



Universidade Federal
de São João del-Rei

Programa de Pós-Graduação em Geografia (PPGeog)

**USO DO SOLO E SUAS RELAÇÕES COM A QUALIDADE DA
ÁGUA EM LOCAIS DE IMPLANTAÇÃO DE PARQUES
AQUÍCOLAS NO RESERVATÓRIO DE FURNAS (MG)**

Patrícia Ladeira Pinheiro

Dissertação de Mestrado do Curso de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal de São João del-Rei, orientada pela Prof^a. Dr^a. Iola Gonçalves Boëchat e pelo Prof. Dr. Björn Gücker.

UFSJ
São João del-Rei
(2019)



Universidade Federal
de São João del-Rei

Programa de Pós-Graduação em Geografia (PPGeog)

**USO DO SOLO E SUAS RELAÇÕES COM A QUALIDADE DA
ÁGUA EM LOCAIS DE IMPLANTAÇÃO DE PARQUES
AQUÍCOLAS NO RESERVATÓRIO DE FURNAS (MG)**

Patrícia Ladeira Pinheiro

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal de São João del-Rei, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Geografia.

Área de concentração: Análise Ambiental e Territorial

Linha de pesquisa: Dinâmica das Paisagens Tropicais.

Orientador: Prof^a. Dr^a. Iola Gonçalves Boëchat

Coorientador: Prof. Dr. Björn Gucker

UFSJ
São João del-Rei
(2019)

Ficha catalográfica elaborada pela Divisão de Biblioteca (DIBIB)
e Núcleo de Tecnologia da Informação (NTINF) da UFSJ,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

P654u Pinheiro, Patrícia Ladeira.
 Uso do solo e suas relações com a qualidade da
 água em locais de implantação de parques aquícolas no
 Reservatório de Furnas (MG) / Patrícia Ladeira
 Pinheiro ; orientadora Iola Gonçalves Boêchat ;
 coorientador Björn Gücker. -- São João del-Rei, 2019.
 80 p.

 Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação em
 Geografia) -- Universidade Federal de São João del
 Rei, 2019.

 1. uso e ocupação do solo, escalas espaciais de
 análise, grandes reservatórios, qualidade da água,
 geoprocessamento.. I. Boêchat, Iola Gonçalves,
 orient. II. Gücker, Björn, co-orient. III. Título.



Universidade Federal
de São João del-Rei

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**USO DO SOLO E SUAS RELAÇÕES COM A QUALIDADE DA ÁGUA EM
LOCAIS DE IMPLANTAÇÃO DE PARQUES AQUÍCOLAS NO RESERVATÓRIO DE
FURNAS (MG)**

Autora: Patrícia Ladeira Pinheiro

Orientadora: Iola Gonçalves Boëchat

A Banca Examinadora composta pelos membros abaixo aprovou esta dissertação:

Profa. Dra. Iola Gonçalves Boëchat – Orientadora

Universidade Federal de São João del-Rei - UFSJ

Prof. Dr. Björn Gücker

Universidade Federal de São João del-Rei - UFSJ

Prof. Dr. Cléber Cunha Figueredo

Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG

São João del-Rei

Abril de 2019

*Dedico essa dissertação ao meu pai, Roseni, a minha mãe, Nadir e ao meu filho
Guilherme, por todo amor e força.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço imensamente à Prof.^a Iola Gonçalves Boëchat, pelo conhecimento compartilhado, pelo incentivo, amizade, apoio e, principalmente, por acreditar na minha capacidade e não desistir de mim.

Ao Prof. Björn Gücker, pelos ensinamentos e presença forte durante a caminhada, fazendo com que meus conhecimentos ultrapassassem as barreiras da Geografia.

Ao meu companheiro de vida, Willian, por não medir esforços para me ajudar, por estar sempre ao meu lado me apoiando e incentivando. Sem você, eu jamais teria conseguido.

Ao meu filho, Guilherme, a quem tantas vezes fui negligente na atenção. Obrigada pela compreensão e amor, é sempre por você minhas conquistas.

À minha família, em especial ao meu pai, que me acolhe sempre que preciso e acredita tanto na minha capacidade de crescimento. À minha mãe, que mesmo estando no plano espiritual, está sempre comigo. Aos meus irmãos, por estarem sempre por perto e aos meus sobrinhos pelo carinho e amor.

Aos meus amigos tão queridos, “Flores e Primaiada”, como vocês são especiais para mim. Aos amigos irmãos, pelo colo e conselhos quando tudo parecia não dar certo. Em especial ao Kaio, que me deu aquela força na estatística.

Ao Ita, pelo apoio e compreensão.

Aos colegas de laboratório, queridos Lablindos, pelos “helps”, em especial a Elisa, que foi essencial durante todo o processo do mestrado.

Aos funcionários da UFSJ, em especial a Mônica e Wânia, que são sempre uns amores e estão sempre a postos para nos ajudar.

Aos colegas do mestrado, por compartilharem suas frustrações, medos e conquistas, a empatia ajuda a superar os obstáculos.

Aos funcionários da Eletrobrás-Furnas, e à própria Eletrobrás-Furnas pelo apoio financeiro e logístico do projeto, e pela bolsa de mestrado concedida no âmbito do Projeto P&D “Qualidade da água e dos sedimentos em resposta à instalação de

parques aquícolas no Reservatório da Usina Hidrelétrica de Furnas” (0394-1009/2012– Convênio 9000000790, entre a UFSJ e a Eletrobrás-Furnas).

Por fim, obrigada a todos que de alguma forma se fizeram presentes e me apoiaram durante esses dois anos.

Muito obrigada a todos.

“Você merece o melhor, o melhor. Porque você é uma das poucas pessoas neste mundo ruim que é honesta consigo mesma e isso é a única coisa que realmente conta”.

Frida Kahlo

RESUMO

Grandes reservatórios de usinas hidrelétricas no estado de Minas Gerais estão inseridos em uma matriz de uso e ocupação do solo que, juntamente a outras atividades de exploração do recurso hídrico, contribuem para a degradação da qualidade da água e a modificação da estrutura das comunidades aquáticas. Em função da expansão da atividade piscicultura nos reservatórios do estado, movida pela implementação dos chamados “Parques Aquícolas”, espera-se que os impactos desta atividade sobre a qualidade da água e sobre a estrutura das comunidades aquáticas venham a se somar àqueles resultantes das atividades de uso e ocupação do solo no entorno dos reservatórios, embora a separação dos efeitos deletérios destas atividades muitas vezes não possa ser claramente determinada. Nesta dissertação propõe-se a análise dos padrões de uso e ocupação do solo no entorno de pontos selecionados do Reservatório de Furnas, em locais com e sem a presença de tanques de piscicultura, a fim de determinarmos o potencial efeito destas atividades na qualidade da água. Para tal analisou-se (i) a proporção de cada uso e ocupação do solo em área total contida em raios de 3, 10 e 20 km de distância de pontos de coleta de água pré-determinados no reservatório; (ii) a proporção de cada uso e ocupação do solo entre os pontos analisados em baías do Rio Grande e do Rio Sapucaí e (iii) a presença de correlação entre as porcentagens de uso do solo na bacia imediata de drenagem, delimitada pela altimetria, e as concentrações de nutrientes inorgânicos e orgânicos, nitrogenados e fosfatados, a fim de investigarmos o potencial efeito eutrofizador destas atividades de uso do solo no reservatório. Os resultados revelaram que o uso agrícola do solo representa a maioria das áreas mapeadas para os dois sistemas, independente da área analisada a partir dos três raios de delimitação aplicados. Em alguns casos, a área agrícola chega a representar mais de 50% da área total das bacias analisadas, seguida pelas áreas naturais e por áreas de ocupação urbana. Estas últimas raramente ultrapassaram os 5% de ocupação nas áreas mapeadas, para os dois sistemas. No entanto, apenas para o braço do rio Sapucaí foram detectadas algumas correlações significativas entre uso do solo e qualidade da água, a maioria apontando uma relação entre a ocupação agrícola do solo, basicamente plantios, e compostos nitrogenados dissolvidos. Assim, ao se considerar alguns poucos pontos de coleta de água, e apenas a bacia de escoamento imediata, delimitada pela altimetria local no entorno do reservatório, não

se pode concluir a realidade das relações entre o uso do solo e a qualidade da água. É necessário analisar o uso do solo e todas as suas especificidades em uma escala espacial maior, considerando todo o percurso percorrido pelos Rios Grande e Sapucaí, desde as nascentes e passando por todas as mudanças da paisagem à montante do reservatório, para os efeitos provocados pelos impactos do uso do solo na qualidade da água no reservatório da UHE de Furnas sejam adequadamente e isoladamente identificados.

Palavras-chave: uso e ocupação do solo, escalas espaciais de análise, grandes reservatórios, qualidade da água, geoprocessamento.

LAND USE AND RELATIONSHIPS WITH WATER QUALITY IN FUTURE AQUACULTURE PARKS IN THE FURNAS RESERVOIR (MG)

ABSTRACT

Large reservoirs of hydroelectric power plants in the state of Minas Gerais are part of a land use matrix that, besides other water resource exploitation activities, contribute to the degradation of water quality and may alter the structure of aquatic communities. Due to the expansion of fish farming activities in state reservoirs, driven by the implementation of the so-called "Aquaculture Parks", it is expected that the impacts of mass fish production on water quality and the structure of aquatic communities will increase. However, land use and human occupation derived impacts on water quality and biological communities may turn the assessment of aquaculture impacts difficult to determine. Here we analysed land-use and occupation patterns around selected points of the Furnas Reservoir, in places with and without the presence of aquaculture activities, in order to determine the potential effect of such land use activities on water quality. For this purpose, we (i) analysed the proportion of agricultural, urban and natural land uses in a total area contained in rays of 3, 10 and 20 km distance from predetermined water sampling points in both river branches of the reservoir – the Rio Grande and the Rio Sapucaí branches; (ii) compared the proportion of each land use among sites located in Rio Grande and in Rio Sapucaí reference and aquaculture bays, and (iii) tested the presence of significant correlations between land-use in the immediate drainage basin, delimited by altimetry, and concentrations of inorganic and organic nutrients, nitrogenous and phosphates, in order to investigate the potential of land use activities to cause eutrophication in the Furnas reservoir. The results showed that agricultural land use represents the majority of the areas mapped for both river branches, regardless of the area analyzed from the three bounding radii applied. In some cases, agricultural area accounted for more than 50% of the total area of the analyzed basins, followed by natural areas and areas of urban occupation. The latter rarely exceeded the 5% occupancy in the mapped areas from both river branches. However, a few significant relationships between land use and water quality were only detected for the Sapucaí branch, most pointing to a relationship between agricultural land use, basically plantations, and dissolved nitrogen compounds. Thus, only by considering a few points of water quality determination and only the immediate

drainage basin, delimited by the local altimetry around the reservoir, it is not possible to properly conclude the relationship between land use and water quality. It is necessary to analyze land use and all its specificities in a larger spatial scale, considering the entire upstream basin, from headwaters downstream for both the rio Grande and rio Sapucaí, to identify changes of the landscape upstream of the reservoir, in order to better understand the effects caused by the impacts of land use on water quality in the Furnas HPP reservoir.

Keywords: land use, spatial scales of analysis, large reservoirs, water quality, geoprocessing.

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
FIGURA 2.1.LOCALIZAÇÃO DO RESERVATÓRIO DE FURNAS.....	11
FIGURA 2.2. LOCALIZAÇÃO RIO GRANDE E RIO SAPUCAÍ.....	11
FIGURA 2.3. LOCALIZAÇÃO DAS BAÍAS	12
FIGURA 2.4 TOTAL DA ÁREA MAPEADA	14
FIGURA 2.5. MAPA DO RAI0 DE 3 KM RIO GRANDE.....	15
FIGURA 2.6. MAPA DO RAI0 DE 10 KM RIO GRANDE.....	16
FIGURA 2.7. MAPA DO RAI0 DE 20 KM RIO GRANDE.....	17
FIGURA 2.8. MAPA DO RAI0 DE 3 KM RIO GRANDE REFERÊNCIA.....	18
FIGURA 2.9. MAPA DO RAI0 DE 10 KM RIO GRANDE REFERÊNCIA.....	19
FIGURA 2.10. MAPA DO RAI0 DE 20 KM RIO GRANDE REFERÊNCIA.....	20
FIGURA 2.11. MAPA DO RAI0 DE 3 KM RIO SAPUCAÍ.....	21
FIGURA 2.12. MAPA DO RAI0 DE 10 KM RIO SAPUCAÍ.....	22
FIGURA 2.13. MAPA DO RAI0 DE 20 KM RIO SAPUCAÍ.....	22
FIGURA 2.14. MAPA DO RAI0 DE 3 KM RIO SAPUCAÍ REFERÊNCIA.....	23
FIGURA 2.15. MAPA DO RAI0 DE 10 KM RIO SAPUCAÍ REFERÊNCIA.....	24
FIGURA 2.16. MAPA DO RAI0 DE 20 KM RIO SAPUCAÍ REFERÊNCIA.....	24
FIGURA 3.1. MAPA MICROBACIA DO RIO GRANDE REFERÊNCIA G1	44
FIGURA 3.2. MAPA MICROBACIA DO RIO GRANDE REFERÊNCIA G2.....	45
FIGURA 3.3. MAPA MICROBACIA DO RIO GRANDE REFERÊNCIA G3.....	46

FIGURA 3.4. MAPA MICROBACIA DO RIO SAPUCAÍ REFERÊNCIA S1	47
FIGURA 3.5. MAPA MICROBACIA DO RIO SAPUCAÍ REFERÊNCIA S2.....	48
FIGURA 3.6. MAPA MICROBACIA DO RIO SAPUCAÍ REFERÊNCIA S3.....	49
FIGURA 3.7. RELAÇÃO ENTRE VARIÁVEIS DE QUALIDADE DE ÁGUA NOS RIOS GRANDE E SAPUCAÍ	53

LISTA DE TABELAS

	<u>Pág.</u>
TABELA 2.1 – ANÁLISE DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO.....	26
TABELA 2.2 – PANORAMA GERAL DA COBERTURA DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO REATIVA E ABSOLUTA (HA) (MÉDIA, SD) NOS RIOS SAPUCAÍ E GRANDE	28
TABELA 3.1 - MAPEAMENTO DELIMITADO PELA ALTIMETRIA (BACIA DE DRENAGEM IMEDIATA DOS PONTOS)	50
TABELA 3.2 - COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO DE PEARSON (R) PARA OS PONTOS DE AMOSTRAGEM NO RIO GRANDE, EM NENHUMA DAS 4 COLETAS REALIZADAS	52

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ANA	Agência Nacional de Águas
APHA	<i>American Public Association</i>
BHRG	Bacia Hidrográfica do Rio Grande
BHRS	Bacia Hidrográfica do Rio Sapucaí
DIN	<i>Dissolved inorganic nitrogen</i> (Nitrogênio inorgânico dissolvido)
DON	<i>Dissolved organic nitrogen</i> (Nitrogênio orgânico dissolvido)
FAO	<i>Food and Agriculture Organization</i> (da Organização das Nações Unidas)
HA	Hectares
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
N	Nitrogênio
NH4-N	Nitrogênio Amoniacal
NID	Nitrogênio Inorgânico Dissolvido
NO3+NO2-N	Nitrogênio do Nitrato e Nitrito
NOD	Nitrogênio Orgânico Dissolvido
NTD	Nitrogênio Total Dissolvido
P	Fósforo
PDRH	Plano Diretor de Recursos Hídricos
PPGEOG	Programa de Pós-Graduação em Geografia
UFSJ	Universidade Federal de São João del-Rei
UCH	Usinas Centrais Elétricas
UHE	Usina Hidrelétrica
T	Tanque
TDN	<i>Total Dissolved Nitrogen</i> (Nitrogênio Total Dissolvido)
TP	<i>Total Phosphorus</i> (Fósforo Total)
R	Referência
SRP	<i>Soluble reactive phosphorus</i> (Fósforo Solúvel Reativo)
%	Porcentagem

SUMÁRIO

	<u>Pág.</u>
1 INTRODUÇÃO GERAL	1
2 CAPÍTULO 1. USO E OCUPAÇÃO DO SOLO EM DIFERENTES ESCALAS ESPACIAIS NO ENTORNO DO RESERVATÓRIO DE FURNAS	4
2.1. Resumo	4
2.2. Introdução.....	6
2.3. Objetivos e Hipóteses.....	8
2.3.1. Objetivo Geral.....	8
2.3.2. Objetivos específicos e Hipóteses de trabalho	8
2.4. Materiais e Métodos	9
2.4.1 Área de Estudo	9
2.4.2 Coleta de Dados	12
2.4.3 Mapeamento das atividades de uso e ocupação do solo 12	
2.4.4 Análises estatísticas	13
2.5 RESULTADOS	13
2.5.1 Análise do uso e ocupação do solo em áreas contidas nos raios de 3, 10 e 20km	13
2.6 DISCUSSÃO	28
2.7 CONCLUSÃO	33
3. CAPÍTULO 2: Uso do solo e seus efeitos na qualidade da água do Reservatório de Furnas	34
3.1 RESUMO	34
3.2 INTRODUÇÃO	36
3.3 OBJETIVOS E HIPÓTESES	40

3.3.1	Objetivos gerais	40
3.3.2	Objetivos específicos e hipóteses de trabalho associados	40
3.4	MATERIAIS E MÉTODOS	42
3.4.1	Mapeamento das microbacias dos pontos de referência	42
3.4.2	Dados de qualidade da água	42
3.4.3	Tratamento estatístico.....	43
3.5	RESULTADOS	43
3.5.1	Mapeamento das microbacias dos pontos de referência	43
3.5.2	Relação entre porcentagem de cobertura de cada uso do solo e as variáveis de qualidade de água.....	50
3.6	DISCUSSÃO	53
3.7	CONCLUSÃO	58
4	CONCLUSÃO GERAL	60
5	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	61
6	APÊNDICES	69

1. INTRODUÇÃO GERAL

O uso dos recursos naturais é comum em todo o mundo, mas a prática de gestão sustentável deste uso, a fim de minimizar os impactos negativos da degradação da água e dos solos, deve ser reivindicada para que a utilização dos recursos não resulte na privação do bem-estar humano (Mutoko et al. 2014). A intensificação do uso dos recursos naturais, impulsionada pela crescente demanda por água, alimentos, fibras, minerais e energia, são o resultado de uma crescente população mundial, aumentando a riqueza e dando maior foco no crescimento econômico global (Davis et al, 2015). Tal crescimento, em escala global, moldará significativamente paisagens ecológicas, sociais, econômicas e culturais do futuro (Hajkowicz et al., 2012).

A população mundial era de 7,2 bilhões em meados de 2013 e está projetada para aumentar em quase um bilhão de pessoas nos próximos doze anos, atingindo 8,1 bilhões em 2025, 9,6 bilhões em 2050 e 10,9 bilhões até 2100 (FAO, 2016). Através do crescimento acelerado da urbanização, da supressão da vegetação e da expansão agropecuária, os impactos do uso e ocupação do solo podem influenciar também a qualidade das águas. Nesse sentido, o uso do solo tem sido objeto de estudo e discussões em busca de alternativas que diminuam os impactos, causados principalmente pelo desmatamento de áreas naturais e pelo lançamento de nutrientes utilizados para a cultura agrícola e de matéria orgânica e inorgânica despejados com esgotos não-tratados, sobre os solos e os recursos hídricos. Ao se discutir a sustentabilidade da produção agropecuária, por exemplo, chamam a atenção o uso do solo destinado à agricultura tradicional, com preparo contínuo do solo, e a extensão de áreas de pastagens degradadas (Macedo, 2009). Quanto à urbanização, destaca-se a impermeabilização dos solos e a consequente alteração do ciclo hidrológico, assim como o descarte de resíduos sólidos e líquidos, muitas vezes danosos à saúde ambiental e humana (PDRH, 2013).

Os reservatórios de água doce e as usinas hidrelétricas são importantes para o desenvolvimento econômico no Brasil. A geração de eletricidade nesses reservatórios se une ao desenvolvimento das atividades rurais no seu entorno e dentro do próprio reservatório, como as práticas de piscicultura, por exemplo. Em decorrência do aumento populacional e da busca por alimentos mais saudáveis, a demanda mundial

por pescados vem crescendo de forma acelerada (FAO, 2010). De 2004 a 2009, o crescimento do consumo de pescados foi de aproximadamente 13% (FAO, 2010). No Brasil, com o aumento da produção em escala nacional, a produção tem sido intensificada em reservatórios de água doce. Em Minas Gerais, esses reservatórios se encontram normalmente associados à produção de energia elétrica, onde estão instaladas as usinas hidrelétricas (UCHs). No entanto, no que diz respeito à produção aquícola, apesar de apresentarem uma enorme oportunidade para a produção de pescados os reservatórios são considerados pouco explorados (Ayroza et al., 2008; Ayroza et al., 2011; Brabo et al., 2015). A instalação de tanques-rede para a produção aquícola em reservatórios é vista por muitos governos como uma excelente oportunidade de crescimento socioeconômico para a população ribeirinha, que habita o entorno dos reservatórios (Carvalho & Ramos, 2010).

O Reservatório de Furnas, foco deste trabalho, está inserido em uma matriz de atividade antrópica, seja pelo crescimento urbano acelerado em suas margens, seja pela sua ocupação para a prática agrícola e pecuária (Almeida et al., 2007). Tais atividades vêm sendo descritas na literatura como causas potenciais de alteração na qualidade da água e nas comunidades fitoplanctônicas no Reservatório (Figueredo & Giani, 2005), mas ainda não foram quantificadas e analisadas conjuntamente aos impactos da aquicultura nas margens do reservatório. Ao se analisar os impactos da aquicultura em reservatórios é extremamente aconselhável que se insira a análise do uso e ocupação do solo na bacia de escoamento em torno dos pontos de coleta, a fim de que se possa determinar uma possível confluência de impactos, ou até mesmo a possibilidade de que um tipo de impacto mascare os efeitos dos demais. Neste contexto, os objetivos gerais desta dissertação foram divididos em duas etapas: (i) inicialmente, mapear as atividades de uso do solo no entorno de pontos de análise de qualidade de água do reservatório, com e sem atividade de piscicultura instalada, comparando-se as diferentes formas e proporções de cobertura e uso do solo no entorno do reservatório em várias escalas espaciais de análise (Capítulo 1); e (ii) analisar o impacto de diferentes atividades de uso do solo no Reservatório por meio de correlações entre as diferentes contribuições de atividades de uso do solo na micro-bacia de escoamento com a qualidade física e química da água em pontos sem atividade piscícola (Capítulo 2). Testou-se a hipótese de que o uso do solo agrícola seria o mais expressivo em termos proporcionais, comparativamente aos usos urbano

e natural, mas sua contribuição relativa depende da escala espacial de análise (área total analisada em diferentes raios a partir de pontos pré-definidos no reservatório) e da bacia que está sendo analisada (Rio Grande ou Rio Sapucaí). Em um segundo momento, testamos a hipótese de que os diferentes usos do solo exerceriam um impacto negativo sobre a qualidade da água do reservatório, principalmente por elevarem as concentrações de nutrientes inorgânicos nitrogenados e fosfatados na água e, assim, poderiam eventualmente mascarar ou potencializar os efeitos da presença de atividade piscicultura no reservatório. Esta segunda hipótese foi testada, portanto, em locais onde ainda não existe atividade de piscicultura no reservatório, embora acredita-se que os efeitos negativos do uso do solo possam ser potencializados em locais onde a atividade piscicultura já se encontra estabelecida e em plena atividade.

Esse projeto se encontra inserido e se beneficia de um extenso banco de dados gerado no âmbito do projeto P&D “Qualidade da água e dos sedimentos em resposta à instalação de parques aquícolas no Reservatório da Usina Hidrelétrica de Furnas” (0394-1009/2012– Convênio 9000000790, entre a UFSJ e a Eletrobrás-Furnas), iniciado em 2014 e desenvolvido pelo Laboratório de Limnologia Aplicada da UFSJ, sob coordenação da Profa. Iola G. Boëchat. Os pontos de análise para o mapeamento do uso do solo realizado nos capítulos 1 e 2, assim como os dados relativos à qualidade física e química da água nestes pontos, utilizados no teste da hipótese do impacto negativo do uso do solo, são provenientes deste banco de dados.

2. CAPÍTULO 1: Uso e ocupação do solo em diferentes escalas espaciais no entorno do reservatório de Furnas

2.1 RESUMO

O manejo do uso do solo, em relação a atividades agrícolas e urbanas, causa mudanças em sua estrutura, suprime a vegetação natural e a substitui por paisagens urbanas, plantações e pastagens. O Reservatório de Furnas se forma da confluência dos Rio Grande e Sapucaí e sua localização influencia diretamente as atividades socioeconômicas e ambientais dos municípios circunvizinhos. Tais modificações na paisagem, em decorrência das atividades econômicas, agrícolas, urbanas e turísticas, resultaram em diferentes coberturas do solo, cujas contribuições relativas diferiram entre pontos de análise e entre ambos os rios que formam o reservatório, mas que mantiveram um padrão geral de ocupação, de aumento na contribuição de área agrícola com o aumento da área total analisada (aumento do raio de análise). Assim, de uma maneira geral, a maior proporção de ocupação do solo no entorno do reservatório nas duas bacias (Grande e Sapucaí) foi aquela destinada às atividades agropecuárias (52,75% nos pontos do Rio Grande e 65,26% nos pontos do rio Sapucaí), com destaque para o cultivo de café e pastagens. A ocupação por paisagens naturais foi a segunda colocada em área ocupada nas bacias do entorno do reservatório, com média de 46,09% para os pontos analisados no Rio Grande e 34,51% para os pontos analisados no rio Sapucaí. A ocupação urbana foi a menor nas duas bacias, em termos de porcentagem (1,15% em média para os pontos do Rio Grande e 1,23% em média para os pontos do rio Sapucaí). Uma vez que o padrão geral de ocupação foi similar para todos os raios de análise, a quantificação do uso e ocupação do solo na bacia, em que se insere o reservatório, pode refletir uma tendência regional de ocupação. Tal fato sugere que a proporção ocupada por cada uso do solo nas microbacias, em torno de pontos específicos de amostragem no reservatório, refletem a ocupação regional e, portanto, devem ser suficientes para entendermos seus efeitos na qualidade da água. No entanto, o incremento da população na região pode interferir diretamente tanto nas questões urbanísticas como nas ambientais, exercendo maior pressão sobre os recursos naturais, e levando a alterações nas formas de uso e ocupação do solo, o que pode resultar em alterações

neste padrão geral de ocupação e eventualmente causando diferentes danos para a qualidade da água do reservatório e para a própria produção piscicultura no futuro.

