabela 27). Esse capítulo traz não somente os resultados de pelo menos quatro reuniões interdisciplinares envolvendo todos os componentes do projeto com os membros da equipe de delimitação de parques aquícolas da SEAP/PR como também é fruto da comparação desses resultados com relatórios anteriores envolvendo a delimitação dos parques aquícolas já submetidos à SEAP para outros reservatórios brasileiros. A idéia central é a de que esse prognóstico seja o mais amplo e detalhado possível de forma a orientar a todos os agentes participantes no processo de instalação dos parques aquícolas nos grandes reservatórios de Minas Gerais.

As fichas de avaliação apresentadas a seguir foram baseadas em relatórios anteriores mas sofreram muitas alterações visando a adequá-las a realidade dos reservatórios estudados em Minas Gerais bem como às peculiaridades de uso e ocupação do solo existentes nos dois reservatórios.

Os principais aspectos a serem considerados nessas fichas são descritos, a seguir:

- **Fator ambiental:** tipo de meio onde o impacto será gerado (meio físico, biológico ou sócio-econômico).
- **Identificação do impacto:** aqui são mencionados os possíveis impactos a serem gerados.
- **Natureza do impacto:** aqui trata-se de designar se o impacto foi benéfico (+) ou se o impacto traz uma piora da qualidade ecológica ou da realidade sócio-econômica do meio ambiente (-).

- **Forma como se manifesta o impacto:** diferencia se o impacto se dá de uma forma direta ou de forma indireta (decorrente do somatório de interferências geradas) pelo empreendimento.
- **Duração do impacto:** o tipo de impacto é tipificado segundo o instante em que ele é manifestado e também pela extensão temporal de sua manifestação (permanente, cíclico, ocasional).
- **Época de ocorrência do impacto:** refere-se ao tempo necessário para que o impacto possa ser observado (curto ou longo prazo).
- **Reversibilidade:** aqui trata-se de tipificar o impacto segundo o seu caráter de permanência bem como se ele pode ser mitigado, controlado ou mesmo evitado.
- **Abrangência:** trata da escala de manifestação do impacto: local na AID, regional (All) ou supra-regional.
- **Magnitude:** Aqui o impacto é tipificado em relação ao grau de mudança sofrido em relação à situação prévia existente na região. A magnitude pode ser baixa, média ou alta.
- **Importância:** expressa os efeitos transversais do impacto sobre os demais fatores físicos, bióticos e também sobre o meio sócio-econômico.
- **Descrição do impacto:** texto explicativo ressaltando as origens, os efeitos e as implicações do impacto para a saúde do empreendimento considerando todas as interferências antagônicas, sinérgicas e cumulativas com a realidade local.
- **Medidas recomendadas:** identificação (citação) com breve texto explicativo das recomendações bem como quanto a sua possível eficácia de acordo com as opções existentes.
- **Caráter da medida:** aqui se tipifica se a medida é preventiva, corretiva ou se não se aplica ao impacto considerado.
- **Fase de implementação:** se a medida deve ser implementada na fase de planejamento, construção ou de operação do empreendimento.
- **Eficácia de recomendação:** Se a medida diminui, aumenta ou anula o impacto em questão.

Tabela 27 – Lista dos possíveis impactos dos parques aquícolas sobre o meio ambiente.

Impactos Identificados	
Meio Físico	
1	Aumento de turbidez, sólidos em suspensão, diminuição da transparência (Secchi) e da extensão vertical da zona eufótica
2	Intensificação dos processos erosivos e aumento do assoreamento dos braços com áreas aquícolas
Meio Biótico	
3	Alteração na cobertura vegetal do entorno
4	Eutrofização (déficit na oxigenação da coluna, floração de cianobactérias, infestação por macrófitas, exportação de nutrientes à jusante e mortandade de peixes)
5	Fuga de espécies exóticas (alteração na estrutura trófica, disseminação de parasitas e doenças).
6	Bioacumulação de metais traços, toxinas, medicamentos (antibióticos e hormônios).
7	Criação de novos habitats (gaiolas como atratores de ictiofauna).
Meio Sócio Econômico	
8	Qualidade de vida das populações lindeiras
9	Oferta de Pescado.
10	Geração e gestão de resíduos sólidos e líquidos.
11	Impacto visual e alterações paisagísticas.
12	Conflitos de uso da água (tanques-rede <i>versus</i> pivots ou tanques-rede <i>versus</i> pesca profissional ou desportiva)
13	Impacto sobre o Turismo e a Navegação.

Fator Ambiental: Meio Físico																		
Impacto Número 01: Aumento de turbidez, sólidos em suspensão, diminuição da transparência (Secchi) e da extensão vertical da zona eufótica																		
Natureza		Forma		Duração			Época		Reversibilidade		Abrangência		Magnitude			Importância		
+	-	D	-	P	T	C	CP	LP	R	I	L	R	B	M	A	P	M	G
	X	X		Permanente			Curto Prazo		Reversível		Local		Média			Média		
Fase do Empreendimento em que o impacto se manifesta																		
<input type="checkbox"/> PLANEJAMENTO					<input type="checkbox"/> IMPLANTAÇÃO					<input checked="" type="checkbox"/> OPERAÇÃO								
Descrição																		
Esse tipo de impacto decorre em grande parte do excedente de ração empregado bem como em decorrência do acúmulo de excretas gerados.																		
O impacto pode ser mitigado ou evitado se forem tomadas medidas visando uma maior otimização do uso da ração empregada bem como pela existência de um eficiente programa de monitoramento não só da qualidade da água bem como das características dos sedimentos nas áreas de produção e do entorno imediato.																		
Recomendações																		
Usar rações com o menor conteúdo possível de N e P. Implementar e manter um rigoroso plano de monitoramento da qualidade de água e de permanente ajuste das características operacionais de todo o empreendimento.																		
Caráter da Medida								Fase de Implementação										
<input checked="" type="checkbox"/> Preventivo								<input type="checkbox"/> Planejamento										
<input type="checkbox"/> Corretivo]								<input type="checkbox"/> Construção										
<input type="checkbox"/> Não se aplica								<input checked="" type="checkbox"/> Operação										
Eficácia da Recomendação																		
<input type="checkbox"/> Minimiza				<input type="checkbox"/> Maximiza				<input checked="" type="checkbox"/> Neutraliza				<input type="checkbox"/> Não se aplica						

Fator Ambiental: Meio Físico																		
Impacto Número 02 : Intensificação dos processos erosivos e aumento do assoreamento dos braços com áreas aquícolas.																		
Natureza		Forma		Duração			Época		Reversibilidade		Abrangência		Magnitude			Importância		
+	-	D	I	P	T	C	CP	LP	R	I	L	R	B	M	A	P	M	G
	x	X		Permanente			Longo Prazo		Irreversível		Local		Baixa			Média		
Fase do Empreendimento em que o impacto se manifesta																		
<input type="checkbox"/> PLANEJAMENTO					<input checked="" type="checkbox"/> IMPLANTAÇÃO					<input checked="" type="checkbox"/> OPERAÇÃO								
Descrição																		
Os processos erosivos tendem a ocorrerem na orla do reservatório junto aos locais usados para a construção de unidades de apoio e da infra-estrutura necessária de apoio em terra. O processo erosivo se estabelece a partir da retirada da vegetação com a conseqüente exposição do solo. O impacto pode se estabelecer de forma grave ainda durante a fase de construção do empreendimento.																		
Recomendações																		
Recomenda-se a fiscalização não só da fase de instalação bem como uma fiscalização dos projetos de obras físicas antes da instalação do empreendimento aliados a um monitoramento constante da transparência da água, turbidez, sólidos em suspensão e extensão da zona eufótica. Essas recomendações são normalmente exigidas durante a etapa de concessão da L.I. do empreendimento.																		
Caráter da Medida								Fase de Implementação										
<input checked="" type="checkbox"/> Preventivo								<input checked="" type="checkbox"/> Planejamento										
<input type="checkbox"/> Corretivo]								<input checked="" type="checkbox"/> Construção										
<input type="checkbox"/> Não se aplica								<input checked="" type="checkbox"/> Operação										
Eficácia da Recomendação																		
<input type="checkbox"/> Minimiza				<input type="checkbox"/> Maximiza				<input checked="" type="checkbox"/> Neutraliza				<input type="checkbox"/> Não se aplica						

Fator Ambiental: Meio Biótico																		
Impacto Número 03: Alteração na cobertura vegetal do entorno.																		
Natureza		Forma		Duração			Época		Reversibilidade		Abrangência		Magnitude		Importância			
+	-	D	I	P	T	C	CP	LP	R	I	L	R	B	M	G	P	M	G
	xx	Direta		Permanente			C. Prazo		Reversível		Local		Baixa		Média			
Fase do Empreendimento em que o impacto se manifesta																		
() PLANEJAMENTO						(xx) IMPLANTAÇÃO						(xx) OPERAÇÃO						
Descrição																		
<p>As alterações na cobertura vegetal na margem irão certamente ocorrer em função da construção de estruturas de apoio tais como depósitos, sanitários, ranchos, vias de acesso, etc. No presente caso, a remoção dessa cobertura além dos efeitos negativos habituais já previstos nos planos de impacto de construção de qualquer tipo de empreendimento, ela tem efeitos diretos na intensificação dos processos erosivos, de assoreamento e eutrofização na áreas de produção dos parques aquícolas tendo um efeito sinérgico com outros tipos de impactos que serão vistos mais adiante.</p> <p>A cobertura vegetal no entorno, das áreas aquícolas já demarcadas, (vide acima) já está, no entanto, muito degradada por outros tipos de empreendimentos. Dessa forma, a construção dessas estruturas de apoio e a conseqüente remoção da vegetação ainda existente não deverá causar grandes mudanças no perfil de ausência de vegetação ciliar já existente no reservatório.</p>																		
Recomendações																		
<p>Recomenda-se a fiscalização das atividades de construção das estruturas de apoio bem como a adoção imediata de um plano de recuperação das áreas degradadas já existentes mesmo antes do início das construções. Ressalte-se que toda e qualquer supressão de vegetação natural existente deve se objeto de licença previamente concedida por órgão competente.</p>																		
Caráter da Medida									Fase de Implementação									
(xx) Preventivo									() Planejamento									
() Corretivo]									(xx) Construção									
() Não se aplica									(xx) Operação									
Eficácia da Recomendação																		
(xx) Minimiza				() Maximiza				() Neutraliza				() Não se aplica						

