

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”
Centro de Energia Nuclear na Agricultura**

**Biocombustíveis e emissões de gases de efeito estufa:
mapeamento de fontes e efeitos na dinâmica da paisagem**

Rodrigo de Campos Gullo

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ciências. Área de concentração:
Ecologia Aplicada

**Piracicaba
2013**

Rodrigo de Campos Gullo
Gestor Ambiental

Biocombustíveis e emissões de gases de efeito estufa: mapeamento de fontes e efeitos na dinâmica da paisagem

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientadora:
Profa. Dra. **MARIA VICTORIA RAMOS
BALLESTER**

Dissertação apresentada para obtenção do
título de Mestre em Ciências. Área de
concentração: Ecologia Aplicada

Piracicaba
2013

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - ESALQ/USP**

Gullo, Rodrigo de Campos

Biocombustíveis e emissões de gases de efeito estufa: mapeamento de fontes e efeitos na dinâmica da paisagem / Rodrigo de Campos Gullo . - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2013.
55 p.: il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". Centro de Energia Nuclear na Agricultura, 2013.

1. Biocombustíveis 2. Desmatamento 3. Ecologia da paisagem 4. Efeito Estufa
5. Emissões de gases 6. Expansão agrícola 7. Soja

CDD 333.7938
G973b

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Prof^a Dr^a Maria Victoria Ramos Ballester pela confiança em mim depositada ao longo desse período. E pela oportunidade de conhecer este universo da pesquisa científica mais de perto, o qual é um tanto novo para mim, e que em outras condições talvez não fosse possível fazer tal incursão.

Ao CNPQ pela bolsa de estudos concedida para a realização deste trabalho.

Ao amigo Luis Alberto Senicato pelo companherismo e amizade ao longo desses anos e também pela grande ajuda de suporte e apoio técnico ao uso da informática, softwares e arquivos.

À Antonia Mara Piacentini da secretária do Programa de Pós-graduação Interunidades de Ecologia Aplicada.

Às em nome das funcionárias da biblioteca central da ESALQ à Vilma A. Sarto Zeferino, Sandra H. M. G. R. dos Santos, Thaís C. C. Moraes pela amizade e constante disposição em ajudar na consulta de materiais utilizados neste estudo. E às funcionárias Eliana Maria Garcia e Silvia Maria Zinsly por sua grande disposição em ajudar na correção do texto e apaziguar os ânimos com seu bom humor e atenção.

À minha querida companheira Caroline, pela paciência ao longo desses anos de incursão no mundo acadêmico, pela presença e ajuda nos momentos mais difíceis e por todas as coisas boas que temos conquistado juntos, com bastante esforço, ao longo desses muitos anos de convivência.

A todos meu muito obrigado!

SUMÁRIO

RESUMO.....	7
ABSTRACT	9
1 INTRODUÇÃO	11
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	13
2.1 As culturas bioenergéticas no Brasil	13
2.2 Biodiesel e o impacto na matriz energética nacional.....	14
2.3 Uso da terra e cenários de expansão para a cultura da soja no Brasil	17
3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	21
3.1 Localização e descrição da área de estudo	21
3.2 Mapeamento do uso e cobertura do solo no município de Querência	24
3.2.1 Pré-processamento das imagens.....	24
3.2.2 Classificação das imagens	25
3.2.4 Uso de índices da paisagem	28
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	33
4.1 Acurácia do mapa de uso e cobertura do solo de 2001	33
4.2 Análise da dinâmica da paisagem através de índices da paisagem	39
4.3 Efeitos das mudanças de uso e cobertura do solo.....	46
5 CONCLUSÕES	51
REFERÊNCIAS.....	53

RESUMO

Biocombustíveis e emissões de gases de efeito estufa: mapeamento de fontes e efeitos na dinâmica da paisagem

O presente estudo teve como objetivos mapear a expansão das áreas agrícolas associadas com a produção de culturas bioenergéticas durante um período de 22 anos no município de Querência (MT). E ainda analisou índices da paisagem como indicadores da expansão dessas áreas agrícolas e como esse processo mudou a composição e a dinâmica da paisagem durante o período de estudo. O mapeamento foi considerado bastante satisfatório, com grau elevado de acurácia na separação das classes de uso e cobertura do solo. Esta boa precisão impactou na confiabilidade das análises das métricas da paisagem, as quais evidenciaram grandes alterações em sua estrutura e composição. Os resultados mostraram uma grande fragmentação da paisagem ao final do período de estudo, implicando numa descontinuidade de habitats e alterações nas funções dos ecossistemas. Foi constatada inclusive uma inversão na matriz da paisagem entre as classes de vegetação nativa, sendo este processo resultante da fragmentação da paisagem e da expansão de áreas agrícolas no município ao longo do período de estudo. A classe arbustiva apresentou uma redução total de 48,25% no período de estudo, sendo acompanhado por um aumento na classe de solo exposto, o que pode denotar efeitos da pressão da expansão agrícola sobre este tipo de fisionomia vegetal. Ao mesmo tempo a classe florestal apresentou um aumento de área em cerca de 57%, mas com aumento de sua fragmentação, como resultado das mudanças na configuração da paisagem do município.

Palavras-chave: Ecologia da paisagem; Soja; Desmatamento; Expansão agrícola

ABSTRACT

Biofuels and greenhouse gases emissions: mapping sources and effects on the landscape dynamics

The present study aimed to map the expansion of agricultural areas associated with the production of bioenergy crops during a period of 22 years in the municipality of Querencia (MT). And analyze the landscape indices as indicators of agricultural expansion in these areas and how this process changed the composition and dynamics of the landscape during the study period. The mapping was considered quite satisfactory, with high degree of accuracy in separating the classes of land use and land cover. This good precision impacted the reliability of the analysis of landscape metrics, which showed large changes in its structure and composition. The results showed a high degree of fragmentation of the landscape at the end of the study period, resulting in a discontinuity of habitats and changes in the functions of ecosystems. It was found including a reversal in the landscape matrix between classes of native vegetation, and this process result in landscape fragmentation and expansion of agricultural areas in the municipality over the study period. The class shrubby showed a total reduction of 48.25% in the study period, accompanied by an increase in the class of exposed soil, which may denote pressure effects of agricultural expansion on this physiognomy type. While the class forest formation had its area increased by about 57%, but also increased its fragmentation as a result of changes in the configuration of the landscape of the municipality.

Keywords: Landscape Ecology; Soybean; Deforestation; Agricultural expansion

1 INTRODUÇÃO

As mudanças na cobertura e uso do solo estão diretamente relacionadas com muitos problemas ambientais, tanto em escalas globais quanto regionais. A retirada da floresta e sua substituição por outros usos do solo, afeta o clima local, regional e global devido à modificação das trocas de energia e materiais que ocorrem na superfície da terra (IPCC, 2007). Por outro lado, a velocidade dessas mudanças (incluindo mudanças demográficas e de dieta, mudanças climáticas, desenvolvimento da bioenergia e as restrições advindas do uso excessivo de recursos naturais) tem frequentemente ultrapassado a capacidade dos governos e da sociedade em prover o quadro político regulatório necessário para garantir o adequado equilíbrio dos bens públicos e privados (FAO, 2008).

As taxas de desmatamento na Amazônia cresceram muito rapidamente nas últimas décadas. Os levantamentos do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) mostram que dos 5 milhões de km² extensão total estimada para a Amazônia, por volta de 700 mil km² dessa área já foi desmatada, somando cerca de 15% da área total da floresta. Sendo os estados da região sul-sudeste da Amazônia (Rondônia, Pará e Mato Grosso) os mais afetados (INPE, 2011).

As rápidas mudanças na cobertura vegetal que a região amazônica vem sofrendo podem ser atribuídas, principalmente, ao rápido desenvolvimento associado à expansão da agricultura, pecuária, corte seletivo de madeira e urbanização (DAVIDSON; ARTAXO, 2004). Recentemente um novo componente associado à agricultura tem contribuído para um novo cenário de uso do solo, são as culturas voltadas à produção de biocombustíveis. Uma vez que as preocupações com fontes de energia vem aumentando, em função da demanda mundial crescente por óleo, da concentração das reservas conhecidas de petróleo e do aumento dos custos para encontrar e produzir novas reservas, além das mudanças climáticas globais (KOONIN, 2006). A concentração de gases do efeito estufa (GEE) teve um aumento muito acelerado, como resultado as atividades humanas, desde a revolução industrial, e atualmente atingem valores muito superiores ao período pré-industrial. Tal fato já é considerado inequívoco e pode ser evidenciado através de observações da temperatura média do ar e dos oceanos, do derretimento cada vez maior das calotas polares e neves eternas, e do aumento do nível médio dos mares (IPCC, 2007).

Dessa forma os biocombustíveis são considerados uma tecnologia e uma prática de mitigação que poderá ter um papel importante no setor de transportes para reduzir as emissões de GEE. Projeções para 2030 sinalizam que os biocombustíveis suprirão 3% da demanda mundial de energia no setor de transportes, valor que pode chegar de 5 a 10% do consumo, dependendo dos preços futuros do óleo e do carvão no mercado internacional, bem como de melhoras na eficiência dos veículos e do bom desempenho de tecnologias em utilizar biomassa vegetal (IPCC, 2007). No entanto, o aumento na demanda por energia de biocombustíveis gera questionamentos sobre a sustentabilidade, abundância e benefícios ambientais destas fontes de energia, pois na medida em que áreas com vegetação nativa serão convertidas em monoculturas, são gerados diversos impactos ambientais negativos relacionados ao uso de fertilizantes e pesticidas (TIELMAN; LEHNAM, 2006). Estudos recentes mostram que a mudança no uso e cobertura do solo em áreas de florestas, cerrados ou pradarias para produzir biocombustíveis no Brasil, Sudeste da Ásia e nos Estados Unidos resultarão em um débito de carbono pela liberação de 17 a 420 vezes mais CO₂ do que a redução anual que estes biocombustíveis proporcionariam pela não queima de combustíveis fósseis (FAGIONE et al., 2008).

Diante das questões apresentadas, este trabalho teve dois objetivos:

- 1) Mapear as alterações de uso e cobertura do solo, num período de 22 anos, na conversão de vegetação nativa para áreas agrícolas no município de Querência, Mato Grosso.
- 2) Analisar os impactos destas mudanças de uso e cobertura do solo na estrutura da paisagem, através de índices da paisagem, sobretudo os impactos em áreas de cobertura vegetal nativa.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 As culturas bioenergéticas no Brasil

Uma característica muito peculiar da atual matriz energética brasileira é a grande participação de fontes renováveis em sua composição. Para este quadro energético atual, podem ser atribuídos dois fatores históricos: o estado atual de desenvolvimento do país; e a escassez de fontes energéticas provenientes do petróleo até a década de 1970 (MCT, 2011).

Dentre as várias razões que levaram o Brasil a investir no segmento da bioenergia, a busca por uma independência energética e as sucessivas crises do preço do barril de petróleo tiveram grande influência (MARTINELLI et al., 2010). Os /primeiros choques de preços do petróleo ocorreram em 1973 e 1979, causando sérios impactos na economia brasileira, ainda fortemente dependente da exportação de *commodities* e da importação de petróleo (MCT, 2011). Houve ainda um terceiro choque no início dos anos 2000 responsável por alterar a estrutura de preços, uma vez que o gás natural vindo da Bolívia reforçava a diminuição da demanda pelo petróleo (MCT, 2011).

Ainda no Brasil, a partir da crise de 1979 deu-se início a uma divisão da demanda de petróleo devido ao aumento na demanda de biomassa através do Programa Nacional do Álcool – Proalcool, cujo objetivo era o de aumentar a produção de álcool para uso automotivo e de adicionar álcool anidro à gasolina. Este novo cenário pode ser entendido através da Tabela 1, a qual apresenta a oferta interna bruta como uma aproximação da demanda, e é equivalente à produção de combustíveis fósseis somada à importação e subtraída das variações de estoque, exportações e energia não aproveitada (MCT, 2011).

Tabela 1 – Oferta bruta de energia por fonte

Fonte	1990	1994	2000	2005	Participação 2005	Varição 1990-2005
	(10 ³ tep)				(%)	
Energia - origem fóssil	71,64	83,123	110,56	117,5	55	64
Petróleo e derivados	57,749	66,692	86,743	83,23	38,9	44,1
Gás natural	4,337	5,128	10,256	20,53	9,6	373,3
Carvão mineral e derivados	9,555	11,304	13,557	13,72	6,4	43,6
Energia - origem não fóssil	68,019	71,539	76,234	96,27	45	41,5
Urânio - U ₃ O ₃	598	43	1,806	2,549	1,2	326,4
Hidráulica	17,77	20,864	26,168	29,02	13,6	63,3
Lenha	28,537	24,858	23,058	28,42	13,3	-0,4
Produtos da cana-de-açúcar	18,988	22,773	20,761	29,91	14	57,5
Carvão vegetal	-	-3	2	49	0	-
Outras primárias	2,126	3,004	4,439	6,32	3	197,2
Oferta Interna Bruta	139,66	154,66	186,79	213,7	100	53

Fonte: MCT (2011)

A participação das fontes primárias de origem fóssil, em 2005, representa 55% da oferta interna bruta de energia. Observa-se também que petróleo e seus derivados foram responsáveis pela maior parte deste montante, em seguida o gás natural apresenta um aumento em sua participação de 3,1% em 1990 para 9,6% em 2005. Ao mesmo tempo, 90% da energia elétrica gerada teve como fonte a hidroeletricidade. Outra participação importante da presença das fontes renováveis na geração de energia é justamente a do etanol e do bagaço da cana-de-açúcar, sendo o segundo utilizado principalmente em caldeiras do setor industrial (MCT, 2011).