2.2 INTRODUÇÃO

A configuração das paisagens, assim como a manutenção da dinâmica dos processos que mantêm seus diferentes componentes em interação, estão sujeitas às mudanças relacionadas ao uso e ocupação do solo pelo homem. Ao ocupar, intervir e modificar o meio para extrair os recursos necessários à produção de bens para seu consumo e proveito, o homem transforma a primeira natureza em uma segunda natureza (SANTOS, 1996). Além de alterar o espaço e os diferentes componentes estruturais das paisagens, modificações nos padrões de uso e ocupação do solo pelo homem geram impactos ambientais, que incluem o desmatamento de matas ciliares, os processos de sedimentação, assoreamento e barramentos de recursos hídricos, erosão, salinização, contaminação, impermeabilização e compactação de solos, diminuição ou aumento da matéria orgânica em solos e recursos hídricos, dentre outros (Borges, 2002). A teoria geossistêmica pressupõe que os sistemas ambientais físicos resultam da interação dos elementos dos componentes físicos e biológicos da natureza (clima, topografia, rochas, águas, vegetação, animais, solos) (Christofoletti, 1999). Como água e solo estão interligados nas paisagens, a intensa alteração das paisagens no entorno de recursos hídricos, aliado ao aumento da população e das atividades urbanas e agrícolas e, conseqüentemente, da produção de resíduos, exercem grande pressão sobre a qualidade dos recursos hídricos, carregando desde a sua origem um grande passivo ambiental (Silva, 2006). A fim de se conhecer e determinar a dimensão desse passivo, é imprescindível a determinação da ocupação do solo nas bacias de sistemas com histórico de ocupação humana crescente.

As transformações na paisagem, associadas à ocupação por atividades agrícolas e pecuárias, incluem mudanças na estrutura e composição do solo, supressão da vegetação natural para o cultivo de novas plantações e pastagens, assim como alterações nas dinâmicas hidrológicas, que acabam por culminar com processos erosivos (Monteiro et al., 2016). Os tipos de relevo que compõem topograficamente a região sul do estado de Minas Gerais facilitam a mecanização do campo, cooperando ainda mais com esse processo de degradação (CAMPOS e SILVA, 1998). A urbanização, por sua vez, leva ao incremento nas exportações de nutrientes inorgânicos da bacia, por aumentar a porcentagem de área impermeável, elevando

assim as taxas de escoamento, a temperatura e a concentração de poluentes químicos na água em escoamento, contribuindo para a eutrofização de rios e lagos (Smith et al., 2006; Gücker et al., 2009; Gücker et al., 2016).

A região do Reservatório de Furnas, dentro da bacia do Rio Grande, apresenta modificações na paisagem em resultado das principais atividades econômicas e turísticas ali desenvolvidas, potencializadas pela formação da represa. Uma dessas atividades econômicas é o cultivo do café, bem presente na região, sendo uma das maiores produções do país. De acordo com a Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB), o estado de Minas Gerais é o maior produtor de café do Brasil. Outras culturas, como cana-de açúcar, batata e o plantio de eucalipto, são também bastante presentes na região. O uso de insumos agrícolas para a preparação do plantio, assim como o manejo das pastagens, são algumas das práticas agropecuárias com potencial de gerar impactos no solo e nos recursos hídricos da região, inclusive no reservatório de Furnas.

Por outro lado, o crescimento do setor econômico fomentou, nos últimos anos, o aumento populacional na região, intensificando as mudanças no uso e ocupação do solo a favor da expansão e melhoria de infra-estrutura urbana (PDRH, 2013). O intenso crescimento demográfico da região também acarreta alterações na paisagem, e pode contribuir para o aumento do descarte de resíduos das redes de esgoto na região. Com o despejo do esgoto não tratado (ou mesmo tratado primariamente) ocorre o enriquecimento das águas superficiais com nutrientes e matéria orgânica, em um processo conhecido como eutrofização cultural (Edmonson, 1970; Schindler, 1974, 2006), processo já anteriormente bem descrito para porções do reservatório localizadas no braço do Rio Sapucaí (Delgado, 1999). Neste processo, a absorção de nutrientes oriundos da atividade urbana pelo solo, assim como seu escoamento superficial, os transporta para os corpos d'água e tem forte relação com a saúde desses sistemas.

As áreas do entorno dos Rios Grande e Sapucaí, onde está localizado o Reservatório de Furnas são, portanto, na sua maioria, áreas alteradas e antropizadas. O Rio Grande nasce no sul de Minas Gerais, percorre 486 km de sua nascente até desaguar no Lago de Furnas. O Rio Sapucaí nasce na Serra da Mantiqueira, em Campos do Jordão/SP, deságua no Lago de Furnas e sua bacia hidrográfica ocupa cerca de

9.500 km², abrangendo um total de 40 sedes municipais. Os dois rios possuem em seu entorno grandes áreas de plantações, pastagem e áreas urbanas, além de manterem áreas de cobertura vegetal natural, formada por Remanescentes Florestais (primárias e secundárias) de Floresta Estacional Semidecidual Montana, Campo, Campo Rupestre e Campo Cerrado, encontrados nos Domínios Atlântico e Cerrado (Scolforo e Carvalho, 2008). No entanto, apesar da grande importância econômica regional do reservatório de Furnas para o estado de MG, pouco se sabe sobre os padrões de uso e ocupação do solo em seu entorno. Por exemplo, se existem diferenças significativas no uso e ocupação do solo entre as porções ocupadas pelo Rio Grande e pelo Rio Sapucaí, ou se existem diferenças no uso e ocupação do solo entre diferentes escalas espaciais de análise, sugerindo um padrão dependente da proximidade com o reservatório. Tais informações são essenciais, a fim de prevermos o potencial impacto que tais atividades de uso do solo podem exercer sobre a qualidade da água e sobre as comunidades aquáticas do reservatório.

2.3 OBJETIVOS E HIPÓTESES

2.3.1 Objetivo geral

Este estudo objetivou caracterizar e quantificar o uso e ocupação do solo (agrícola, natural, urbano) no entorno do reservatório de Furnas, comparando os padrões de uso e ocupação do solo entre os braços do Rio Sapucaí e Rio Grande, e em diferentes escalas espaciais de análise (área total contida em raios de 3, 10 e 20 km), a partir de pontos de coleta de água definidos no reservatório no âmbito do projeto “Qualidade da água e dos sedimentos em resposta à instalação de parques aquícolas no Reservatório da Usina Hidrelétrica de Furnas” (0394-1009/2012– Convênio 9000000790, entre a UFSJ e a Eletrobrás-Furnas).

2.3.2 Objetivo específico e Hipóteses de trabalho

Especificamente, este trabalho objetivou avaliar os diferentes usos do solo, classificando-os e quantificando-os em termos absolutos (área ocupada) e relativos (% de área ocupada em relação ao total da área analisada) em um raio de 3, 10 e 20

km a partir de pontos de amostragem de água pré-definidos no reservatório, em baías formadas pelo braço do Rio Grande e pelo braço do Rio Sapucaí. Para tal, testou-se as seguintes hipóteses:

H1. A proporção de cada uso e ocupação do solo deverá diferir entre as escalas espaciais de análise (área total contida em raios de 3, 10 e 20 km de distância dos pontos de coleta de água no reservatório), observando-se, por exemplo, maior contribuição relativa do uso agrícola nas análises decorrentes da menor escala espacial adotada (área contida em raio de 3 km), representando maior concentração de atividade agropecuária nas margens imediatas do reservatório, em relação à áreas mais distantes, só consideradas nas escalas maiores de análise (raios de 10 e 20 km).

H2. A proporção de cada uso e ocupação do solo deverá diferir entre os pontos analisados em baías do Rio Grande e do Rio Sapucaí, tendo em vista o maior histórico de ocupação urbana na bacia do rio Sapucaí, e o caráter mais natural da bacia do Rio Grande.

2.4 MATERIAIS E MÉTODOS

2.4.1 Área de estudo

O reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) de Furnas (**Figs. 2.1 e 2.2**) faz parte da bacia do Rio Grande e está localizado, no seu curso médio, no trecho denominado Corredeiras das Furnas, em Minas Gerais. A UHE de Furnas foi a primeira usina construída pela empresa, da qual herdou o nome, e sua construção deu no início de 1958. Na década de 70 foi iniciada sua ampliação, totalizando 1.216 MW, sendo considerada uma das maiores da América Latina. O reservatório possui uma forma em “V”, apresentando dois eixos ou *braços*, um formado pelo rio Grande e o outro formado pelo rio Sapucaí. Apresenta forma bastante dendrítica e grandes dimensões, cobrindo uma área de 1.459 km² de área superficial, sendo aproximadamente 200 km de extensão em cada um de seus dois eixos, profundidades médias de 16 m e profundidade máxima em torno de 90 m (Figueredo & Giani, 2005). Por estar

localizado em uma região economicamente bastante desenvolvida e populosa do sudoeste mineiro, o reservatório de Furnas é muito sujeito à influência de atividades antrópicas em sua bacia, uma vez que o reservatório banha 34 municípios, os quais totalizam uma população de aproximadamente 1.000.000 de habitantes (Almeida et al., 2007). O clima predominante é o tropical de altitude (mesotérmico, úmido, com chuvas torrenciais e chuvas orográficas), com temperaturas amenas. De acordo com a tipologia de domínios morfoclimáticos proposta por Ab' Sáber (1965), a área se insere na faixa de transição entre os Chapadões Tropicais Interiores com Cerrados e Florestas-Galeria e o Domínio de Mares de Morros Florestados, compreendendo formas de relevo esculpidas sobre os terrenos dos Cinturões Móveis Neoproterozóicos. O reservatório de Furnas encontra-se na área da Unidade de Gestão GD3 (**Fig. 2.1**), que consiste em formações florestais (primárias e secundárias) de Floresta Estacional Semidecidual Montana, Campo, Campo Rupestre e Campo Cerrado, encontrados nos Domínios Atlântico e Cerrado (Scolforo & Carvalho, 2008). A paisagem do entorno do reservatório de Furnas é bastante fragmentada, contendo áreas de vegetação nativa, circundada por áreas de pastagem e/ou agrícola. Os terços médio e inferior dos braços do reservatório encontram-se circundados por um conjunto de morros e serras, em ambas as margens, no caso do rio Sapucaí e na margem esquerda, no caso do terço médio do braço do rio Grande (SEAP, 2007). Há dois principais argumentos de solos, definidos por mapeamento da EMATER/MG (1993): o primeiro caracteriza-se pelo pouco desenvolvimento, ou mesmo a ausência de solo residual, onde se agrupam Cambissolos, Gleissolos e Neossolos; o segundo caracteriza-se por solos com horizonte residual, Argissolos, Latossolos.

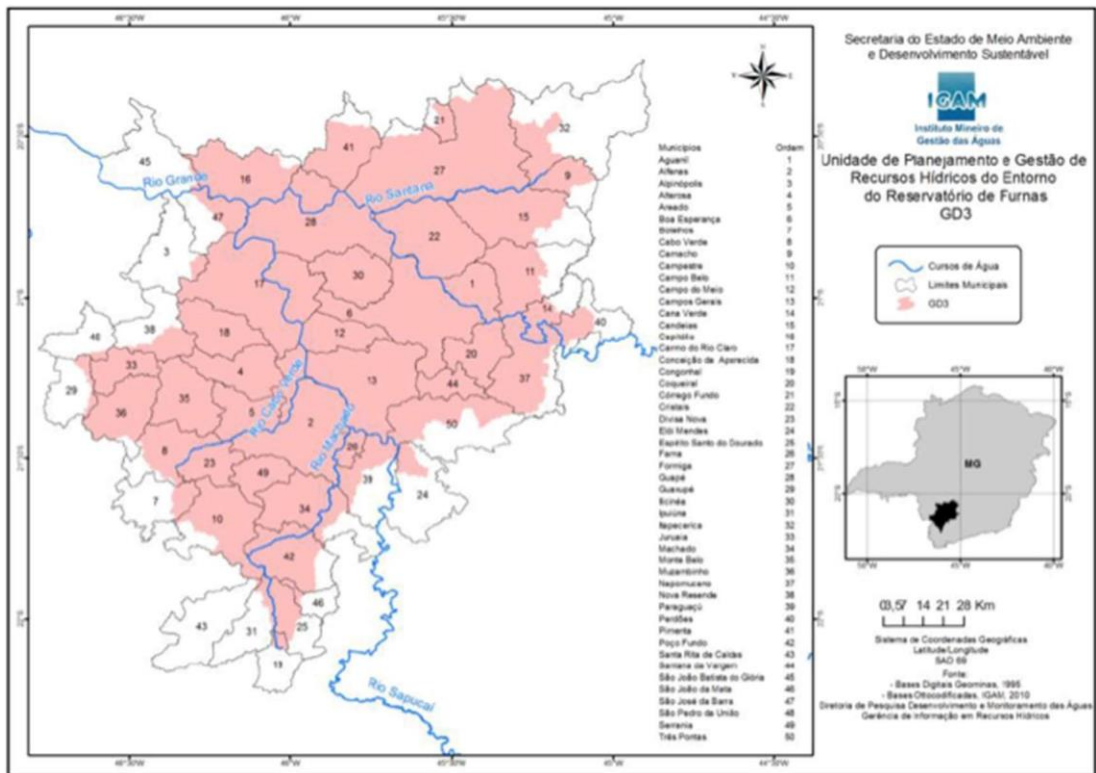


Fig.2.1: Localização dos municípios pertencentes à Unidade de Gestão GD3, que formam a bacia hidrográfica do entorno do Reservatório de Furnas. Fonte: IGAM 2013.

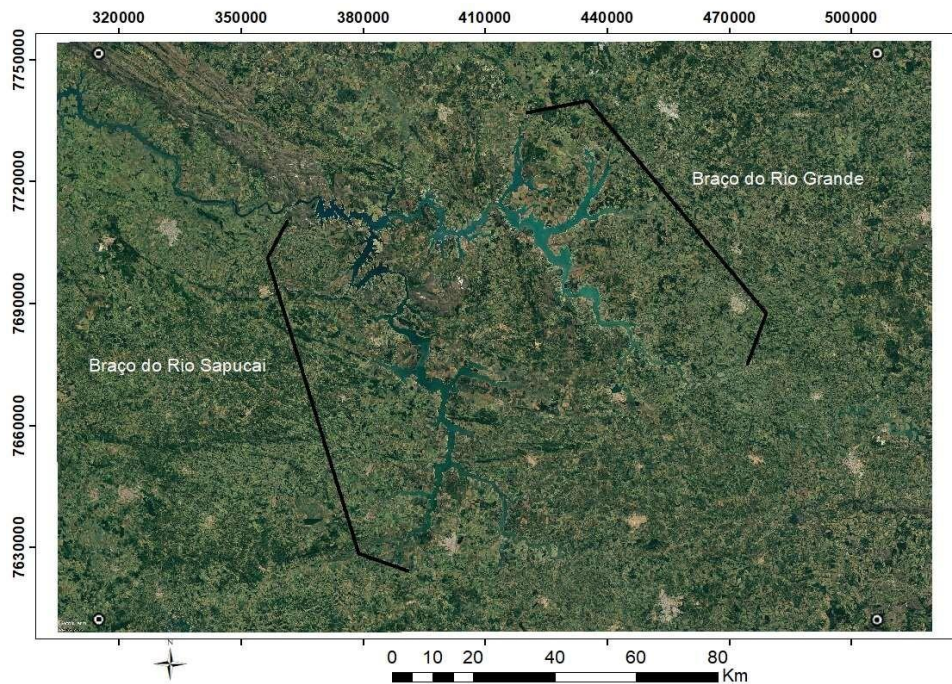


Fig. 2.2: Vista aérea do Reservatório de Furnas mostrando, a jusante da barragem, a confluência entre os Rios Sapucaí e Grande (Imagem: Google Earth Pro).

2.4.2 Coleta de dados

Este trabalho está inserido no projeto “Qualidade da água e dos sedimentos em resposta à instalação de parques aquícolas no Reservatório da Usina Hidrelétrica de Furnas” (Projeto P&D 0394-1009/2012– Convênio 9000000790, Eletrobrás-Furnas/UFSJ), que dispõem de um extenso banco de dados, inclusive de informações geográficas de pontos de amostragem e de levantamentos de qualidade de água. Para este projeto, foram selecionadas 4 baías em cada braço do Reservatório (braço do Rio Grande e braço do Rio Sapucaí) (**Fig. 2.3**), sendo 03 baías com produção piscícola em atividade, instalada na forma de tanques-rede para produção de tilápia do Nilo, e 01 baía considerada ponto de referência (sem nenhuma atividade aquícola). Em cada baía foram selecionados 2 (nas baías referência) ou 3 (nas baías com tanques-rede) pontos de amostragem de variáveis de qualidade da água, dados estes utilizados posteriormente nesta dissertação (Capítulo 2).



Fig. 2.3. Esquema de transecto longitudinal de amostragem nas baías referência (sem tanques-rede) do reservatório de Furnas.

2.4.3 Mapeamento das atividades de uso e ocupação do solo

Para o levantamento do uso e ocupação do solo, foram mapeados três raios de 3, 10 e 20 Km, no entorno das baías onde estão localizados os pontos referência e com tanques-rede. Utilizou-se softwares de geoprocessamento para criar, gerenciar, compartilhar e analisar dados espaciais de três áreas distintas do uso e ocupação do solo: área agrícola, área urbana e área natural. Dentre essas áreas foram mapeadas subáreas: área agrícola (eucalipto, plantação e pasto); área urbana (edificação e

estradas); área natural (floresta e cerrado). Para tal, foram utilizadas 77 imagens, recortadas do software *Google Earth Pro*, nas medidas 8,00 x 5,64 km, para manter a qualidade das imagens, diminuindo as possíveis distorções. Na delimitação dos quadrantes utilizou-se o software *AutoCad 2016*, em formato .dxf. Posteriormente, esses quadrantes foram exportados para o software *ArcMap 10.4*, para conferência dos polígonos dos quadrantes e enviados em formato .shp para o software *GPStrackMaker PRO*. Neste último, foram introduzidos pontos de referências para que as imagens fossem encaixadas corretamente e salvas em formato .kml, para serem enviadas novamente ao software *Google Earth Pro*, onde foram unidas e salvas em formato .jpg, na resolução 4.800 x 2.718 ppl, e enviadas para georreferenciamento no software *AutoCad 2016*.

2.4.4 Análises estatísticas

Para testar a hipótese de diferenças na área relativa e absoluta ocupada por cada tipo de uso do solo entre os raios de amostragem (H1) utilizou-se one-way ANOVA com teste de Tukey a posteriori, nos casos em que a distribuição dos dados apresentou-se normal ou pôde ser normalizada por meio de transformações adequadas a cada caso (logaritmo para valores absolutos de área e raiz cúbica para dados em porcentagem). Para se testar a hipótese de diferenças no uso e ocupação do solo entre os rios Grande e Sapucaí (H2) utilizou-se o teste de Mann-Whitney. Todos os testes foram realizados no programa Statistica for Windows, versão 7.0 (Statsoft, USA).

2.5 RESULTADOS

2.5.1 Análise do uso e ocupação do solo em áreas contidas nos raios de 3, 10 e 20km

O mapeamento das baías com e sem taques-rede dos dois braços do reservatório (Rio Grande e Rio Sapucaí), considerando-se para cada ponto os três raios de escala espacial analisados (3, 10 e 20 km), resultou em uma área total mapeada de 265.586 mil hectares. Estas áreas foram caracterizadas e subdivididas entre áreas agrícola

(eucalipto, pasto e plantação), urbana (edificações e estradas) e natural (floresta e cerrado), além da área ocupada pela represa no raio de análise (**Fig. 2.4**).

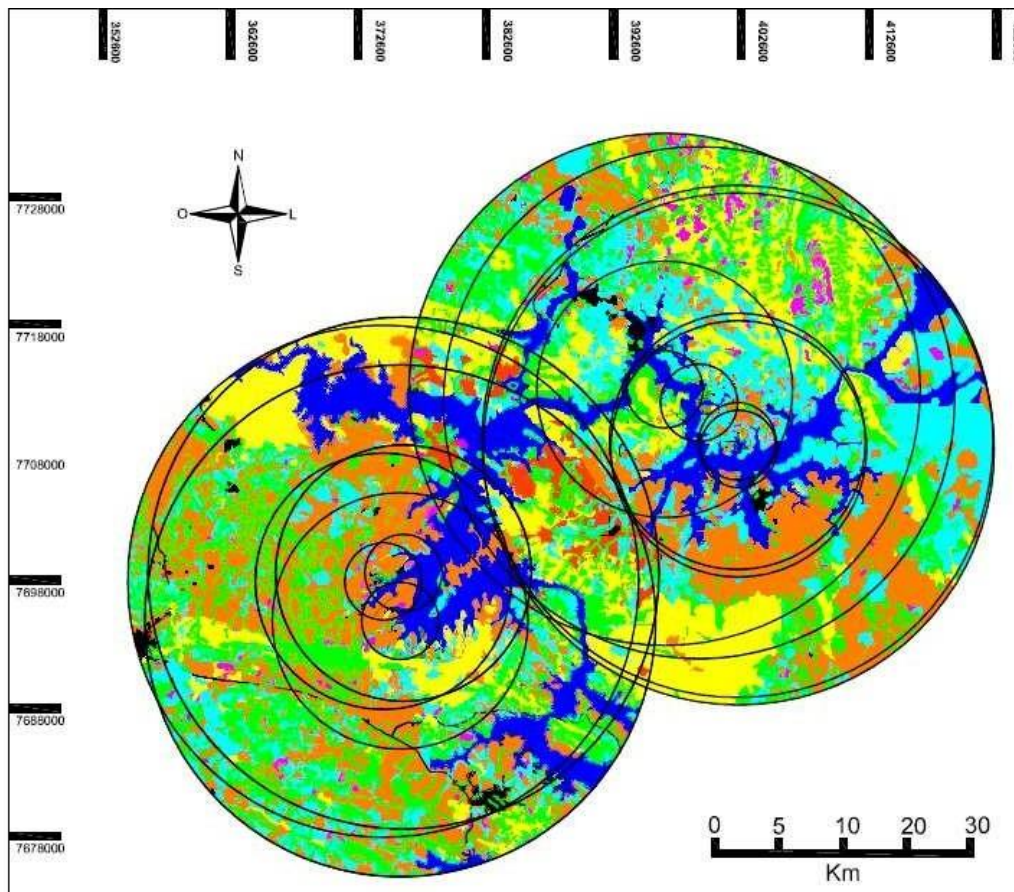


Fig. 2.4: Mapeamento dos raios de 3, 10 e 20 km para os pontos localizados nos dois braços do reservatório de Furnas. (Fonte: AutoCad 2016).

A título de exemplo, descreve-se abaixo os resultados do mapeamento referente a um ponto com atividade piscicultura e ao ponto de referência para cada rio. Os resultados oriundos aos demais pontos com atividade piscicultura de ambos os rios se encontram no Apêndice, ao final dessa dissertação, mas apresentaram padrões semelhantes aos aqui descritos.

No mapeamento do raio de 3 km efetuado para uma baía com piscicultura no Rio Grande (**Fig. 2.5**), a área total do quadrante foi de 2.827 hectares e representou 100% da área mapeada, a partir do ponto onde há a presença de tanques-rede. Observa-se que a área natural se sobrepõe, em termos de porcentagem de ocupação, às áreas

agrícolas e urbanas. A área natural, representada na cor verde, representou um total de 1.271 hectares (77,22%), enquanto a área agrícola, em laranja, representou 371 hectares (22,54%), seguido da área urbana, representada na cor rosa, com 4 hectares (0,24%).

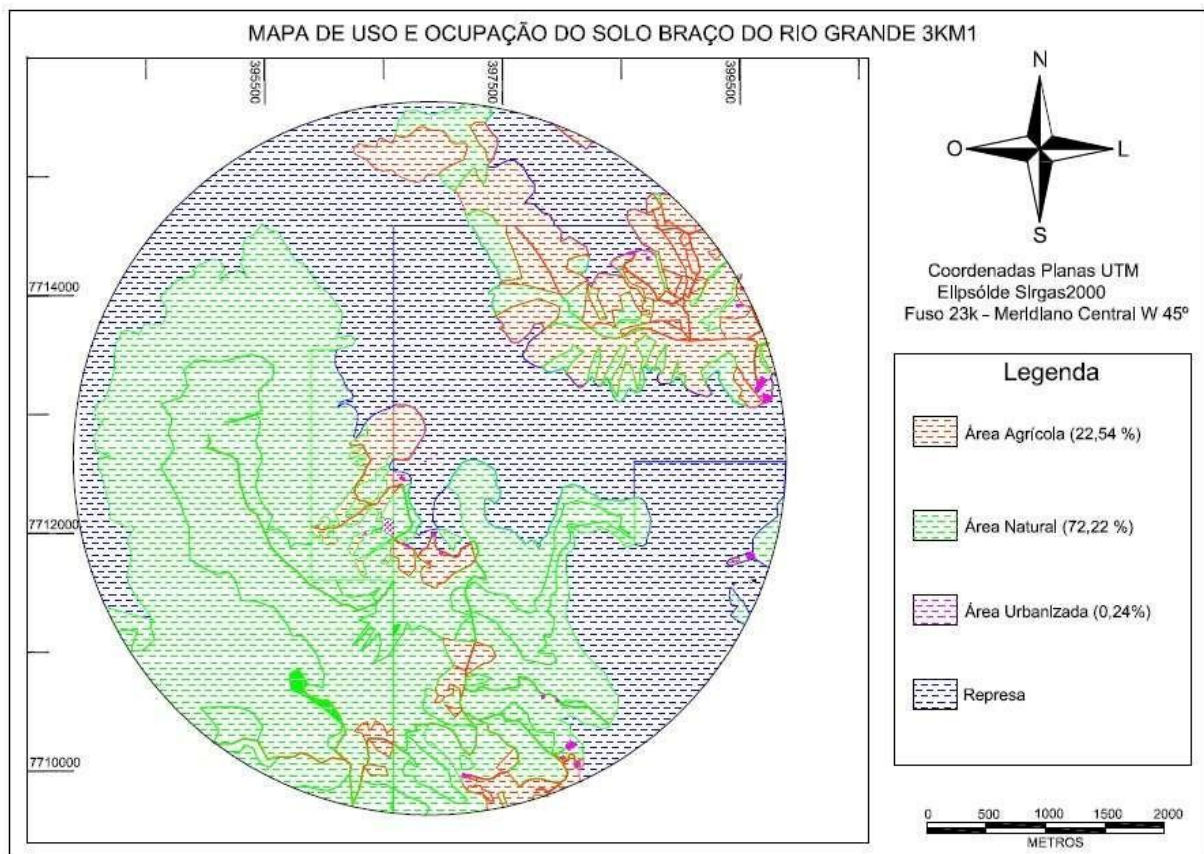


Fig. 2.5: Mapeamento do uso e ocupação do solo, no raio de 3 Km de um ponto de aquicultura no Rio Grande. AutCad 2016.