Fator Ambiental: Meio Biótico																		
Impacto Número 04: Eutrofização (déficit na oxigenação da coluna, floração de cianobactérias, infestação por macrófitas, exportação de nutrientes à jusante e mortandade de peixes)																		
Natureza		Forma		Duração			Época		Reversibilidade		Abrangência		Magnitude			Importância		
+	-	D	I	P	T		CP	LP	R	I	L	R	B	M	G	P	M	G
	xx	Direta		Permanente			Curto prazo		Reversível		Variável		Variável			Grande		
Fase do Empreendimento em que o impacto se manifesta																		
<input type="checkbox"/> PLANEJAMENTO					<input type="checkbox"/> IMPLANTAÇÃO					<input checked="" type="checkbox"/> OPERAÇÃO								
Descrição																		
<p>Um dos principais impactos associados à implantação de parques aquícolas em reservatórios é o risco de um aporte descontrolado de nutrientes limitantes da produção primária, principalmente o fósforo (P) e o nitrogênio (N) via principalmente ração mas também associado ao aumento da biomassa de peixes e com a mudança da rede trófica aquática no ambiente do entorno dos tanques. A eutrofização poderá ser em escala local ou mesmo propagar-se no âmbito regional podendo até mesmo afetar todo o ecossistema, caso as medidas necessárias não sejam tomadas a tempo e caso o empreendimento não tenha uma avaliação permanente de sua capacidade de suporte. A eutrofização pode manifestar-se seja pelo crescimento não controlado de macrófitas, algas ou bactérias. Um ponto importante associado à eutrofização é o crescimento de cianobactérias (algumas espécies são tóxicas para a vida aquática e para homem) muitas vezes associado a esse fenômeno. A eutrofização também pode levar a um déficit de oxigênio na coluna de água, diminuição da transparência da água, aumento da clorofila-a e do carbono orgânico dissolvido (COD) bem como dos níveis de condutividade elétrica além de aumentos generalizados em vários tipos de elementos dissolvidos na água (Ca, K, P, N, etc) que podem potencialmente regular a produção primária no sistema.</p>																		
Recomendações																		
<p>Deve-se adotar um programa de monitoramento regular (coletas mensais, no mínimo) da qualidade de água dentro dos tanques e no ambiente do entorno que contemple todas as variáveis tradicionalmente usadas para a determinação do estado trófico da água (Secchi, odor, sabor, cor, sólidos em suspensão, turbidez, oxigênio, pH, alcalinidade, carbono dissolvido, série nitrogenada, nitrogênio total, fósforo dissolvido, fósforo total, clorofila-a, fitoplâncton, zooplâncton, bactérias de vida livre e coliformes, DBO, DQO, dentre outros). Os dados obtidos devem necessariamente ser confrontados com as séries históricas disponíveis nos programas regulares de monitoramento do reservatório levados a cabo seja pelas concessionárias seja pelo poder público. Recomenda-se o uso de ração alimentar que garanta um bom coeficiente de conversão alimentar mas que possua os menores teores possíveis de N e P, principalmente.</p> <p>Recomenda-se ao poder público uma fiscalização rigorosa bem como uma reavaliação periódica (anual) dos parâmetros da capacidade de suporte de todos as áreas aquícolas do empreendimento.</p>																		
Caráter da Medida								Fase de Implementação										
<input checked="" type="checkbox"/> Preventivo								<input type="checkbox"/> Planejamento										
<input type="checkbox"/> Corretivo]								<input type="checkbox"/> Construção										
<input type="checkbox"/> Não se aplica								<input checked="" type="checkbox"/> Operação										
Eficácia da Recomendação																		
<input checked="" type="checkbox"/> Minimiza				<input type="checkbox"/> Maximiza				<input type="checkbox"/> Neutraliza				<input type="checkbox"/> Não se aplica						

Fator Ambiental: Meio Biótico																		
Impacto Número 05: Fuga de espécies exóticas (alteração na estrutura trófica, disseminação de parasitos e doenças).																		
Natureza		Forma		Duração			Época		Reversibilidade		Abrangência		Magnitude		Importância			
+	-	D	I	P	T	C	CP	LP	R	I	L	R	B	M	G	P	M	G
	xx	Indireta		Temporário			C. Prazo		Reversível		Regional		Alta		Grande			
Fase do Empreendimento em que o impacto se manifesta																		
<input type="checkbox"/> PLANEJAMENTO				<input type="checkbox"/> IMPLANTAÇÃO				<input checked="" type="checkbox"/> OPERAÇÃO										
Descrição																		
<p>A Biologia da Conservação reconhece hoje a introdução de espécies alóctones como sendo uma das principais causas da erosão da biodiversidade em ecossistemas aquáticos. Além disso, o estabelecimento de grandes populações de espécies exóticas tem um grande potencial para alterar toda a rede trófica de um sistema aquático (Pinto-Coelho et al. sub.). Embora, a tilápia seja uma espécie alóctone e encontre-se hoje bem estabelecida nos dois reservatórios mineiros e, segundo a opinião de especialistas na área de ictiologia (Dr. Yoshimi Sato, CODEVASF, Furnas) deve-se tomar todas as medidas para que não haja escape de peixes (principalmente de modo regular) para os reservatórios. Assim, corre-se o risco de que as tilápias passem da categoria “espécie estabelecida” para a categoria “espécie infestante” (ou praga). Esse tipo de crescimento populacional (infestação) é muito comum com toda uma série de espécies invasoras. Os casos de estudos relatando grandes desastres ambientais relacionados a espécies invasoras são muito bem documentados na literatura ecológica (Lago Victoria, Africa Lago Gatun, Panama).</p>																		
Recomendações																		
<p>Recomenda-se a utilização do monosexo bem como a utilização de tanques com estruturas reforçadas e/ou especiais que evitem o escape de peixes, bem como o treinamento do pessoal que irá operar as estruturas no sentido de que haja uma manutenção periódica e uma correta operação dos tanques redes. É importante também que no programa de monitoramento a ser feito, seja incluído um acompanhamento qualitativo e quantitativo da ictiofauna do entorno dos tanques redes com a comparação dos dados obtidos com os programas regulares de monitoramento da ictiofauna realizados pelas concessionárias de energia ou pelo poder público. Outro ponto a ser destacado é que os empreendedores dos parques aquícolas sejam estimulados a investir na pesquisa para o desenvolvimento de tecnologia eficiente para o cultivo intensivo de espécies nativas em tanques-rede. Recomenda-se ainda um acompanhamento periódico e sistemático da presença de parasitas de peixes tanto nas áreas aquícolas quanto no ambiente do entorno bem como o credenciamento e a fiscalização dos fornecedores de alevinos para os empreendimentos dos parques aquícolas.</p>																		
Caráter da Medida							Fase de Implementação											
<input checked="" type="checkbox"/> Preventivo							<input type="checkbox"/> Planejamento											
<input type="checkbox"/> Corretivo]							<input type="checkbox"/> Construção											
<input type="checkbox"/> Não se aplica							<input checked="" type="checkbox"/> Operação											
Eficácia da Recomendação																		
<input type="checkbox"/> Minimiza				<input type="checkbox"/> Maximiza				<input checked="" type="checkbox"/> Neutraliza				<input type="checkbox"/> Não se aplica						

Fator Ambiental: Meio Biótico																			
Impacto Número 06: Bioacumulação de metais traços, toxinas, medicamentos (antibióticos e hormônios).																			
Natureza		Forma		Duração			Época		Reversibilidade		Abrangência		Magnitude		Importância				
+	-	D	I	P	T	C	CP	LP	R	I	L	R	B	M	A	P	M	G	
	xx	Direta		Permanente			L. prazo		Reversível		Local		Média		Média				
Fase do Empreendimento em que o impacto se manifesta																			
<input type="checkbox"/> PLANEJAMENTO				<input type="checkbox"/> IMPLANTAÇÃO				<input checked="" type="checkbox"/> OPERAÇÃO											
Descrição																			
<p>Nos grandes reservatórios do sudeste do Brasil, existe em geral uma intensa ocupação humana em suas bacias de captação com uma multiplicidade de tipos de uso do solo tais como agricultura, silvicultura e centros urbanos com expressivo desenvolvimento industrial. Embora os valores usualmente excretados pelos peixes de metais traços, toxinas (cianotoxinas) e outros tipos de substâncias tóxicas sejam muito baixos, existe sempre a possibilidade de que os peixes possam estar bio-acumulando metais traços, toxinas e outros tipos de substâncias oriundas do lançamento de efluentes nessas águas. Outro ponto a considerar é o emprego dessas substâncias (principalmente antibióticos e hormônios) pelo próprio empreendimento. A experiência sugere, no entanto, que o emprego dessas substâncias é muito reduzido tanto quanto o ambiente seja sadio (boa qualidade de água) e também pelo alto custo do emprego dessas substâncias em escala comercial.</p>																			
Recomendações																			
<p>Recomenda não só o uso, mas também uma contínua fiscalização pelos órgãos competentes da qualidade da ração empregada. Essa ração deverá otimizar a conversão alimentar dos peixes, reduzindo assim os montantes de nutrientes (N e P) e de eventuais toxinas nos excretas dos peixes. Deve-se fiscalizar o empreendimento para que o mesmo não exceda a capacidade de suporte autorizada. Recomenda-se ainda incluir a investigação periódica dos teores de metais traços (Hg, Pb, Cd, Zn), cianotoxinas, antibióticos e hormônios na biomassa dos peixes no monitoramento regular a ser feito nos empreendimentos.</p>																			
Caráter da Medida							Fase de Implementação												
<input checked="" type="checkbox"/> Preventivo							<input type="checkbox"/> Planejamento												
<input type="checkbox"/> Corretivo]							<input type="checkbox"/> Construção												
<input type="checkbox"/> Não se aplica							<input checked="" type="checkbox"/> Operação												
Eficácia da Recomendação																			
<input checked="" type="checkbox"/> Minimiza				<input type="checkbox"/> Maximiza				<input type="checkbox"/> Neutraliza				<input type="checkbox"/> Não se aplica							