2.2 Biodiesel e o impacto na matriz energética nacional

Diante da conjuntura internacional do petróleo nas últimas três décadas e da necessidade do estabelecimento da independência energética, os investimentos brasileiros na agroenergia demonstram uma grande contribuição para a formação da atual matriz energética nacional. Segundo levantamento de 2009 do Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (MAPA), a matriz energética nacional tem uma composição única no mundo. Sendo composta por 46% de fontes renováveis, com mais da metade deste valor sendo referete à contribuição direta da agroenergia. Ainda neste relatório a representatividade da agroenergia na matriz energética nacional é tão forte que a cana-de-açúcar e seus derivados já ocupam o segundo

lugar como fonte de energia primária. O programa Proalcool acumula mais de 30 anos de experiência e investimentos, o que se reflete na posição do Brasil como referência mundial no uso de etanol combustível (MAPA, 2009).

Por outro lado outro componente muito importante na participação dos biocombustíveis na matriz energética é o biodiesel. Este teve sua participação estimulada através do Programa Nacional de Produção de Biodiesel, lançado em 2005, tornando relevante sua participação na matriz nacional pela obrigatoriedade da mistura do biodiesel ao diesel mineral (MAPA, 2009). A importância do biodiesel para o Brasil é demonstrada na Tabela 2, pela comparação entre os maiores produtores de biodiesel do mundo.

Tabela 2 – Evolução da produção mundial de biodiesel, de 2005 a 2009

	(em 1,000 barris/dia)				
País	2005	2006	2007	2008	2009
Alemanha	39	70,4	78,3	61,7	51,2
França	8,4	11,6	18,7	34,4	41,1
Estados Unidos	5,9	16,3	32	44,1	32,9
Brasil	0	1,2	7	20,1	27,7
Argentina	0,2	0,6	7,5	15,3	23,1
Itália	7,7	11,6	9,2	13,1	13,1
Espanha	3,2	1,2	3,3	4,3	11
Tailândia	0,4	0,4	1,2	7,7	10,5
Bélgica	0	0,5	3,2	5,4	8,1
China	0,8	4	6	8	8
Outros	11,571	24,21	36,6	56,876	81,444
Mundo	77,2	142	202,9	270,9	308,2

Fonte: IEA (2011)

A produção mundial de biocombustíveis aumentou no período de 2005 a 2009 devido a grande contribuição do biodiesel, passando de 77,2 para 308,2 mil barris por dia. Neste período a participação relativa do biodiesel na produção total de biocombustíveis foi ampliada de 12% em 2005 para 19% em 2009. Ainda em escala mundial, somando-se a produção de etanol e de biodiesel, em 2005 foram produzidos 661,5 mil barris por dia, ao passo que em 2009 foram produzidos 1,6 milhão de barris por dia (IEA, 2011). Neste panorama de aumento de demanda de biocombustíveis são esperados impactos no mercado agrícola devido ao aumento

da demanda por matérias-primas, em especial grãos e oleaginosas (FAO, 2009). Sendo muito relevante o questionamento sobre qual impacto o aumento da demanda pelo biodiesel sobre a quantidade total de óleos vegetais destinados à alimentação humana. A Tabela 3 apresenta esta comparação, considerando óleos vegetais o total produzido dos óleos de algodão, amendoim, canola, côco, girasol, soja, oliva, palma e palmiste.

Tabela 3 – Evolução do consumo mundial de óleos vegetais para alimentos e biodiesel, 2001/02 a 2010/11

(em milhões de t e porcentagem)					
Ano	Total (a)	Alimentos (b)	Industrial (c)	(b/a)	(c/a)
2001/02	91,06	80,42	10,6	88,3	11,7
2002/03	95,36	83,27	12,1	87,3	12,7
2003/04	100,5	86,9	13,7	86,4	13,6
2004/05	108,1	91,4	16,6	84,6	15,4
2005/06	114,8	94,4	20,5	82,2	17,8
2006/07	119,9	96,2	23,8	80,2	19,8
2007/08	125,8	99,7	26,1	79,2	20,8
2008/09	129,8	101,4	28,4	78,1	21,9
2009/10	137,8	106,4	31,4	77,2	22,8
2010/11	145,1	111,1	34	76,6	23,4

Fonte: adaptado de IEA (2011)

Nota-se um grande aumento na destinação do óleo vegetal para o biodiesel, partindo de 10,6 milhões de toneladas na safra 2001/02 e alcançando 34 milhões de toneladas na safra 2010/11. Segundo o United States Department of Agriculture (USDA) em seu relatório sobre o mercado de sementes publicado em 2011, a projeção para a safra 2011/12 era de que a produção mundial de óleos vegetais acumule um total de 151,5 milhões de toneladas. Já para o consumo, a projeção estima um aumento de 3,6% totalizando 150,3 milhões de toneladas.

2.3 Uso da terra e cenários de expansão para a cultura da soja no Brasil

Pelos registros históricos a produção brasileira de soja tem crescido a 5,8% ao ano. As projeções de crescimento da produção para o período de 2011/12 a 2021/22 indicam uma diminuição da taxa atual para um crescimento de 2,3% ao passo que a taxa mundial é estimada para o mesmo período em 0,84% (MAPA, 2012). Neste mesmo período é projetado um aumento da área plantada de soja para um total de 29 milhões de hectares em 2021/22, o que representa um aumento de 4,7 milhões de hectares em relação à área estimada para 2011/12. Por outro lado, em termos de produtividade da soja, são esperados um aumento de 3 toneladas por hectare por ano nos próximos 10 anos. O que significa uma previsão de crescimento da produção de 2,3% ao ano, e por outro lado, a expansão da área plantada em 1,9%. A Figura 1 mostra a série histórica da área plantada de soja no Brasil.

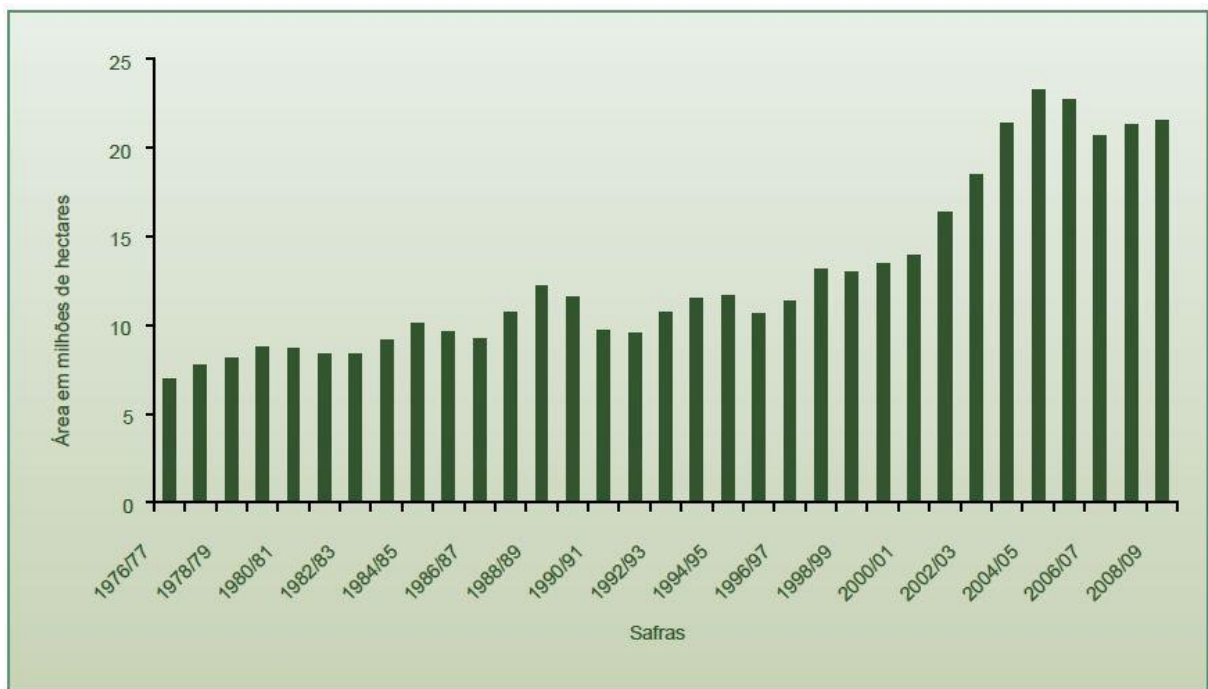


Figura 1 – Série histórica da área plantada de soja no Brasil, em milhões de hectares (MAPA, 2012)

É possível observar um aumento constante na área plantada ao longo do período de quatro décadas, sendo que o valor inicial para a área ocupada por plantações de soja era de aproximadamente 7 milhões de hectares na safra 1976/77 e passou a ocupar cerca de 21 milhões de hectares na safra 2008/09, com um

aumento da ordem de três vezes em relação aos anos 1976/77. Além disso, a área plantada a partir da safra 2002/03 passa a apresentar uma nova tendência de aumento, atingindo seu valor máximo entre 2004/05 e 2006/07 com cerca de 24 milhões de hectares plantados com soja no Brasil. Sendo período a partir de 2005 referente à presença em larga escala da produção de biodiesel no Brasil.

Observa-se que a área colhida no Centro-Oeste apresentou um grande crescimento no período de 1972 a 1999, o que é contrastante com o desempenho das demais regiões. A Tabela 4 mostra a comparação da produção de grãos por região no Brasil e apresenta novamente um crescimento mais acentuado na região Centro-Oeste do que nas outras, levando também a um aumento na produtividade da terra durante o período.

Tabela 4 – Área e produção de grãos por região do Brasil (em milhões de ha e toneladas)

Ano	Norte		Nordeste		Sudeste		Sul		Centro-Oeste	
	Área	Produção	Área	Produção	Área	Produção	Área	Produção	Área	Produção
1976/77	-	-	-	-	530	875	6041	10730	378	540
1977/78	-	-	-	-	671	882	6512	8266	597	578
1978/79	-	-	-	-	651	1020	6780	8080	720	1100
1979/80	-	-	1,9	2,2	710	1305	6927	11729,8	1117	1850,4
1980/81	-	-	2,4	3,8	733	1317	6709	12067	1249	2097
1981/82	-	-	1,2	0,4	744	1380	6284	9072,5	1364	2437,4
1982/83	-	-	5	4,5	728	1430,2	6032	9961,2	1647	3137
1983/84	-	-	28	36,4	790	1360	6203	10115,3	2141,9	3828,8
1984/85	-	-	73	84,6	925	1816,7	6239	10737,5	2837	5572,7
1985/86	0,4	0,5	117,7	155,5	906	1687,5	5807	6336,5	2813,3	5027,5
1986/87	0,6	1,1	180,6	156,3	876,7	1724,4	5296	9377,9	2867,8	5811,8
1987/88	32,3	54,7	246,7	374,9	1010,5	1985,5	6038	8972,3	3379,1	6739,6
1988/89	74,6	135,6	410,1	638,7	1189	2556,3	6524,6	11946,2	4054,5	8652,4
1989/90	42	53,2	385,4	267,8	1165	1843,5	6253	11611,2	3706	6325,6
1990/91	6,3	11,5	282,6	564,3	972	1930,4	5535,4	6221,3	2946,2	6667
1991/92	12,1	19,4	351,1	520,3	919	1910,7	5016,5	9655	3283,5	7313,2
1992/93	20	36,4	422,7	682,1	1084,3	2314,3	5381,4	11525,1	3808,6	8484,2
1993/94	28,7	59	503,6	1018,4	1175,1	2499,4	5550	11575,4	4244,3	9907
1994/95	21,4	45,5	575,9	1267,8	1163,6	2365,9	5358	12170,2	4559,8	10084,7
1995/96	6,7	14,2	532,3	921,9	1091,6	2274,5	5337,9	11132,7	3694,7	8846,4
1996/97	25,2	28,6	593,9	1300,1	1097,6	2498,4	5680,8	11894,8	3983,8	10438,1
1997/98	47,4	99,8	728,9	1561,1	1131,1	2495,5	6190,3	14323,6	5060,2	12889,9
1998/99	50,4	123,2	772,8	1609,8	1097,6	2757	6119,3	12918,9	4955,1	13356,1
1999/2000	70,6	177	851	2064	1152,9	2569,7	6049	12611,7	5499,4	15467,6
2000/01	91,7	216,6	962,6	2075,9	1172	2873,9	5984	16623,5	5759,5	17001,9
2001/02	141,1	367,4	1125,1	2124,6	1296,7	3519,8	6838,3	15684,8	6985	20533,4
2002/03	209,7	557,5	1240,7	2519,3	1488,9	4067,6	7487,1	21340,6	8048,4	23532,5
2003/04	352,4	913,7	1323,3	3538,9	1826,9	4474,4	8213,9	16252,6	9659,3	24613,1
2004/05	521,9	1419,9	1442,1	3953,1	1891,6	4752	8588,5	13206,2	10857	28973,5
2005/06	507,5	1255,2	1487,1	3560,9	1717,5	4137,1	8294,7	18249,2	10742,6	27824,7
2006/07	410,6	1079,9	1454,9	3867,2	1468,8	4005,4	8247,4	22944,5	9105,1	26494,8
2007/08	517,5	1472,3	1580,1	4829,7	1396	3983,4	8184,7	20618	9634,8	29114
2008/09	497,6	1414	1608	4161,9	1460,4	4057,6	8277	18397,1	9900,1	29134,9
2009/10	558,7	1691,7	1758	5309,5	1591,2	4457,6	8920,4	25642,7	10410,7	31586,7
2010/11	645,5	1977,2	1945,7	6251,5	1636,9	4622,1	9133,5	28534,6	10819,4	33938,9
2011/12	698,5	2148,7	2141,5	6476,2	1622,9	4674,3	9091,4	18433,4	11464,3	34949,7