O mapeamento do mesmo ponto, porém usando um raio de 10 km (**Fig. 2.6**), quantificou uma área de 31.415 hectares, totalizando 100% da área mapeada. Nesta escala espacial de análise foram encontradas as seguintes contribuições de cada uso do solo: área agrícola, com um total de 12.609 ha (51,38%), área natural com 11.187 ha (45,57%), área urbana com 750 ha (3,05%). Nesta escala de análise (raio de 10 km) a área agrícola se apresentou em maior porcentagem que a área natural, tendo aumentado em contribuição relativa cerca de 3 vezes em relação àquela encontrada na escala de raio de 3 km. A área urbana também aumentou em termos de área relativa de ocupação, tendo praticamente dobrado sua área em relação ao

mapeamento no raio de 3 km (**Fig. 2.6**). Concomitantemente houve uma redução na área relativa ocupada por paisagens naturais, em relação ao mapeamento de 3 km.

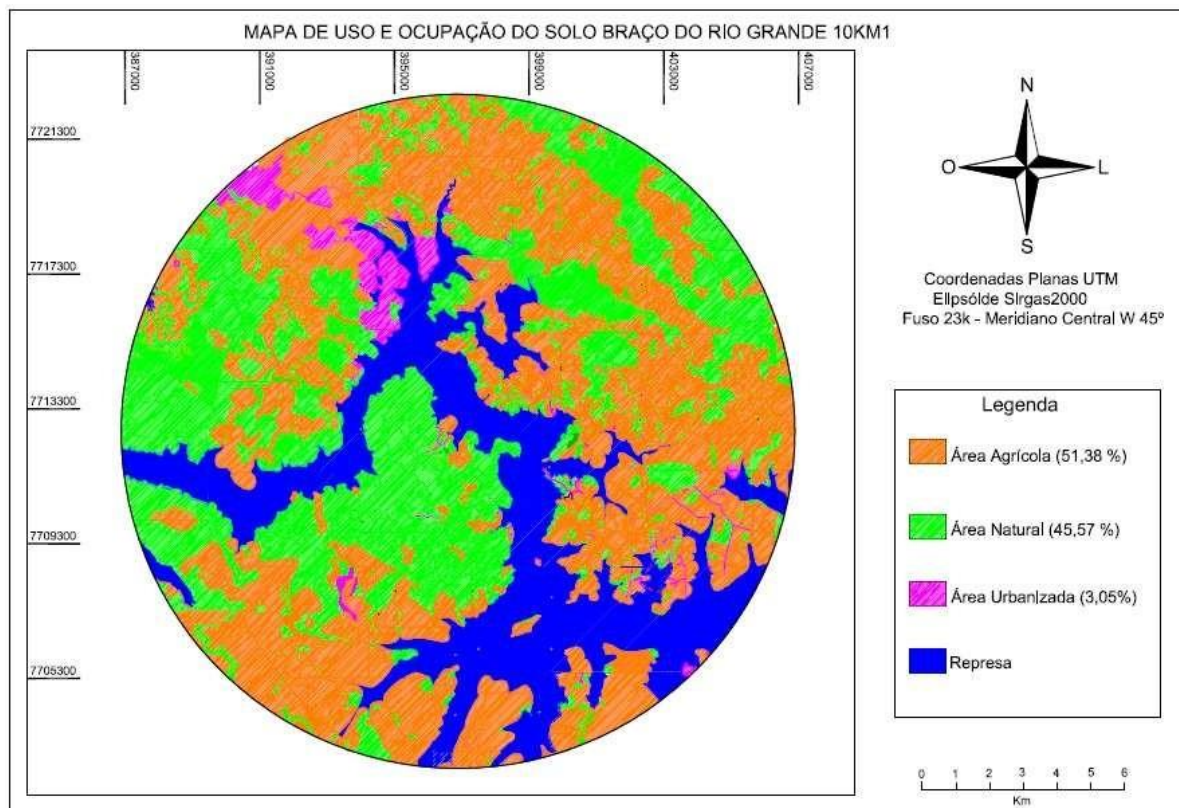


Fig. 2.6: Mapeamento do uso e ocupação do solo, no raio de 10 Km de um ponto de aquicultura no Rio Grande. AutCad 2016.

Na maior escala espacial de análise, considerando-se a área ocupada em um raio de 20 Km, obteve-se um total de 125.663 hectares, totalizando 100% da área mapeada (**Fig. 2.7**). Nesta escala de análise, a área agrícola manteve a maior proporção de área ocupada, com 54.067 hectares (52,11%), seguida pela área natural, com 48.379 hectares (46,61%), e pela área urbana com 1.333 hectares (1,28%). As áreas agrícola e natural aumentaram levemente, enquanto a área urbana diminuiu em termos percentuais em relação a área mapeada no raio de 10 km.

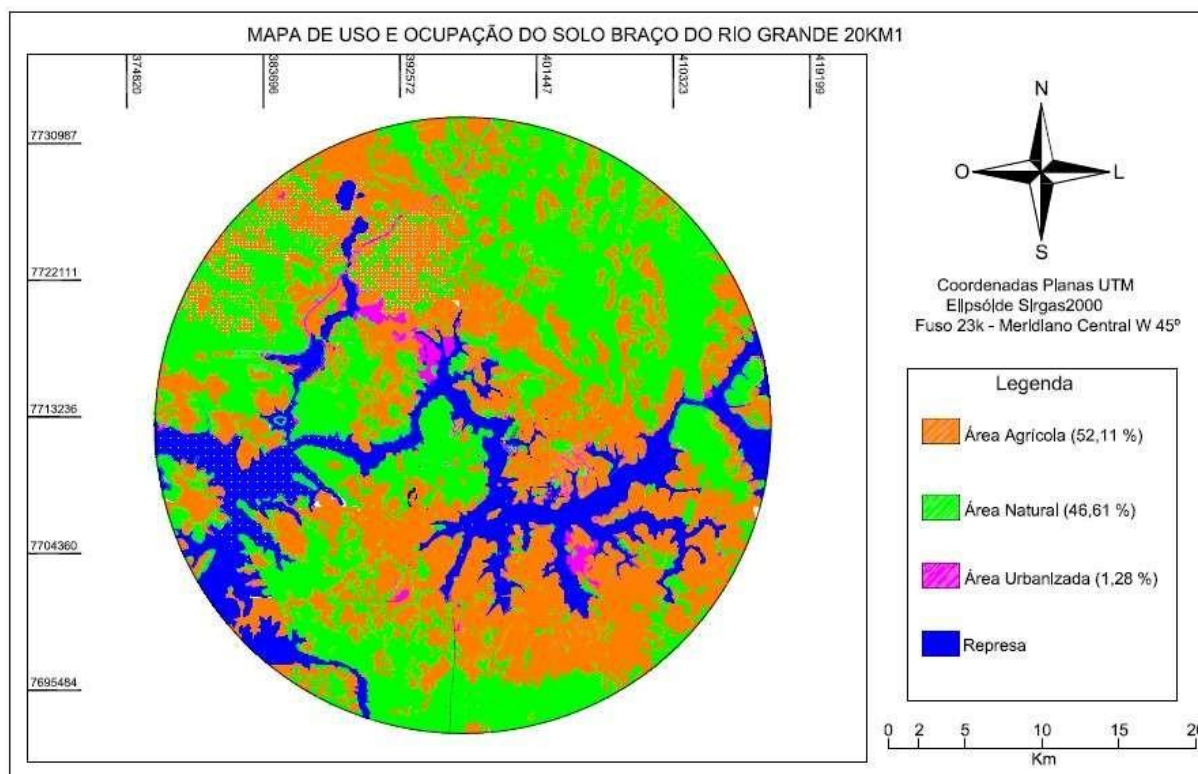


Fig. 2.7: Mapeamento do uso e ocupação do solo, no raio de 20 Km de um ponto de aquicultura no Rio Grande. AutCad 2016.

No levantamento do uso e ocupação do solo do ponto referência do Rio Grande, utilizamos as mesmas medidas de raio (3,10 e 20km) utilizados no mapeamento de baías com tanques-rede. O mapeamento no raio de 3 km (2.827 ha) resultou em percentuais de uso e ocupação do solo distintos dos encontrados para o mapeamento de 3 km do ponto com tanques-rede. A área agrícola representou maior área ocupada do que a área natural (**Fig. 2.8**). A área agrícola representou 1.146 hectares (85,33%), seguida pela área natural, com 167 hectares (12,44%) e pela área urbana, com 30 hectares (2,23%). No entorno do raio de 3 km no ponto referência do Rio Grande, a área agrícola se encontra em maiores proporções do que a área agrícola do ponto contendo tanques-rede.

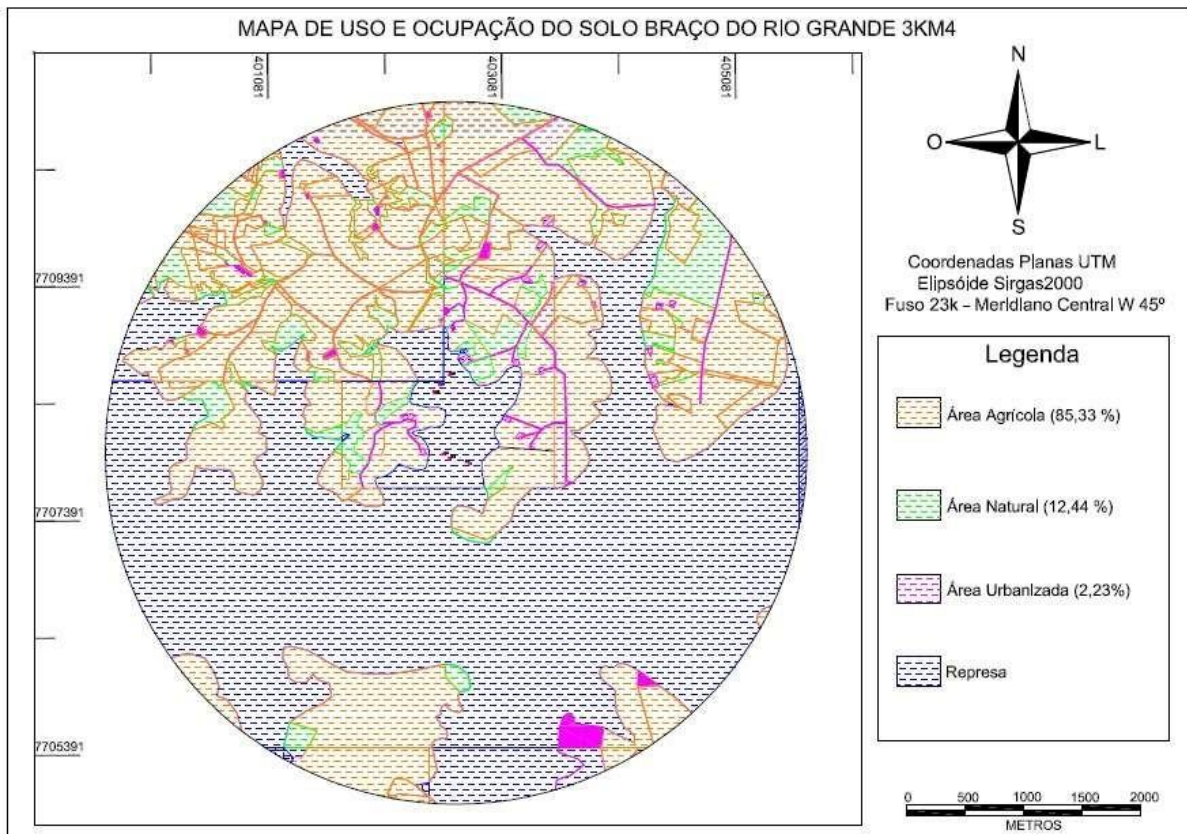


Fig. 2.8: Mapeamento do uso e ocupação do solo, no raio de 3 Km do ponto de referência no Rio Grande. AutCad 2016.

A mesma tendência de ocupação relativa foi encontrada para a análise da área contida em um raio de 10 km (**Fig. 2.9**). A área agrícola totalizou quase o dobro da área natural mapeada, enquanto a área urbana apresentou porcentagem de ocupação menor em relação às demais áreas. A área agrícola representou um total de 15.167 ha (66,32%), seguida pela área natural, com 7.323 ha (32,03%) e pela área urbana, com 378 ha (1,65%).

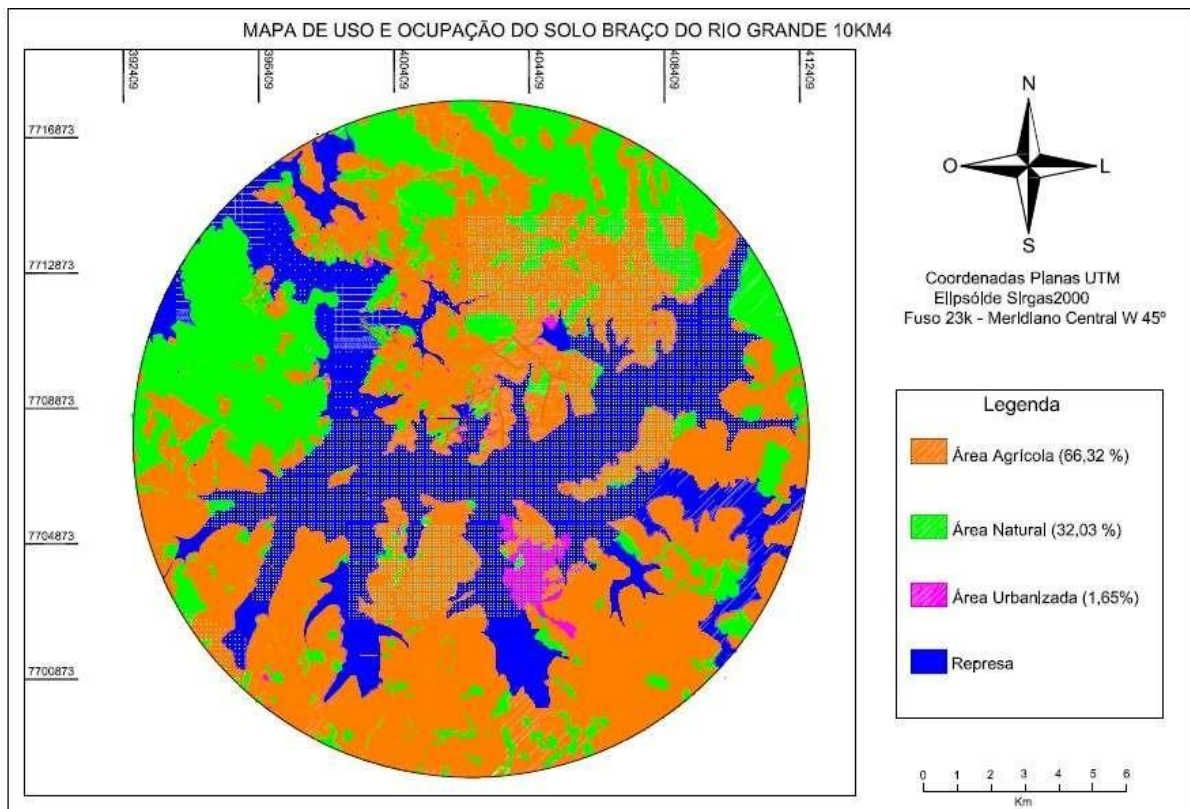


Fig. 2.9: Mapeamento do uso e ocupação do solo, no raio de 10 Km do ponto de referência no Rio Grande. AutCad 2016.

A análise do uso e ocupação do solo na área contida no raio de 20 km do ponto referência no Rio Grande, revelou, mais uma vez, resultados bem distintos daqueles observados para os raios de 3 e 10 km, sobretudo em relação à proporção da área agrícola e área natural (**Fig. 2.10**). O mapeamento mostrou maior contribuição da área natural do que nos raios analisados anteriormente, mesmo que esta não tenha ultrapassa a área agrícola em valores relativos. A área urbana, por sua vez, se manteve em menor proporção, como verificado anteriormente (**Fig. 2.10**). De acordo com o mapeamento no raio de 20 Km, a área agrícola ocupou um total de 56.361 ha (53,4%), seguida pela área natural, com 47.943 ha (45,42%) e pela área urbana, com 1.242 ha (1,18%).

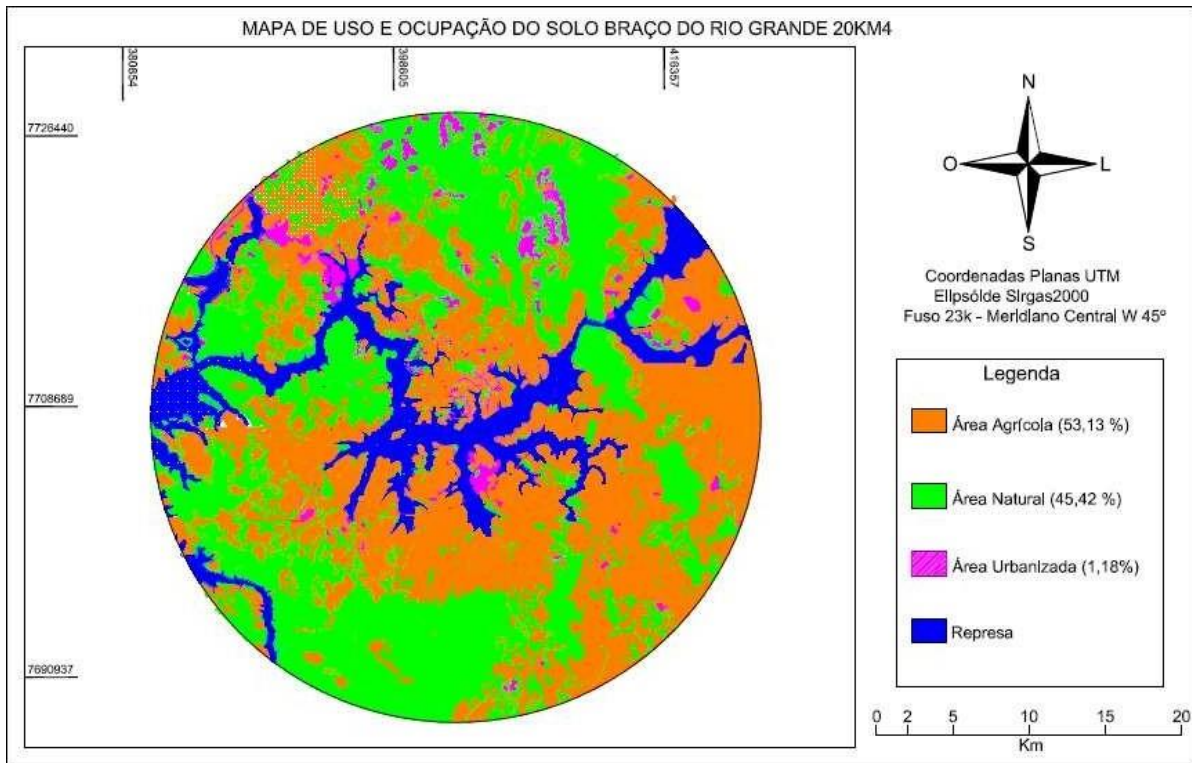


Fig. 2.10: Mapeamento do uso e ocupação do solo, no raio de 20 Km do ponto de referência no Rio Grande. AutCad 2016.

Assim, de uma maneira geral, verificamos que para as áreas do entorno dos pontos analisados no Rio Grande, verificamos a intensa ocupação por atividades agrícolas. No entanto, observamos também grandes concentrações de área natural (florestas e cerrado), sobretudo se analisado o raio de 3 km no entorno do ponto de aquicultura, e uma menor porcentagem de ocupação por áreas urbanas (vilas, cidades, estradas) em todas as áreas analisadas.

Na análise de um ponto com atividade piscicultura no Rio Sapucaí, a título de exemplo, o mapeamento do raio de 3 km representou um total de 2.187 ha, totalizando 100% da área analisada (**Fig. 2.11**). Neste mapeamento, a área agrícola representou mais da metade da área mapeada, com 1.777 ha (85,23%), seguida pela área natural, com 288 ha (13,81%) e pela área urbana, com 20 ha (0,96%).

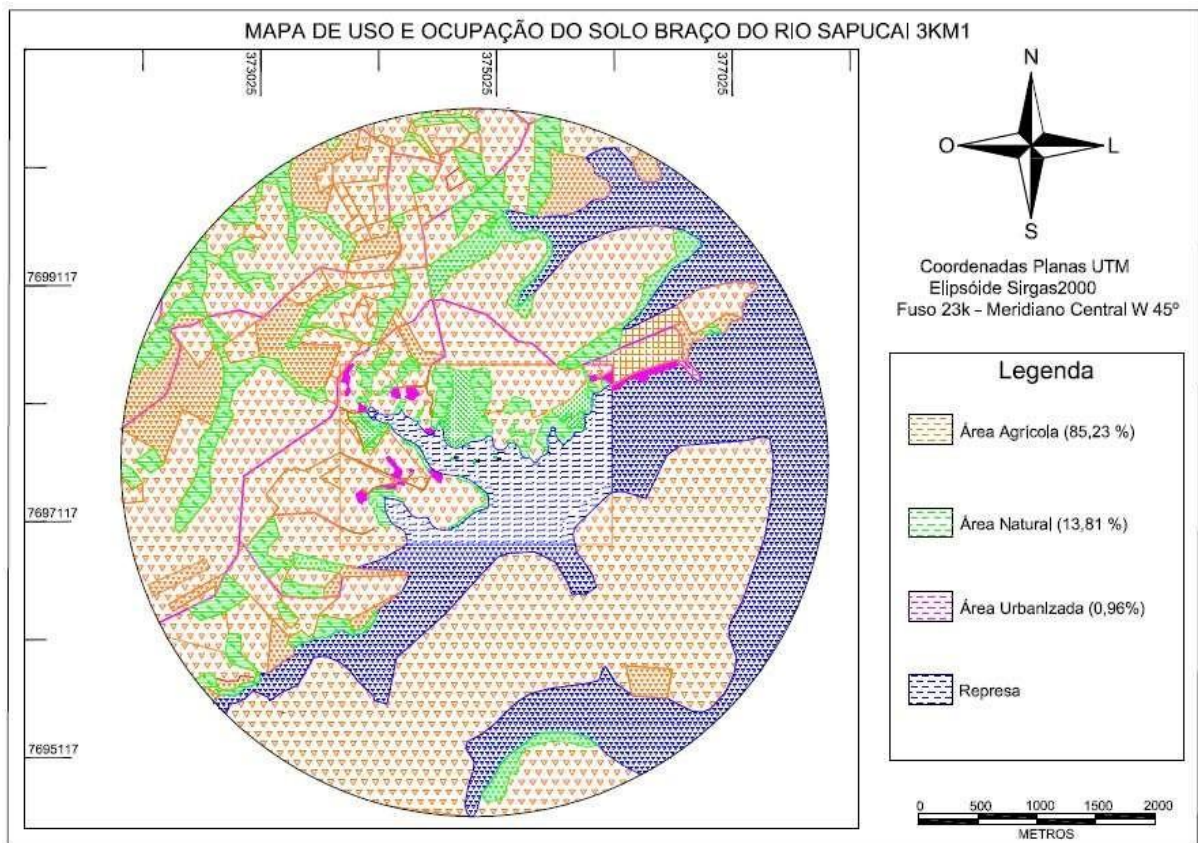


Fig. 2.11: Mapeamento do uso e ocupação do solo, no raio de 3 Km de um ponto de aquicultura no Rio Sapucaí. AutCad 2016.

A área total contida no raio de 10 km (**Fig. 2.12**) foi de 31.415 ha, totalizando 100 % da área do quadrante, distribuídos em área agrícola (16.266 ha, 67,79%), área natural (7.572 ha, 31,56%) e área urbana (156 ha, 0,65%). Observou-se na análise deste raio, portanto, que a área agrícola se apresenta bem desenvolvida no entorno do Rio Sapucaí, totalizando mais de 50% da área total mapeada neste raio, com prevalência de plantações (58,23% da área, correspondendo a 13.971 ha).

Para a área mapeada no raio de 20 km do rio Sapucaí (**Fig. 2.13**), observamos a mesma tendência de aumento na ocupação de área natural observado durante a análise do raio de 20 km do Rio Grande. No entanto, seguindo o mesmo padrão verificado para o Rio Grande, a área agrícola manteve a maior ocupação relativa dentre os usos do solo no entorno do braço do Rio Sapucaí (**Fig. 2.13**). A área agrícola representou 63.966 ha (60,35%), enquanto a área natural ocupou 40.628 ha (38,32%) e a área urbana, 1.411 ha (1,33%).