Fator Ambiental: Meio Biótico																			
Impacto Número 07: Criação de novos habitats (gaiolas como atratores de ictiofauna).																			
Natureza		Forma		Duração			Época		Reversibilidade		Abrangência		Magnitude		Importância				
+	-	+	-	P	T	C	CP	LP	R	I	L	R	B	M	A	P	M	G	
x		Direta		Permanente			C. Prazo		Irreversível		Local		Baixa		Pequena				
Fase do Empreendimento em que o impacto se manifesta																			
() PLANEJAMENTO						() IMPLANTAÇÃO						(xx) OPERAÇÃO							
Descrição																			
<p>A instalação de tanques rede em um reservatório cria um novo tipo de substrato que é prontamente colonizado pela comunidade do perifíton e de seus organismos associados. Esse tipo de efeito já é bastante conhecido na literatura (Beveridge, 1984). Essa colonização gera uma oferta adicional de alimento para os peixes do reservatório que podem pertencer a diferentes guildas tróficas (onívoros, iliófagos, herbívoros, etc). O excedente de ração que não foi consumida pelos peixes nas gaiolas também exerce uma forte atração aos peixes do entorno. Os próprios peixes nas gaiolas exercem uma forte atração a peixes piscívoros e outros predadores tais como as aves aquáticas.</p> <p>De uma forma geral, esse tipo de impacto é considerado benéfico. Considerar, porém que, a maior concentração de peixes do reservatório junto aos tanques rede pode atrair pescadores o que é indesejável já que uma maior presença de pessoas estranhas aos empreendimentos pode diminuir a segurança do empreendimento.</p>																			
Recomendações																			
<p>Recomenda-se a implantação de um sistema de segurança permanente nas áreas aquícolas que coíba a ação de pescadores junto aos empreendimentos mas que ao mesmo tempo esteja de acordo com os preceitos de uso múltiplos do reservatório. Recomenda-se ainda a adoção de um programa de monitoramento qualitativo e quantitativo da ictiofauna do entorno dos tanques redes com a comparação dos dados obtidos com os programas regulares de monitoramento da ictiofauna realizados pelas concessionárias de energia ou pelo poder público.</p>																			
Caráter da Medida									Fase de Implementação										
() Preventivo									() Planejamento										
() Corretivo									() Construção										
(xx) Não se aplica									(xx) Operação										
Eficácia da Recomendação																			
(xx) Minimiza				() Maximiza				() Neutraliza				() Não se aplica							

Fator Ambiental: Meio Sócio-econômico.																			
Impacto Número 08: Qualidade de vida das populações lindeiras																			
Natureza		Forma		Duração			Época		Reversibilidade		Abrangência		Magnitude		Importância				
+	-	D	I	P	T	C	CP	LP	R	I	L	R	B	M	A	P	M	G	
x		Direta		Permanente			C. Prazo		Reversível		Local		Alta		Grande				
Fase do Empreendimento em que o impacto se manifesta																			
<input type="checkbox"/> PLANEJAMENTO				<input type="checkbox"/> IMPLANTAÇÃO				<input checked="" type="checkbox"/> OPERAÇÃO											
Descrição																			
<p>Os empreendimentos dos parques aquícolas deverão proporcionar uma série de benefícios diretos e indiretos a toda a população dos municípios da AID e All do empreendimento. Esses benefícios serão tanto mais intensos quanto maior for o envolvimento prévio dessa população com a pesca ou com o reservatório de uma maneira mais geral. Espera-se que esses benefícios se traduzam em um aumento da renda familiar hoje ainda muito baixa na região com a conseqüente melhora nas condições de vida da população das famílias dos aquicultores e pescadores. Outro ponto positivo será a diminuição da pressão de pesca sobre o estoque do reservatório. No entanto, deve-se frisar que os benefícios estão ainda sujeitos à imediata melhoria do grau de instrução da população local principalmente aquela que está dedicada às atividades de pesca. Uma grande parte desse contingente populacional ainda é ainda analfabeta e possui baixíssima consciência sobre os princípios ecológicos que devem ser observados na condução de um programa de aquíicultura intensiva.</p>																			
Recomendações																			
<p>Todos os benefícios esperados em virtude da implantação de projetos de parques aquícolas na região serão potencializados se houve, por parte do poder público, uma política de incentivo a aquíicultura intensiva no reservatório em questão que poderá ser traduzida no oferecimento de cursos técnicos, ações de educação ambiental, incentivo à formação de cooperativas de aquicultores, programas de recomposição de mata ciliar nas áreas dos empreendimentos, programas de estradas vicinais, oferta de crédito para instalação de indústrias de apoio à aquíicultura, etc.</p>																			
Caráter da Medida							Fase de Implementação												
<input checked="" type="checkbox"/> Preventivo							<input checked="" type="checkbox"/> Planejamento												
<input type="checkbox"/> Corretivo]							<input type="checkbox"/> Construção												
<input type="checkbox"/> Não se aplica							<input type="checkbox"/> Operação												
Eficácia da Recomendação																			
<input checked="" type="checkbox"/> Minimiza				<input type="checkbox"/> Maximiza				<input type="checkbox"/> Neutraliza				<input type="checkbox"/> Não se aplica							

Fator Ambiental: Meio Sócio-econômico																		
Impacto Número 09: Oferta de Pescado.																		
Natureza		Forma		Duração			Época		Reversibilidade		Abrangência		Magnitude		Importância			
+	-	D	I	P	T	C	CP	LP	R	I	L	R	B	M	G	P	M	G
xx		Direta		Permanente			CP		Reversível		Local		Média		Grande			
Fase do Empreendimento em que o impacto se manifesta																		
(<input type="checkbox"/>) PLANEJAMENTO				(<input type="checkbox"/>) IMPLANTAÇÃO				(<input checked="" type="checkbox"/>) OPERAÇÃO										
Descrição																		
<p>A aquicultura intensiva caso seja bem executada é uma atividade com alto rendimento e produtividade, com geração de riqueza e aumento da renda familiar e que pode ser uma atividade com baixo impacto ecológico desde que ela não supere a capacidade de suporte do ambiente. Outro aspecto importante é que esse tipo de atividade pode ainda levar a uma sensível diminuição sobre a pressão de pesca sobre a ictiofauna existente no reservatório. Finalmente, a aquicultura pode possibilitar um aumento sensível da oferta de pescado de alta qualidade nos grandes centros consumidores brasileiros, a preços altamente competitivos. O aumento da oferta de pescado pode ainda gerar uma benéfica queda no consumo excessivo de outras fontes de proteína animal com teores mais elevados de gorduras pela população em geral.</p>																		
Recomendações																		
<p>Recomenda-se aos empreendedores, ao poder público seja em escala municipal, estadual e federal que sejam tomadas uma série de medidas visando a correta divulgação dos aspectos positivos (e dos eventuais aspectos negativos) envolvidos nos programas de tanques-rede nos reservatórios brasileiros. Embora seja um tipo de uso plenamente justificável nos reservatórios do país (e é bom que se diga que eles ainda são pouco usados a não ser para a geração de energia elétrica), existem ainda muitos pontos obscuros tanto no meio acadêmico quanto na população em geral sobre a boa qualidade do pescado a ser gerado nos empreendimentos dos parques aquícolas. Devem ser divulgadas as informações adequadas sobre as novas tecnologias (exemplos: determinação da capacidade de suporte, modelagem hidrodinâmica, e sobre o presente tipo de projeto) que podem garantir aos projetos de tanques redes em reservatórios brasileiros um mínimo de efeitos nocivos ao meio ambiente aliados a uma melhora sensível da oferta de pescado de boa qualidade.</p>																		
Caráter da Medida							Fase de Implementação											
(<input type="checkbox"/>) Preventivo							(<input type="checkbox"/>) Planejamento											
(<input type="checkbox"/>) Corretivo]							(<input type="checkbox"/>) Construção											
(<input checked="" type="checkbox"/>) Não se aplica							(<input checked="" type="checkbox"/>) Operação											
Eficácia da Recomendação																		
(<input type="checkbox"/>) Minimiza			(<input checked="" type="checkbox"/>) Maximiza			(<input type="checkbox"/>) Neutraliza			(<input type="checkbox"/>) Não se aplica									

Fator Ambiental: Meio Sócio-econômico																		
Impacto Número 10: Geração e gestão de resíduos sólidos e líquidos.																		
Natureza		Forma		Duração			Época		Reversibilidade		Abrangência		Magnitude		Importância			
+	-	D	I	P	T	C	CP	LP	R	I	L	R	B	M	A	P	M	G
xx		Direta		Permanente			C. Prazo		Reversível		Local		Média		Média			
Fase do Empreendimento em que o impacto se manifesta																		
(<input type="checkbox"/>) PLANEJAMENTO				(<input type="checkbox"/>) IMPLANTAÇÃO				(<input checked="" type="checkbox"/>) OPERAÇÃO										
Descrição																		
<p>A atividade aquícola deve gerar uma série de resíduos relacionados com a operação do empreendimento: embalagens de ração, medicamentos, resíduos de alimentos dos trabalhadores, dejetos humanos, acessórios de gaiolas, resíduos do pescado abatido, etc. Esse material além de causar uma poluição visual pode acelerar ainda mais o processo de assoreamento e de eutrofização já previstos anteriormente caso cheguem ao espelho de água. É importante destacar que os dejetos humanos devem ser tratados de modo correto pois corre-se o risco de interferirem com a qualidade sanitária do pescado a ser coletado nas gaiolas.</p>																		
Recomendações																		
<p>Deve-se adotar todas as normas vigentes na legislação sobre a correta disposição do lixo e do tratamento dos esgotos. Sugere-se ainda um rigor maior com a imediata implantação de coleta seletiva de lixo, reaproveitamento do óleo vegetal usado no preparo dos alimentos dos trabalhadores, o correto tratamento dos esgotos gerados no empreendimento visando o mínimo de aporte de nutrientes e de matéria orgânica ao ambiente aquático. Deve-se ainda possibilitar aos trabalhadores o pronto acesso aos serviços de saúde visando o pronto tratamento de doenças parasitárias ainda comuns ao meio rural da região (esquistossomíase, etc).</p>																		
Caráter da Medida							Fase de Implementação											
(<input checked="" type="checkbox"/>) Preventivo							(<input type="checkbox"/>) Planejamento											
(<input type="checkbox"/>) Corretivo]							(<input checked="" type="checkbox"/>) Construção											
(<input type="checkbox"/>) Não se aplica							(<input type="checkbox"/>) Operação											
Eficácia da Recomendação																		
(<input checked="" type="checkbox"/>) Minimiza				(<input type="checkbox"/>) Maximiza				(<input type="checkbox"/>) Neutraliza				(<input type="checkbox"/>) Não se aplica						