Fonte: MAPA (2012a)

É possível observar que no período das décadas de 1970 e 1990 a dinâmica da região Centro-Oeste foi maior, com aumento de 10% da sua área colhida de grãos e de 50% da produção na década de 1990 quando comparado com a década de 1980. E também nota-se que grande parte desse grande dinamismo é devido à soja, com aumentos na área colhida na Centro-Oeste, de 36% na década de 1980 para 54% na década de 90.

Fatores como incentivos fiscais para a abertura de novas áreas de produção agrícola, para aquisição de máquinas e construção de silos e armazéns, bem como o estabelecimento de agroindústrias na região, foram estimulados por incentivos oferecidos para a implantação da fronteira agrícola. Além do cenário favorável à

aquisição de terras, com valor mais baixo quando comparado ao da região Sul nas décadas de 1960, 1970 e 1980 (FIGUEIREDO, 2003).

Dessa mesma forma a enorme contribuição do estado de Mato Grosso para a produção nacional de soja é mostrada na Tabela 5, na qual nota-se um aumento da participação do estado de 18,3% na década de 1990 para 27,5% ao final da safra 2002/03.

Tabela 5 – Evolução da produção de soja no estado de Mato Grosso (MT) e no Brasil em mil toneladas

Safra	MT	Brasil	Participação (%)
1976/77	450	12145	3,7
1977/78	8	9726	0,1
1978/79	26	10200	0,3
1979/80	116,9	14887,4	0,8
1980/81	230	15884,8	1,4
1981/82	360,7	12890,9	2,8
1982/83	606	14532,9	4,2
1983/84	934	15340,5	6,1
1984/85	1653,6	18211,5	9,1
1985/86	1910	13207,5	14,5
1986/87	2387	17071,5	14,0
1987/88	2750	18127	15,2
1988/89	3689,7	23929,2	15,4
1989/90	2900,8	20101,3	14,4
1990/91	2607	15394,5	16,9
1991/92	3484,8	19418,6	17,9
1992/93	4197,8	23042,1	18,2
1993/94	4970	25059,2	19,8
1994/95	5440,1	25934,1	21,0
1995/96	4686,8	23189,7	20,2
1996/97	5721,3	26160	21,9
1997/98	7150	31369,9	22,8
1998/99	7134,4	30765	23,2
1999/2000	8801,2	32890	26,8
2000/01	9640,8	38431,8	25,1
2001/02	11733	42230	27,8
2002/03	12949,4	52017,5	24,9
2003/04	15008,8	49792,7	30,1
2004/05	17937,1	52304,6	34,3
2005/06	16700,4	55027,1	30,3
2006/07	15359	58391,8	26,3
2007/08	17847,9	60017,4	29,7
2008/09	17962,5	57165,5	31,4
2009/10	18766,9	68688,2	27,3
2010/11	20412,2	75324,3	27,1
2011/12	21681,2	66682,3	32,5

Fonte: MAPA (2012a)

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Localização e descrição da área de estudo

O estado de Mato Grosso apresenta uma extensão de 903.386 km². Está localizado na parte sul da Amazônia, fazendo divisa ao norte com os estados do Amazonas e do Pará, ao sul com Mato Grosso do Sul, a oeste com Rondônia e a Bolívia, e a leste com os estados de Tocantins e Goiás.

O município de Querência está localizado na porção nordeste do estado de Mato Grosso, possui uma área de 17.786 km² situado na faixa de transição entre os biomas Cerrado e Amazônia. A vegetação é classificada como sendo de área de tensão ecológica, justamente por se situar numa área de contato entre a floresta ombrófila e formações de cerrado (IBGE, 2004). Compreendendo fisionomias, de forma genérica, caracterizadas como de floresta ombrófila densa tropical e formação arbórea densa (Cerradão) e formação arbórea aberta (Campo Cerrado) fisionomias típicas do bioma cerrado, como um todo (COUTINHO, 2005). A Figura 2 mostra a localização do município de Querência (MT).

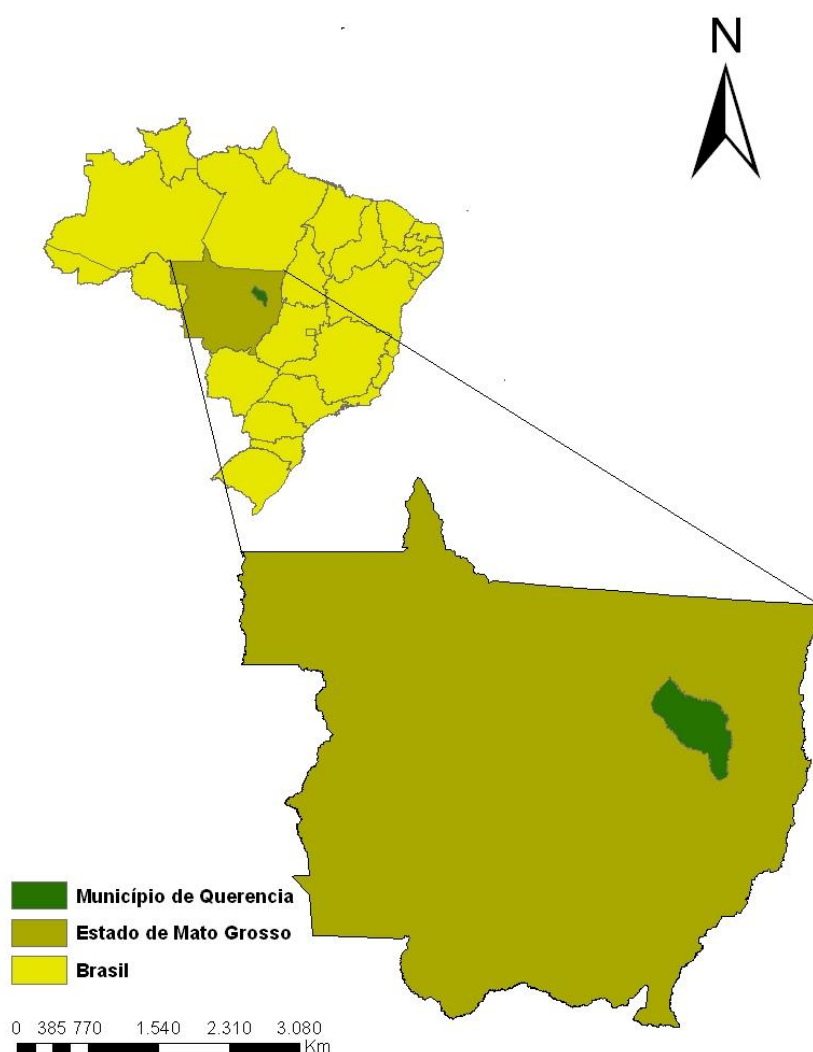


Figura 2 – Mapa de localização do município de Querência/MT (IBAMA, 2013)

Em relação ao clima a região Centro-Oeste apresenta condições climáticas bastante contrastantes entre as estações de verão e inverno. O verão é definido como um período quente e chuvoso e o inverno como sendo de temperatura um pouco mais amena e seco. Esta característica se deve à influência dos sistemas climáticos oriundos do norte e do sul do continente (VIANELLO; ALVES, 2002).

A classificação climática de Köppen sugere o tipo Aw, Clima Tropical Chuvoso de Savana. Ao longo do ano observa-se uma sazonalidade pluviométrica com duas estações bem definidas. Estação seca (inverno) correspondente aos meses de maio à setembro, com índices pluviométricos inferiores a 100mm, sendo os meses de junho a agosto de extrema seca. A estação chuvosa (verão) compreende os meses de outubro a abril (NEU, 2009)

Na região há predominância do solo do tipo Latossolo Vermelho-Amarelo com carecterísticas físicas muito favoráveis ao aproveitamento agrícola, com boa drenagem interna, boa aeração e ausência de impedimentos físicos à mecanização e penetração de raízes. Há também ocorrência de solos do tipo Glei Háplico (Figura 3) encontrados nas planícies de inundações, na porção noroeste do município, com limitações de uso agrícola devido à má drenagem e presença de lençol freático alto (COUTINHO, 2005).

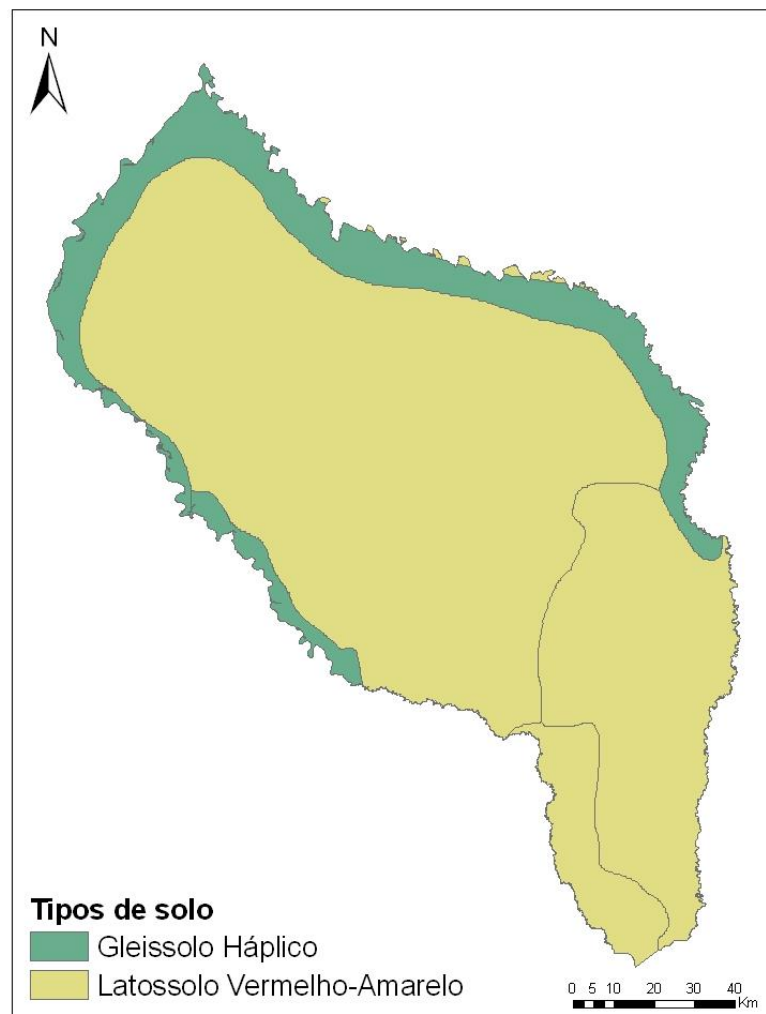


Figura 3 – Mapa de solos do município de Querência/MT (IBAMA, 2013)

3.2 Mapeamento do uso e cobertura do solo no município de Querência

A obtenção dos mapas de uso e cobertura do solo no município de Querência foi realizada através do processamento digital de imagens orbitais do satélite Landsat-5 sensor Thematic Mapper (TM). As cenas referentes aos anos de 1986, 1994, 2001 e 2008 foram adquiridas junto ao Instituto de Pesquisas Espaciais (INPE, 2012). Para a cobertura da área do município foram utilizadas as seguintes cenas (órbita/ponto): 224/68; 224/69; 225/68; 225/69 para cada um dos respectivos anos. Todas as imagens foram selecionadas para o período de seca, correspondente aos meses de julho a setembro, devido à menor incidência de cobertura de nuvens neste período.