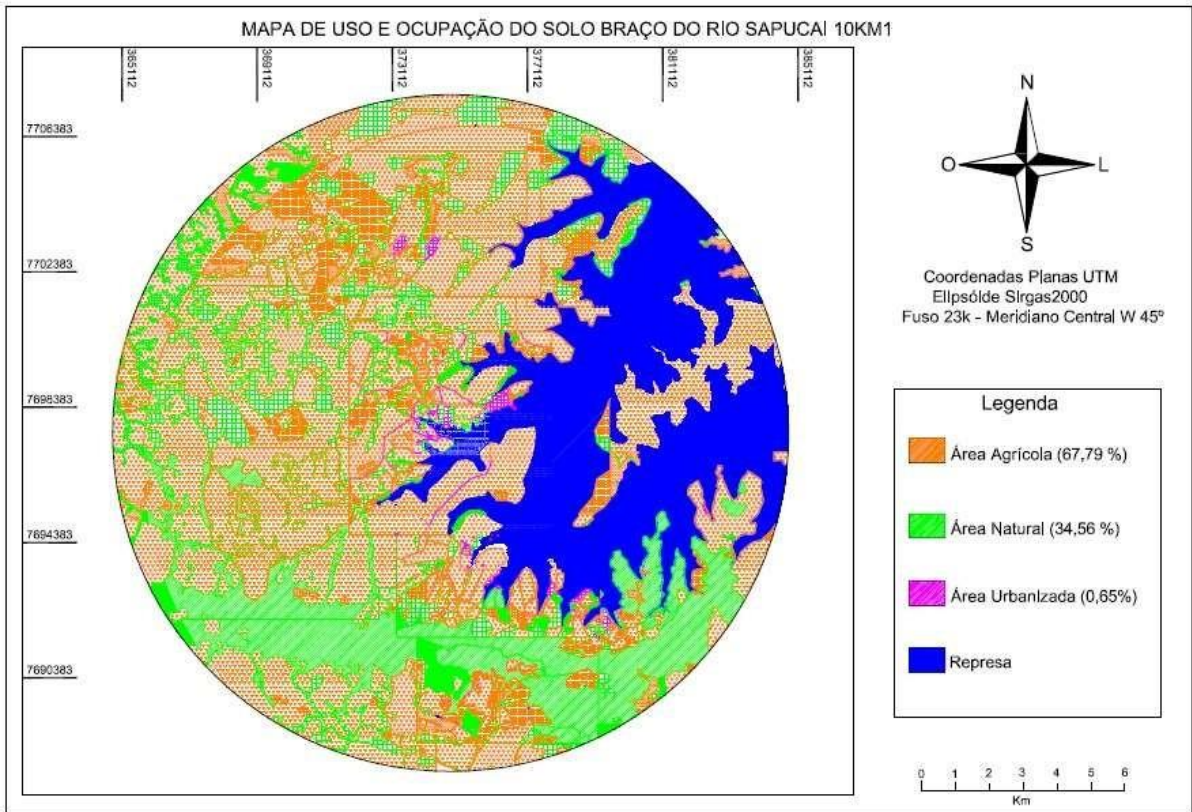


Fig. 2.12: Mapeamento do uso e ocupação do solo, no raio de 10 Km de um ponto de aquicultura no Rio Sapucaí. AutCad 2016.

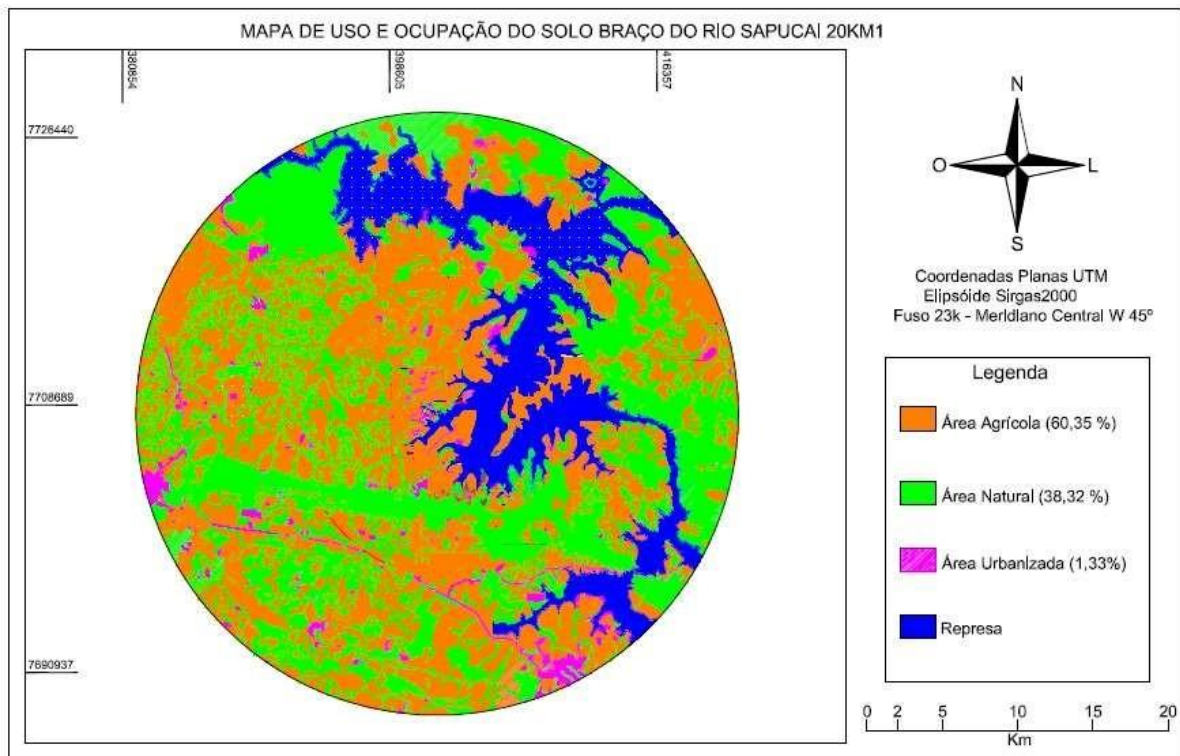


Fig. 2.13: Mapeamento do uso e ocupação do solo, no raio de 20 Km de um ponto de aquicultura no Rio Sapucaí. AutCad 2016.

Para o mapeamento do ponto referência do Rio Sapucaí foram utilizadas as mesmas medidas de raio (3,10 e 20km) e total de área por hectares utilizados no mapeamento de pontos com tanques-rede. O mapeamento no raio de 3 km (área total de 2.827 ha), demonstrou que a área agrícola é a mais predominante (1.351 ha, 81,48%), seguida pela área natural (282 ha, 17,01%) e da área urbana (25 ha, 1,25%) (**Fig. 2.14**). O mapeamento do raio de 10 km (**Fig. 2.15**) produziu resultados semelhantes. A área agrícola totalizou mais da metade de toda área mapeada (16.218 ha, 64,41%), seguida pela área natural (8.802 ha, 34,96%), e pela área urbana (159 ha, 0,63%). O mapeamento da área contida no raio de 20 km (**Fig. 2.16**) mostrou que a área agrícola chegou a representar mais que o dobro da área natural representada no mapeamento, com um total de 78.507 ha (71,39%). A área natural representou 30.150 ha (27,41%), enquanto a área urbana ocupou 1.319 ha (1,2%).

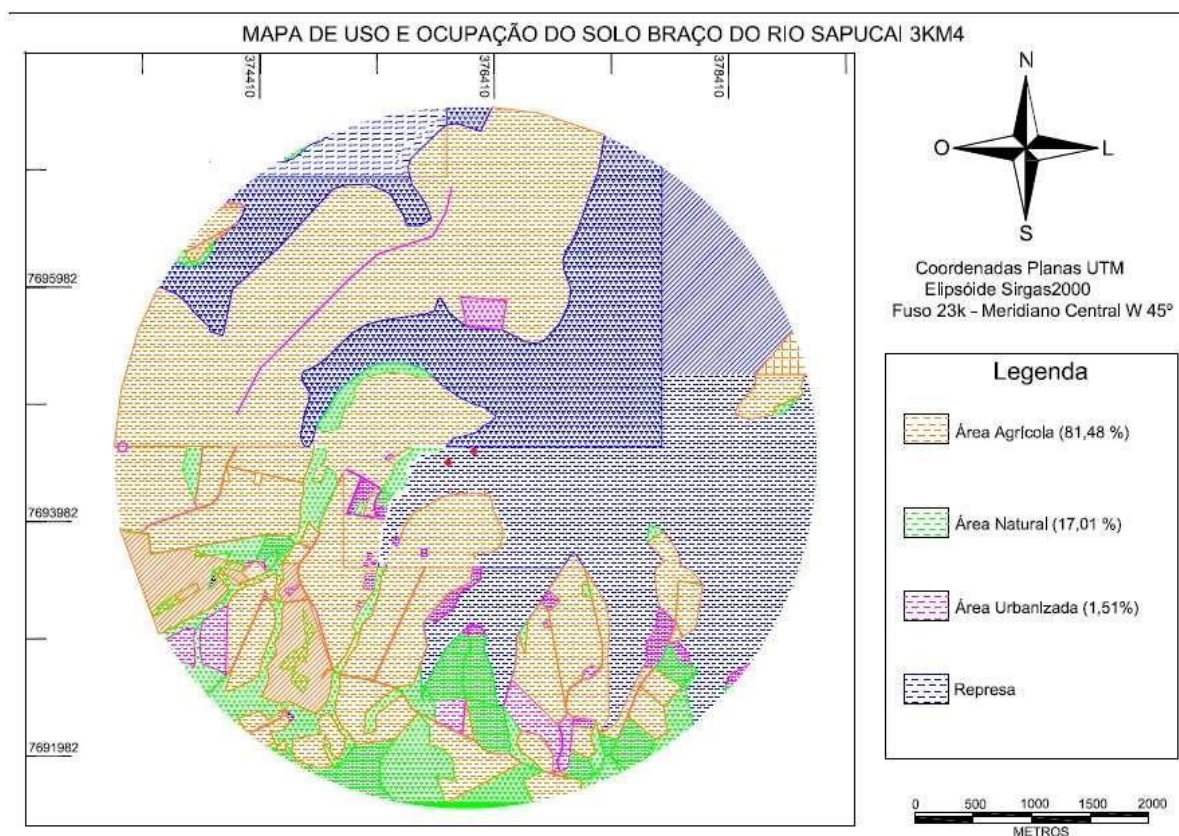


Fig. 2.14: Mapeamento do uso e ocupação do solo, no raio de 3 Km do ponto de referência no Rio Sapucaí. AutCad 2016.

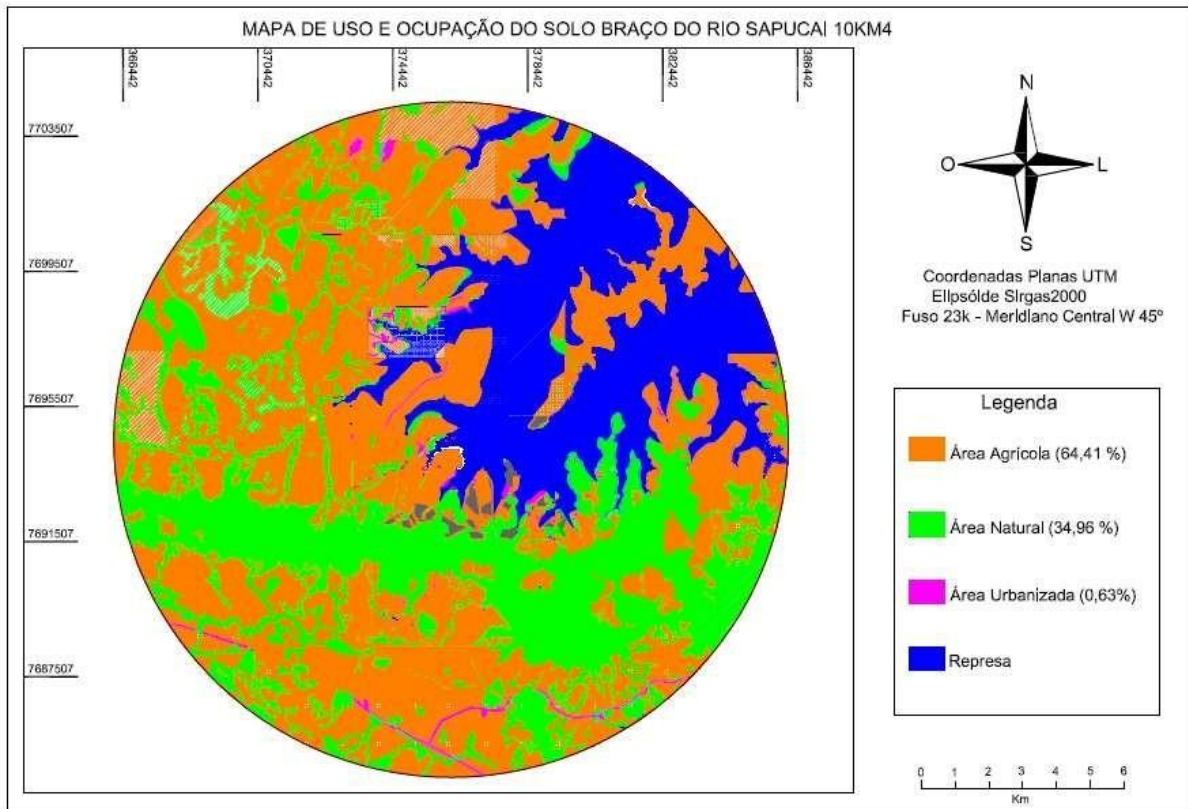


Fig. 2.15: Mapeamento do uso e ocupação do solo, no raio de 10 Km do ponto de referência no Rio Sapucaí. AutCad 2016.

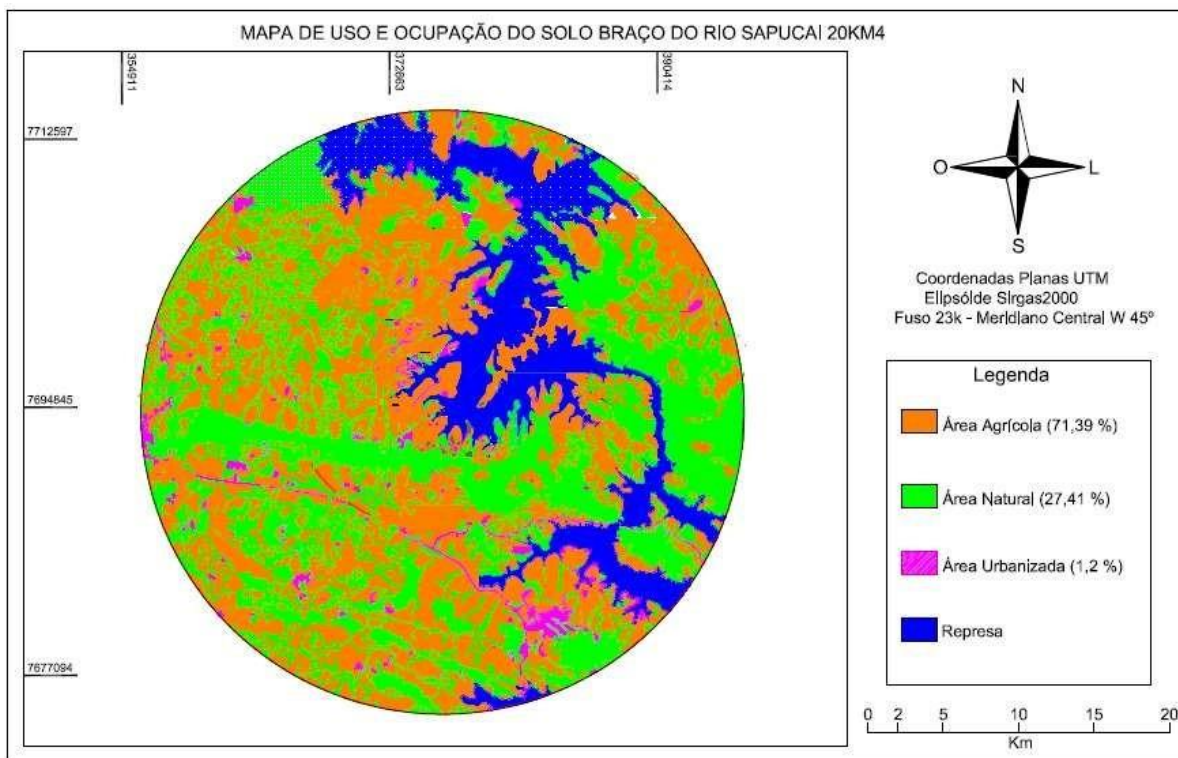


Fig. 2.16: Mapeamento do uso e ocupação do solo, no raio de 20 Km do ponto de referência no Rio Sapucaí. AutCad 2016.

Ao se comparar a ocupação relativa dos diferentes usos do solo dentro de cada categoria analisada, em todos os pontos e nos dois braços de rio que formam o reservatório de Furnas, podemos verificar que a área agrícola foi representada majoritariamente por plantações e pastagens e representou a maior porcentagem de uso e ocupação do solo nas áreas analisadas, seguida pelas áreas naturais e urbanas **(Tabela 2.1)**.

Tabela 2.1 – Análise do uso e ocupação do solo na Bacia do Rio Grande e Rio Sapucaí

RIO	BAÍA	AGRÍCOLA							URBANO		NATURAL			
		Grande 1 Sapucaí 2	T/R	Raio	Eucalipto %	Pasto %	Plantação %	Eucalipto ha	Pasto ha	Plantação ha	Edific./ Estrada %	Edific./ Estrada ha	Floresta %	Cerrado %
1	T	3	1,52	17,62	3,4	25	290	56	0,24	4	52,25	24,97	860	411
1	T	10	2,13	30,43	18,82	523	7.466	4.620	3,05	750	23,36	22,21	5.735	5.452
1	T	20	2,65	26,61	22,85	2.740	27.611	23.716	1,28	1.333	20,64	25,97	21.425	26.954
1	T	3	4,14	37,69	16,39	70	637	277	1	17	30,41	10,36	514	175
1	T	10	0,91	33,34	20,34	206	7.563	4.615	2,43	552	20,36	22,62	4.619	5.131
1	T	20	2,14	26,57	23,41	2.250	27.979	24.650	0,98	1.034	19,93	26,97	20.986	28.398
1	T	3	3,66	47,87	29,69	56	732	454	1,57	24	14,19	3,02	217	46
1	T	10	1,86	27,06	36,79	432	6.284	8.545	1,6	371	20,1	12,59	4.668	2.924
1	T	20	2,3	24,66	26,43	2.423	26.036	27.902	1,17	1.232	20,67	24,77	21.825	26.149
1	R	3	4,02	49,52	31,79	54	665	427	2,23	30	10,95	1,49	147	20
1	R	10	1,74	28,91	35,67	398	6.612	8.157	1,65	378	18,34	13,69	4.193	3.130
1	R	20	2,3	24,15	26,95	2.423	25.494	28.444	1,18	1242	21,28	24,14	22.463	25.480
2	T	3	0,96	7,63	76,64	20	159	1.598	0,96	20	10,5	3,31	219	69
2	T	10	0,89	8,67	58,23	214	2.081	13.971	0,65	156	22,72	8,84	5.452	2.120
2	T	20	0,93	16,31	43,11	985	17.286	45.695	1,33	1.411	20,65	17,67	21.901	18.727
2	T	3	0,55	6,19	78,15	8	91	1.148	1,36	20	9,33	4,42	137	65
2	T	10	0,88	10,59	52,1	212	2.555	12.570	0,46	110	24,16	11,81	5.828	2.848
2	T	20	0,94	15,6	41,37	995	16.539	43.864	1,21	1.284	21,04	19,84	22.308	21.036
2	T	3	3,02	0,72	77,74	50	12	1.289	1,51	25	10,98	6,03	182	100
2	T	10	0,84	11,24	52,33	212	2.829	13.177	0,63	159	22,84	12,12	5.750	3.052
2	T	20	0,95	17,31	53,13	1.043	19.036	58.428	1,2	1.319	15,94	11,47	17.528	12.622
2	R	3	3,02	0,72	77,74	50	12	1.289	1,51	25	10,98	6,03	182	100
2	R	10	0,84	11,24	52,33	212	2.829	13.177	0,63	159	22,84	12,12	5.750	3.052
2	R	20	0,95	17,31	53,13	1.043	19.036	58.428	1,2	1.319	15,94	11,47	17.528	12.622

No raio de 3km, a área ocupada por pastagem no entorno do ponto de referência do Rio Grande foi superior e a de plantações foi inferior à área ocupada por estas atividades nos raios de 10 e 20 km (**Tabela 2.1**). No rio Sapucaí, a tendência foi de redução na ocupação por pastagens e plantações com o aumento do raio de amostragem (**Tabela 2.1**). As áreas naturais apresentaram contribuição similar de áreas florestadas e de Cerrado no Rio Grande, mas uma maior contribuição de áreas florestadas do que de Cerrado no Rio Sapucaí (**Tabela 2.1**). No entanto, embora nenhuma tendência geral possa ser extraída ao se comparar a ocupação por áreas naturais entre os três raios nos pontos de aquicultura, nos pontos de referência dos dois rios houve ligeiro aumento na ocupação da área natural com o aumento no raio de análise (**Tabela 2.1**). A ocupação urbana, representada por edificações e estradas, representou, em geral, menos do que 4% da área total analisada no Rio Grande, e menos de 2% da área total analisada no rio Sapucaí.

Assim, pela análise da ocupação dos usos do solo entre os raios, para os dois rios, não se pode corroborar a primeira hipótese proposta, de que haveria diferenças nas proporções dos diferentes usos do solo entre as áreas amostradas em cada raio, com uma maior contribuição de áreas agrícolas no menor raio, o que indicaria maior concentração deste tipo de atividade nas imediações das margens do reservatório. Na realidade, a tendência parece ser inversa no Rio Sapucaí. As únicas exceções foram o ponto de referência do Rio Grande (com maior porcentagem de pasto no menor raio) e um ponto de aquicultura no rio Sapucaí (com maior área destinada à plantação no raio de 3 km).

Em relação ao segundo teste de hipótese, que prevê diferenças na ocupação e uso do solo entre as áreas amostradas no rio Grande e no Sapucaí, não foi detectada nenhuma diferença estatística significativa entre a média de ocupação de cada uso do solo entre os rios (**Tabela 2.2**). No entanto, observou-se uma tendência geral de maior ocupação pela área agrícola em todos os pontos e em todos os raios mapeados para o Rio Sapucaí, mas com grande oscilação entre

os pontos amostrais. Tal fato resultou em maior valor médio de ocupação relativa por área agrícola no Sapucaí (65,26%) do que no Rio Grande (52,76%), embora nenhuma diferença estatística tenha sido detectada, em função da grande variação entre os pontos (**Tabela 2.2**). Pela média dos valores de uso e ocupação do solo nos dois rios (**Tabela 2.2**), também observamos que a área natural parece ter uma contribuição média no Rio Grande (46,09%) maior do que no Rio Sapucaí (35,51%), enquanto a área urbana apresentou média de 1,15 % de ocupação no Rio Grande e 1,24% no Rio Sapucaí (**Tabela 2.2**).

Tabela 2.2 - Panorama geral da cobertura de uso e ocupação do solo reativa e absoluta (HA) (MÉDIA, SD) nos Rios Sapucaí e Grande.

RIO	AGRÍCOLA		URBANO		NATURAL	
	%	há	%	ha	%	Há
Grande	52,76	55.471,00	1,15	1.210,25	46,09	48.420,00
	0,74	1.139,33	0,13	125,98	0,77	672,66
Sapucaí	65,26	70.594,50	1,24	1.333,25	33,51	36.068,00
	7,15	96,52	0,06	54,40	7,12	6.922,89

2.6 DISCUSSÃO

De uma maneira geral, as áreas agrícolas se mostraram dominantes em relação a área natural e urbana mapeada em todos os raios, em todos os pontos e para os dois rios. A classe de cultivo anual, em grande parte, são plantações de café, cana-de-açúcar, eucalipto, girassol, batata inglesa e feijão, refletidos no levantamento do uso do solo nos raios do rio Grande e Sapucaí, correspondendo a aproximadamente metade da área mapeada de uso agrícola. O solo da região é considerado de baixa fertilidade, o que tem como consequência o uso intensivo de corretivos químicos (Santos, 2010).

De acordo com o PDRH Furnas, o reservatório foi formado da década de 1960, tendo como principal objetivo a geração de energia elétrica. Porém, através de sua implantação, atividades de cunho agrícola se instalaram ao longo de suas margens e nos municípios que englobam o lago, mas de maneira diferenciada entre os Rios Grande e Sapucaí. Conforme o mapeamento aqui apresentado, as áreas agrícolas se encontram em maiores porcentagens nos dois braços dos rios que englobam o reservatório de Furnas. No entanto, neste trabalho a área agrícola no braço do Rio Sapucaí mostrou-se em maior porcentagem em relação ao braço do Rio Grande, que aparenta apresentar proporção de área natural levemente maior do que o Rio Sapucaí. Segundo Faria (2007), as atividades agropecuárias começaram com o povoamento da região, além da existência de cidades inteiras às margens do Sapucaí, sendo favorável ao desenvolvimento da agricultura, da indústria e da ocupação urbana. Tal fato se reflete na ocupação da bacia do Rio Sapucaí, como se pode demonstrar pela redução das matas ciliares em seu percurso. Em determinados trechos o Rio Sapucaí chega a ter 50 metros de largura, e nestes pontos a mata ciliar, que deveria ter 100 metros de largura segundo legislação brasileira, praticamente é não existente. Na prática, são pouquíssimas faixas apresentam áreas preservadas nestas dimensões na bacia do Rio Sapucaí (Beraldo, 1996).

Já na bacia do Rio Grande há uma grande quantidade de indústrias voltadas à produção de insumos agrícolas e ao beneficiamento dos produtos do campo, distribuídas principalmente pela porção oeste. O processamento da cana nas usinas de álcool e açúcar demanda um grande volume de água e, conseqüentemente, gera grandes quantidades de efluentes ricos em cargas orgânicas, principalmente a vinhaça (Diagnóstico Preliminar de Qualidade da Água da BHRG). Apesar do mapeamento ter identificado uma área natural significativa no entorno do reservatório no braço do Rio Grande, a presença da agricultura se mostrou dominante na área mapeada. Observa-se que as margens do lago de Furnas apresentam um elevado grau de alteração, pois nota-se que as matas ciliares foram completamente substituídas por atividades

agrícolas, principalmente as culturas de café e pastagens, tidas como atividades tradicionais na região, considerada como um dos maiores pólos produtores de café do Brasil (Santos, 2010). Segundo Delgado (1999) um dos problemas que ajudam a acelerar a eutrofização é o grande aporte de sedimentos e o outro é o crescimento demográfico e das cidades localizadas às margens do reservatório, que gera maior carga de poluição a cada ano.

Reservatórios têm uma ampla variedade de usos que levam a frequentes conflitos sobre conservação ecológica e contaminação, especialmente porque a gestão da terra ao redor tem se intensificado (Gunkel et al., 2018). Com o crescimento de áreas antropizadas, como áreas agrícolas e urbanas, a relação do impacto da ocupação e o uso do solo nas áreas do entorno, e no próprio reservatório, também aumentam. Em áreas agrícolas, o uso de insumos agrícolas é fortemente presente, tanto em áreas de cultivo quanto em áreas de pastagens. Nutrientes usados para a preparação do solo para o cultivo das diversas plantações e pastagem possuem elevadas concentrações de compostos nitrogenados, que são transportadas no escoamento superficial da água e absorvidas pelo solo, podendo chegar ao lençol freático. A pressão antrópica para o ambiente e em massas de água, em particular, precisa ser avaliada, pois a eutrofização é clara evidência de alterações humanas no ambiente (Borges et al., 2012).