Fator Ambiental: Meio Sócio-econômico																			
Impacto Número 11: Impacto visual e alterações paisagísticas.																			
Natureza		Forma		Duração			Época		Reversibilidade		Abrangência		Magnitude		Importância				
+	-	D	I	P	T	C	CP	LP	R	I	L	R	B	M	A	P	M	G	
	xx	Direta		Permanente			L. Prazo		Irreversível		Local		Baixa		Pequena				
Fase do Empreendimento em que o impacto se manifesta																			
(<input type="checkbox"/>) PLANEJAMENTO				(<input type="checkbox"/>) IMPLANTAÇÃO				(<input checked="" type="checkbox"/>) OPERAÇÃO											
Descrição																			
<p>A instalação das estruturas aquícolas na superfície do lago acompanhadas das instalações de apoio na margem (depósitos, sanitários, garagens, docas para embarcações, etc.) provocarão mudanças na paisagem gerando impacto visual negativo. Em decorrência, essas áreas não devem ter afluxo de turistas a não ser o turismo do tipo pesque e pague desde que devidamente ordenado e planejado. Especial atenção deve ser dada ao correto gerenciamento dos tanques já fora de uso uma vez que deve-se evitar o acúmulo desse material na orla do reservatório. Outro ponto a ser considerado é o correto uso de técnicas de paisagismo e de recomposição da vegetação ciliar que pode (e deve ser usada) para diminuir o impacto visual das áreas aquícolas mesmo ao observador situado na margem da represa ou nas vias de acesso do entorno ao empreendimento.</p>																			
Recomendações																			
<p>As atividades de instalação e de operação dos parques aquícolas devem ser fiscalizadas e vistoriadas também sob o ponto de vista das alterações que esse empreendimento causa na paisagem. Assim recomenda-se a contratação de serviços de pessoal tecnicamente habilitado para a recomposição da paisagem da orla afetada pelo empreendimento.</p>																			
Caráter da Medida							Fase de Implementação												
<input checked="" type="checkbox"/> Preventivo <input checked="" type="checkbox"/> Corretivo] <input type="checkbox"/> Não se aplica							<input type="checkbox"/> Planejamento <input checked="" type="checkbox"/> Construção <input checked="" type="checkbox"/> Operação												
Eficácia da Recomendação																			
(<input checked="" type="checkbox"/>) Minimiza				(<input type="checkbox"/>) Maximiza				(<input type="checkbox"/>) Neutraliza				(<input type="checkbox"/>) Não se aplica							

Fator Ambiental: Meio Sócio-econômico																			
Impacto Número 12: Conflitos de uso da água (tanques redes versus pivots ou tanques redes versus pesca profissional ou desportiva)																			
Natureza		Forma		Duração			Época		Reversibilidade		Abrangência		Magnitude			Importância			
+	-	D	I	P	T	C	CP	LP	R	I	L	R	B	M	A	P	M	G	
	xx		xx	Permanente			L. Prazo		Irreversível		Local		Média			Média			
Fase do Empreendimento em que o impacto se manifesta																			
() PLANEJAMENTO					() IMPLANTAÇÃO					(xx) OPERAÇÃO									
Descrição																			
<p>Em reservatórios situados no sudeste do Brasil onde geralmente é intensa a ocupação e uso do solo e mesmo considerando o fato de que possíveis conflitos foram evitados no processo de ranqueamento das áreas-alvo no reservatório (consultar website), não se pode descartar possíveis conflitos entre os empreendimentos aquícolas e outros usuários do reservatório. Três categorias de usuários podem ser citadas: (a) pescadores tradicionais e (b) fazendeiros que usam a água do reservatório para irrigação e (c) turistas.</p> <p>Os pescadores tradicionais podem ver os empreendimentos aquícolas como um fator competitivo às suas atividades. Os fazendeiros que usam a água do reservatório podem ter restrições quanto aos impactos do empreendimento na qualidade de água que eles utilizam e os turistas podem ter receio de que os empreendimentos irão cercar as suas atividades recreativas e de lazer intimamente associadas ao uso do espelho de água.</p>																			
Recomendações																			
<p>Recomenda-se aos empreendedores estrita observância (e ao Poder Público a rigorosa fiscalização) da capacidade de suporte dos empreendimentos. O programa de monitoramento deve ser capaz de diferenciar a origem dos possíveis problemas de qualidade de água que possam aparecer (demonstrando, por exemplo, que um eventual florescimento de cianobactérias pode ter outra origem que não o aporte de nutrientes do parque aquícola ou mesmo reconhecendo a sua parcela de responsabilidade no evento). Dentre os princípios modernos de gestão ambiental de qualquer tipo de empreendimento, consolidados na Conferência de 1992 (Eco92), é importante recomendar também aos empreendedores que haja uma boa interação entre todos os atores envolvidos nesse processo com uma contínua troca de informações e de subsídios de tal forma a evitar que possíveis conflitos possam se agravar com o tempo.</p>																			
Caráter da Medida								Fase de Implementação											
(xx) Preventivo								() Planejamento											
() Corretivo								() Construção											
() Não se aplica								(xx) Operação											
Eficácia da Recomendação																			
(xx) Minimiza				() Maximiza				() Neutraliza				() Não se aplica							

Fator Ambiental: Meio Sócio-econômico																			
Impacto Número 13: Impacto sobre a Navegação e o Turismo.																			
Natureza		Forma		Duração			Época		Reversibilidade		Abrangência		Magnitude		Importância				
+	-	D	I	P	T	C	CP	LP	R	I	L	R	B	M	A	P	M	G	
	xx	Direta		Permanente			C. Prazo		Reversível		Local		Baixa		Pequena				
Fase do Empreendimento em que o impacto se manifesta																			
<input type="checkbox"/> PLANEJAMENTO				<input type="checkbox"/> IMPLANTAÇÃO				<input checked="" type="checkbox"/> OPERAÇÃO											
Descrição																			
<p>A instalação das estruturas aquícolas na superfície do lago irá criar barreiras físicas que impedirão a livre movimentação das embarcações nas áreas dos parques. Nesse sentido, é necessário que toda a superfície do espelho de água da área aquícola seja sinalizada de modo apropriado (contactar o Ministério da Marinha a esse respeito). Em relação aos turistas, além do impedimento à navegação e à balneabilidade existe ainda um considerável impacto visual (ver o ptem 11 acima). Nesse sentido, é importante que a sinalização a ser usada seja bastante clara alertando aos possíveis usuários da água dos riscos envolvidos ao se adentrar em uma área aquícola, sem a devida autorização.</p>																			
Recomendações																			
<p>Recomenda-se uma fiscalização das atividades de instalação e de operação dos parques aquícolas como também recomenda-se o estabelecimento e intensificação da fiscalização das rotas de navegação no reservatório bem como a elaboração de um plano diretor ou de gestão ambiental do reservatório com a delimitação precisa das áreas destinadas exclusivamente à balneabilidade ou para o exercício dos esportes náuticos incluindo-se aqui a pesca desportiva. Deve-se, ainda na fase de implantação do empreendimento, instalar estruturas de aviso ou de advertência e barreiras à navegação nas áreas de produção aquícolas.</p>																			
Caráter da Medida							Fase de Implementação												
<input checked="" type="checkbox"/> Preventivo							<input type="checkbox"/> Planejamento												
<input type="checkbox"/> Corretivo							<input checked="" type="checkbox"/> Construção												
<input type="checkbox"/> Não se aplica							<input checked="" type="checkbox"/> Operação												
Eficácia da Recomendação																			
<input type="checkbox"/> Minimiza			<input type="checkbox"/> Maximiza			<input checked="" type="checkbox"/> Neutraliza			<input type="checkbox"/> Não se aplica										

5. PROPOSTAS DE CONTROLE, COMPENSAÇÃO E MITIGAÇÃO DOS IMPACTOS

A criação intensiva de peixes em tanques-rede tem se mostrado vantajosa considerando a sua alta produtividade, baixo custo e rapidez de instalação, rápido retorno, baixa intervenção na área do entorno além da boa qualidade organoléptica do pescado que produz. Para atingir tais objetivos ela demanda uma grande eficiência no uso da ração, um controle eficiente da população de peixes cultivados e do entorno bem como de sua sanidade além de uma aderência muito grande à capacidade de suporte estimada para a área aquícola em uso.

Apesar de muitas vantagens, a aquíicultura em tanques-rede pode gerar diversos impactos negativos que foram detalhadamente descritos na seção anterior. Todos eles devem merecer um tratamento adequado visando garantir a sustentabilidade do empreendimento.

De um modo geral, a mitigação ou mesmo a prevenção da grande maioria dos impactos negativos podem ser alcançadas por monitoramento e fiscalização. Os impactos decorrentes da instalação do empreendimento devem ser minorados através de uma fiscalização criteriosa que possa minimizar os impactos tais como o desmatamento da orla, surgimento de focos de erosão e de assoreamento ou possíveis interferências com outros usos múltiplos.