Cada uma das imagens foi processada separadamente. Posteriormente foi contruído um mosaico para cada ano de estudo, tendo como produto final o mapa temático para cada ano analisado. Todos os procedimentos de pré-classificação, classificação e pós-classificação foram realizados no Procesador de Imagens ERDAS-IMAGINE, versão 9.2.

3.2.1 Pré-processamento das imagens

Inicialmente foram montadas as composições coloridas para cada cena (órbita/ponto), utilizando as bandas 5, 4 e 3, em seguida as imagens foram reprojctadas do *datum* WGS84 para o sistema Universal Transversa de Mercator, esferóide Sul Americano, 1969, zona22.

Fatores como a rotação da Terra durante o imageamento do satélite, tamanho e forma das células e variações de velocidade, altitude e topografia tornam necessário o processo de correção geométrica das imagens (JENSEN, 1996). Isto é bastante importante, uma vez que a construção do mosaico das imagens requer uma sobreposição exata entre as cenas sequenciais de um mesmo ano. Dessa forma o processo de correção geométrica visa eliminar erros comuns em dados de satélites, relacionados ao movimento do satélite e à curvatura da Terra (MOREIRA, 2005).

Após a reprojeção das composições coloridas, todas as imagens foram registradas e corrigidas geometricamente usando como referência cenas ortorretificadas do satélite Landsat-5, referentes aos anos de 2009, para cada

órbita/ponto, obtidas junto ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA, 2012). Estas correções foram realizadas através da extensão *AutoSync* do processador de imagens ERDAS IMAGINE utilizando o modelo polinomial de 1ª ordem e reamostragem pelo vizinho mais próximo, considerando valores de erro (RMSE – *Root Mean Square Error*) inferiores a 0,5.

Em seguida foram construídos os mosaicos para cada conjunto de cenas para os anos de estudo. Para cada mosaico, foi eleita uma cena de referência para o ajuste do histograma das demais, a fim de obter um mosaico mais homogêneo, sem alterações de cores entre as imagens, de forma a tornar o processo de classificação mais preciso. E por fim, utilizou-se um arquivo *shapefile* do município para a utilização como máscara do recorte da área do município do mosaico (IBAMA, 2012).

3.2.2 Classificação das imagens

A classificação digital das imagens foi inicialmente realizada através de uma metodologia híbrida, sendo composta por uma etapa de classificação não-supervisionada seguida por outra etapa de classificação supervisionada. A classificação não-supervisionada gera uma construção automática de classes espectrais das imagens de composição do mosaico de cenas, levando em consideração seus padrões de reflectância nas diferentes bandas espectrais. Por outro lado a classificação supervisionada consiste na interpretação das imagens através da interpretação direcionada, na qual é utilizado um treinamento do software para a comparação das características de reflectância similares a um conjunto de exemplos de áreas conhecidas e identificadas pelo pesquisador (ERDAS, 1999). Na primeira etapa foram utilizadas 21 classes correspondendo um valor três vezes maior do que a quantidade de classes desejadas, as quais foram: (1) água, (2) área de inundação, (3) formação florestal, (4) formação arbustiva, (5) queimada, (6) solo exposto e (7) agropastoril. As classes formação florestal e formação arbustiva, para este estudo, tem como finalidade contemplar a heterogeneidade de fisionomias presentes na região de estudo, devido ao fato de se tratar de uma área de transição entre os biomas cerrado e amazônico. Dessa forma a classe formação arbustiva, contempla fisionomias vegetais arbustivas. Já a classe formação florestal visa contemplar as fisionomias típicas de floresta ombrófila densa, mas também as de

formação arbórea densa (Ceradão) e formação arbórea aberta (Campo Cerrado), presentes na região de estudo, com características de floresta estacional (COUTINHO, 2005). Não houve necessidade de incluir as classes abrangendo nuvens ou sombras de nuvens, uma vez que durante a aquisição das imagens foi selecionada a opção de exibição de imagens com cobertura de nuvens correspondente à zero (INPE, 2012).

Cada uma das 21 classes criadas foi então destacada e identificada frente às imagens originais, foi utilizado um filtro do tipo *Majority, 7x7 pixels*, para que o conjunto de pixels agrupados automaticamente em uma determinada classe fosse apresentado da forma mais homogênea possível. Nesta etapa a separação das classes mostrou-se bastante satisfatória, e assim foi dado prosseguimento à etapa de classificação supervisionada.

Nesta etapa foi utilizada a mesma imagem de referência do processamento da correção geométrica, para o ano de 2001. Foram selecionadas áreas de treino na imagem de referência de modo a evidenciar as diferenças entre as classes e criar uma tabela de assinatura espectral com maior precisão possível, utilizando para o teste de acurácia a imagem do ano de 2001. Foi adotado o critério de 3 área de treino por classe, totalizando, portanto, 21 áreas de treino. Contudo, o resultado do processo de classificação supervisionada não foi satisfatório, uma vez que houve uma grande mistura das classes de (2) área de inundação com (3) formação florestal, de forma que houve uma extrapolação das áreas de inundação gerando uma distorção na configuração da imagem final através da comparação com a imagem proveniente da etapa não-supervisionada.

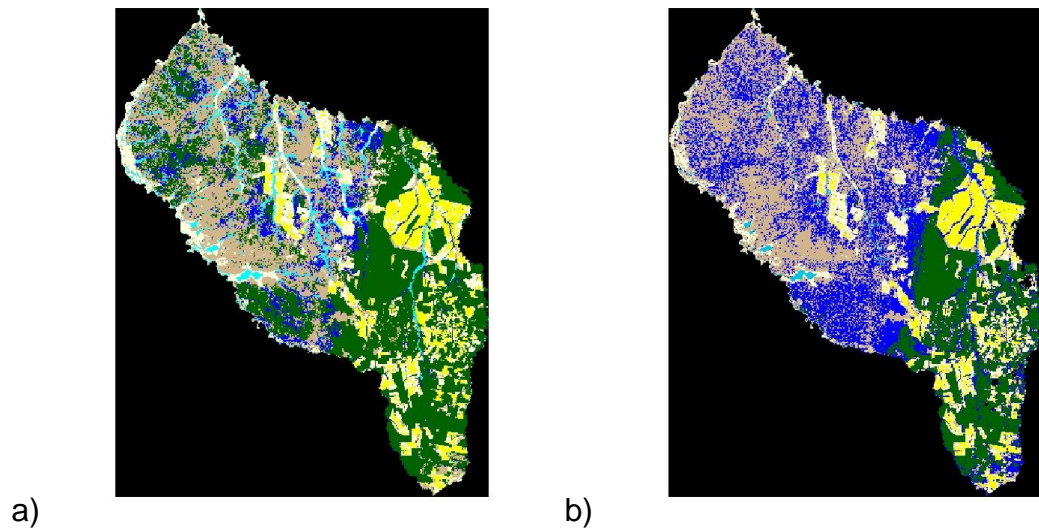


Figura 4 – Comparação da classificação não-supervisionada (a) e da classificação supervisionada (b)

Assim a imagem resultante da classificação supervisionada foi descartada, e foi dado prosseguimento à classificação tomando como base a imagem da etapa não-supervisionada. Devido à mistura espectral da classe área de inundação com a classe formação florestal, foi considerado que estava ocorrendo uma superestimação das áreas de inundação no município, uma vez que as imagens utilizadas são do período seco, assim foi preciso eliminar a classe área de inundação. Para isso, foi necessário um novo agrupamento das classes através da inclusão da classe (2) área de inundação na classe (3) formação florestal e da inclusão da classe (5) queimada na classe (6) solo exposto. Este procedimento foi adotado para atender aos objetivos do estudo, uma vez que não se buscou um nível de detalhamento, no qual fosse necessário incluir áreas de inundação e áreas de queimada. Especificamente sobre as áreas de queimada, a decisão de não manter uma classe específica foi devido a três fatores: a) houve uma mistura das áreas de queimadas com áreas da classe solo exposto em regiões de assoreamento; b) devido à série histórica do trabalho (período de 22 anos), na qual as cenas classificadas poderiam não representar o processo de queimadas de forma fidedigna, e; c) devido ao fato da grande pontualidade temporal das áreas de queimadas identificadas na imagem da área de estudo. A ocorrência de queimadas,

em áreas nas quais não houve mistura espectral, evidenciou a prática em áreas com boa definição de recorte de talhões agrícolas, o que evidencia que o processo de queima está relacionado à conversão das áreas de vegetação nativa em áreas agrícolas (COUTINHO, 2005). Sendo assim sua inclusão na classe (6) solo exposto evita uma distorção nos dados espaciais. Apesar do processo de queima ter uma clara relação com a conversão de áreas nativas em talhões agrícolas, a não inclusão na classe (7) agricultura impede uma superestimativa das áreas desta classe, uma vez que o uso do solo identificado como agricultura teve boa separação espectral, fato que também auxiliou na melhoria da acurácia da classificação.

Dessa forma a classificação final das 21 classes iniciais, este número foi reduzido para 5 classes, sendo: (1) água, (2) formação florestal, (3) formação arbustiva, (4) solo exposto e (5) agropastoril.

3.2.4 Uso de índices da paisagem

A caracterização da heterogeneidade espacial é resultado do uso de índices da paisagem através de métricas da paisagem. Dessa forma as métricas são divididas quanto à quantificação da composição, relacionado com a abundância e variedade dos tipos de fragmentos da paisagem; e quanto á descrição da configuração, isto é, a distribuição física e espacial das manchas da paisagem. Assim, são duas as abordagens principais da ecologia da paisagem, uma ecológica e outra geográfica. A abordagem ecológica realciona o contexto espacial dos processos ecológicos, além da importância destes em termos de conservação biológica. Já a abordagem geográfica analisa a influência do homem sobre a paisagem e a gestão do território. (METZGER, 2001).

Analisar processos como a dinâmica de nutrientes, sucessão ecológica, interação das espécies e dispersão é muito difícil se não forem considerados a dinâmica espacial da paisagem (TURNER, 1989; TURNER; GARDNER; O'NEIL, 2001).

Com isso a análise de levar em consideração a estrutura, função e alteração como três características principais da paisagem (FORMAN; GORDON, 1986). A definição de estrutura está na relação espacial entre diferentes ecossistemas ou elementos presentes na paisagem como a forma, número, tamanho, tipo e configuração dos ecossistemas e a distribuição das espécies, energia e materiais.

Quanto à função são considerados aspectos relacionados ao fluxo de energia, materiais e organismos dos ecossistemas através de sua interação espacial. Já a alteração envolve o mosaico ecológico e suas mudanças de estrutura e função ao longo do tempo (MCGARIGAL; MARKS, 1995).

O processo de fragmentação é considerado uma das maiores ameaças para os ecossistemas, tanto em relação à biodiversidade quanto de recursos naturais. Desse modo as atividades humanas resultam em impactos na mudança da cobertura da terra, perda de tipos de cobertura e na fragmentação de áreas (SAUNDER et al., 2002).

Todas as métricas da paisagem deste estudo foram calculadas no software FRAGSTATS 4.0. Os índices selecionados para caracterizar o município de Querência foram: a) área total da classe (CA); b) porcentagem da área da classe (PLAND); c) índice de maior fragmento (LPI); d) área média dos fragmentos (Area_MN); e) densidade de borda (ED); f) área central média (Core_MN) com borda de 10m; e g) número de fragmentos (NP). A Tabela 6 descreve as métricas utilizadas neste estudo, obtidas em McGarigal et al. (2002).

Tabela 6 – Descrição das métricas utilizadas neste estudo (Continua)

Métrica	Nome	Fórmulas	Descrição
CA	Área total da classe (ha)	$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left(\frac{1}{10.000} \right)$ a_{ij} = área (m ²) do fragmento ij (ha)	Soma das áreas de todos os fragmentos de uma determinada classe
PLAND	Porcentagem da área da classe (%)	$PLAND = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} (100)$ a_{ij} = área (m ²) do fragmento ij A = área total da paisagem	Soma das áreas de todos os fragmentos de uma determinada classe dividida pela área total multiplicada por 100
LPI	Índice de maior fragmento (%)	$LPI = \frac{\max_{j=1}^n (a_{ij})}{A} (100)$ a_{ij} = área (m ²) do fragmento ij A = área total da paisagem (m ²)	Porcentagem da paisagem compreendida pelo maior fragmento de uma classe
Area_MN	Área média dos fragmentos (há)	$AM = \frac{\sum_{j=1}^n x_{ij}}{n_i}$ x_{ij} = área (m ²) do fragmento ij (ha) n_i = número de fragmentos da paisagem	Área média do tamanho dos fragmentos de uma classe
ED	Densidade de borda (m/ha)	$DB = \frac{\sum_{k=1}^n e_{ik}}{A} (10,000)$ e_{ik} = comprimento total (m) da borda na paisagem por classe A = área total da paisagem (m ²)	Soma do comprimento de todos os seguimentos de borda de uma classe, dividido pela área total da paisagem
Core_MN	Área central média (ha)	-	Média da área central dos fragmentos de uma classe

Tabela 7 – Descrição das métricas utilizadas neste estudo

(Conclusão)

Métricas	Nome	Fórmula	Descrição
NP	Número de fragmentos	$NP = n_i$ <p>n_i = número de fragmentos na paisagem pertencentes à classe i</p>	Número de fragmentos de uma determinada classe ao longo da paisagem

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Acurácia do mapa de uso e cobertura do solo de 2001

Para validar os resultados obtidos com os procedimentos de classificação, foi necessário realizar um teste de acurácia, através da comparação de pontos nos quais o uso de terra é conhecido pelo pesquisador, sendo chamados de verdade terrestre. Para a caracterização da verdade terrestre do mapeamento, foram utilizados 18 pontos gerados dentro da área de estudos. Esses pontos foram identificados no Google Earth®, que é composto por um banco de dados de imagens com alta resolução espacial, possibilitando a identificação visual dos usos da terra na área de estudo. Contudo as datas das imagens desse acervo não compreendiam todos os anos escolhidos para este estudo, o que levou ao uso da imagem classificada do ano de 2001, como referência para validar o processo de classificação. Uma vez que a ano de 2001 era o mais próximo das datas do imageamento do Google Earth®.