Esperávamos encontrar uma maior ocupação de áreas urbanas no entorno dos pontos amostrados no Rio Sapucaí do que nos pontos do Rio Grande, hipótese essa não confirmada pelo mapeamento feito em nenhum dos raios analisados. Tal hipótese se baseou primeiramente nas estimativas de densidade populacional das duas bacias. A BHRS, integra um conjunto de 51 municípios, sendo que 31 deles têm a totalidade de seu território dentro da bacia. A população urbana chega a 596.166 mil habitantes, enquanto a população rural é de 179.479 mil (IBGE, 2010). A BHRG é formada por 393 municípios, dos quais 325 têm área totalmente incluída na Bacia, totalizando 9 milhões de habitantes. A BHRG dos afluentes mineiros do médio Rio Grande é formada por 22

municípios, dos quais 19 têm área totalmente incluída da Bacia, totalizando uma população de 325.091 habitantes, 276.372 mil em área urbana e 48.719 mil em área rural (IBGE, 2010). Em segundo lugar, esperávamos uma diferença na ocupação urbana entre os dois sistemas em função de relatos de pior qualidade de água em pontos do reservatório localizados no Sapucaí, em comparação a pontos localizados no rio Grande (Delgado, 1999). O reservatório pode ser considerado oligotrófico em sua maior parte, principalmente na região do Rio Grande. Na região do rio Sapucaí, no entanto, observa-se um maior grau de trofia, provavelmente pelo fato da bacia encontrar-se mais povoada e devido à entrada de esgotos não tratados de algumas cidades (Delgado, 1999). O fato desta hipótese não ter sido corroborada pode se dever a alguns fatores, como a expansão da ocupação humana no rio Grande nos últimos anos, equiparando a área urbana nesta bacia àquela do Rio Sapucaí. O aumento populacional na bacia do Rio Grande, no entorno do reservatório de Furnas, foi de 0,5 % ao ano, entre os censos de 2000 e 2010. A população total em 10 anos, teve um aumento de 35.958 habitantes, 80,4% de população urbana (ANA, 2015). Alternativamente, o número de pontos amostrados e a sua localização no reservatório podem não ter refletido adequadamente a distribuição de usos do solo da bacia inteira do rio, à montante do reservatório. Nesse caso, apenas um mapeamento de toda a bacia, de ambos os rios, a montante do reservatório, poderia elucidar essa possibilidade.

Mesmo não possuindo uma ocupação expressiva nas bacias do rio Grande e Sapucaí, analisadas neste estudo, a urbanização pode se apresentar como um grave problema para a qualidade da água e a composição das comunidades em sistemas aquáticos (Boëchat et al., 2014). De acordo com o PDRH Furnas (Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Entorno do Lago de Furnas), um dos grandes problemas existentes nos municípios que circunvizinham a área do reservatório de Furnas é a falta de tratamento do esgoto, causando um impacto negativo ao ambiente. O Rio Sapucaí tem em seu percurso grandes áreas urbanizadas, o que pode afetar a qualidade das suas

águas (Fórum Lago, 2007). A falta de tratamento adequado de águas residuais, provenientes de áreas urbanas, causa grande eutrofização através da deposição de nutrientes nas águas do reservatório, proveniente do esgoto liberado (SEAP). Assim, não a área ocupada pela urbanização em termos absolutos, mas o mau gerenciamento de resíduos dessas áreas, pode estar mais relacionado à pior qualidade da água em pontos do reservatório banhados pelo Sapucaí, em comparação ao Grande, conforme relatado na literatura (PDRH, 2013; Delgado, 1999).

2.7 CONCLUSÃO

A urbanização, o crescimento populacional e a conseqüente necessidade de aumento da produção agroindustrial fazem com que o uso do solo se altere com o passar do tempo, em função das necessidades humanas, e junto com elas associam-se impactos ambientais de diferentes intensidades e magnitudes. Assim, torna-se imprescindível conhecer o histórico de ocupação do solo no entorno de reservatórios, a fim de manejar adequadamente a qualidade das águas, seja para prevenir problemas operacionais na geração de energia, ou para propiciar o adequado uso das águas do reservatório para fins aquícolas.

Embora áreas naturais continuem presentes na área analisada dos dois rios neste estudo, estas se apresentam fragmentadas pela expansão de áreas agrícolas, mesmo no braço do Rio Grande, onde em termos absolutos estas são maiores e possam se equiparar, em alguns casos, às áreas agrícolas. Através do mapeamento feito, percebemos que, em função da grande área ocupada por atividades agrícolas, o reservatório de Furnas está sujeito a receber uma carga de nutrientes, trazidos por escoamento superficial e pela água da chuva. A entrada de nutrientes orgânicos e inorgânicos em massas de água acarretam a eutrofização e aumento da saprobidade nesses ambientes, e merece investigação, a ser tratada mais profundamente no capítulo 2 dessa dissertação.

3. CAPÍTULO 2: Uso do solo e seus efeitos na qualidade da água do Reservatório de Furnas

3.1 RESUMO

O aumento da população humana, da industrialização e do uso de produtos químicos, tem intensificado o processo de eutrofização dos corpos d'água, contribuindo na alteração das características de potabilidade e uso seguro da água. A liberação de nutrientes como o nitrogênio (N) e o fósforo (P), produzidos em grandes quantidades em sistemas intensivos de produção agrícola, acentua a eutrofização nos sistemas aquáticos. Dentre os impactos causados pela atividade agrícola estão a erosão das margens e o aumento de aporte de sedimentos, o aumento da entrada de matéria orgânica de origem animal, entrada de pesticidas e outros defensivos agrícolas, alteração na morfologia das margens e na diversidade de microambientes. O reservatório de Furnas é considerado receptor de efluentes domésticos, principalmente pelo curso do braço do Rio Sapucaí, que passa por vários municípios, potencializando os impactos sobre a qualidade da água. Assim, analisando o uso e ocupação do solo por atividades humanas e agrícolas, é possível construir um perfil da composição das águas, empregando uma importante ferramenta de suporte para o monitoramento da qualidade da água. Para correlacionar a qualidade da água com o uso do solo, utilizou-se levantamento altimétrico das microbacias delimitadas a partir dos pontos de referência de cada rio, Grande e Sapucaí, para que o escoamento da água em relação ao relevo pudesse ser analisado. O Rio Sapucaí foi o único a apresentar relações significativas com o uso do solo, considerando que ao longo do seu percurso, apresenta maior alteração das áreas de atividades de uso agrícola e urbano. O Rio grande, apesar de apresentar área agrícola em maior porcentagem, não obteve resultados pertinentes a qualidade da água. Sendo assim, a ausência de correlações significativas pode sugerir que a qualidade da água pode ser um reflexo do

somatório de impactos que o sistema está submetido desde a nascente, e em todo seu percurso, por diversas paisagens e usos do solo.

3.2 INTRODUÇÃO

A água doce corresponde a menos de 1% de toda a água do planeta e, em seu estado natural, representa um dos componentes mais puros e adequados à utilização pelo homem. Porém, as inúmeras atividades humanas que demandam o uso excessivo de água, assim como o seu mau uso, vêm contribuindo para alterar as características de potabilidade e uso seguro da água, transformando os estoques disponíveis em reservatórios de água de má qualidade (ou qualidade imprópria para determinadas formas de uso), ou até mesmo, em importantes reservatórios para a transmissão de inúmeras doenças (Reis e Hoffmann, 2006).

O aumento da população humana, da industrialização, do uso de produtos químicos em diversos setores da economia, incluindo o agronegócio e a industrialização, resultam na liberação de nutrientes como o nitrogênio e o fósforo, que são compostos intimamente envolvidos no processo de eutrofização de sistemas lênticos e lóticos (Schindler, 2006). A ciclagem biogeoquímica do nitrogênio e do fósforo em ambientes aquáticos naturais é um processo complexo, que envolve os compartimentos orgânico e inorgânico desses elementos, assim como as suas formas dissolvidas e particuladas (Carmouze, 1994). Nitrogênio e fósforo são produzidos em grandes quantidades em sistemas intensivos de produção agrícola, podendo causar eutrofização acentuada dos corpos de água receptores dos seus efluentes (Hakanson et al., 1998). Centros urbanos e industriais também representam importantes fontes de N e P para os sistemas aquáticos, uma vez que a descarga de esgoto não tratado em corpos d'água urbanos contribui para o enriquecimento local destes nutrientes e sua exportação aumentada para sistemas mais a jusante (Boëchat et al., 2014).

No entanto, atividades urbanas e agrícolas não alteram a qualidade da água e a saúde dos recursos hídricos apenas por meio de enriquecimento por N e P. A

mudança do uso do solo, ou seja, a transformação da área natural em áreas agrícolas e urbanas, está entre os impactos humanos mais importantes sobre a biodiversidade e sobre o funcionamento dos ecossistemas (Foley et al., 2005; Pereira et al., 2010). São muitos os impactos de uso do solo na qualidade da água, sobre as comunidades aquáticas e sobre processos em ambientes aquáticos lênticos e lóticos. Por exemplo, dentre os impactos causados pela atividade agrícola e pecuária, a erosão das margens e o aumento do aporte de sedimentos, o aumento da entrada de matéria orgânica de origem animal (dejetos da produção animal e restos de alimentos e rações), entrada de pesticidas e outros defensivos agrícolas, bem como alterações na morfologia das margens e na diversidade de microambientes vêm sendo descritos (Young et al., 2008; Gücker et al., 2009; Rasmussen et al., 2012). Além dos impactos da atividade urbana sobre a qualidade da água (Boëchat et al., 2014), os efeitos da urbanização também se fazem sentir sobre as comunidades de organismos aquáticos (Aguiar et al., 2015) e sobre o funcionamento ecossistêmico (Chadwick et al., 2006). Todos esses potenciais efeitos deletérios de atividades humanas ressaltam a importância em se planejar o crescimento urbano em conjunto com a utilização de recursos hídricos. Uma população crescente no mundo, prevista para 9 bilhões de pessoas até 2043 (UNESA, 2012), aumentou a riqueza e a mudança das preferências alimentares, e sugere que a produção mundial de alimentos terá que aumentar em 70% até 2050 (Steduto et al., 2012).

Nesse contexto de utilização sustentável de recursos hídricos, o mapeamento do uso do solo e sua inclusão como variável de destaque em estudos de monitoramento a curto, médio e longo prazos, nos permite avaliar a evolução da qualidade dos recursos hídricos à medida em que acompanhamos as alterações nas paisagens circundante, em função de alterações na ocupação do solo por atividades humanas ou, até mesmo, durante a recuperação de paisagens anteriormente degradadas. Assim, ao se analisar o uso e ocupação de uma bacia, que contribui para um corpo de água, é possível construir um perfil da

composição das águas que compõem essa unidade, empregando assim uma importante ferramenta de suporte para o monitoramento da qualidade da água (Chaves et al, 2019). De fato, a associação entre mudanças na paisagem e a qualidade de recursos hídricos vêm sendo descrita intensamente na literatura, e ganhou espaço em estudos de monitoramento de microbacias no Brasil e no mundo, seja com vistas ao entendimento da qualidade da água de rios e riachos (Boëchat et al., 2014, Gücker et al., 2016a) seja na compreensão de importantes processos de transporte nas bacias (Gücker et al., 2016b; Monteiro et al., 2016).

De acordo com o Ministério da Pesca e Aquicultura (2012), o Brasil possui 8.400 km de costa marítima e 5,5 milhões de hectares em reservatórios de água doce. Estes reservatórios são destinados aos mais variados fins, seja para abastecimento humano, geração de energia elétrica, lazer e recreação, ou mesmo para a prática de produção aquícola. A disponibilidade de recursos hídricos, clima favorável, disponibilidade de mão de obra e crescente demanda do mercado interno, são os principais motivos de se alavancar a aquicultura em reservatórios no Brasil, e ela está presente em todos os estados brasileiros. No entanto, em grandes reservatórios, uma vez que a produção aquícola é normalmente instalada nas margens do corpo d'água, é muitas vezes difícil determinar os impactos desta atividade, separando-os dos efeitos diretos de outras atividades agropecuárias e/ou urbanas localizadas nas margens, ou mesmo, em áreas maiores do entorno dos reservatórios. Sendo assim, pesquisas voltadas para a determinação da qualidade da água em reservatórios destinados ao uso humano precisam levar em consideração levantamentos do uso e ocupação do solo no entorno dos corpos d'água, a fim de se obter uma melhor visão dos impactos de atividades individuais, nele desenvolvidas, sobre a saúde desses sistemas e o provimento de seus serviços ecossistêmicos.

Por serem normalmente localizados em regiões de mares de morros, com altitudes elevadas, a declividade tem relação importante com vários processos hidrológicos nas bacias que drenam os reservatórios do estado de Minas Gerais, tais como a infiltração, o escoamento superficial, a umidade do solo, etc (Lima,

1986). O reservatório de Furnas, alvo desta pesquisa, é considerado receptor de efluentes domésticos, provenientes principalmente do braço do Rio Sapucaí, cujo curso passa por vários municípios. Ele também recebe aportes consideráveis de nutrientes e sedimento provenientes da intensa atividade agrícola e pecuária desenvolvida nas regiões circundantes aos dois braços, tanto do Rio Grande quanto do Sapucaí (PDRH). Entre a década de 90 e os anos 2000, o Reservatório de Furnas se tornou alvo de um programa de incentivo à criação de Parques Aquícolas em suas baías, com o objetivo de se estimular a produção piscícola no entorno do reservatório, atividade esta já bastante presente no Reservatório, embora muitas vezes de maneira irregular, tanto no braço do rio Grande quanto no do rio Sapucaí.

Os danos ambientais causados pela atividade piscicultura em reservatórios incluem, dentre outros, a introdução de espécies exóticas (Perez et al., 2003), a eutrofização (Smith, 2003) e a dispersão de microorganismos e parasitas causadores de doenças (Orsi e Agostinho, 1999; Agostinho et al., 2007), e são temas recorrentes nas pesquisas que abordam impactos da aquicultura (Rosa et al., 2013). No entanto, atualmente esta atividade corresponde a uma parcela importante da economia gerada no setor de pescados, uma vez que 25% de todo o peixe consumido no mundo é gerado em criatórios (Parker, 2002). No entanto, a dimensão e extensão destes impactos em grandes reservatórios depende não apenas da simples presença da atividade aquícola no local, mas também de suas dimensões, formas de manejo e organização, e da interação com as demais atividades presentes no entorno do reservatório, que muitas vezes podem mascarar ou mesmo potencializar os impactos da aquicultura nos locais. Assim, embora o reservatório de Furnas possua inúmeros pontos de atividade piscicultura em suas baías, o mesmo se encontra inserido em uma matriz de uso e ocupação do solo marcada por grande contribuição de atividade agropecuária (vide capítulo 1). Nesse contexto, esse capítulo da dissertação se voltou para a análise das possíveis relações existentes entre a ocupação relativa de diferentes usos do solo na bacia de drenagem dos pontos de referência, analisados no

projeto P&D, associando-os com variáveis selecionadas de qualidade da água, a fim de verificarmos um efeito do uso do solo na bacia sobre a qualidade química e física da água nos dois braços do reservatório. Partimos do pressuposto, que ao se confirmarem as relações entre uso do solo e qualidade da água nos pontos de referência do reservatório, previstas pelas hipóteses de trabalho apresentadas a seguir, há que se considerar que os efeitos da atividade aquícola no reservatório não devam ser interpretados isoladamente, mas sim em um contexto de análise conjunta à análise do uso do solo, a fim de identificarmos a real natureza do impacto da piscicultura no reservatório de Furnas.

3.3 OBJETIVOS E HIPÓTESES

3.3.1 Objetivo geral

Esta parte do estudo apresentou, como objetivo geral, correlacionar os diferentes tipos de uso do solo medidos na bacia de drenagem com a qualidade da água (concentração de nutrientes fosfatados e nitrogenados, orgânicos e inorgânicos) de pontos referência dos dois braços do reservatório de Furnas.

3.3.2 Objetivo específico e Hipóteses de trabalho

Como objetivo específico, este trabalho correlacionou a contribuição relativa dos diversos usos do solo com as variáveis de qualidade da água, cujas informações foram obtidas no Banco de Dados do projeto P&D, a fim de testarmos as seguintes hipóteses:

H1. Deverá haver uma correlação positiva entre o aumento nas áreas agrícola e urbana e as concentrações de nutrientes inorgânicos e orgânicos, nitrogenados e fosfatados, indicando o efeito eutrofizador destas atividades de uso do solo no reservatório.

A correlação do uso e ocupação do solo com a qualidade da água foram feitas através dos dados de análise da água coletada em cada ponto durante a

execução do projeto P&D “Qualidade da água e dos sedimentos em resposta à instalação de parques aquícolas no Reservatório da Usina Hidrelétrica de Furnas” (0394-1009/2012– Convênio 9000000790, entre a UFSJ e a Eletrobrás-Furnas), iniciado em 2014 e desenvolvido pelo Laboratório de Limnologia Aplicada da UFSJ e pelo laboratório de Ecologia do Fitoplâncton da UFMG, sob coordenação da Profa. Iola G. Boëchat e vice-coordenação do Prof. Cleber Cunha Figueredo.

3.4 MATERIAIS E MÉTODOS

3.4.1 Mapeamento das microbacias dos pontos de referência

Para a correlação da qualidade da água com o uso do solo, utilizou-se levantamento altimétrico das microbacias delimitadas a partir dos pontos de referência, para que o escoamento da água em relação ao relevo pudesse ser analisado. Para esse levantamento altimétrico foi utilizado o software *Global Mapper v18.2*. A delimitação da altimetria e das curvas de nível do relevo foram feitas através da utilização dos dados de elevação do pacote de dados disponibilizados gratuitamente pela NASA, denominado *Aster Gdem V2 Worldwide Elevation Data*. Cada rio possuiu 3 pontos de referência (G1, G2 e G3 para o Rio Grande e S1, S2 e S3 para o rio Sapucaí). A partir da delimitação altimétrica foi definido a área e proporção ocupada por cada categoria e subcategoria de uso do solo, dentro deste limite de escoamento para os pontos de referência, conforme já descrito no Capítulo 1 dessa dissertação (vide seção 2.4.3).

3.4.2 Dados de qualidade da água

Para esta parte do estudo foram utilizados os dados de qualidade física e química da água, obtidos para os pontos de referência das baías do Rio Grande e do rio Sapucaí, durante 4 campanhas trimestrais de coleta (1ª etapa do projeto, com coletas em 3 pontos de referência por braço de rio, realizadas entre junho de 2014 e março de 2015). As variáveis correlacionadas com o uso do solo neste capítulo foram: a concentração de nutrientes nitrogenados dissolvidos orgânicos (DON) e inorgânicos (DIN), inclusive nitrogênio total dissolvido (TDN), nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$), nitrogênio do nitrato e nitrito ($\text{NO}_3\text{+NO}_2\text{-N}$), fósforo solúvel reativo (SRP) e fósforo total (TP), todos medidos por técnica colorimétrica de injeção automatizada em fluxo (FIALab 2500, FIALab, WA, USA), segundo protocolos descritos em APHA (1999); temperatura, pH e

concentração/saturação de oxigênio dissolvido na água, medidos com auxílio de sonda multiparâmetros (556MPS, Yellow Springs Instruments, OH, USA).

3.4.3 Tratamento estatístico

Foram realizadas análises de correlações lineares (Correlação de Pearson) entre as variáveis de qualidade da água (concentrações e razões de nutrientes, variáveis físicas e químicas medidas *in situ*) e as porcentagens de cobertura de cada uso do solo (natural, urbano, agrícola total, agrícola/pastagem e agrícola-plantio) na microbacia de escoamento, para os pontos de coleta localizados mais próximos à margem do reservatório. Inicialmente as análises foram realizadas para cada rio e para cada uma das 4 coletas separadamente. Em alguns casos, resultados significativos foram obtidos ao se analisarem os dados provenientes de ambos os rios conjuntamente, indicando que as diferenças entre os rios podem ser maiores do que aquelas entre pontos de um mesmo rio. Todas as análises foram conduzidas no Software Statistica for Windows, v. 7.0 (Statsoft, USA).

3.5 RESULTADOS

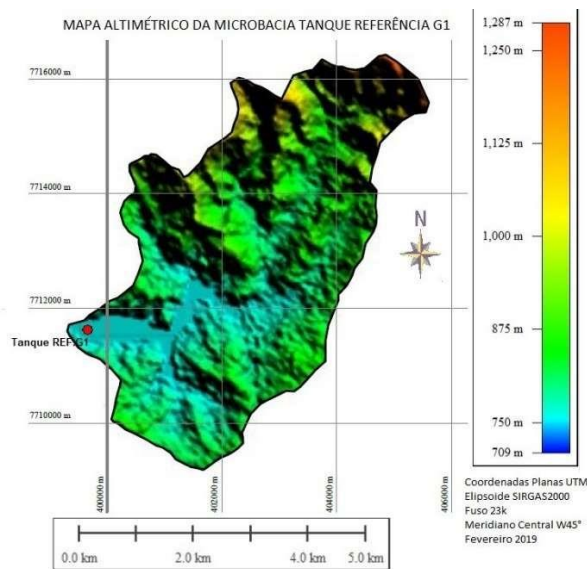
3.5.1 Mapeamento das microbacias dos pontos de referência

Os mapas do levantamento altimétrico dos pontos referência mostram o perfil de elevação e qual o percurso do escoamento da água em relação aos pontos de coleta no reservatório de Furnas, para os pontos do Rio Grande (**Figs. 3.1 a 3.3**) e do Rio Sapucaí (**Figs. 3.4 a 3.6**).

Corroborando os resultados obtidos no primeiro capítulo dessa dissertação, o uso do solo agrícola foi o de maior porcentagem de ocupação na bacia de drenagem dos dois braços de rios, representando, em média, 70,76% respectivamente no entorno dos pontos G1, G2 e G3 do rio Grande, e 73,28 %

nos pontos S1, S2 e S3 do rio Sapucaí, respectivamente (**Tabela 3.1**). No entanto, enquanto no Rio Grande a maior parte das áreas agrícolas são destinadas à pastagem na microbacia imediata, no rio Sapucaí a área agrícola é majoritariamente ocupada por plantios (**Tabela. 3.1**) Em seguida, as áreas naturais ocuparam, em média, 26,12 % e as áreas urbanas 3,12 % do entorno dos pontos G1, G2 e G3 do rio Grande. No rio Sapucaí, áreas naturais representaram, em média, 26,22% do total mapeado, seguidos de 0,49% de áreas urbanas (**Tabela 3.1**).

A



B

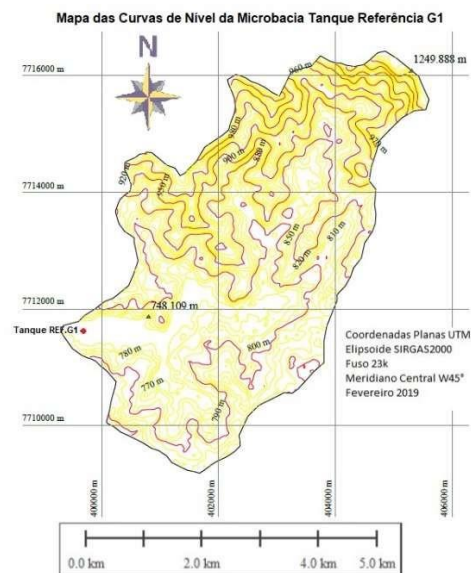


Fig. 3.1: Delimitação da microbacia do ponto referência do Rio Grande G1 – (a) Mapa altimétrico da microbacia; (b) mapa das curvas de nível.

A

B

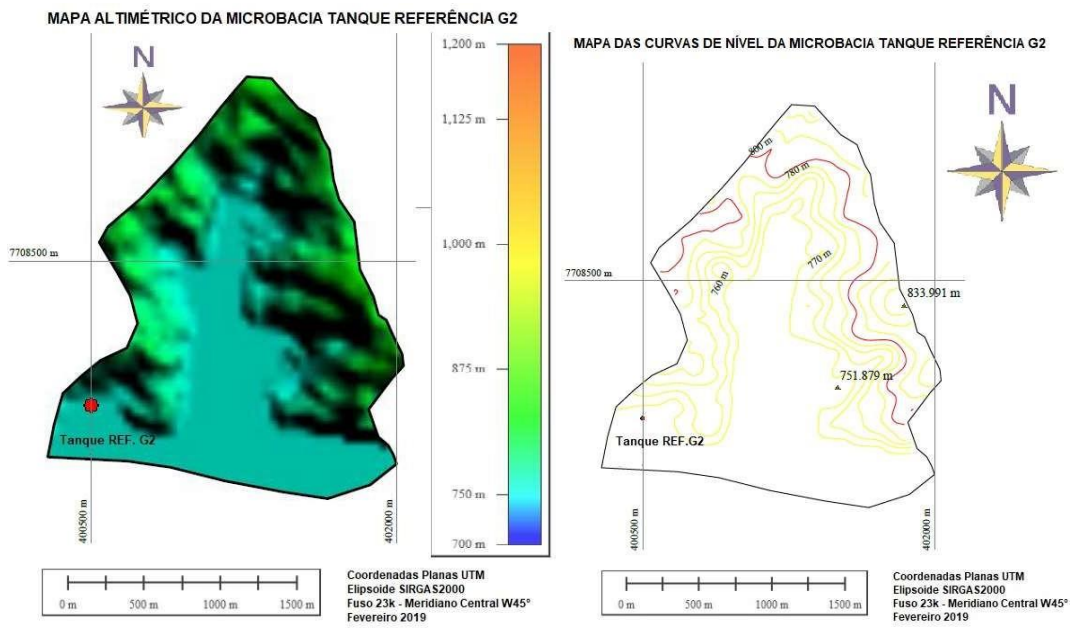


Fig. 3.2: Delimitação da microbacia do ponto referência do Rio Grande G2 – (a) Mapa altimétrico da microbacia; (b) mapa das curvas de nível.