Logo depois de entrar em operação, os principais impactos devem surgir na qualidade da água do entorno e no meio biótico principalmente através das diferentes variáveis tradicionalmente usadas para se medir a eutrofização. A prevenção ou a mitigação desse impacto é em grande parte garantida pela correta estimativa da capacidade de suporte do sistema. Entretanto, por mais criteriosa que possa ser a estimativa da capacidade de suporte, os modelos atualmente em uso pressupõem algumas hipóteses que podem, com o tempo,

mostrarem-se equivocadas. A mais importante delas é a pressuposição de que todo o sistema está limitado por fósforo e não por nitrogênio ou carbono. Essa pressuposição sustenta-se em um considerável embasamento de literatura científica. No entanto, não se pode garantir *a priori* que ela seja verdadeira.

É absolutamente fundamental que exista um rigoroso programa de monitoramento ambiental tanto nas áreas aquícolas quanto nas áreas do entorno (AID) do empreendimento. Esse monitoramento é que irá constatar se as estimativas da capacidade de suporte são efetivamente corretas. É igualmente importante que os dados desse monitoramento sejam confrontados com os dados de outros tipos de monitoramento que são conduzidos no reservatório seja pela concessionária de energia elétrica, seja por universidades públicas ou privadas bem como por outros centros de pesquisa ou agências do governo estadual e federal. Essa comparação é muito importante para se constatar a abrangência do impacto, ou seja, se trata de um pequeno foco de eutrofização (facilmente reversível) ou se existe o impacto mais amplo (regional) e, portanto, mais difícil de ser controlado.

O monitoramento deve ter uma regularidade compatível com o funcionamento de cada compartimento da biota aquática investigada (plâncton, bentos, perifiton, peixes, macrófitas, etc) e deve abranger todas as diferentes porções da coluna de água. O programa de monitoramento deve ser iniciado ainda na fase de instalação do empreendimento e não deve sofrer solução de continuidade durante a fase de operação do empreendimento. O monitoramento deve abranger a qualidade da água, do seston, dos sedimentos, as principais comunidades aquáticas bem como a qualidade do pescado cultivado e dos peixes do entorno do reservatório.

As metodologias bem como a capacitação da equipe multidisciplinar que será responsável pelo monitoramento deverão ser objeto de fiscalização. Sugere-se que haja uma supervisão dessa equipe por pesquisadores de reconhecida competência nas áreas de Limnologia, Ictiologia e Zootecnia, dentre outras. Os

dados desse monitoramento devem estar disponíveis para consulta livre da comunidade em geral.

Uma importância especial deve ser dada a biologia de populações de tilápia do Nilo nos reservatórios estudados. Provavelmente, essa espécie de peixe será usada nos empreendimentos tanto em Furnas quanto em Três Marias. Apesar do emprego da tilápia revertida sexualmente ser rotina, nenhum sistema de aquicultura pode garantir *a priori* que não haja escape de indivíduos potencialmente aptos para a reprodução com a população dessa espécie residente no reservatório.

Existe uma numerosa lista de citações na literatura que atesta a enorme capacidade de colonização, adaptação e dominância de tilápias em ecossistemas lacustres tropicais (ex: Fernando, 1983). As características da biologia dessa espécie (onivoria, altas taxas de crescimento somático e reprodução, desovas parceladas, cuidado parental, resistência a baixos índices de oxigênio, habilidade para viver em temperaturas muito elevadas e resistência a toxinas de cianobactérias) justificam esse extraordinário sucesso ecológico.

Existe igualmente amplo suporte de literatura dando conta de que a tilápia do Nilo pode causar grandes perdas de biodiversidade na ictiofauna em ecossistemas lacustres tropicais (ex: Ogutu-Ohwayo, 1990). Dessa forma, o uso da tilápia do Nilo nos programas de aquicultura em tanques-rede nos reservatórios de Furnas e Três Marias deve ser considerado observando os seguintes aspectos:

- a. As populações de tilápia do Nilo encontram-se atualmente estabilizadas em ambos os reservatórios e tal fato está bem documentado em uma série de pesquisas científicas conduzidas nesses reservatórios;
- b. Existe um considerável apoio de literatura técnico-científica dando conta de que o modelo “Tilápia do Nilo” é o que apresenta os

maiores rendimentos e as maiores produtividades nos sistemas de cultivo intensivo por tanques-rede em reservatórios brasileiros.

- c. Essa espécie de peixe quando cultivada de modo apropriado em tanques-rede apresenta uma excelente aceitação tanto no mercado nacional quanto no mercado internacional.
- d. Haverá um rigoroso monitoramento das populações de peixes residentes no entorno do reservatório e, se for constatada algum impacto negativo (fuga de indivíduos, ex.) do empreendimento na estrutura da comunidade de peixes (queda na riqueza ou biomassa de espécies autóctones), os empreendedores devem ter um compromisso formal de tomar todas as medidas cabíveis para a imediata reversão desse impacto, sob pena de sua interdição a fim de que possa ser garantida a integridade da biodiversidade da fauna de peixes.

Os impactos prognosticados em relação ao meio sócio-econômico puderam ser enquadrados em duas categorias opostas:

Os principais impactos positivos irão refletir na melhoria da renda das populações de baixa renda que tradicionalmente atuam na pesca nos reservatórios estudados bem como no aumento da oferta do pescado. Espera-se que um contingente expressivo da população local que hoje dedica-se à pesca comercial na região passe a atuar como aqüicultores em empreendimentos de tanques-rede. Isso pode-se dar via cooperativas de aqüicultores tal como existe hoje em Morada Nova de Minas ou como empregados em projetos aqüícolas de maior envergadura.

A instalação de Parques Aqüícolas nos municípios citados certamente irá causar outro impacto positivo em termos de geração de empregos, aumento da arrecadação municipal, bem como aquecimento geral da economia local através de uma série de efeitos indiretos ligados a implantação de grandes empreendimentos aqüícolas.

O terceiro grande impacto positivo certamente se refere ao aumento da oferta de pescado seja a nível municipal, regional ou mesmo estadual. Os empreendimentos aquícolas objeto desse relatório podem possibilitar um aumento sensível da oferta de pescado de alta qualidade nos grandes centros de Minas Gerais, a preços altamente competitivos. O aumento da oferta de pescado pode ainda gerar uma benéfica queda no excesso de consumo de outras fontes de proteína animal com teores mais elevados de gorduras, contribuindo para a melhora das condições de nutrição da população em geral, especialmente aquela de baixa renda.

Entretanto, para garantir esses impactos benéficos é necessária a adoção de uma série de políticas públicas especificamente voltadas para o desenvolvimento da aquíicultura no estado de Minas Gerais. Dentre essas políticas, deve ser mencionada a criação de uma série de programas de treinamento de mão de obra nas áreas específicas de manejo de tanques-rede, em Educação Ambiental e Limnologia básica. É preciso melhorar a infra-estrutura de transporte da região que ainda hoje é muito isolada da rede estadual e federal de rodovias.

Os impactos negativos no meio sócio-econômico estão relacionados a possíveis conflitos pelo uso da água seja entre aquícultores e fazendeiros que usam sistemas de irrigação artificial seja em conflitos entre aquícultores e pescadores profissionais e pela interferência entre os parques aquícolas e as atividades de turismo na região estudada. Inicialmente, vale destacar que tais tipos de impactos foram considerados no processo de ranqueamento das áreas-alvo. As áreas aquícolas demarcadas são o resultado de um criterioso processo de seleção e avaliação relativa (ranqueamento) de áreas onde vários critérios foram observados, incluindo os possíveis conflitos de uso da água. Entretanto, os reservatórios de Furnas e Três Marias, ao contrário de outros grandes reservatórios brasileiros (ex: Tucuruí), apresentam um mosaico bastante complexo de diferentes usos do solo sendo praticamente impossível encontrar uma região da orla que não seja usada de alguma forma pela sociedade.

Os pescadores tradicionais podem ver os empreendimentos aquícolas como um fator competitivo às suas atividades. Os fazendeiros que usam a água do reservatório podem ter restrições quanto aos impactos do empreendimento na qualidade de água que eles utilizam e os turistas podem ter receio de que os empreendimentos irão cercear as suas atividades recreativas e de lazer intimamente associadas ao uso do espelho de água. Dessa forma, recomenda-se o estabelecimento e intensificação da fiscalização das rotas de navegação no reservatório bem como a elaboração de um plano diretor ou de gestão ambiental do reservatório com a delimitação precisa das áreas destinadas exclusivamente à balneabilidade ou para o exercício dos esportes náuticos incluindo-se aqui a pesca desportiva. Deve-se, ainda na fase de implantação do empreendimento, instalar estruturas de aviso ou de advertência e barreiras à navegação nas áreas de produção aquícolas.

Os empreendimentos ligados ao aproveitamento dos parques aquícolas aqui demarcados devem estar bastante conscientes de que o sucesso desses empreendimentos está intimamente ligado a uma permanente integração com a sociedade organizada dos municípios limieiros seja através da Associação dos Municípios, com as entidades que representam os pescadores profissionais e desportivos, os fazendeiros e dos estabelecimentos ligados ao turismo da região. Acredita-se que os possíveis conflitos serão minimizados se a capacidade de suporte dos sistemas não for ultrapassada e que os empreendimentos sejam realmente caracterizados pela estrita aderência aos princípios da sustentabilidade ambiental em todos os sentidos desse conceito.