A matriz de confusão é representada por linhas e colunas que expressam o número de unidades de amostras atribuído a uma categoria particular. Sendo que as colunas indicam os dados de referência e as linhas mostram os dados provenientes do mapa classificado (JENSEN, 1996). A Tabela 8 mostra a matriz de confusão da classificação referente ao ano de 2001. Esta matriz avalia o resultado da classificação comparando os dados de verdade de campo com os da classificação.

Os valores dos erros de inclusão e omissão mostram, individualmente, as classes que foram melhor classificadas e as que não tiveram boa classificação. O erro de inclusão refere-se a células que são incluídas em uma determinada classe, mas que na verdade pertencem a outra ou outras classes.

A acurácia do produtor (erro de omissão) é o número de amostras corretamente classificadas em cada classe, dividido pelo número total daquela classe resultante dos dados de referência (colunas). A acurácia do usuário (erro de inclusão), também conhecida como erro de inclusão, é o número de amostras corretamente classificadas em cada classe, dividido pelo número total de amostras daquela classe dos dados resultantes do mapa classificado (linhas). O resultado obtido foi um índice de acurácia geral da classificação de 88,89%.

Tabela 8 – matriz de confusão da classificação de imagens Landsat-5, do município de Querência (MT), referente ao ano de 2001

Classes	Água	Floresta	Cerrado	Solo exposto	Agricultura	Total
Água	2	0	0	0	0	2
Floresta	2	5	0	0	0	7
Cerrado	0	0	0	0	0	3
Solo exposto	0	0	3	3	0	3
Agricultura	0	0	0	0	3	3
Total	4	5	3	3	3	18

O índice *Kappa*, representa uma medida estatística utilizada para conhecer o desempenho da classificação, conforme mostra a Tabela 9, foi de 0,85. Esse valor é considerado como uma concordância “excelente”, o que embasa os resultados obtidos com os procedimentos de classificação. Ao passo que a acurácia geral incorpora somente a diagonal principal, excluindo os erros de comissão e omissão, o Índice *Kappa*, inversamente, incorpora os elementos que não estão localizados na diagonal principal (LANDIS; KOCH, 1977), estes dois métodos são geralmente utilizados conjuntamente para a avaliação da classificação.

Tabela 9 – Valores do índice *Kappa* e respectivos desempenhos da classificação

Kappa	Desempenho da Classificação
0 - 0,2	Ruim
0,2 - 0,4	Razoável
0,4 - 0,6	Bom
0,6 - 0,8	Muito bom
0,8 - 1	Excelente

Com o procedimento de classificação validado para a data de 2001, foi dado prosseguimento com as classificações de 1986, 1994 e 2008 (Figuras 5, 6, 7 e 8).