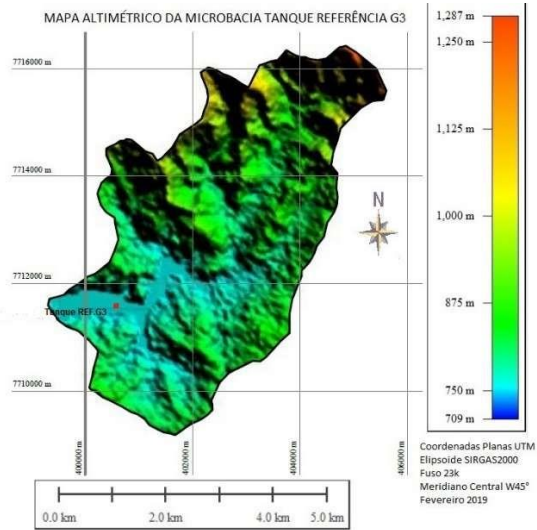
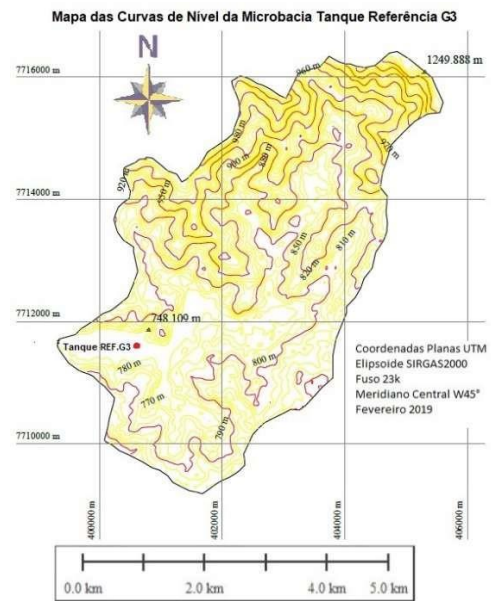
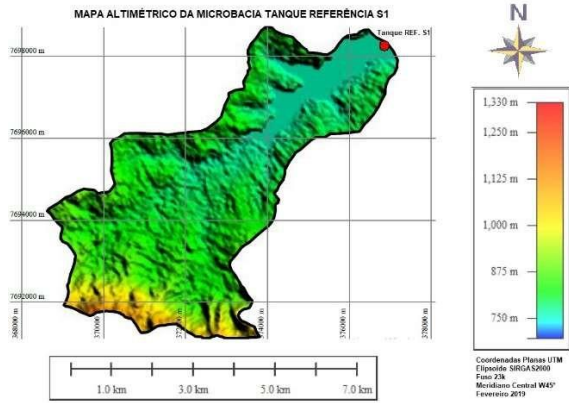
A**B**

Fig. 3.3: Delimitação da microbasia do ponto referência do Rio Grande G3 – (a) Mapa altimétrico da microbasia; (b) mapa das curvas de nível.

A



B

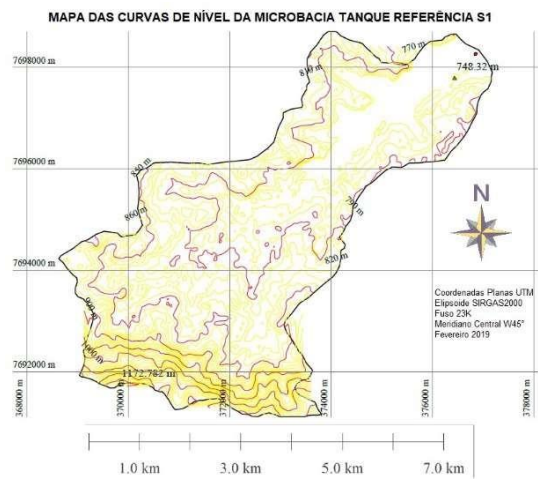


Fig. 3.4: Delimitação da microbacia do ponto referência do Rio Sapucaí S1 – (a) Mapa altimétrico da microbacia; (b) mapa das curvas de nível.

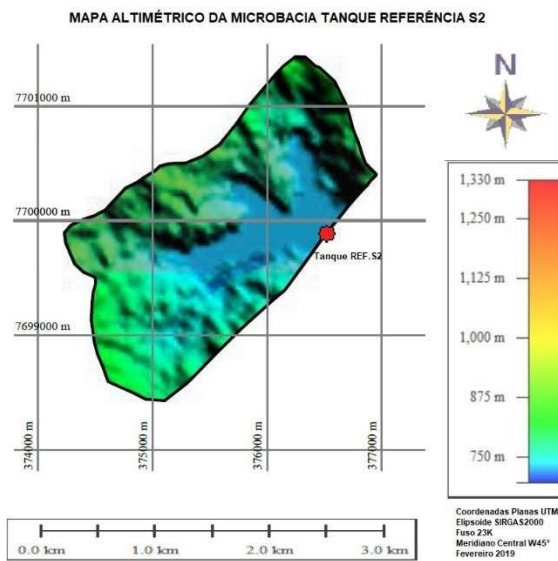
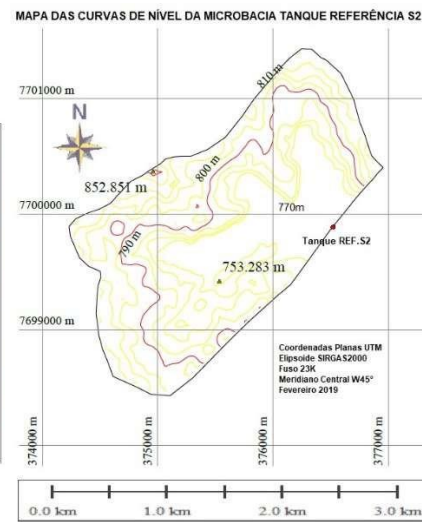
A**B**

Fig. 3.5: Delimitação da microbacia do ponto referência do Rio Sapucaí S2 – (a) Mapa altimétrico da microbacia; (b) mapa das curvas de nível.

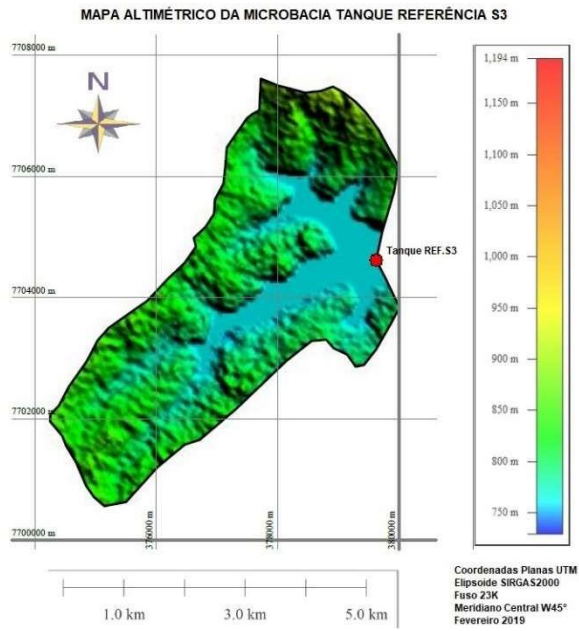
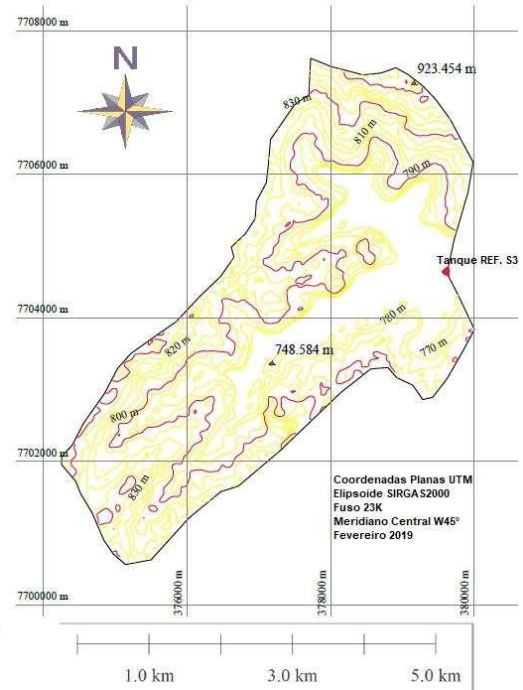
A**B****MAPA DAS CURVAS DE NÍVEL DA MICROBACIA TANQUE REFERÊNCIA S3**

Fig. 3.6: Delimitação da microbacia do ponto referência do Rio Sapucaí S3 – (a) Mapa altimétrico da microbacia; (b) mapa das curvas de nível.

Tabela 3.1. Porcentagem de uso e ocupação das diferentes categorias de uso do solo no entorno dos pontos de referência do Rio Grande (G1, G2 e G3) e do rio Sapucaí (S1, S2 e S3) no reservatório de Furnas, considerando mapeamento delimitado pela altimetria (Bacia de drenagem imediata dos pontos).

Ponto	Agrícola		Urbano	Natural
	% Pastagem	% Plantio	%	%
G1	38,55	26,68	4,30	30,47
G2	59,09	22,73	0,76	17,42
G3	38,55	26,68	4,30	30,47
S1	3,73	65,83	0,57	29,87
S2	7,35	67,65	0,59	24,41
S3	5,18	70,10	0,32	24,40

3.5.2 Relação entre porcentagem de cobertura de cada uso do solo e as variáveis de qualidade de água

Para o Rio Grande, nenhuma relação significativa foi detectada entre as diferentes coberturas de uso do solo na microbacia circundante imediata e as variáveis de qualidade de água medidas, para nenhuma das coletas realizadas. Para o Rio Sapucaí, detectou-se relações significativas entre o uso do solo e algumas variáveis de qualidade da água, basicamente associadas à nutrientes nitrogenados, quando consideradas as medidas realizadas em pontos da zona fótica do reservatório. Tais relações foram, no entanto, apenas detectadas durante a 2^a e a 4^a coletas.

Dentre as correlações significativas obtidas entre o uso do solo e a qualidade da água no Rio Sapucaí, destaca-se uma associação positiva entre (i) a porcentagem de cobertura natural do solo e a razão NOD:NID; (ii) a porcentagem de área de pastagem e a concentração de nitrogênio amoniacal; e (iii) a porcentagem de área urbana e a concentração de NOD (**Tabela 3.2**). Por outro lado, uma associação negativa foi apontada pelas análises de correlação entre (i) a porcentagem de área de plantio e a razão NOD:NID (refletida na mesma

relação encontrada com a porcentagem de área agrícola); (ii) a porcentagem de plantio e as concentrações de NTD e NOD, assim como (iii) a porcentagem de área urbana e a concentração de NID (**Tabela 3.2**).

Para a 3ª coleta, correlações significativas foram detectadas apenas quando os dados relativos aos dois sistemas (rio Grande e rio Sapucaí) foram analisados conjuntamente, indicando que estas correlações encontradas entre uso do solo e qualidade da água é provavelmente espúria, fomentada pela grande divergência natural observada entre os dois sistemas. A fim de verificar e demonstrar essa hipótese, analisamos a relação por meio de um plot de valores de qualidade da água contra a porcentagem de área de plantio na bacia circundante (**Fig. 3.7**). Pôde-se observar que a grande diferença obtida entre os valores correspondentes ao Rio Grande e ao Rio Sapucaí claramente impõe uma relação entre as variáveis de uso do solo e qualidade da água, mas ao se observar as diferenças internas a cada sistema, nenhum padrão pode ser evidenciado (**Fig. 3.7**).

Tabela 3.2. Coeficientes de correlação de Pearson (r) obtidos para as relações significativas ($p < 0.05$; $n=3$) extraídas entre as variáveis de qualidade da água (concentrações de nutrientes nitrogenados em $\mu\text{g L}^{-1}$ e a razão NOD:NID) nos pontos mais próximos à margem e a porcentagem de cobertura de cada uso do solo na bacia circundante dos pontos amostrados no Rio Sapucaí, durante a 2ª e 4ª coletas. Não foram encontradas correlações significativas para a 1ª e 3ª coletas, nem para os pontos de amostragem no Rio Grande, em nenhuma das 4 coletas realizadas.

Variáveis	Uso do solo (%)			
	Pastagem	Agrícola Plantio	Urbano	Natural
2ª coleta				
NOD:NID	-	-0.99	-	0.99
	-	-	-	-
4ª coleta				
NTD	-	-0.99	-	-
NID	-	-	-0.97	-
NOD	-	-0.99	0.91	-
NH ₄ -N	0.99	-	-	-
NOD:NID	-	-0.99	-	-

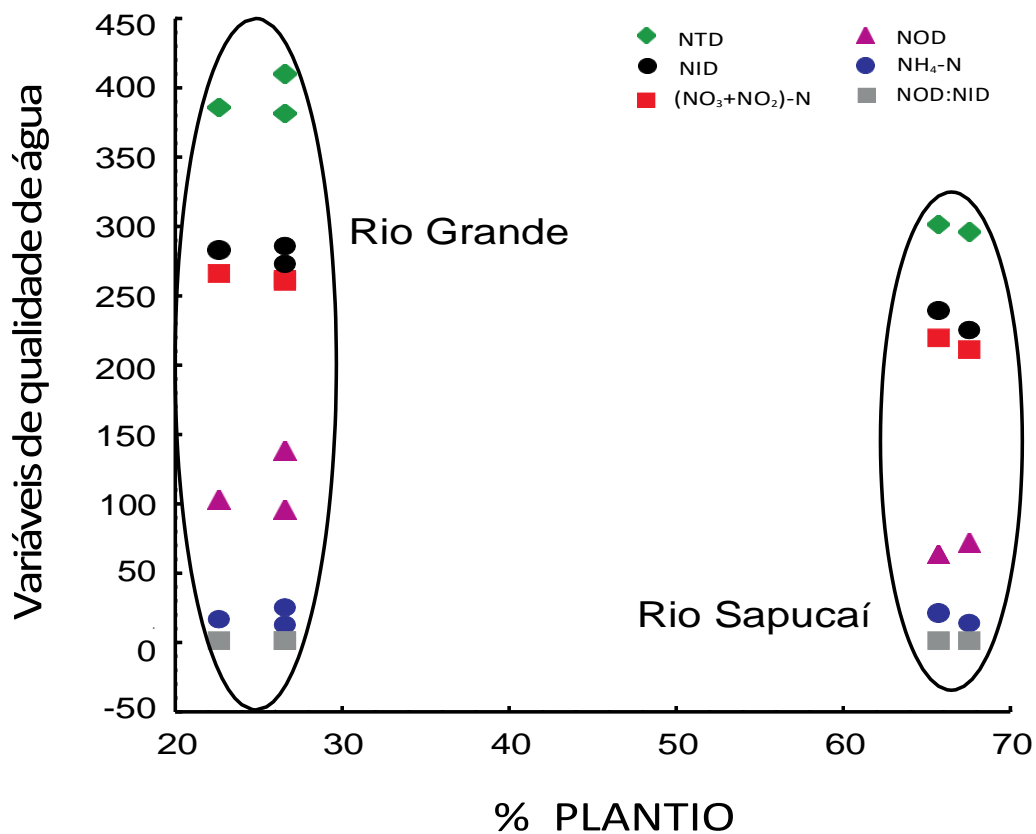


Figura 3.7. Relação entre variáveis de qualidade da água (concentrações de nutrientes nitrogenados em $\mu\text{g L}^{-1}$ e razão NOD:NID) e a porcentagem de cobertura agrícola do solo (Plantio) na bacia circundante dos pontos amostrados mais próximos à margem nos Rios Grande e Sapucaí, durante a 3ª coleta.

3.6 DISCUSSÃO

Nesta parte do estudo testou-se basicamente a hipótese de que a atividade agrícola, assim como a urbana afetariam significativamente as concentrações de nutrientes nitrogenados e fosfatados nos pontos de referência dos braços do reservatório de Furnas. A primeira (agrícola), por ocupar uma parcela significativa das bacias estudadas, como se pôde verificar no capítulo 1 dessa dissertação, assim como nos dados de uso do solo da bacia de drenagem imediata, calculadas neste capítulo. A segunda (urbanização), por encontrarmos

na literatura diversos registros de sua relação com a má qualidade da água (Carvalho et al., 2015; Gücker et al., 2016), mesmo em locais onde sua contribuição de ocupação na bacia seja bastante inferior àquela representada por outras atividades (Boëchat et al., 2014). De uma maneira geral, pode-se assumir que as correlações encontradas, apenas para o Rio Sapucaí, e algumas vezes apenas para uma das 4 coletas, refletem a dificuldade em se analisar o efeito do uso do solo sobre pontos definidos de um sistema, em função de dificuldades de natureza (i) metodológica, que envolvem o tamanho amostral e um delineamento de análise que seja eficiente, e (ii) a grande heterogeneidade dos sistemas estudados, em virtude de características da bacia à montante do reservatório, e que em muito podem influenciar a qualidade da água medida nos pontos, para os quais foi feita a caracterização imediata dos usos do solo.

Primeiramente, esperava-se encontrar uma relação positiva entre a ocupação por atividade agrícola e as concentrações de nutrientes, principalmente nitrogenados inorgânicos. Essa hipótese foi apenas parcialmente corroborada, por meio da relação positiva entre a ocupação por pastagens e a concentração de nitrogênio amoniacal, mas apenas para uma das 4 coletas analisadas. A substituição de áreas naturais por áreas de pastagens tem sido reportada como causadora de mudanças hidrológicas, que culminam com o transporte e fluxos alterados de diversos componentes minerais e orgânicos (Germer et al., 2009). Alguns estudos reportam aumento de concentrações de nitrogênio amoniacal em áreas de intensa produção animal, muitas vezes em função do enriquecimento direto das águas com a excreta dos animais, uma vez que a ureia pode ser rapidamente convertida em amônio (Gary et al., 1983; Davies-Colley et al., 2004). A pastagem também afetou os fluxos superficiais e subterrâneos de N, inclusive de N orgânico, em estudos desenvolvidos em regiões de Mata Atlântica (Salemi et al., 2015) e Amazônia (Dalmagro et al., 2019). A concentração anual média de $\text{NH}_4\text{-N}$ (0.9 mg L^{-1}) no escoamento superficial de pastagens que não receberam nenhum tipo de fertilização na Nova Zelândia (Sharpley et al., 1983) já se encontrava acima dos níveis recomendados para água potável (0.5 mg L^{-1}), e a concentração média anual de nitrato (0.5 mg L^{-1}) também foi superior aos

valores normalmente associados com o processo acelerado de eutrofização (0.3 mg L^{-1}), indicando que a mera presença de pastagens já pode contribuir com o enriquecimento de formas nitrogenadas inorgânicas nas águas superficiais. No entanto, a fertilização com formas inorgânicas e orgânicas (ureia) de N em pastagens é uma técnica antiga, conhecida e amplamente difundida como forma de aumentar a produção do sistema em diversos países (Henzell, 1963; Vallis et al., 1982; Sun et al., 2008). Assim, existe suporte suficiente na literatura para sustentar a hipótese de que a substituição de paisagens naturais por áreas de pastagem afeta o fluxo e as concentrações de formas nitrogenadas nas águas de escoamento e, por consequência, nos corpos d'água que recebem esse aporte diretamente.

A ocupação por plantios resultou em uma relação significativa inversa com as concentrações de NOD e com a razão NOD:NID, para 2 das 4 coletas testadas. A relação inversa entre áreas agrícolas de plantio e a razão NOD:NID pode ser devida a uma relação direta com as concentrações de NID, infelizmente não detectada em nosso estudo. Era de se esperar que as concentrações de N inorgânico aumentassem na água do reservatório, em função do aporte dessas formas nitrogenadas, oriundo de processos de fertilização das áreas cultivadas no entorno, principalmente de lavouras de café, que recebem anualmente eventos de fertilização intensa com nitrato (Coltro et al., 2011). Possivelmente as concentrações de N na água de escoamento não são elevadas o bastante para causar aumentos detectáveis na água do reservatório, ou, o N inorgânico que entra no reservatório é rapidamente absorvido pelos produtores primários e incorporado na biomassa, passando a contribuir para o estoque particulado desse nutriente (Corredor, 1979). Uma outra possibilidade é a presença de correntes internas no reservatório, que deslocam os aportes de nutrientes horizontalmente de maneira bastante eficiente, impossibilitando que nosso delineamento amostral seja capaz de detectar os pontos de maior concentração de DIN no reservatório. Adicionalmente, a redução nas concentrações de NOD em áreas de maior contribuição de atividade agrícola pode resultar do processamento intenso do NOD ainda no solo e uma consequente redução no

seu transporte para o reservatório. Todas essas possibilidades merecem estudos adicionais a fim de compreendermos melhor a dinâmica do processo e transporte de N no reservatório de Furnas e em outros reservatórios neotropicais inseridos em paisagens majoritariamente agrícolas.

A hipótese, que considerava a presença de efeito da atividade urbana sobre as concentrações de nutrientes, revelou que esta atividade de uso do solo, embora contribuindo pouco em termos relativos para a área analisada da bacia, apresentou um efeito positivo sobre as concentrações de NOD e negativo sobre às concentrações de NID, embora tal efeito só possa ter sido evidenciado durante a 4ª coleta. Em um estudo recente realizado em 35 bacias de área de Mata Atlântica, no Brasil, a urbanização foi considerada o principal fator desencadeador do aumento nas concentrações de nutrientes em riachos, independente da escala de análise, tendo sido o efeito mais concentrado na zona ripária dos riachos do que nas bacias inteiras (Tromboni e Dodds, 2017). A urbanização também foi o fator majoritariamente relacionado com o aumento nas concentrações de nutrientes inorgânicos, por meio de entradas pontuais e difusas de esgoto não tratado, em uma bacia no sudeste da China (Ding et al., 2015), mas contribuiu com o aumento das concentrações de DIN e DON em riachos neotropicais da região de transição entre Cerrado e Mata Atlântica (Gücker et al., 2016b). Contrariamente ao encontrado para muitas bacias temperadas (Pellerin et al., 2006), a urbanização – e não a agricultura, parece ser o tipo de uso do solo que mais exerce impacto sobre as concentrações de DON e as razões DON:DIN em sistemas neotropicais (Boëchat et al., 2014; Gücker et al., 2016b). Essa diferença pode ser explicada pelas peculiaridades nos sistemas de tratamento (ou até mesmo a ausência de tratamento) de dejetos urbanos e industriais no Brasil e em outras regiões neotropicais, acrescentado ao longo histórico de fertilização de solos em região agrícolas temperadas, o que faz com que a agricultura tenha normalmente um papel de maior destaque sobre a qualidade de recursos hídricos em regiões temperadas (Pellerin et al., 2006). Já a ocupação por áreas naturais refletiu-se em maior razão NOD:NID, embora apenas durante a 1ª coleta. A maior concentração de formas orgânicas do que

inorgânicas de N em pontos de maior contribuição de áreas naturais no entorno do reservatório pode ser um reflexo da entrada direta de material alóctone vegetal (Harris, 2001), assim como o efeito tampão de barramento do escoamento superficial de água e sedimentos, oriunda de porções alteradas da paisagem (Monteiro et al., 2016). Maiores concentrações de NOD foram detectadas em córregos com maior porcentagem de zona tampão ripária em diversos sistemas no Brasil e no exterior (Gücker et al., 2016b). Por outro lado, uma melhor qualidade de água em reservatórios tem sido igualmente associada a outras variáveis ligadas à configuração das manchas naturais, tais como o grau de adensamento e conectividade das manchas, de fragmentação e distância entre manchas, etc, que parecem exercer um efeito mais forte sobre a qualidade da água medida na forma de suas características químicas e físicas (Lee et al., 2009), sugerindo que o efeito de barramento do escoamento de formas inorgânicas de nutrientes pode ser mais importante do que o fornecimento de matéria orgânica nativa.

De uma maneira geral, a ausência de correlações significativas neste estudo, podem sugerir que a qualidade da água, nos locais analisados, pode não ser unicamente determinada por processos localizados, oriundos da bacia de drenagem imediata aos pontos. Nesse caso, o delineamento experimental pode ter consistido de número insuficiente de locais para o teste da hipótese de impacto do uso do solo, embora suficiente para os testes de hipótese propostos no projeto P&D que os originou. A qualidade da água pode ser um reflexo do somatório de impactos a que o sistema está submetido desde a nascente, passando, em todo seu percurso, por diversas paisagens e cenários capazes de influenciar suas características físicas, químicas e biológicas, conforme descrito pela Teoria do Contínuo Fluvial (Vannote et al., 1980), e já demonstrado em estudo anterior desenvolvido no reservatório (Delgado, 1999). Assim, considerando que o Rio Sapucaí foi o único a apresentar relações significativas com o uso do solo nesta parte do estudo, e considerando que este sistema banha, ao longo de seu percurso, diversos municípios e uma vasta área coberta por diferentes usos agrícolas (vide capítulo 1), seria de se esperar que o Sapucaí

fosse o sistema a apresentar maior impacto de qualidade da água em resposta à atividades de uso do solo do que o Rio Grande, cujo entorno é normalmente mais preservado do que o Sapucaí (vide Capítulo 1). Tal explicação encontra ainda suporte no fato de que as relações significativas só foram detectadas para as coletas 2 e 4, realizadas durante a época de transição entre seca e chuva (setembro de 2014) e de chuva e seca (março de 2015). Na época de transição observamos normalmente eventos de fortes chuvas, que podem ter desencadeado aportes maiores de nutrientes orgânicos e inorgânicos e alterado o processamento destes nutrientes na biomassa do reservatório.

3.7 CONCLUSÃO

A falta de correlações significativas entre as variáveis de qualidade física e química da água e os usos do solo na bacia imediata, testadas por meio de 2 hipóteses principais neste capítulo, nos leva a concluir que as relações com o uso do solo no reservatório de Furnas possam ser melhor descritas e compreendidas à luz (i) de uma análise de maior escala espacial, considerando-se o percurso percorrido pelos sistemas – Rio Grande e Sapucaí, desde a sua nascente, assim como um maior número de pontos de amostragem em locais de referência no reservatório; e ainda (ii) da compreensão de processos hidrodinâmicos (fluxos horizontais internos, por exemplo) e ecofisiológicos (taxas de assimilação e processamento de formas de nitrogênio pela biomassa de produtores) internos no sistema. Apenas ao se considerar estas variáveis será possível determinar se o efeito do uso do solo no entorno do reservatório detém o potencial para mascarar, ou mesmo potencializar, o efeito da produção aquícola nas baías onde a atividade se desenvolve. Ao se considerar apenas os resultados aqui obtidos, e ignorando tais aspectos, poder-se-ia chegar a conclusão – possivelmente equivocada – de que a aquicultura pode ser o único e mais impactante efeito deletério sobre a qualidade da água em baías do Grande e do Sapucaí no Reservatório de Furnas.