6. LITERATURA

- AGOSTINHO, A. A. **1992**. Manejo de recursos pesqueiros em reservatórios. *In:*, A. A. Agostinho & E. Benedito-Cecílio (orgs.), *Situação atual e perspectivas da ictiologia no Brasil*. EDUEM, Maringá:106-121.
- AGOSTINHO, A. A. **1994**. Pesquisas, monitoramento, e manejo da fauna aquática em empreendimentos hidrelétricos. *In: Seminário sobre fauna aquática e o setor elétrico brasileiro - Caderno 1: Fundamentos*. Comase/Eletróbrás, Rio de Janeiro, :38-59.
- AGOSTINHO, A. A., JÚLIO Jr., H. F. & PETRERE Jr., M. **1994a**. Itaipu reservoir (Brazil): impacts of the impoundment of the fish fauna and fisheries. *In: I. G. Cox (ed.), Rehabilitation of freshwater fisheries*. Fishing News Books, Oxford:171-184.
- AGOSTINHO, A. A., OKADA, E. K. & GREGORIS, J. **1994b**. *Características económicas y sociales de las actividades pesqueras en el embalse de Itaipu, Brasil*. Simpósio regional sobre manejo da la pesca en embalses en America latina. FAO, La Habana, 102p.
- AGOSTINHO, A. A. & ZALEWSKI, M. **1995**. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone zone in Paraná river, Brazil. *Hydrobiologia*, 303:141-148.
- AGOSTINHO, A. A., VAZZOLER, A. E. A. M. & THOMAZ, S. M. **1995**. The high river Paraná basin: limnological and ichthyological aspects. *In: J. G. Tundisi, C. E. M. Bicudo & T. M. Tundisi, Limnology in Brazil*, ABC/SBL, Rio de Janeiro: 59-103.
- AGOSTINHO, A. A. & JÚLIO Jr., H. F. **1996**. Peixes de outras águas. *Ciência Hoje*, 21(124):36-44.
- AGOSTINHO, A. A., BINI, L. M. & GOMES, L. C. **1997a**. Ecologia de comunidades de peixes da área de influência do reservatório de Segredo. *In: A. A. Agostinho & L. C. Gomes (eds.), Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*, EDUEM, Maringá, :97-111.
- AGOSTINHO, A. A., BINI, L. M., FERRETTI, L. M., GOMES, L. C., HAHN, N. S., SUZUKI, H. I., FUGI, R. & ABUJANRA, F. **1997b**. Ictiofauna de dois reservatórios do rio Iguaçu: em diferentes fases de colonização: Segredo e Foz do Areia. *In: A. A. Agostinho & L. C. Gomes (eds.), Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*, EDUEM, Maringá:275-292.
- AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C., SUZUKI, H. I. & JULIO-Jr, H. F. **2003**. Migratory fishes of the Upper Paraná river basin - Brazil *In: J. Carosfeld, B. Harvey, C. Ross, & A. Baer (eds.), Migratory fishes of South America*. World Fisheries Trust, IDRC/The World Bank, Ottawa, :19-98.
- ALVES, C. B. M., GODINHO, A. L., GODINHO, H. P. & TORQUATO, V. C. **1998**. A ictiofauna da represa de Itutinga, rio Grande (Minas Gerais - Brasil). *Rev. Bras. Biol.*, 58(1):121-129.

- ALVES, C. B. M., VONO, V. & VIEIRA, F. **1999**. Presence of the walking catfish *Clarias gariepinus* (Burchell) (Siluriformes, Clariidae) in Minas Gerais state hydrographic basins, Brazil. *Rev. Bras. Zool.* 16(1): 259-263.
- ANGELINI, R. **2000**. Avaliação da capacidade suporte da Represa do Broa para a colocação de tanques-redes. *Anais do Seminário Internacional "Represa do Lobo 30 anos"*. 17 pp.
- ANNEVILLE, O.; GINOT, V.; ANGELI, N. **2002**. Restoration of Lake Geneva: Expected versus observed responses of phytoplankton to decreases in phosphorus. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 7: 67-80.
- ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M., AGOSTINHO, A. A. & FABRÉ, N. N. **1995**. Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. *In: J. G. Tundisi, C. E. M. Bicudo & T. M. Tundisi, Limnology in Brazil*, ABC/SBL, Rio de Janeiro:105-136.
- APHA, AWWA, WPCF. **1998**. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20 ed. Washington: APHA, 1134p.
- AZEVEDO, P. **1962**. Do rio Grande e sua fauna à barragem de Furnas e suas conseqüências. *An. I^o Congr. Sudamer. Zool.*, 2:91-100.
- BARD, J., OLIVEIRA, L. P. H. & PAIVA, M. P. **1978**. *Plano de Peixamento da represa de Furnas (Rio Grande)*. Centrais Elétricas Brasileiras S. A., Rio de Janeiro, 23p.
- BARICA, J. **1990**. Seasonal variability of N:P ratios in eutrophic lakes. *Hydrobiol.* 191: 97-103.
- BARRETO, B. P., RATTON, T. F., RICARDO, M. C. P., ALVES, C. B. M., VONO, V., VIEIRA, F., RIZZO, E. & BAZZOLI, N. **1998**. Biologia reprodutiva do lambarí *Astyanax bimaculatus* (Pisces, Characidae) no rio do Carmo, bacia do rio Grande, São Paulo. *BIOS*, 6(6):121-130.
- BAZZOLI, N., CANGUSSU, L. C. V., RIZZO, E. & SANTOS, G. B. **1997**. Reprodução e desova de mandis *Pimelodus maculatus* e *Iheringichthys labrosus*. (Pisces, Pimelodidae) nos reservatórios de Furnas, Marimbondo e Itumbiara. *BIOS*, 5(5):7-15.
- BAZZOLI, N., MESQUITA, T. L., SANTOS, G. B. & RIZZO, E. **1998**. Análise comparativa da reprodução de *Astyanax bimaculatus* (Pisces: Characidae) nos reservatórios de Furnas, Marimbondo e Itumbiara. *BIOS*, 6(6):99-112.
- BAZZOLI, N., **2002**. Estabelecimento de parâmetros da biologia reprodutiva de peixes importantes para a normatização da pesca no reservatório de Furnas-MG. Relatório técnico, *FIP/PUCMinas*, Belo Horizonte, 25p.
- BERG, H.; P. MICHELSEN ; M. TROELL ; C. FOLKE & N. KAUTSKY. **1996**. Managing aquaculture for sustainability in tropical lake Kariba, Zimbabwe. *Ecological Economics* 18: 141-159.

- BERNACSEK, G. M. **1984**. Guidelines for dam design and operation to optimize fish production in impounded river basins based on a review of the ecological effects of large dams in Africa. *CIFA Tech. Pap.*, 98p.
- BEVERIDGE, M. C. M. **1984**. Cage and Pen Fish Farming. Carrying Capacity Models and Environmental Impacts. *FAO Fisheries Technical Paper 255*: 1:133.
- BEVERIDGE, M.C.M. **1987**. Cage aquaculture. Oxford: *Fishing News Books*, 351p.
- BEVERIDGE, M. C. M. **1996**. Cage Aquaculture. *Fishing News Books*, Blackwell Science, Oxford. 2nd Edition. 351 pp.
- BEVERIDGE, M.C.M. **2004**. Cage aquaculture. *Fishing News Books* 3rd ed. Oxford: Blackwell Publishing, 368p.
- BINI, L. M., GOMES, L. C. & AGOSTINHO, A. A. **1997**. Variações na abundância de peixes na pesca experimental do reservatório de Segredo. *In: A. A. Agostinho & L. C. Gomes (eds.), Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*, EDUEM, Maringá, :213-241.
- BRITSKI, H. A. **1970**. Peixes de água doce do estado de São Paulo - Sistemática. *In: Comissão Interestadual da bacia do Paraná-Uruguai (ed.), Poluição e Piscicultura*, Fac. de Saúde Pública-USP/Inst. de Pesca-CPRN, São Paulo:79-108.
- BUNDING, S. W. **2001**. Appropriation of environmental goods and services by aquaculture: a reassessment employing the ecological footprint methodology and implications for horizontal integration. *Aquaculture Research* 32: 605-609.
- CARVALHO, E. D., FUJIHARA, C. Y. & HENRY, R. **1998**. A study of the ichthyofauna of Jurumirim reservoir (Parapanema river, São Paulo state, Brazil): fish production and dominant species at three sites. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26:2199-2202.
- CANFIELD, D. E. Jr. **1983**. Prediction of chlorophyll-a concentrations in Florida Lakes: the importance of phosphorus and nitrogen. *Water Resour. Bull.* 9: 255-262
- CANFIELD, D.E. Jr. and R.W. Bachmann, **1981**. Prediction of total phosphorus concentrations, chlorophyll a, and secchi depths in natural and artificial lakes. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.*, 38(4):414-23
- CASTAGNOLLI, N.; TORRIERI JR. O. **1979**. Confinamento de peixes em tanques-rede. *Ci. e Cult.* 32 (11), nov.. 1513-1517.
- CEMIG. **1986**. *Programa de Ictiologia - Relatório preliminar: identificação das principais espécies de peixes do reservatório da UHE de Volta Grande*. Relatório técnico, CEMIG, Belo Horizonte, 26p.
- CEMIG-IESA. **1989**. *UHE de Igarapava - Projeto Básico - Ictiofauna*. Relatório técnico, CEMIG, Belo Horizonte, 131p.

- CEPIS. **1990**. *Metodologias simplificadas para la evaluacion de eutrofication em lagos calidos tropicales*. Programa Regional CEPIS/HPE/OPS.
- CESP. **1996**. Aspectos limnológicos, ictiológicos e pesqueiros de reservatórios da CESP no período de 1986 a 1994. Relatório técnico, CESP, Departamento de Estudos e Planejamento Ambiental (*Série Pesquisa e Desenvolvimento*, 136), São Paulo, 81p.
- CETEC-MG. **1983**. *Diagnóstico ambiental do estado de Minas Gerais*. ENGEGRAF, Belo Horizonte, 158p.
- CETESB. **1976**. *Relatório final do levantamento ecológico-sanitário das represas do rio Grande. Considerações sobre a piscicultura e recreação. Sistema FURNAS-CEMIG*. Relatório técnico, CETESB, vol. 1, São Paulo, 42p.
- CHELLAPPA; N. T. CHELLAPPA; W. B. BARBOSA ; F.A. HUNTINGFORD & M.C.M. BEVERIDGE. **1995**. Groth and production of the Amazonian tambaqui in fixed case under different feeding regimes. *Aquaculture International* 3:11-21.
- CHORUS, I & L. R. MUR. **1999**. Preventive measures. In: Chorus, I. & J. Bartram (ed.). *Toxic Cyanobacteria in Water: a guide line to public health significance, monitoring and management*. World Heath Organisation, London and New York: 235-274.
- COELHO, S. R. & M. B. CARDOSO. **1998**. Tanques-rede de pequeno volume. *Panorama da Aqüicultura*. Maio/junho 1998: 22-26.
- COLT, J. & MONTGOMERY, J. M. **1991**. Aquacultura production system. *Journal of Animal Science*, nº 69. 412p.
- CONAMA. Resolução nº001, de 23 de janeiro de **1986**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res0186.html>. Acesso em: novembro de 2007.
- CONAMA. Resolução nº 274 de 29 de novembro **2000**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res00/res27400.html> Acesso em: novembro de 2007.
- CONAMA. Resolução nº 357 de 17 de março de **2005**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf> Acesso em: novemro de 2007.
- DILLON, P. J. & F.H. RIGLER. **1974**. A test of a simple nutrient budget model predicting the phosphorus concentration in lake water. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 31: 1771-1778.
- DRENNER, R.W.; D. J. DAY; S. J. BASHAM; D. J. SMITH & S. I. JENSEN. **1997**. Ecological water treatment system for removal pf phosphorus and nitrogen from polluted waters. *Ecological Applications* 7 (2): 381-390.
- DUARTE, P.; R. MENESES; A.J.S. HAWKINS; M. ZHU; J. FANG & J. GRANT. **2003**. Mathematical modelling to assess the carrying capacity for multi-species culture within coastal waters. *Ecological Modelling* 168: 109-143