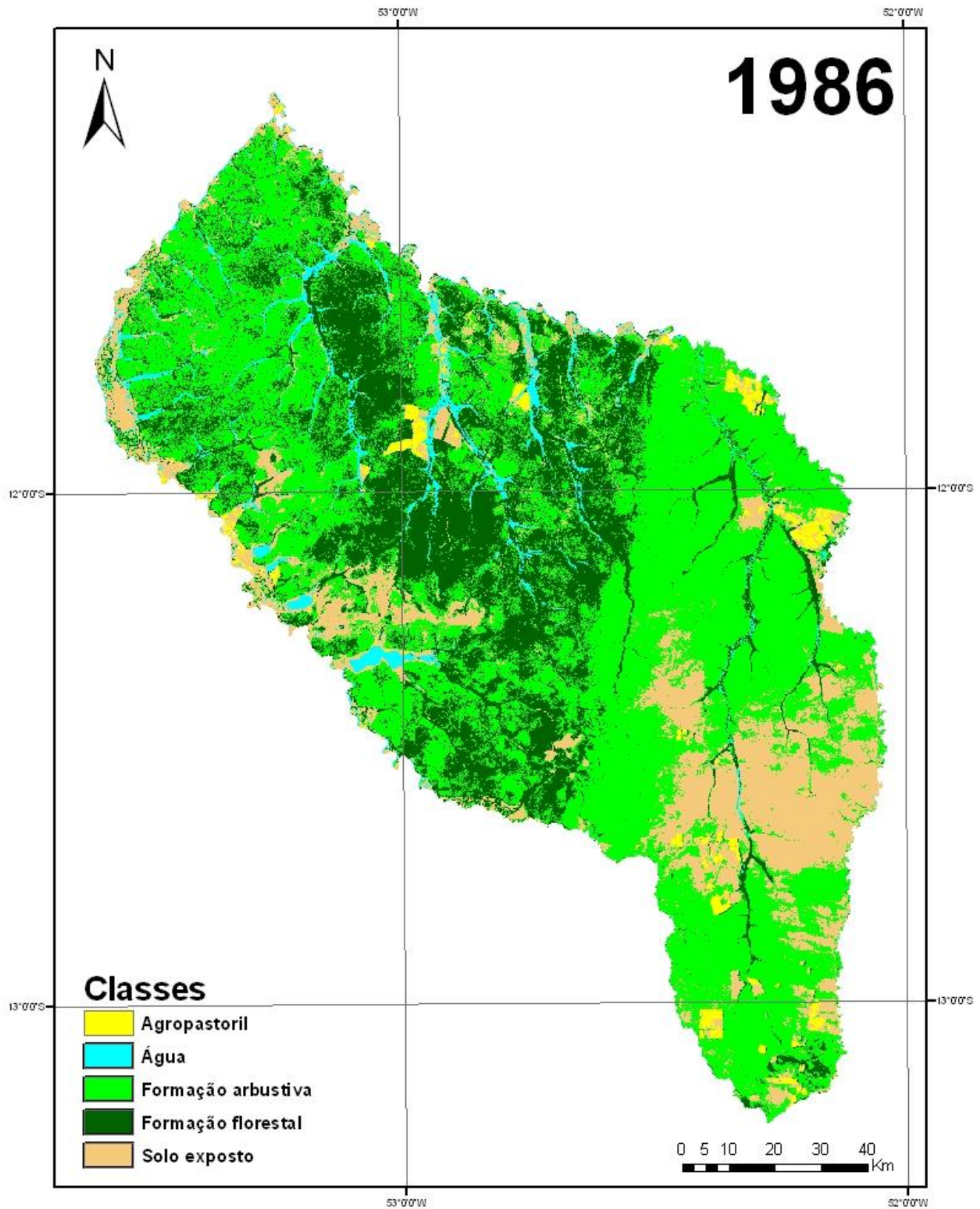


Figura 5 – Mapa de uso da terra no município de Querência (MT) em 1986

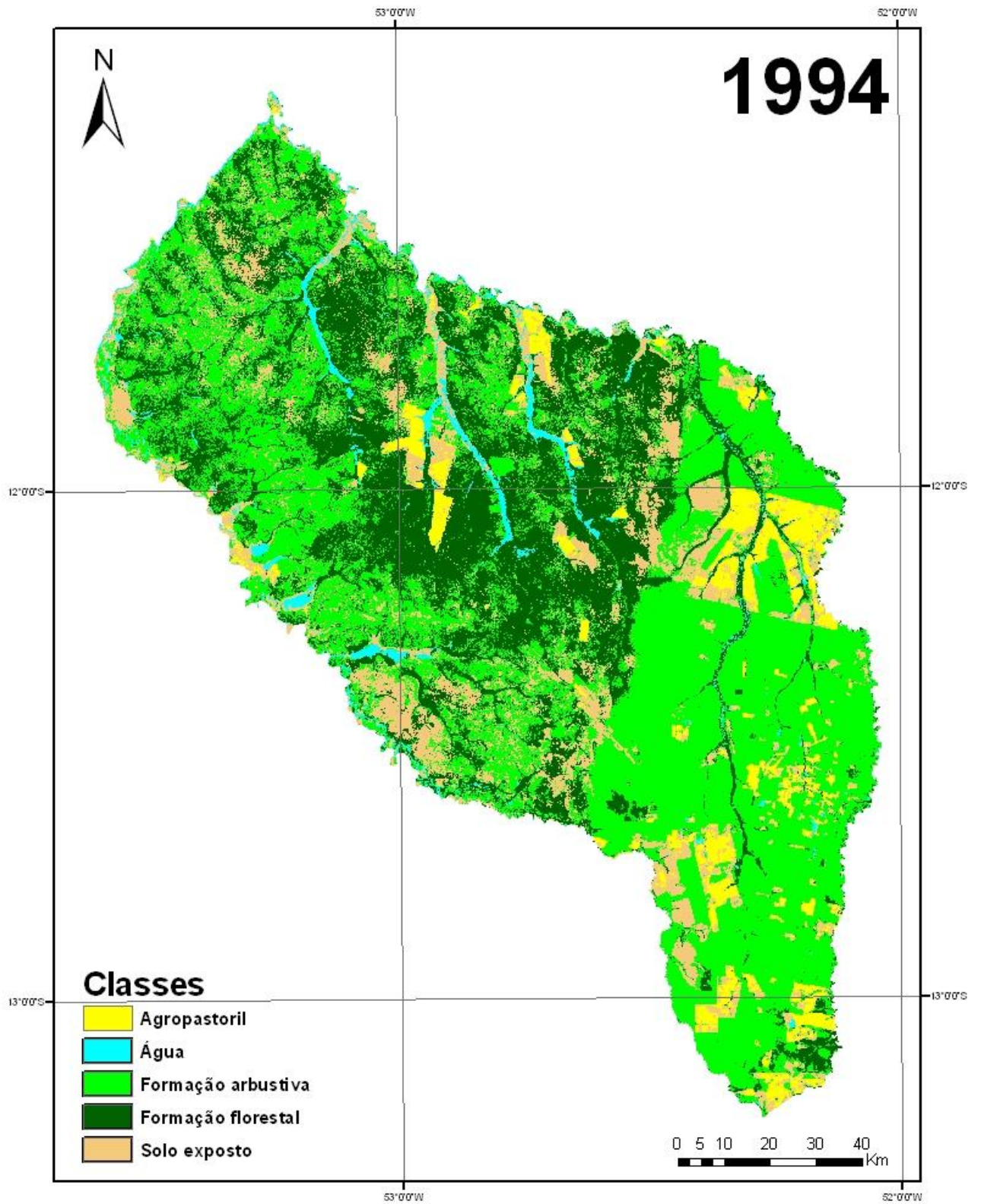


Figura 6 – Mapa de uso da terra no município de Querência (MT) em 1994

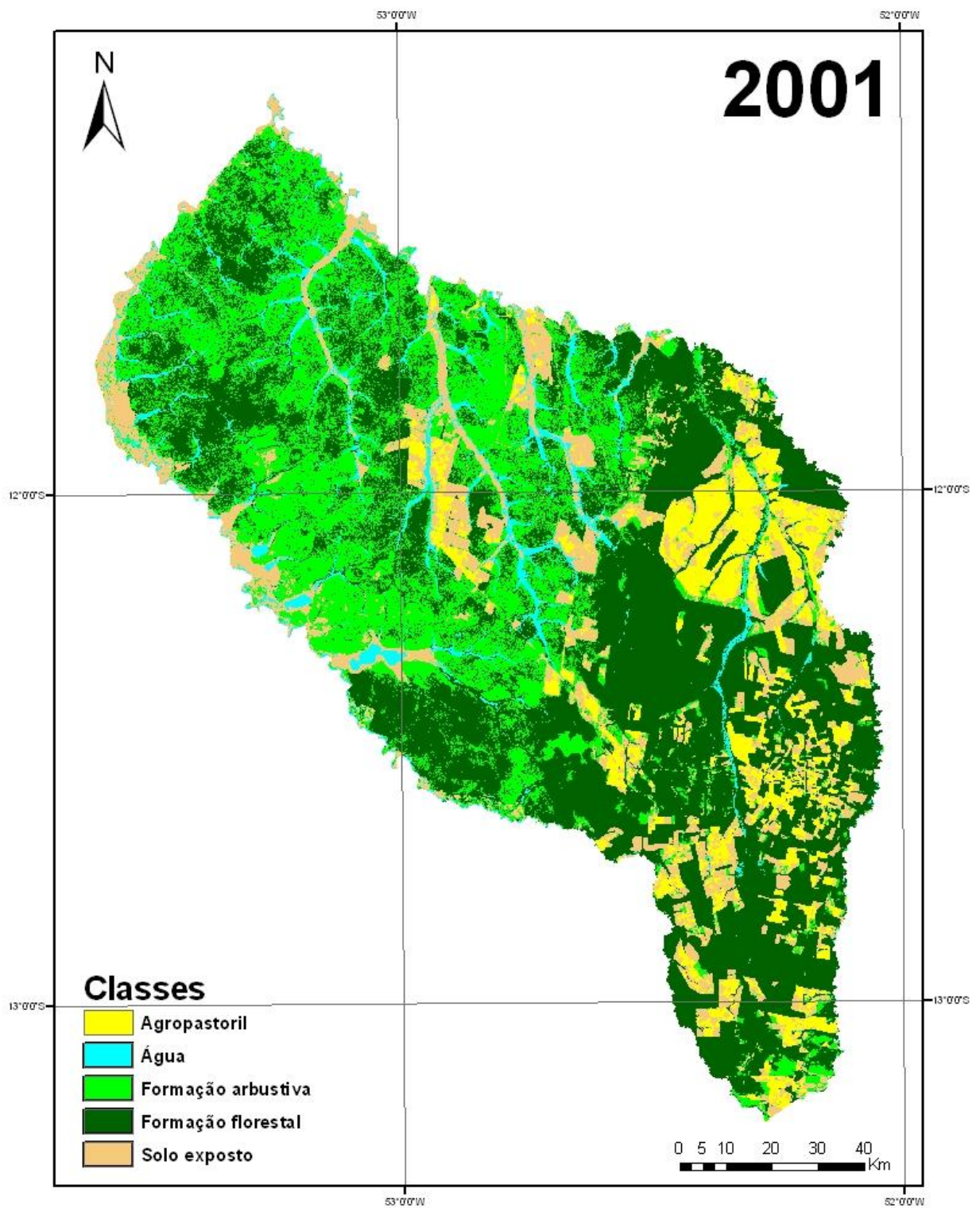


Figura 7 – Mapa de uso da terra no município de Querência (MT) em 2001

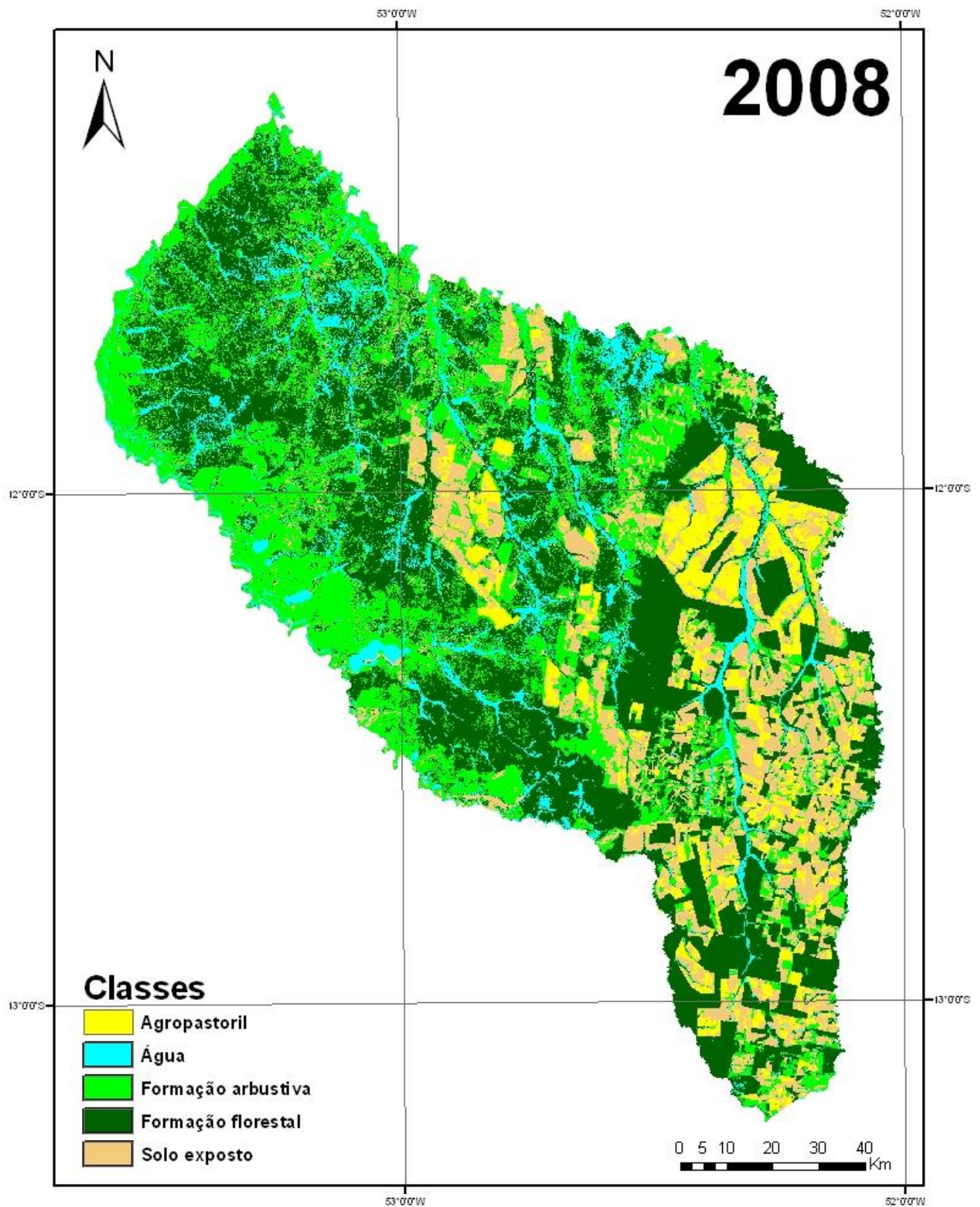


Figura 8 – Mapa de uso da terra no município de Querência (MT) em 2008

4.2 Análise da dinâmica da paisagem através de índices da paisagem

O resultado da análise das métricas muitas vezes depende de uma interpretação conjunta, uma vez que a análise isolada de uma a uma gera uma grande limitação de análise (McGARIGAL et al. 2002). Dessa forma serão apresentadas a seguir a interpretação das métricas de forma associada, quando necessário, buscando ampliar a capacidade de interpretação dos resultados.

A análise do número de fragmentos (Figura 9) de forma conjunta com os dados de evolução das classes agrupadas em áreas naturais (classes de vegetação nativa) e áreas antropizadas (classes solo exposto e agropastoril) (Figura 10) permite identificar que há uma tendência de aumento das áreas antropizadas e uma tendência de diminuição das áreas de vegetação natural. Sendo que a imagem classificada de 2001 utilizada para o teste de acurácia do mapeamento apresenta um valor para áreas de influência antrópica (378072 ha) muito próximo ao obtido pelo sistema Prodes (333900 ha). Fato que indica novamente o sucesso do processo de classificação.

A classe formação arbustiva apresentou uma maior fragmentação em relação à classe formação florestal no período de 1986 e 1994, passando de aproximadamente 47.000 fragmentos em 1986 para aproximadamente 62.000 fragmentos em 1994. Por outro lado a classe solo exposto foi a que apresentou maior variação no período de 1986 e 1994, e pode ser considerada como um indicador do processo de desmatamento, uma vez que acompanha a tendência de fragmentação da classe formação arbustiva. Já que em 1986 a classe solo exposto apresentava cerca de 25.000 fragmentos, passando para cerca de 61.000 fragmentos em 1994. Este comportamento elucidado através do imageamento por satélite possibilita a detecção do processo de conversão de áreas no município, pois os mapas de uso e cobertura do solo representam as áreas da classe solo exposto com recortes típicos de talhão agrícola.

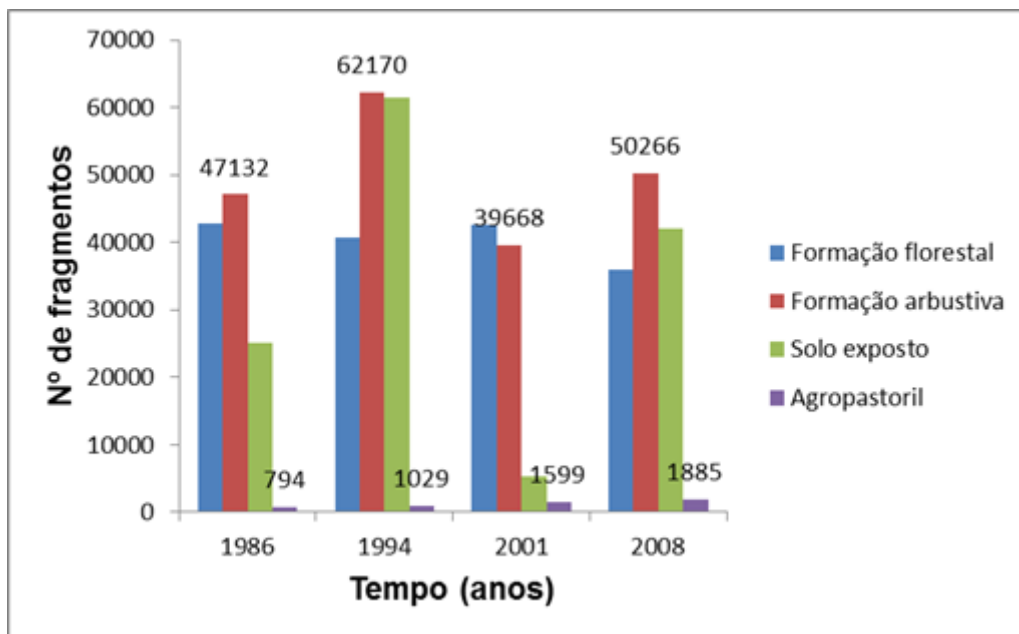


Figura 9 – Número de fragmentos (NP) dos usos do solo para o município de Querência/MT entre os anos de 1986 e 2008

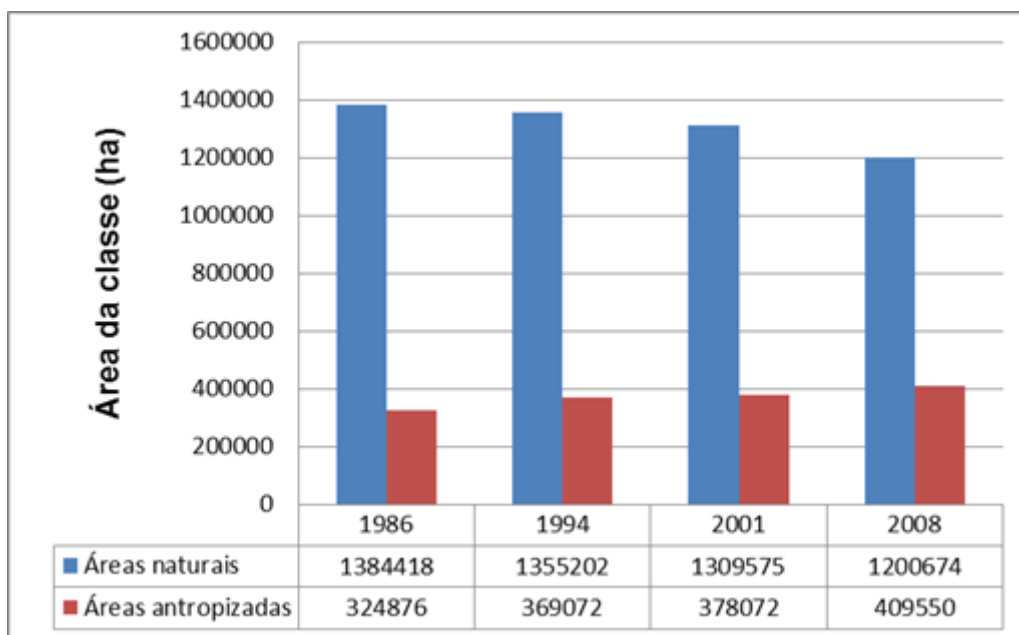


Figura 10 – Dados agrupados em áreas naturais e áreas antropizadas dos usos do solo no município de Querência entre os anos de 1986 e 2008

Ao mesmo tempo, ao analisar a classe agropastoril é possível identificar que esta apresenta um número de fragmentos muito baixo, o que denota uma maior continuidade na área desta classe. Os valores obtidos mostram que em 1986 havia em torno de 790 fragmentos e em 2008 este valor passou para cerca de 1900

fragmentos, por si só estes valores não mostram a dinâmica apresentada pelas áreas agropastoris.