4. CONCLUSÃO GERAL

O objetivo principal desse trabalho foi mapear os usos do solo nas bacias dos Rios Sapucaí e Grande, a partir de pontos de referência e com atividade de piscicultura no reservatório de Furnas, a fim de, em um segundo momento, correlacionar os diversos usos do solo em relação a qualidade da água, com ênfase nas áreas de uso agrícola, e suas subáreas como plantações e pastagem, seguido pela ocupação urbana e por áreas naturais no entorno do reservatório de Furnas. Constatou-se que as áreas analisadas nos braços dos Rios Grande e Sapucaí, em termos absolutos, estão fragmentadas pela expansão agrícola e urbana, fazendo com que o reservatório esteja sujeito a receber grandes descargas de nutrientes, o que pode vir a contribuir para a eutrofização. A área agrícola, na maioria dos pontos mapeados, representou mais de 50% das áreas que envolvem o entorno do reservatório. Entretanto, a falta de correlações significativas entre as variáveis de qualidade da água e os usos do solo na bacia imediata, leva a questionar se as atividades de uso do solo na bacia a montante do reservatório, abrangendo o percurso dos rios Grande e Sapucaí desde suas nascentes, tenha mais relevância para qualidade da água no reservatório do que a entrada pontual e difusa de material oriundo da paisagem imediatamente circundante.

O estudo revelou que, ao se considerar apenas pontos estratégicos no entorno do reservatório, não se conclui a realidade das relações com o uso do solo e a qualidade da água. É necessário analisar uma escala espacial maior, considerando todo o percurso percorrido pelos Rios Grande e Sapucaí, com maior número de pontos de amostragem, além de uma maior compreensão dos processos hidrodinâmicos e ecofisiológicos internos do sistema. Assim, poder-se-ia avaliar, com maior acurácia, os efeitos provocados pelos impactos do uso do solo na bacia sobre a qualidade da água no reservatório da UHE de Furnas.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AB'SABER, A.N. 1970. Províncias geológicas e domínios morfoclimáticos no Brasil. São Paulo: IGEOG/USP. 26p. (Geomorfologia, 20)
- AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C. & PELICICE, F.M. 2007. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. Maringá: EDUEM, 500 p.
- AGUIAR, A.C.F., Gücker, B., Brauns, M., Hille, S. & Boëchat, I.G. 2015. Benthic invertebrate density, biomass, and instantaneous secondary production along a fifth-order human impacted tropical river. **Environ. Sci. Pollut. Res.**, 22: 9864–9876.
- ALMEIDA, R. A., VIANA, A. N. C. & ALVES, A. S. V. 2007. Impacto do deplecionamento de reservatórios de regularização no setor de turismo em municípios lindeiros: o caso do reservatório de Furnas. **XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. São Paulo. 11 pp.
- AYROZA, D. M. M. R., FURLANETO, F. P. B. & AYROZA, L. M. S. (2008). Regularização dos projetos de piscicultura no Estado de São Paulo. *Rev. Tecnol. Inovação Agrop.*, 1(1): 33-41.
- AYROZA, D. M. M. R., AYROZA, L. M. S. & FURLANETO, F. P. B. (2011). Situação da regularização de projetos piscícolas em tanques-rede no Estado de São Paulo. *Pesq. & Tecnol.*, 8(1): 1-7
- BERALDO, A.M. Sapucaí, o Caminho das Águas. Pouso Alegre/MG.1996.
- BOËCHAT, I.G., KRÜGER, A., CHAVES, R.C., GRAEBER, D. & GÜCKER, B. 2014. Land-use impacts on fatty acid profiles of suspended particulate organic matter along a larger tropical river. **Science of the Total Environment**, 482–483: 62–70.
- BORGES, J.C.S., SALIMBENI, A.B.B., BRANCO, P.C., OLIVEIRA, M.S., SILVA, J.R.M.C. 2013. Effects of trophic levels (chlorophyll and phosphorous content) in three diferente water bodies (urban lake, reservoir and aquaculture facility) on gill morphology of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) **Journal of Applied Ichthyology**, 573–578.
- BRABO, M. F., FERREIRA, L. A., VERAS, G. C., CINTRA, I. H. A., PAIVA, R. S. & FUJIMOTO, R. Y. (2015). Proposta de indicadores de sustentabilidade para

parques aquícolas continentais: avaliação de um empreendimento na Amazônia. **Agrária - Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, 10(2): 315-321.

CAMPOS, J. C. de; SILVA, A. C. 1998, Avaliação do desmatamento na região de Alfenas no período de 1964 a 2001 através do sensoriamento remoto. *Revista Universidade de Alfenas*, Alfenas, 4:111-114.

CARMUOUZE, J.P. 1994. O metabolismo de ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas. FAPESP, São Paulo. P. 253.

CARVALHO, E. D. & RAMOS, I. P. (2010). A aquicultura em grandes represas brasileiras: interfaces ambientais, socioeconômicas e sustentabilidade. **Bol. Soc. Bras.Limnol.**, 38(1): 49-57.

CEMIG-USINAS E RESERVATÓRIOS DA CEMIG. Disponível em:

http://www.cemig.com.br/pt-br/a_cemig/nossos_negocios/usinas/Paginas/Inicio.aspx.> Acesso em: 13 de junho de 2018.

CHADWICK, M.A., DOBBERFUHL, D.R., BENKE, A.C., HURYN, A.D., SUBERKROPP, K. & THIELE, J.E. 2006. Urbanization affects stream ecosystem function by altering hydrology, chemistry, and biotic richness. **Ecological Applications**, 16: 1796–807.

CHRISTOFOLETTI, A. 1999. Modelagem de sistemas ambientais, ed. Edgar Blucher, p. 238, São Paulo.

COLTRO, L., MOURAD, A. L., PINKE, P. A., OLIVEIRA, L. V., ANDRADE, J. P. B. O. 2011. Regional differences of coffee cultivation. *Coffee Science*, 7: 31-41.

COMISSÃO DAS COMUNIDADES EUROPÉIAS. Estratégia temática de proteção do solo. Bruxelas, 2006.

CORREDOR, J. E. 1979. Phytoplankton response to low level nutrient enrichment through upwelling in the Columbian Caribbean Basin. **Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers**, 36: 731–741.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. Disponível em <https://www.conab.gov.br/info-agro>. Acesso em 9 de março de 2019.

DALMAGRO, H.J.; LATHUILLIÈRE, M.J.; SALLO, F.S.; GUERREIRO, M.F.; PINTO, O.B., JR.; DE ARRUDA, P.H.; COUTO, E.G.; JOHNSON, M.S. 2019.

Streams with riparian forest buffers versus impoundments differ in discharge and DOM characteristics for pasture catchments in southern Amazonia. **Water**, 11: 390.

DAVIES-COLLEY , R.J., NAGELS , J. W., SMITH, R. A., YOUNG, R. G. & PHILLIPS, C. J. 2004. Water quality impact of a dairy cow herd crossing a stream. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, 38: 569-576.

DAVIS, JANIS et al. 2015. When trends intersect: The challenge of protecting freshwater ecosystems under multiple land use and hydrological intensification scenarios. **Science of the Total Environment**, 534: 65-78.

DING, J., JIANG, Y.; FU, L., LIU, Q., PENG, Q. & KANG, M. 2015. Impacts of land use on surface water quality in a subtropical river basin: a case study of the Dongjiang River Basin, southeastern China. **Water**, 7: 4427–4445.

Edmondson, W. T. 1970. Phosphorus, nitrogen, and algae in Lake Washington after diversion of sewage. *Science* 169, 690-691.

EMATER/MG (Empresa de Assistência Técnica Instituto e Extensão Rural do Estado de Minas Gerais). Mapa de Solos do Estado de Minas Gerais. In: AMARAL, F. C - Escala 1:1. 000.000. EMBRAPA/CNPMS. Minas Gerais, 1993.

RELATÓRIO DE IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS TECNICAMENTE ADEQUADAS PARA A INSTALAÇÃO DE PARQUES AQUÍCOLAS. RESERVATÓRIO DE FURNAS. Estudo Técnico-Científico Visando a Delimitação de Parques Aquícolas nos Lagos das Usinas Hidroelétricas de Furnas e Três Marias – MG. (2007).

FAO – Organização das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação. *The State of World Fisheries and Aquaculture*, 2010. Disponível em <<http://www.fao.org/fishery/sofia/en>>. Acesso em ago. 2016.

Faria, H. M..Alto e Médio Sapucaí: cenários para o planejamento ambiental. USP, São Paulo. 2007.

FIGUEREDO, C. C. & GIANI, A. 2005. Ecological interactions between Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and the phytoplanktonic community of the Furnas Reservoir (Brazil). **Freshwater Biology**, 50: 1391–1403.

FOLEY, J. A., DEFRIES, R., ASNER, G. P., BARFORD, C., BONAN, G., CARPENTER, S. R. et al..2005. Global consequences of land use. **Science**, 309: 570–574.

FORUM LAGO, 2007. Diálogo de Concertação: Diagnóstico de Saneamento Ambiental dos 52 Municípios no Entorno do Reservatório de Furnas 27pp.

GARY, H. L., JOHNSON, S. R. & PONCE S. L. 1983. Cattle grazing impact on surface water quality in a Colorado front range stream. **Journal of Water and Soil Conservation**, 38: 124-128.

GERMER, S., NEILL, C., VETTER, T., CHAVES, J., KRUSCHE, A. V. & ELSENBEER, H. 2009. Implications of long-term land-use change for the hydrology and solute budgets of small catchments in Amazonia. **Journal of Hydrology**, 364: 349–363.

GÜCKER B., BOËCHAT I.G. & GIANI, A. 2009. Impacts of agricultural land use on ecosystem structure and whole-stream metabolism of tropical Cerrado streams. **Freshwater Biology**, 54: 2069–2085

GÜCKER, B., SILVA, R. C.S., GRAEBER, D., MONTEIRO J. A. F., BOËCHAT, I. G. 2016a. Urbanization and agriculture increase exports and differentially alter elemental stoichiometry of dissolved organic matter (DOM) from tropical catchments. **Science of the Total Environment**, 550: 785–792.

GÜCKER, B., SILVA, R. C.S., GRAEBER, D., MONTEIRO J. A. F., BROOKSHIRE, J. E. N., CHAVES, R.C. & BOËCHAT, I. G. 2016B. Dissolved nutrient exports from natural and human-impacted Neotropical catchments. **Global Ecology and Biogeography**, 25: 378-390.

GUNKEL, G.; SELGE, F.; KEITEL, J.; LIMA, D.; CALADO, S.; SOBRAL, M.; RODRIGUEZ, M.; MATTA, E.; HINKELMANN, R.; CASPER, P.; HUPFER, M.. Water management and aquatic ecosystem services of a tropical reservoir (Itaparica, São Francisco, Brazil). **Regional Environmental Change** (2018) 18:1913–1925

HAJKOWICZ, AS.; COOK, H.; LITTLEBOY, A. Our future world: global megatrends that will change the way we live. The 2012 Revision. CSIRO, Austrália. **CSIRO**, revision, p. 9, 2012.

HAKANSON, L., CARLSSON, L., JOHANSSON, T. 1998. A new approach to calculate the phosphorus load to lakes from fish farm emissions. **Aquacultural Engineering**. 17(3):149-166.

HARRIS, G. P. 2001. Biogeochemistry of nitrogen and phosphorus in Australian catchments, rivers and estuaries: effects of land use and flow regulation and comparisons with global patterns. **Marine and Freshwater Research**, 52: 139–149.

HENZELL, E. F. 1963. Nitrogen fertilizer responses of pasture grasses in south-eastern Queensland. **Australian Journal of Experimental Agriculture and Animal Husbandry**, 3: 290–299.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Disponível em <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em: 09 de março. 2019

LEE S. W., HWANG, S. J., LEE, S. B., HWANG, H. S. & SUNG, H. C. 2009. Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. **Landscape and Urban Planning**, 92: 80–89.

LIMA, W. P. Princípios de hidrologia florestal para o manejo de bacias hidrográficas. Piracicaba, SP: ESALQ, 1986. 242 p.

MACEDO, M. C. M. Integração lavoura pecuária: O estado da arte e inovações tecnológicas. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.38, p.133-146, 2009

MEIRELES, A.C.M., ANDRADE, E.M. Water quality and anthropogenic impact in the watersheds of service reservoirs in the Brazilian semi-arid region. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 50, n. 2, p. 223-233, abr-jun, 2019.

MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA (Brasil). Boletim estatístico da pesca e aquicultura Brasil 2010. Brasília, 2012. 128p.

MONTEIRO, J. A. F., KAMALI, B., SRINIVASAN, R., ABBASPOUR, K. & GÜCKER, B. 2016. Modelling the effect of riparian vegetation restoration on sediment transport in a human-impacted Brazilian catchment. **Ecohydrology**, v.9: 1289-1303.

Mutoko M.C., Shisanya C.A., Hein L. 2014. Promover a transição- tecnológico a gestão sustentável dos solos, através da colaboração das partes interessadas no planalto ocidental do Quênia. **Uso da Terra Política**, v. 41: 110 -120.

ORSI, M.L. & AGOSTINHO, A.A. 1999. Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo em rios da bacia do Rio Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 16: 557–560.

PARKER, R. 2002. **Aquaculture Science**. 2nd edition. Delmar, Thomson Learning Ed. USA. 613 pp.

PELLERIN, B. A., KAUSHAL, S. S. & MCDOWELL, W. H. 2006. Does anthropogenic nitrogen enrichment increase organic nitrogen concentrations in runoff from forested and human- dominated watersheds? **Ecosystems**, 9: 852–864.

PEREIRA, H. M., LEADLEY, P. W, PROENCA, V., ALKEMADE, R., SCHARLEMANN, J. P., FERNANDEZ-MANJARRES, J. F. et al. 2010. Scenarios for global biodiversity in the 21st century. **Science**, 330: 1496–1501.

PÉREZ, J.E., ALFONSI, C., NIRCHIO, M., MUÑOZ, C. & GÓMEZ, J.A. 2003. The introduction of exotic species in aquaculture: a solution or part of the problem? **Interciência**, 28: 234-238.

PLANO DIRETOR DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ENTORNO DO LAGO DE FURNAS. FUPAI – Fundação de Pesquisa e Assessoramento à Indústria. Alfenas, 2013.

RASMUSSEN, J.J., WIBERG-LARSEN, P., BAATTRUP-PEDERSEN, A., MONBERG, R.J., KRONVANG, B. 2012. Impacts of pesticides and natural stressors on leaf litter decomposition in agricultural streams. **Science of the Total Environment**, 416: 148–155.

REIS, J. A.; HOFFMANN, P.; HOFFMANN, F. L. Ocorrência de bactérias aeróbias mesófilas, coliformes totais, fecais, e *Escherichia coli*, em amostras de águas minerais envasadas, comercializadas no município de São José do Rio Preto, SP. *Revista Higiene Alimentar*, São Paulo, v. 20, n. 145, p. 109-116, out. 2006.

ROSA, R.S., AGUIAR, A.C.F., BOËCHAT, I.G. & GÜCKER, B. 2013. Impacts of fish farm pollution on ecosystem structure and function of tropical headwater streams. **Environmental Pollution**, 174: 204–213.

SALEMI, L. F., GROPPA, J. D., TREVISAN, R., FERRAZ, S. F. B., DE MORAES, J. M. & MARTINELLI, L. A. 2015. Nitrogen Dynamics in Hydrological Flow Paths of a Small Tropical Pasture Catchment. **Catena**, 127: 250–257.

SAMPAIO, M. B., GRECO, M. K., & PINTO-COELHO, R. M. 2007. Estudo Técnico Científico Visando a Delimitação de Parques Aquícolas nos Lagos das Usinas Hidroelétricas de Furnas e Três Marias. Belo Horizonte: Secretaria de Aquicultura e Pesca da Presidência da República e Secretaria de Estado de 55 Ciência e Tecnologia e Ensino Superior de Minas Gerais. Disponível em:http://ecologia.icb.ufmg.br/~rpcoelho/art_pdf/crt_pqaq.pdf

SANTOS, M. A natureza do espaço: técnica e tempo, razão e emoção. São Paulo: Hucitec, 1996.

SCOLFORO, J. R. & CARVALHO, L. M. T. Mapeamento e Inventário da Flora nativa e dos Reflorestamentos de Minas Gerais. Lavras: Editora UFLA. 288 p.il., 2006.

SHARPLEY, A. N., SYERS, J. K. & TILLMAN, R. W. 1983. Transport of ammonium- and nitrate-nitrogen in surface runoff from pasture as influenced by urea application. **Water, Air and Soil Pollution**, 20: 425–430.

Schindler, D. W. 1974. Eutrophication and recovery in experimental lakes: implications for lake management. **Science** 174, 897-899.

Schindler, D. W. 2006. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. **Limnology and Oceanography**, 51: 356-363.

SILVA, B. A. W.; AZEVEDO, M. M.; MATOS, J. S. Gestão Ambiental de Bacias Hidrográficas Urbanas. Revista VeraCidade. Ano 3. Nº 5. 2006.

SMITH, V.H. 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems: a global problem. **Environmental Science and Pollution**, 10: 126–139.

STEDUTO, P., FAURÈS, J.-M., HOOGEVEEN, J., WINPENNY, J., BURKE, J., 2012. Coping With Water Scarcity: An Action Framework for Agriculture and Food Security. Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome.

SUN, X., NINA, L., LONGHURST, B. & LUO, J. 2008. Fertiliser nitrogen and factors affecting pasture responses. **The Open Agriculture Journal**, 2: 35-42.

TROMBONI, F. & DODDS, W. K. 2017. Relationships Between Land Use and Stream Nutrient Concentrations in a Highly Urbanized Tropical Region of Brazil: Thresholds and Riparian Zones. **Environmental Management**, 60: 30–40.

UNESA, 2012. Probabilistic population projections based on the world population prospects: the 2012 revision. (Online), [http://esa.un.org/unpd/ppp/Figures-Output/Population/](http://esa.un.org/unpd/ppp/Figures-Output/Population/PPP_Total-Population.htm) PPP_Total-Population.htm (Accessed 13 Junho 2018).

VALLIS, I., HARPER, L.A., CATCHPOOLE, V.R. & WEIER, K.L. 1982. Volatilization of ammonia from urine patches in a subtropical pasture. **Australian Journal of Agricultural Research**, 33: 97–107.

VANNOTE, R. L., MINSHALL, G. W., CUMMINS, K. W., SEDELL J. R. & CUSHING C. E. 1980. The River Continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 37: 130–137.

YOUNG, R.G., MATTHAEI, C.D., TOWNSEND, C.R. 2008. Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assessing river ecosystem health. **Journal of the North American Benthological Society**, 27: 605–625.

6. APENDICES

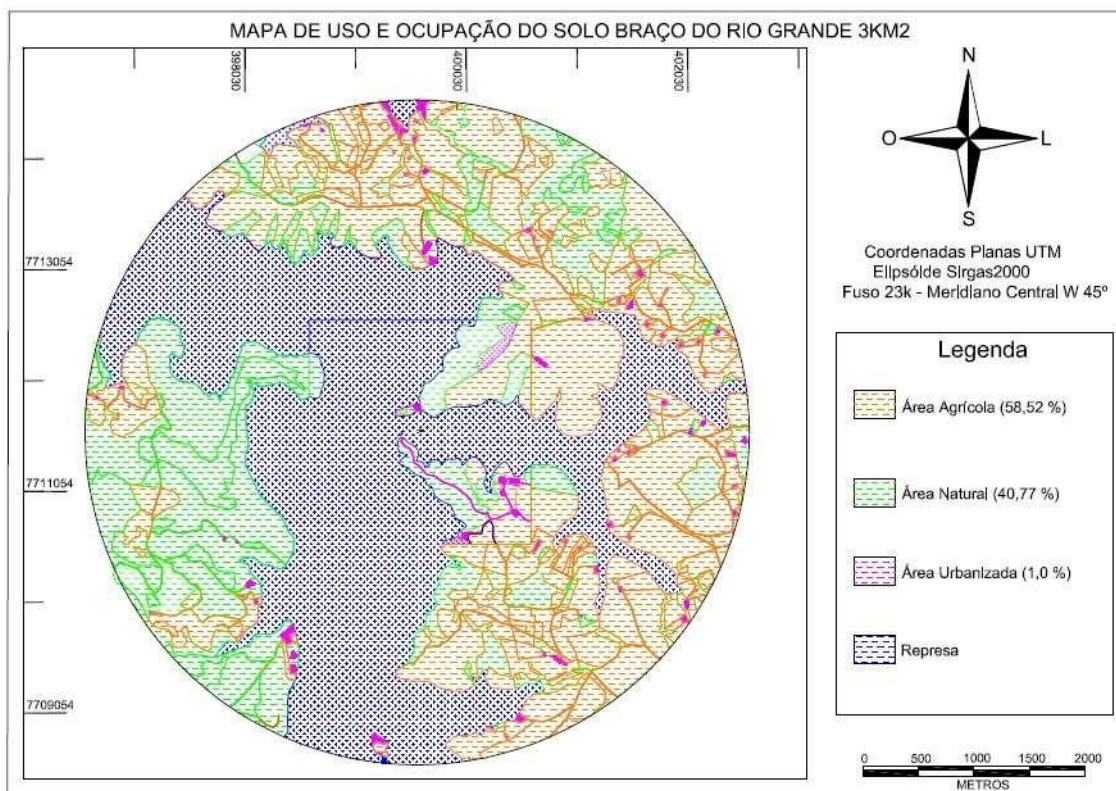


Fig. 6.1: Mapeamento do uso e ocupação do solo, no raio de 3 Km de um ponto de aquicultura no Rio Grande. AutCad 2016.

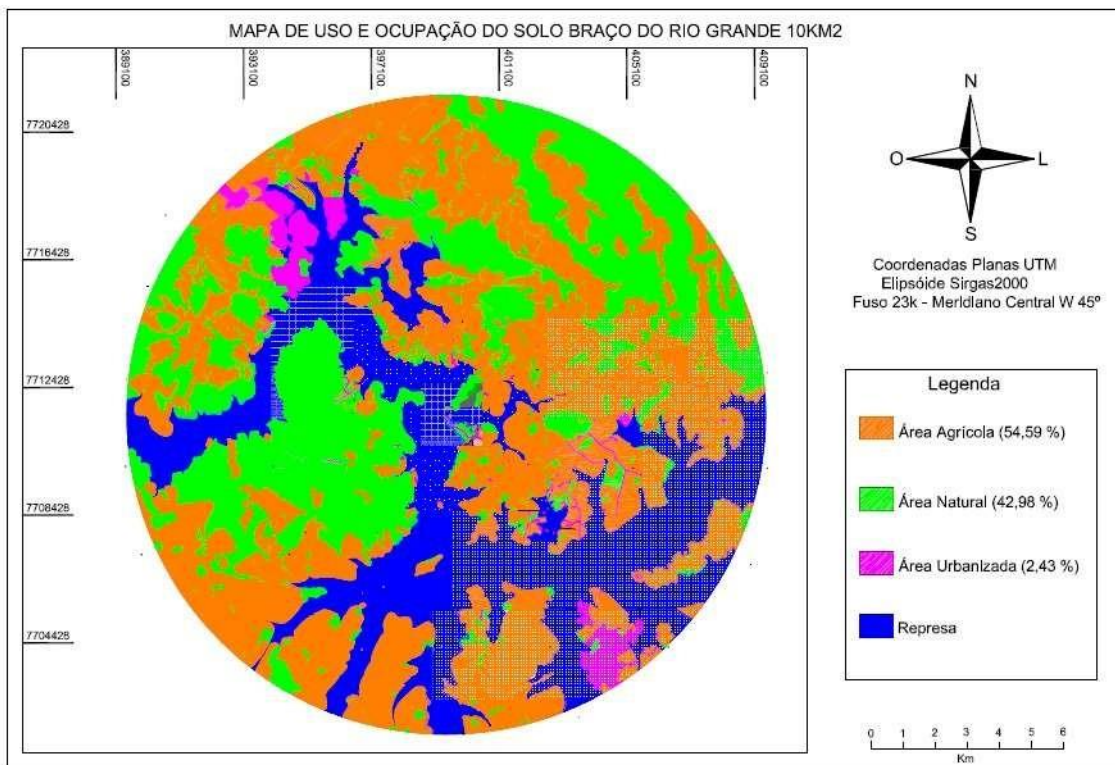


Fig. 6.2: Mapeamento do uso e ocupação do solo, no raio de 10 Km de um ponto de aquicultura no Rio Grande. AutCad 2016.

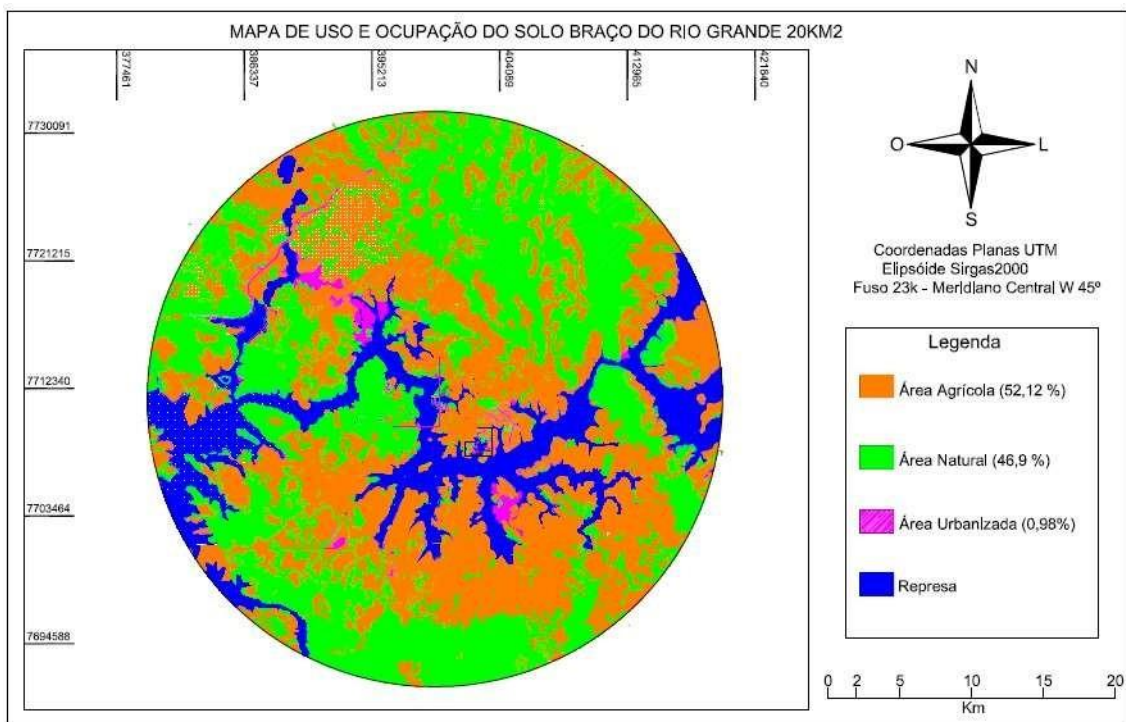


Fig. 6.3: Mapeamento do uso e ocupação do solo, no raio de 20 Km de um ponto de aquicultura no Rio Grande. AutCad 2016.