- DURÃES, R., SANTOS G. B. & FORMAGIO P. S. **2000**. Observações sobre a alimentação do tucunaré *Cichla monoculus* (Pisces, Cichlidae) em um reservatório do sudeste brasileiro. *Revista de Ictiologia*, 8 (1/2): 53-56.
- ERRINGTON, P.L. **1936**. Vulnerability of bobwhite population to predation. *Ecology*, 15: 110-127.
- ESTEVES, F. A. **1998**. *Fundamentos de Limnologia*. 2a edição. Rio de Janeiro. Gallego, 1979.
- FERNANDEZ, D. R. & FONTES Jr, H. M. **1999**. Conservação da ictiofauna e monitoração da pesca no reservatório da Itaipu binacional. *In: Eletrobrás (ed.), Resumos do XV SNPTEE*, Foz do Iguaçu, :1-4.
- FOLKE, C.; N. KAUTSKY; H. BERG; A. JANSSON & M. TROELL. **1998**. The ecological footprint concept for sustainable seafood production: a review. *Ecological Applications* 8 (1): S63-S71.
- FURNALETO, F. de P. B.; AYROZA, D. M. M. de R.; AYROZA, L. M. da S. Custo e rentabilidade da produção de tilápia (*Oreochromis spp.*) em tanque-rede médio Paranapanema, estado de São Paulo, safra 2004/2005. Disponível em: <<http://www.aptaregional.sp.gov.br>>. Acesso em 13jun. **2006**.
- FURNAS C. ELÉTRICAS S.A. **2000**. *Diagnóstico da pesca profissional no reservatório da UHE Furnas*. Relatório técnico, FURNAS, Rio de Janeiro, 42p.
- GERY, J. **1977**. *Characoids of the World*. T.F.H. Publications, 672p.
- GODOY, M. P. **1975**. *Peixes do Brasil*; subordem Characoidei. Piracicaba, Ed. Franciscana, 4v.
- GOMES, L. C.; E. C. CHAGAS; H. MARTINS-JÚNIOR; R. ROUBACH; E. A. ONO; J. N. P. LOURENÇO. **2006**. Cage Culture of tambaqui (*Colossoma Macropomum*) in a central Amazon floodplain lake. *Aquaculture* 253: 374-384
- GOMIERO, L. M. & BRAGA, F. M. S. **2004** Cannibalism as the main feeding behaviour of tucunares introduced in Southeast Brazil *Braz. J. Biol.*, 64(3) :625-632.
- HAHN, N. S., AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C. & BINI, L. M. **1998**. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de sua formação. *Interciência*, 23(5):299-305.
- HAKANSON, L. & PETERS, R.H. **1995**. *Predictive Limnology. Methods for Predictive Modelling*. SPB Academic Publishing. Amsterdã. 460pp.
- HUSZAR, V. L. M.; D. C. BICUDO; A. GIANI; C. FERRAGUT; L. A. MARTINELLI & R. HENRY. **2005**. Subsídios para a compreensão sobre a limitação de nutrientes ao crescimento do fitoplâncton e do perifíton em ecossistemas continentais lênticos do Brasil. *In: Roland, F.; D. César & M. Marinho. Lições de Limnologia*. Rima Editora, São Paulo: 243-260.

- HUSZAR, V. L. M. ; N. F. CARACO; F. ROLAND & J. COLE. **2006**. Nutrient-Chlorophyll relationships in tropical-subtropical lakes: do temperate models fit? *Biogeochemistry* p.2-28.
- IESA, **1996**. *Monitoramento do desembarque pesqueiro da UHE Nova Ponte*. Relatório técnico, IESA, 2 vols., Belo Horizonte, 35p.
- INSTRUÇÃO NORMATIVA INTERMINISTERIAL nº 8 de 26 de novembro de **2003**. Disponível em: http://www.ibama.gov.br/cepsul/legislacao.php?id_arq=41
Acesso em: novembro de 2007
- JONES, J. R. & BACHMANN, R. W. **1976**. Prediction of phosphorus and chlorophyll levels in lakes. *J. Water Pollut. Control Fed.* 48: 2176-2182.
- KASHIWAI, M. **1995**. History of carrying capacity concept as an index of ecosystem productivity (Review). *Bull Hokkaido. Natl Fish Res Inst* 59: 81–101
- KAUTSKY, N.; H. BERG; C. FOLKE & J. LARSSON. **1997**. Ecological footprint for assessment for resource use and development limitations in shrimp and tilapia aquaculture. *Aquaculture Research* 28: 753-766
- KUBTIZA, F. **1999**. Tanques-rede, rações e impactos ambientais. *Panorama da Aqüicultura*. Janeiro/fevereiro, 1999: 44-50.
- LAUDER, G. V. & LIEM, K. F. **1983**. The evolution and interrelationships of the Actinopterygian fishes. *Bull. Mus. Comp. Zool.*, 150(3) :95-197.
- LEGENDRE, L. & LEGENDRE, P. **1998**. *Numerical Ecology*. Developments in Environmental Modelling, 20, Elsevier Sci. Publ. Company, 2nd. ed., 854p.
- LOWE-McCONNELL, R. H. **1975**. *Fish communities in tropical freshwaters*. Longman Inc., 284p.
- LOWE-McCONNELL, R. H. **1987**. *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge Univ. Press, 382p.
- MAGALHÃES, A. L. B., BAZZOLI, N., SANTOS, G. B. & RIZZO, E. **2004**. Reproduction of the South American dogfish characid, *Galeocharax knerii*, in two reservoirs from upper Paraná river basin, Brazil. *Env. Biol. Fish*, 70 :415–425.
- MAGURRAN, A. E. **2004**. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, Oxford, 258p.
- MERCER, H. H. **1970**. Considerações sobre a bacia Paraná-Uruguai com vistas à preservação da fauna fluvial e à piscicultura. In: Comissão Interestadual da bacia do Paraná-Uruguai (ed.), *Poluição e Piscicultura*, Fac. de Saúde Pública-USP/Inst. de Pesca-CPRN, São Paulo, :9-21.
- MERONA, B. **1986/1987**. Aspectos ecológicos da ictiofauna do baixo Tocantins. *Acta Amazonica*, 16/17(único) :109-124.
- MONGILLO, J. & ZIERDT-WARSHAW, L. **2000**. Carrying capacity. *Encyclopedia of Environmental Science*. Ed 2000.

- MONTE-LUNA; P.; B. W. BROOK; M. ZETINA-REJON & V. CRUZ-ESCALONA. **2004**. The carrying capacity of ecosystems. *Global Ecol. Biogeogr.* 13: 485-495
- MOURGUÉS-SCHURTER, L. R. & SILVA, Z. **1994**. Levantamento da fauna ictiológica do complexo Itutinga-Camargos e alto rio Grande, MG. In: Y. Sato & H. P. Godinho (eds.), *XII Encontro Anual de Aquicultura de Minas Gerais* (Resumos), Belo Horizonte, :29.
- MUR L. R.; O. M. SKULBERG & H. UTKILEN. **1999**. Cyanobacterial in the environment. In: Chorus, I. & J. Bartram (ed.). *Toxic Cyanobacteria in Water: a guide line to public health significance, monitoring and management*. World Health Organisation, London and New York: 15-40.
- NIEUWENHUYSE, E. & J. R. JONES. **1996**. Phosphorus-chlorophyll relationship in temperate streams and dits variation with stream catchment area. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 99-105.
- ODUM, E.P. **1988**. *Ecologia*. Ed. Guanabara-Koogan. 379p.
- ODUM, E.P. **1998**. *Ecological Vignettes*. Harwood Academic Press. 269 pp.
- OGUTU-OHWAYO, R. **1990**. The decline of the native fishes of lakes Victoria and Kyoga (East Africa) and the impact of introduced species, especially the Nile perch, *Lates niloticus*, and the Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Environmental Biology of Fishes* 27(2): 81–96.
- OLIVEIRA, J. C. & MORAES Jr., D. F. **1997**. Presença de *Hoplosternum* (Gill, 1858) (Teleostei, Siluriformes, Callichthyidae) nas bacias dos rios São Francisco, Paraíba do Sul e Alto Paraná: primeiro registro e comentários. *Bol. Mus. Nac. (nova série Zoologia)*, 383, Rio de Janeiro, 8p.
- OLIVEIRA-TELES, A. & PIMENTEL-RODRIGUES, A. **2004**. Phosphorus requirement of European sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.) juveniles. *Aquaculture Research*, 35: 636-642.
- PAIVA, M. P. **1982**. *Grandes represas do Brasil*. Editerra, Brasília, 304p.
- PAGAND, P.; BLANCHETON, J-P; LEMOALLE, J. AND CASELLAS, C. **2000**. The use of high rate algal ponds for the treatment of marine effluent from a recirculating fish rearing system. *Aquaculture Research*, 31: 729-736.
- PAVANELLI, G.C., EIRAS, J.C., TAKEMOTO, R.M. **2002**. *Doenças de Peixes: Profilaxia, Diagnóstico e Tratamento*. Ed. 2. Maringá: Eduem.
- PIELOU, E. C. **1977**. *Mathematical ecology*. Wiley-Interscience Publ., John Wiley & Sons 385p.
- PROENÇA, C. E.M. & BITTENCOURT, P.R.L. **1994**. *Manual de Piscicultura Tropical*. Brasília: IBAMA. 195p.
- PULATSU, P. **2003**. The application of a phosphorous budget model estimating the carrying capacity of Kesikkopru Dam Lake. *Turk. J. Vet Anim. Sci.* 27: 1127-1130