Contudo a análise associada da métrica número de fragmentos com a métrica área média dos fragmentos (Figura 11) oferece uma melhor interpretação para a expansão das áreas agropastoris.

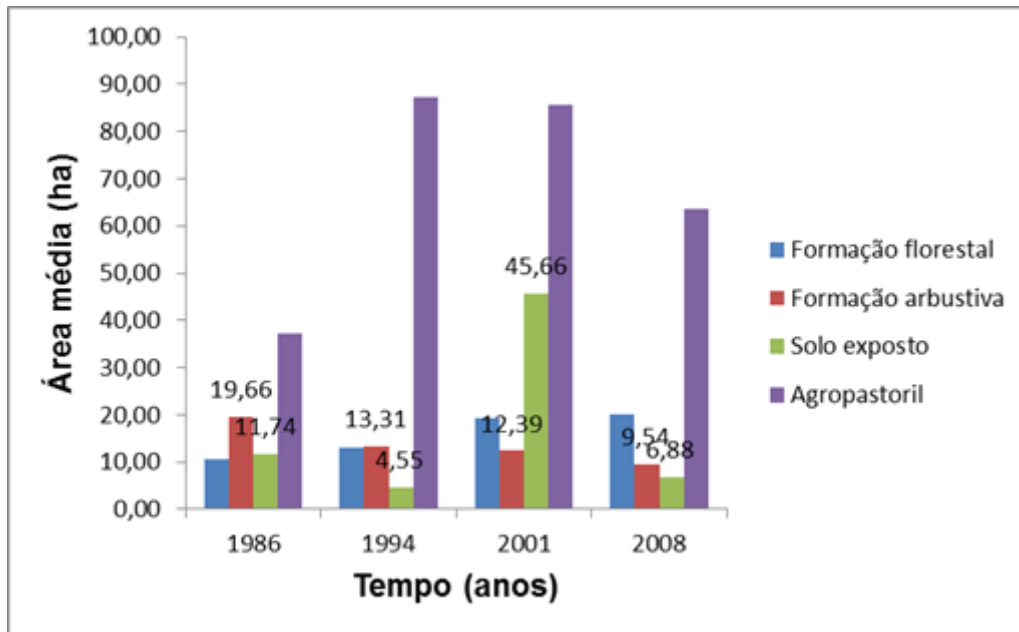


Figura 11 – Área média dos fragmentos (Area_MN) dos usos do solo no município de Querência/MT entre os anos de 1986 e 2008

Os valores de área média dos fragmentos para a classe agropastoril evidenciam que esta classe manteve uma maior continuidade em suas áreas, devido ao baixo número de fragmentos. E a evolução da área média para esta classe reforça esta interpretação, pois houve um contínuo aumento da área média para os anos 1986, 1994 e 2001, apresentando aproximadamente 37 hectares, 87 hectares e 85 hectares, respectivamente. No período de 2001 a 2008 houve uma diminuição da área média da classe agropastoril, representada pelo valor aproximado de 63 hectares. Esta diminuição pode ser entendida como o início de um processo de fragmentação das áreas agropastoris, o que gera impactos na área média dos fragmentos pelo aumento da descontinuidade da classe na paisagem do município, indicando uma expansão de áreas agrícolas. A métrica área central média (Figura 11) possibilita uma interpretação mais clara do comportamento da classe agricultura ao apresentar um aumento da área central média desta classe para os anos de 1986

e 1994 e a partir de 2001 até 2008, uma diminuição. Esta diminuição é da ordem de 26% da área central média, mostrando um processo de fragmentação das áreas de agricultura. Isto pode ser notado pela redução da área central média das classes solo exposto e formação arbustiva, sendo que a redução da primeira é muito mais acentuada diminuindo em 85,1% de 2001 para 2008.

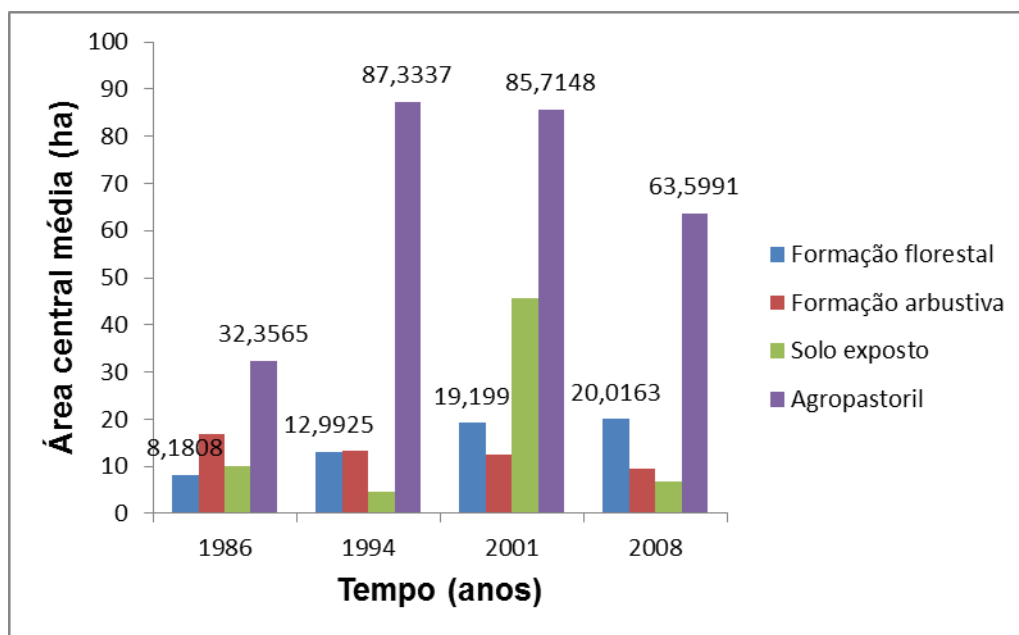


Figura 12 – Área central média (Core_MN) dos usos do solo no município de Querência/MT entre os anos de 1986 e 2008

Trabalhos recentes indicam que a expansão da agricultura de soja não segue um padrão existente nas áreas já ocupadas. E o avanço dessa monocultura se dá em função de um processo baseado na adoção de padrões tecnológicos e de processos produtivos.

Assim a métrica densidade de borda (Figura 13) possibilita interpretar a evolução da classe agricultura, evidenciando um aumento contínuo em seus valores. No período de estudo os resultados foram: 0,50 m.ha⁻¹ em 1986, 0,95 m.ha⁻¹ em 1994, 1,51 m.ha⁻¹ em 2001 e 1,57 m.ha⁻¹ em 2008. Esta métrica indica que o aumento da fragmentação dos habitats leva a um aumento do “efeito de borda” (HARGIS; BISSONETTE; DAVID, 1998). Também é possível afirmar que o “efeito de borda” está relacionado com o tamanho e forma dos fragmentos (MACGARIGAL, et al. 2002).

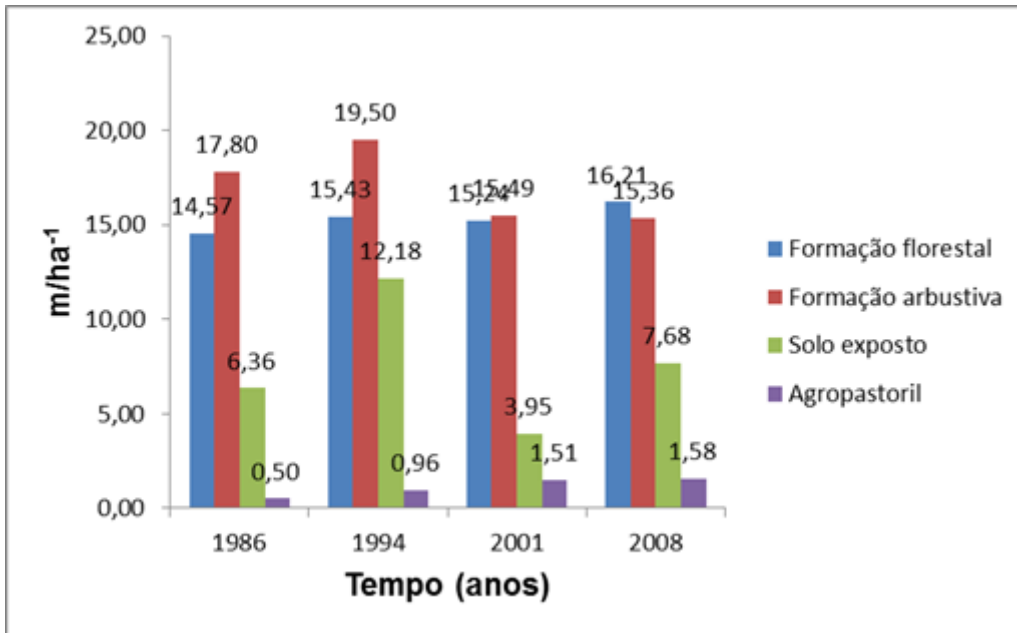


Figura 13 – Densidade de borda (ED) dos usos do solo do município de Querência/MT entre os anos de 1986 e 2008

Quanto à composição da paisagem o índice de maior fragmento (Figura 14) representa um valor associado indiretamente à dominância de uma classe na paisagem. Sugerindo que os valores mais elevados estão associados com áreas maiores e contínuas de uma determinada classe de cobertura do solo (MACGARIGAL, et al. 2002).

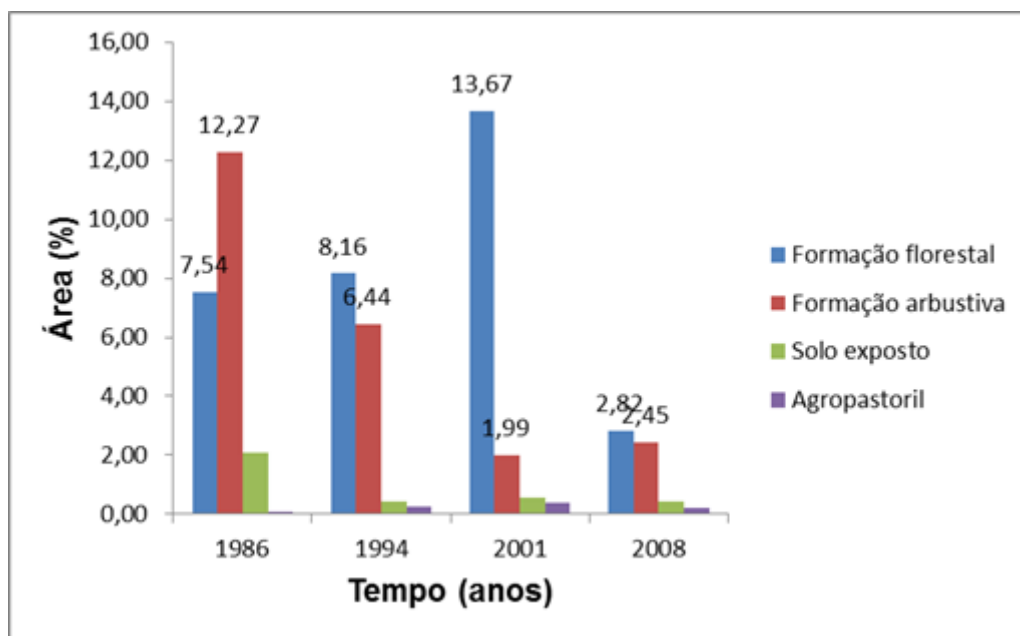


Figura 14 – Índice de maior fragmento (LPI) dos usos do solo do município de Querência/MT entre os anos de 1986 e 2008

Através da análise do índice de maior fragmento é possível identificar que a classe formação arbustiva sofreu fortemente processos de fragmentação. A intensidade desses processos chegou a tal ponto que no ano de 2001 houve uma inversão da matriz da paisagem, até então representada por áreas de formação arbustiva. Esta inversão, no entanto, ocorreu com a classe formação florestal, passando a matriz da paisagem do município de Querência ter sua paisagem composta por um maior percentual de fisionomias florestais do que qualquer outra classe de uso e cobertura do solo. Por outro lado as características fisionômicas do bioma cerrado podem ter impactado nas respostas espectrais das imagens, uma vez que maior densidade de folhas em fisionomias do tipo Cerradão pode gerar uma resposta espectral semelhante a fisionomias tipicamente florestais. Se isso ocorreu, áreas com resposta espectral semelhante à formação arbustiva, cuja densidade de folhas era baixa a ponto de exporem o solo abaixo do dossel, podem passar a apresentar uma resposta espectral diferente em condições climáticas favoráveis à planta, por exemplo, esta passando a produzir mais folhas numa estação mais chuvosa. Outro fator importante refere-se à maior incidência de sombras nas imagens em tais condições de maior densidade de folhas, promovendo uma “mistura” das respostas espectrais das folhas com as áreas contíguas de sombreamento no entorno do dossel. Dessa forma neste estudo não foi possível

desassociar a influência das variáveis climáticas, como as taxas de precipitação, sobre a vegetação nativa a fim de compreender as respostas fisiológicas de vegetação da área de transição aos fatores climáticos.