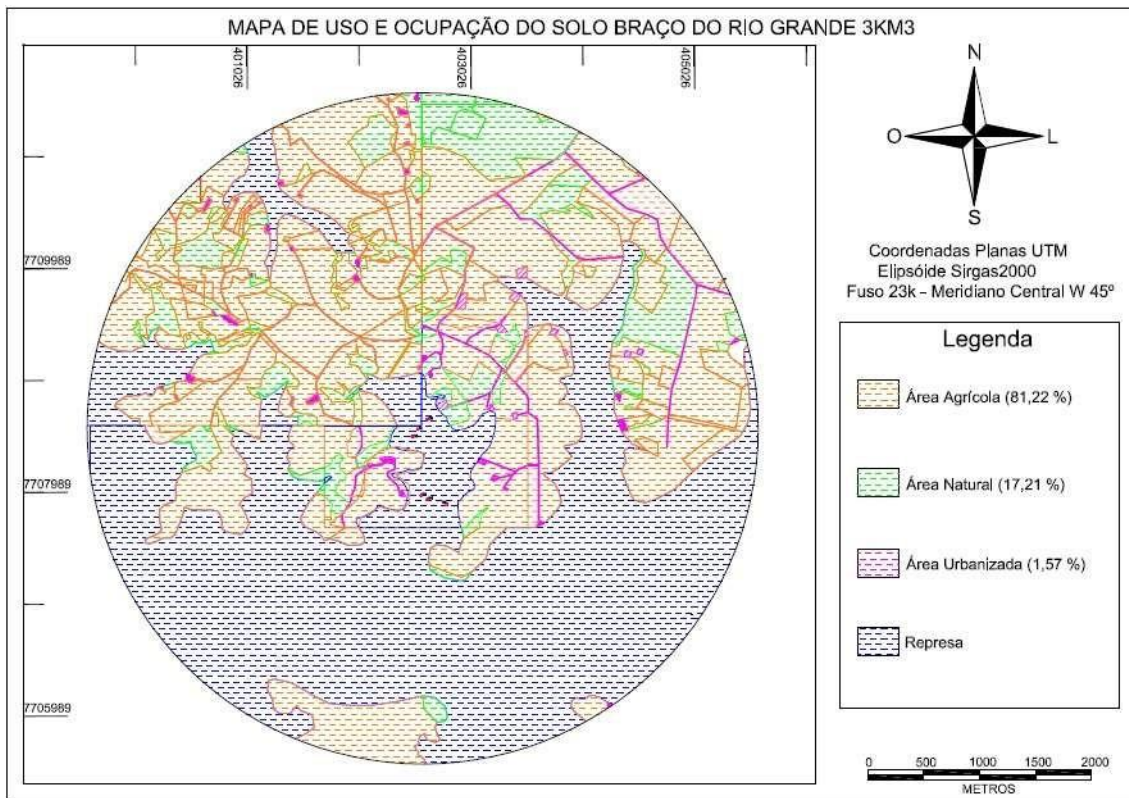


Fig. 6.4: Mapeamento do uso e ocupação do solo, no raio de 3 Km de um ponto de aquicultura no Rio Grande. AutCad 2016.

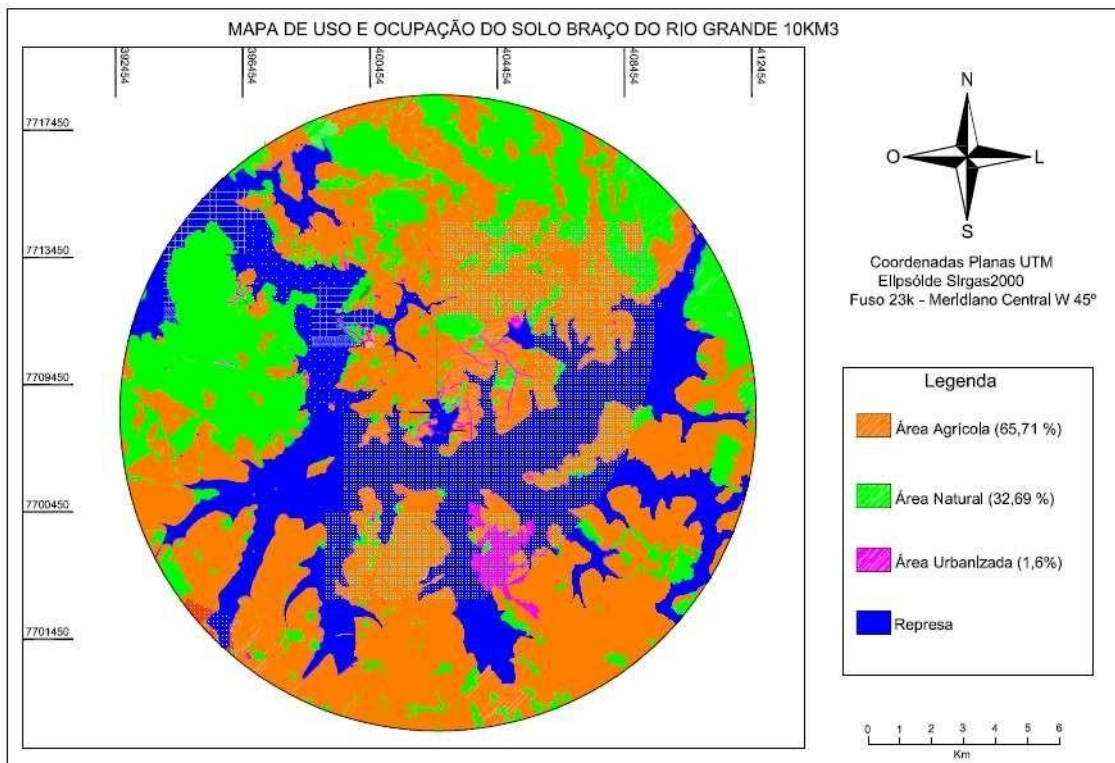


Fig. 6.5: Mapeamento do uso e ocupação do solo, no raio de 10 Km de um ponto de aquicultura no Rio Grande. AutCad 2016.

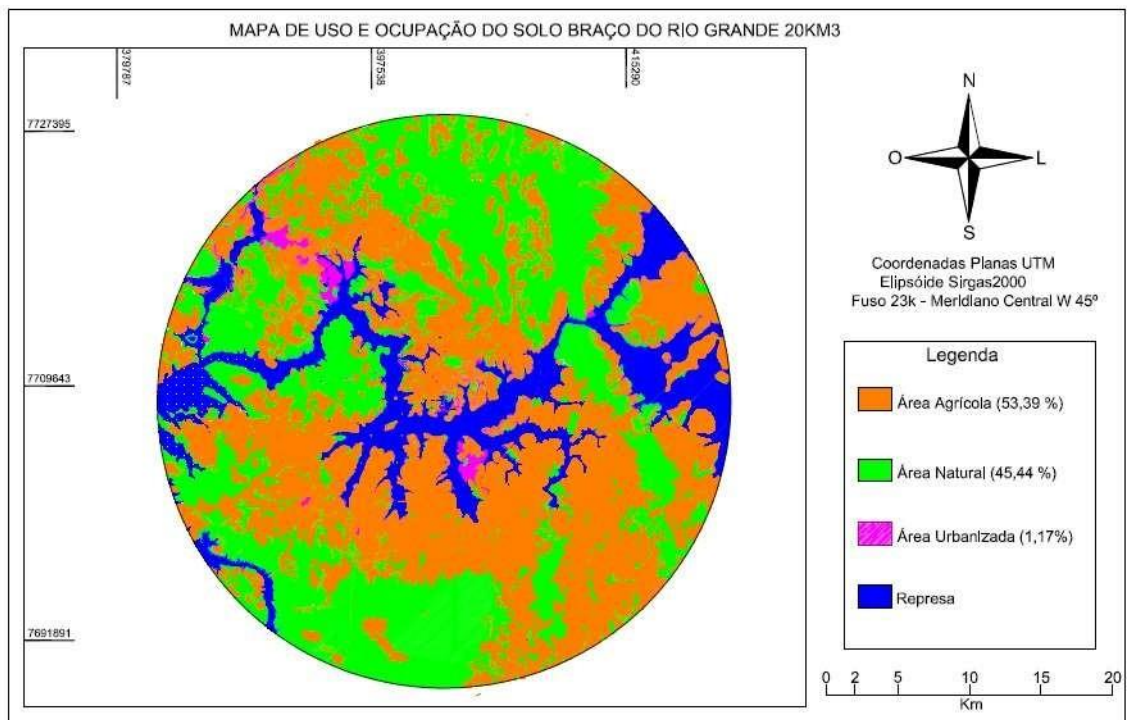


Fig. 6.6: Mapeamento do uso e ocupação do solo, no raio de 20 Km de um ponto de aquicultura no Rio Grande. AutCad 2016.

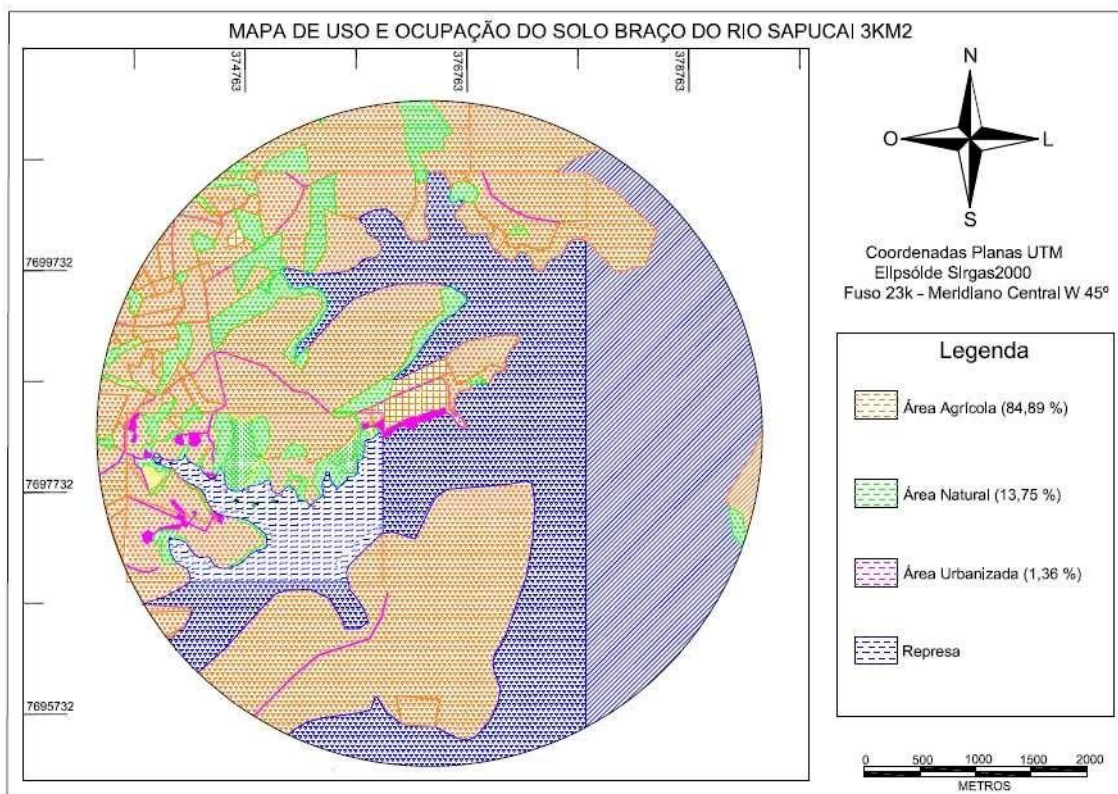


Fig. 6.6: Mapeamento do uso e ocupação do solo, no raio de 3 Km de um ponto de aquicultura no Rio Sapucaí. AutCad 2016.

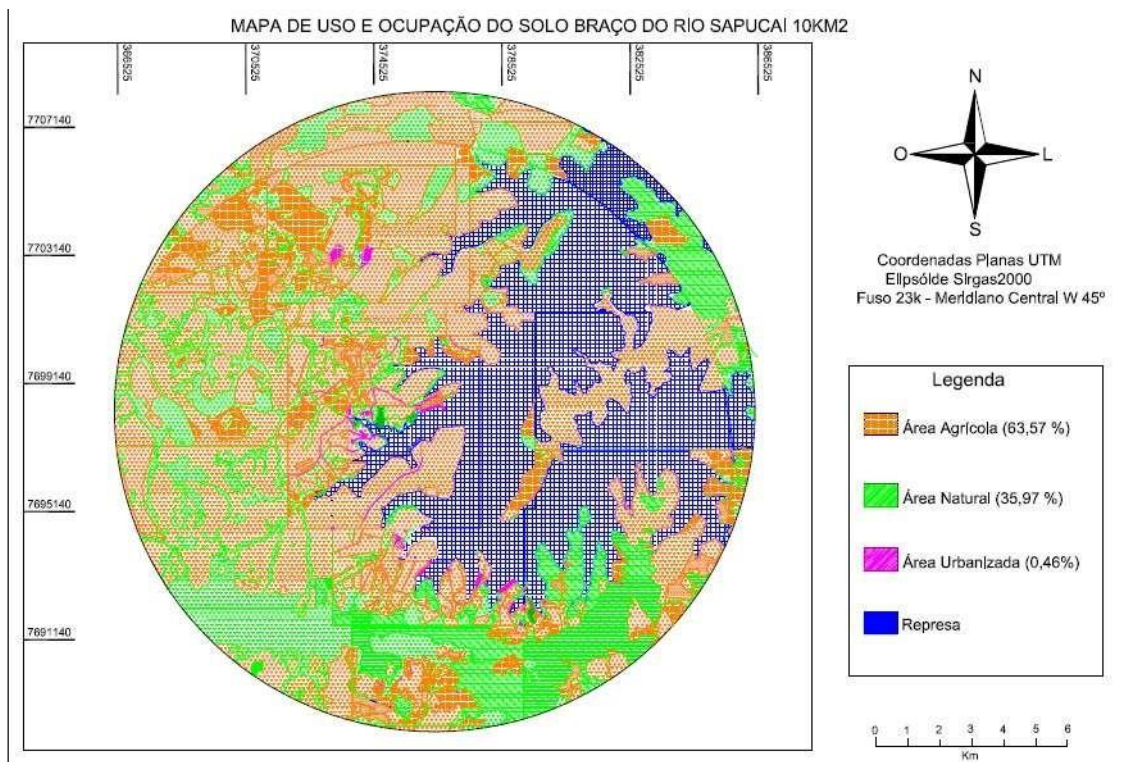


Fig. 6.7: Mapeamento do uso e ocupação do solo, no raio de 10 Km de um ponto de aquicultura no Rio Sapucaí. AutCad 2016.

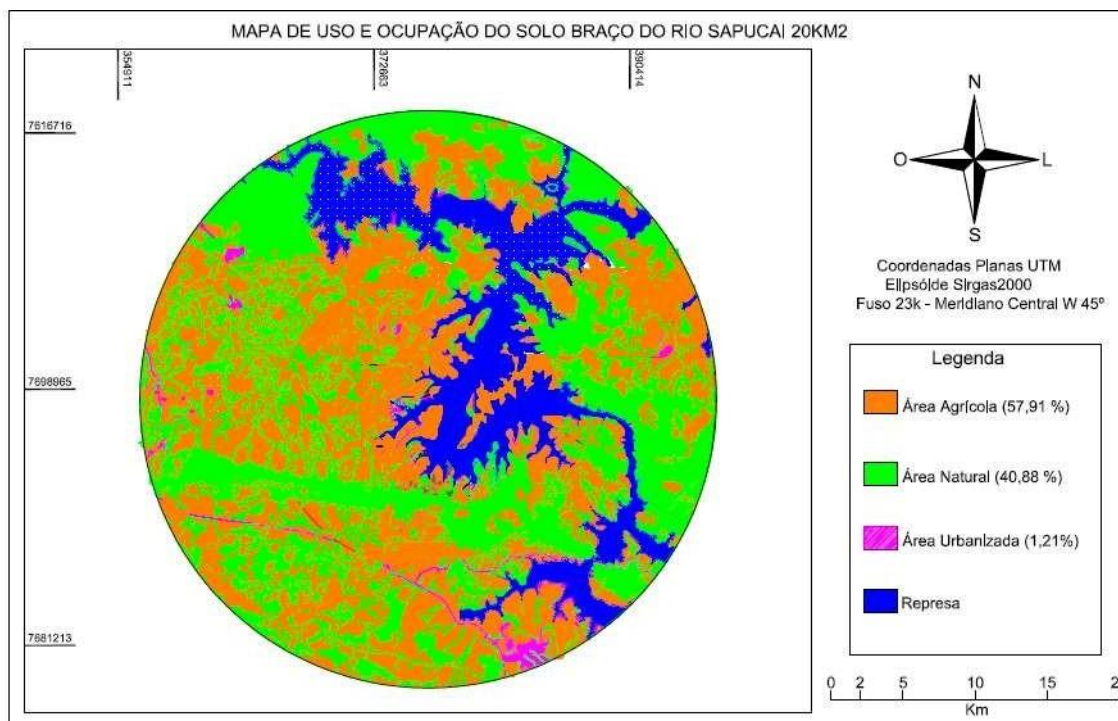


Fig. 6.8: Mapeamento do uso e ocupação do solo, no raio de 20 Km de um ponto de aquicultura no Rio Sapucaí. AutCad 2016.

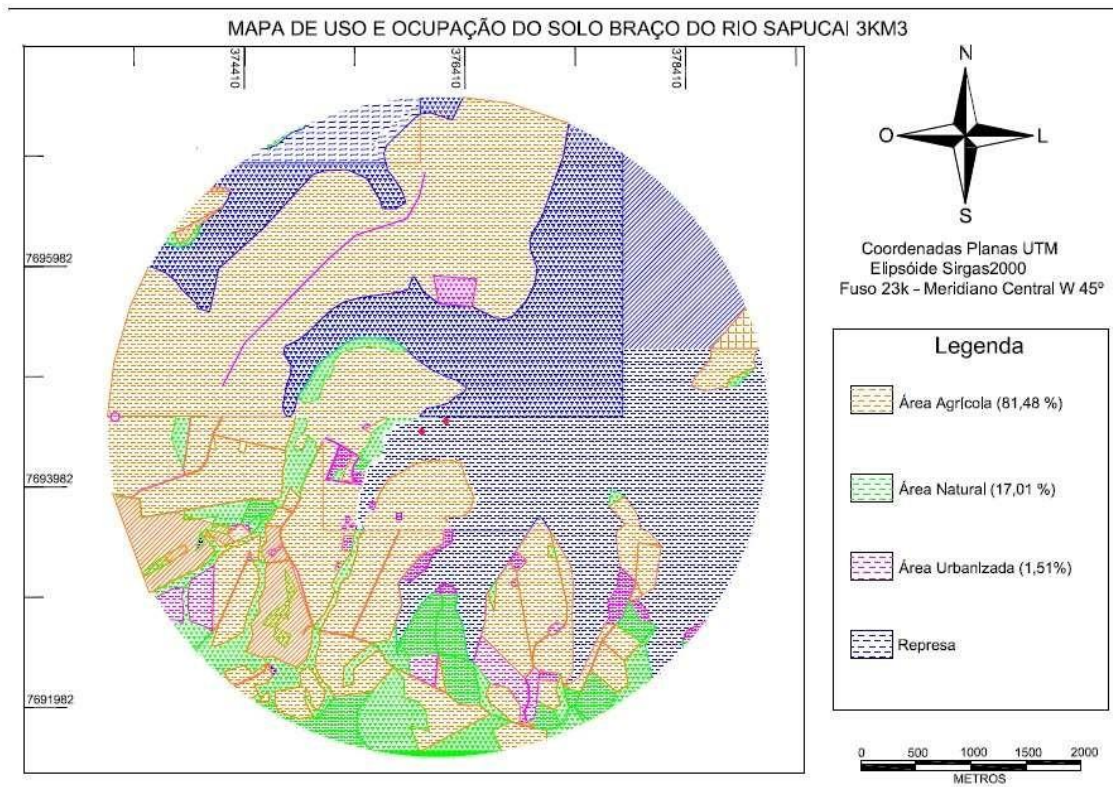


Fig. 6.9.: Mapeamento do uso e ocupação do solo, no raio de 3 Km de um ponto de aquicultura no Rio Sapucaí. AutCad 2016.

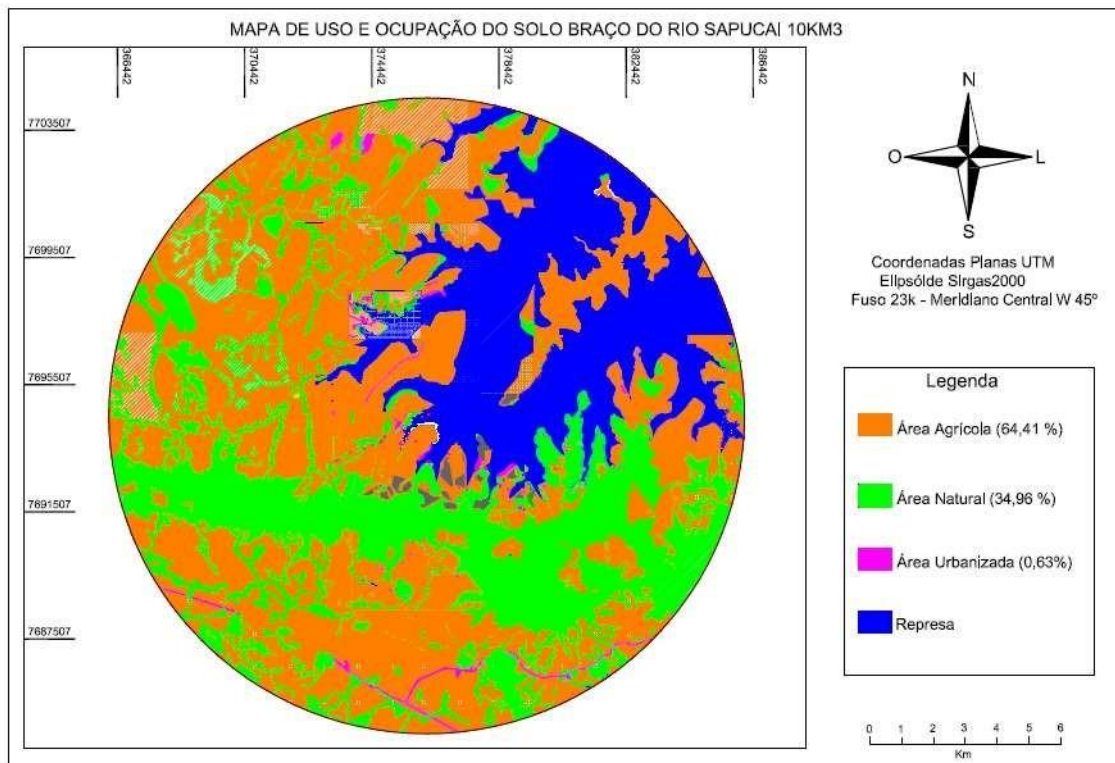


Fig. 6.10: Mapeamento do uso e ocupação do solo, no raio de 10 Km de um ponto de aquicultura no Rio Sapucaí. AutCad 2016.

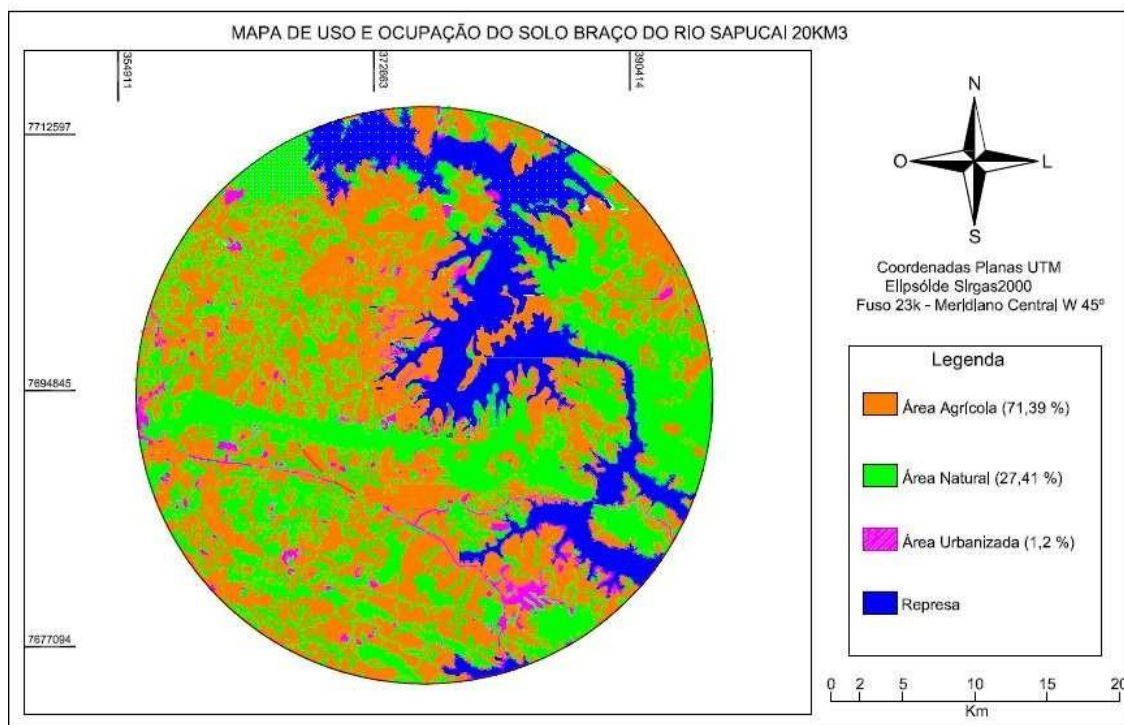


Fig. 6.11: Mapeamento do uso e ocupação do solo, no raio de 20 Km de um ponto de aquicultura no Rio Sapucaí. AutCad 2016.