- RATTON, T. F., BAZZOLI, N. & SANTOS, G. B. **2003**. Reproductive biology of *Apareiodon affinis* (Pisces: Parodontidae) in the Furnas Reservoir, Minas Gerais, Brazil. *J. Appl. Ichthyol.*, 19(2003) :387–390.
- REDFIELD, A. C., **1958**. The biological control of chemical factors in the environment. *Am. Sci.* 46: 205-222.
- REYNOLDS, C. S. **1999**. Non-determinism to probability, or N:P in the community ecology of phytoplankton. *Arch. Hydrobiol.*, v. 146, n. 1: 23-35.
- RHEE, G. Y, **1982**. Effects of environmental factors on phytoplankton growth. *In*: Marshall, K. C. (ed.) – *Advances in microbial ecology*. Plenum Press, New York, p. 33-74.
- RICARDO, M. C. P., SANTOS, G. B., RIZZO, E. & BAZZOLI, N. **1997**. Aspectos reprodutivos de *Leporinus amblyrhynchus* Garavello & Britskii, 1987 e *Leporinus striatus* Kner, 1859 (Pisces, Anostomidae) no reservatório de Furnas, MG. *BIOS*, 5(5):29-35.
- ROMANINI, P. U., SHIMIZU, G. Y., CRUZ, J. A., FONTANA, S. C., CARVALHO, M. A. J. & BICUDO, C. E. M. **1994**. *Alterações ecológicas provocadas pela construção da barragem da UHE Rosana, sobre o baixo rio Paranapanema, SP/PR*. Relatório técnico, CESP, Departamento de Estudos e Planejamento Ambiental (Série Divulgação e Informação, 175), São Paulo, 153p.
- RYDING, S. O. & W. RAST (Eds). **1989**. *The control of eutrophication of lakes and reservoirs*. UNESCO, Paris, France.
- SALAS, H. J. & MARTINO, P. **1990**. Metodologias simplificadas para la evaluacion de eutrofication en lagos calidos tropicales. Programa Regional CEPIS/HPE/OPS.
- SALAS, H. J.; MARTINO, P. **1991**. A simplified phosphorus trophic state model for warm-Water tropical lakes. *Water Research*, [S.I.], v. 25, n. 3, p. 341-350.
- SANTOS, G. B. **1994**. *Diagnóstico limnológico das condições ambientais do reservatório da UHE Volta Grande: Ictiofauna*. Relatório técnico, CEMIG, Belo Horizonte, 40p.
- SANTOS, G. B., MAIA-BARBOSA, M., VIEIRA, F & LÓPEZ, C. M. **1994**. Fish and zooplankton communities structure in reservoirs of Southeastern Brazil: effects of the introduction of exotic predatory fish. *In*: R. M. Pinto-Coelho, A. Giani & E. von Sperling, *Ecology and human impact on lakes and reservoirs in Minas Gerais with special reference to future development and management strategies*, SEGRAC, Belo Horizonte, :115-132.
- SANTOS, G. B. **1999**. *Estrutura das comunidades de peixes de reservatórios Sudeste do Brasil, localizados nos rios Grande e Paranaíba, bacia do Alto Paraná*. Tese de doutorado, UFSCar, São Carlos, 156 p.
- SANTOS, G. B. & FORMAGIO, P. S. **2000**. Estrutura da ictiofauna dos reservatórios do rio Grande, com ênfase no estabelecimento de peixes piscívoros exóticos. *Informe Agropecuário*, 21(203):98-106.

- SANTOS, J. E., BAZZOLI, N., RIZZO, E. & SANTOS, G. B. **2004**. Reproduction of the catfish *Iheringichthys labrosus* (Lutken, Pisces, Siluriformes) in Furnas reservoir, Minas Gerais, Brazil. *Rev. Bras. Zool.*, 21(2):192-200.
- SANTOS, J. E., PADILHA, G. E. V., BOMCOMPAGNI-JÚNIOR, O., SANTOS, G. B.; RIZZO, E. & BAZZOLI, N. **2006**. Ovarian follicle growth in the catfish *Iheringichthys labrosus* (Siluriformes, Pimelodidae). *Tissue & Cell* 38(2006):303-310.
- SANTOS, G.B. & FORMAGIO, P.S. **2007**. *Caracterização da ictiofauna da pesca do reservatório de Furnas*. Relatório. Estudo técnico-científico visando a delimitação de parques aquícolas nos lagos das Usinas Hidrelétricas de Furnas e Três Marias – MG. 54p.
- SATO, Y. & SAMPAIO, E.V. **2006**. *A ictiofauna do reservatório de Três Marias, rio São Francisco, Minas Gerais*. Relatório. Estudo técnico-científico visando a delimitação de parques aquícolas nos lagos das Usinas Hidrelétricas de Furnas e Três Marias – MG. 49p.
- SMAAL, A.C.; PRINS, T.C.; DANKERS, N. & BALL, B. **1998**. Minimum requirements for modeling bivalve carrying capacity. *Aquatic Ecology*, 31: 423-428.
- SMITH, V. H. **1982**. The nitrogen and phosphorous dependence of algal biomass in lakes: an empirical and theoretical analysis. *Limnol. Oceanogr.* 27: 1101-1112.
- STARLING, F.; ANGELINI, R.; PEREIRA, C.A. **2002**. Modelagem Ecológica da Dinâmica do Fósforo e Avaliação da Capacidade Suporte do Lago Paranoá frente à Ocupação da sua Bacia de Drenagem. Relatório de Consultoria apresentado a Companhia Energética de Brasília. 320p.
- STARLING, F.; ANGELINI, R.; PEREIRA, C.E. **2002**. Definição da capacidade suporte do Lago Paranoá (Brasília-DF) para recebimento de novos aportes externos de fósforo da Bacia de Drenagem. *Relatório encomendado a Cia. Energética do DF*.
- STRASKRABA, M. **1980**. Effects of physical variables on production. *In: The functioning of freshwater ecosystems*. Edited by E.D. LeCren and R. H. Lave. IBP Handbook No 22: 13-84.
- STRASKRABA, M. & J. G. TUNDISI. **1999**. Reservoir Water Quality Management. *Guidelines of Lake Management*. Volume 9, ILEC. 229 pp.
- SUZUKI, H. I., PAVANELLI, C. S., FUGI, R., BINI, L. M. & AGOSTINHO, A. A. **1997**. Ictiofauna de quatro tributários do reservatório de Segredo. *In: A. A. Agostinho & L. C. Gomes (eds.), Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*, EDUEM, Maringá, :259-273.
- TALBOT, C.; CORNEILLIE, S.; KORSOEN, O. **1999**. Pattern of feed intake in four species of fish under commercial farming conditions: implications for feeding management. *Aquaculture Research*, 30: 509-518.

- TILMAN, D. & S. S. KILHAM, **1976**. Phosphate and silicate uptake and growth kinetics of the diatoms *Asterionella formosa* and *Cyclotella meneghiniana* in batch and semi-continuous culture. *J. Phycol.* 12: 375-383.
- TORLONI, C. E. C., SANTOS, C. A. R. A., JÚNIOR, A. A. C., SANTOS, J. J., GONÇALVES, J. L., GERETO, E. J., CRUZ, J. A., MOREIRA, J. A., SILVA, D. C., DEUS, E. F. & FERREIRA, A. S. **1993**. *Produção pesqueira e composição das capturas em reservatórios sob concessão da CESP, nos rios Tietê, Paraná e Grande, no período de 1986 a 1991*. Relatório técnico, CESP, Departamento de Estudos e Planejamento Ambiental (Série Produção Pesqueira, 001), São Paulo, 73p.
- TROELL, M. & H. BERG. **1997**. Cage fish farming in the tropical Lake Kariba, Zimbabwe: impact and biogeochemical changes in sediment.
- UNEP. **1999**. *Planning and Management of Lakes and Reservoirs: an integrated approach to eutrophication*. Technical Publication Series 11. International Environmental Technology Centre – UNEP. 375 pp.
- UNEP-IETC. **1999**. *Planning and management of lakes and reservoirs, na integrated approach to eutrophication*. International Environmental Technology Centre. Osaka/Shiga, Japan. 375 pp.
- VALENTI, W. C. **2000**. Introdução. In: VALENTI, W. C.; POLI, C. R.; PEREIRA, J. A.; BORGHETTI, J. R. (Ed.). *Aqüicultura no Brasil: bases para um desenvolvimento sustentável*. Brasília, DF: CNPq: Ministério da Ciência e Tecnologia. p. 25-32.
- VAZZOLER, A. E. A. M., AGOSTINHO, A. A. & HAHN, N. S. **1997**. *A planície de inundação do alto Paraná: aspectos físicos, biológicos e sócioeconômicos*. EDUEM, Maringá, 453p.
- VOLLENWEIDER, R. A. **1968**. *Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing water with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication*. Tech. Rep. DA5/SU/68-27. OECD, Paris. 250 pp.
- WALMSLEY, R.D. & THORNTON, J. A. **1984**. Evaluation of OECD-type phosphorus eutrophication models for predicting the trophic status of southern African man-made lakes. *South Afr.J.Sci.*, 80:257–9
- WELCH, E.B., **1980**. *Ecological effects of waste water*. Cambridge, Cambridge University Press, 337 p.
- WETZEL, R. G. **2001**. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Academic Press, San Diego.
- YOUNG, C.C. **1998**. Defining the range: the development of carrying support in management practice. *Journal of History of Biology*, 31:61-83.
- ZAR, J.H. **1996**. *Biostatistical Analysis*. 3a edição. Prentice Hall. 680pp.

7. ANEXOS