Esta redução nas áreas de vegetação nativa tem repercussões ecológicas muito negativas, uma vez que a existência de grandes fragmentos de vegetação nativa é de grande importância para a manutenção de uma série de funções ecossistêmicas e de habitats (WOODROFFE; GINSBERG, 1998).

Dessa forma os valores da porcentagem da área da classe para os anos de 1986 a 2001 mostram um forte diminuição da porcentagem de áreas cobertas com a classe formação arbustiva, com valores de 12% em 1986, 6,4% em 1994 e 1,9% em 2001, ano no qual ocorreu a inversão da matriz.

As áreas de cobertura da classe floresta passaram por um efeito inverso ao ser analisada através da métrica porcentagem da área da classe (Figura 15).

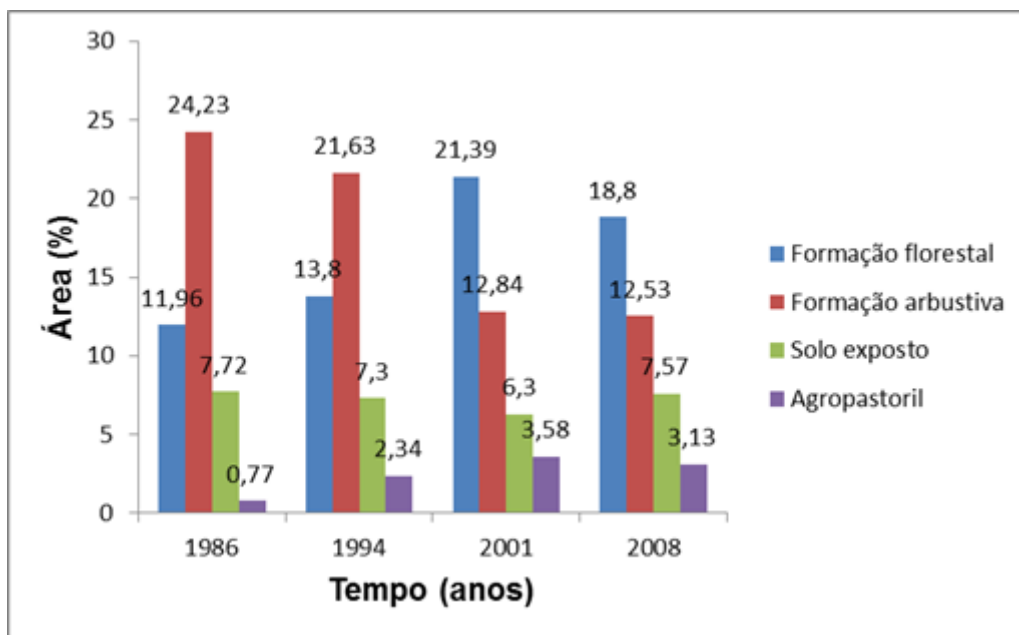


Figura 15 – Porcentagem da área da classe (PLAND) para os usos do solo no município de Querência/MT entre os anos de 1986 e 2008

Através desta métrica é possível analisar que as áreas de floresta apresentaram um contínuo aumento em sua representação percentual na paisagem. Os percentuais obtidos para os anos 1986, 1994 e 2001 são 11,9%, 13,8% e 18,8%. Ainda analisando a porcentagem da área das classes nota-se que em 2008, com exceção das classes solo exposto e agropastoril, houve uma diminuição do

percentual das áreas de vegetação nativa. Tendendo, possivelmente, a uma conversão de parte dos fragmentos de solo exposto para áreas agrícolas, uma vez que a classe agropastoril apresentou um grande aumento em sua porcentagem de área entre os anos de 1986 e 2008.

A comparação dos mapas de uso e cobertura do solo de 1986 e 2008 (Figura 16) mostra uma paisagem bastante fragmentada, e também evidencia o espalhamento da distribuição das áreas agropastoris e também de solo exposto. Este último, no entanto, apresenta-se próximo às áreas agropastoris e possui feições semelhantes aos das áreas agrícolas. Dessa forma fica mais evidente o processo de grande fragmentação pelo qual passou o município de Querência no período de 1986 a 2008.

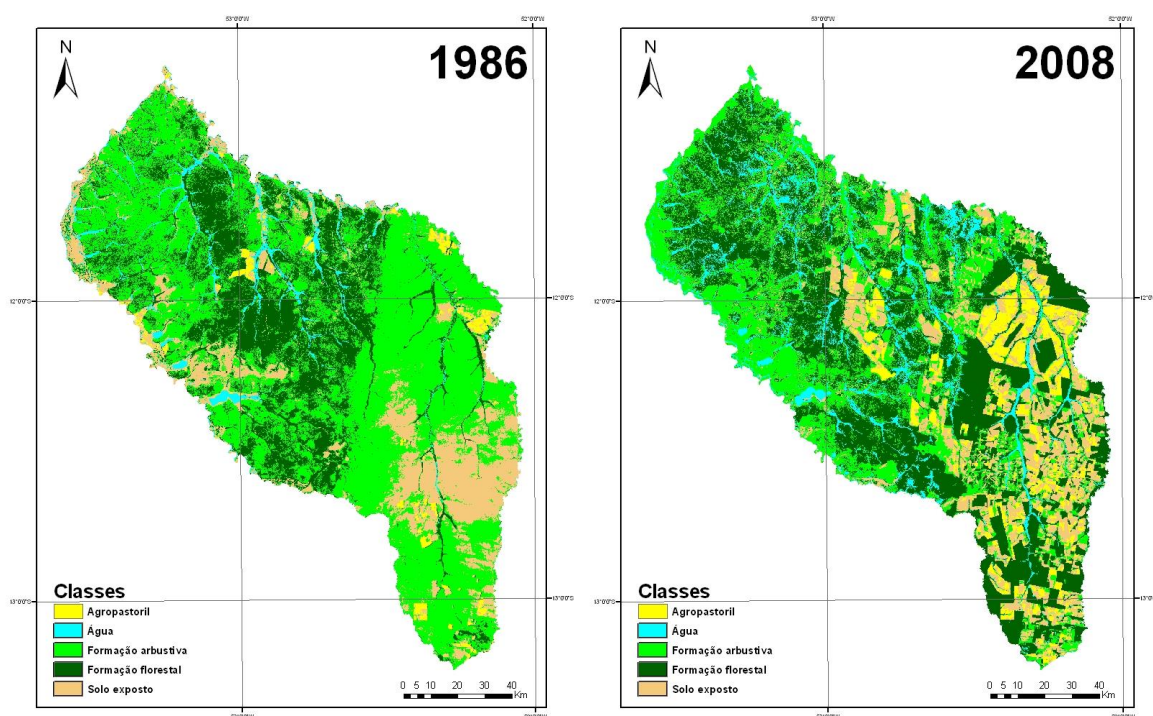


Figura 16 – Mapas de uso da terra do município de Querência para os anos de 1986 e 2008

4.3 Efeitos das mudanças de uso e cobertura do solo

As características da vegetação natural não proporcionaram dados suficientes para uma estimativa das emissões de gases por meio da mudança do uso do solo. Contudo as informações obtidas possibilitaram uma melhor compreensão da

dinâmica do incremento do desmatamento no município no período de estudo, através da taxa de incremento de desmatamento.

Para a obtenção dessa taxa foi realizada a soma das áreas totais das classes floresta e cerrado para cada ano do estudo, depois foi feita a diferença dessa soma ano a ano, de forma a agrupar os dados para cada par de anos estudados. Com isso quando considerados os 22 anos de estudo é possível observar uma grande variação na taxa de desmatamento, o que denota uma intensificação desse processo de forma bastante diferente ao longo do tempo (Figura 17).

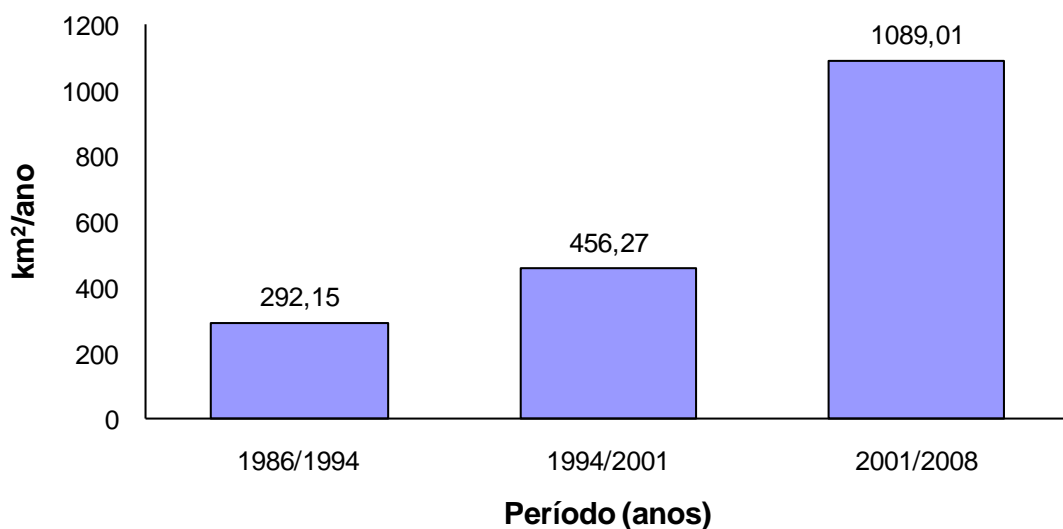


Figura 17 – Taxa de incremento de desmatamento no período de 1986 a 2008 para o município de Querência/MT

Entre os anos de 1986 e 1994 a taxa de redução da vegetação nativa (agrupamento das classes de formação florestal e arbustiva) foi de 292,15 km², representando uma redução de 2,1% na cobertura nativa nesse período. Entre 1994 e 2001 a taxa de desmatamento subiu para 456,27 km², com uma redução de 3,4% da cobertura nativa e entre 2001 e 2008 a taxa de desmatamento subiu para 1089,01 km², totalizando uma perda de 8,3% da vegetação nativa neste período.

Ao realizar a análise por tipo de cobertura vegetal, uma constatação interessante foi notar a distribuição das áreas florestais, expandindo em torno de 57% ao longo dos 22 anos de estudo, com um incremento mais acentuado entre 1994 e 2001, com 55%.

Por outro lado as áreas de formação arbustiva sofreram uma diminuição de 48,25% durante o período de 22 anos, apresentando uma redução drástica entre 1994 e 2001 com perda de área a uma taxa de 40,6%.

Em comparação com as estimativas do SISTEMA PRODES do INPE, com dados de desmatamento do estado de Mato Grosso, para os anos utilizados para o mapeamento deste estudo (Figura 18), mostra uma tendência semelhante de incremento das taxas de desmatamento de 1986 a 2001. Este comportamento foi o mesmo apresentado neste trabalho pela classe formação arbustiva ao longo do período de 22 anos.

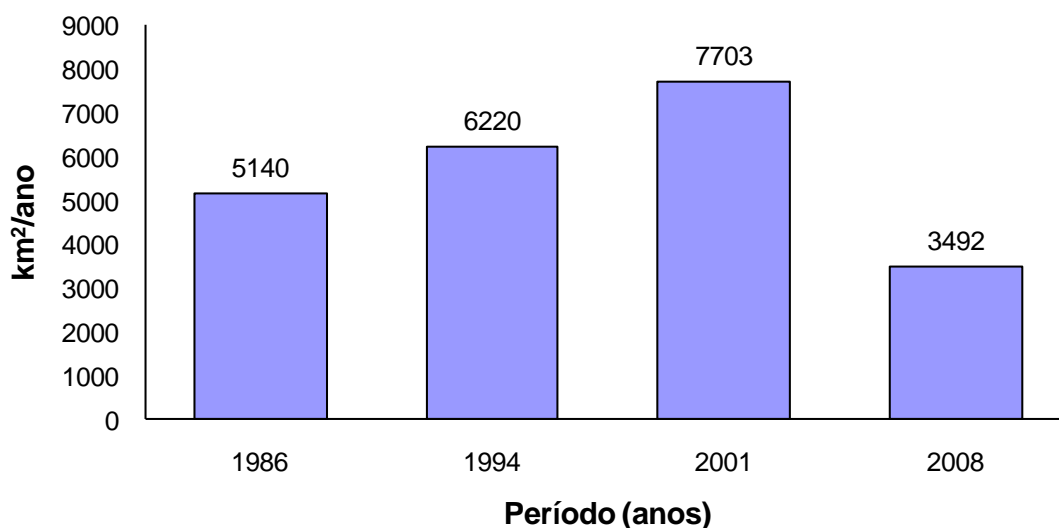


Figura 18 – Taxas de desmatamento para o estado de Mato Grosso para os anos de 1986, 1994, 2001 e 2008 (dados do Sistema PRODES)

Num estudo recente utilizando dados de desmatamento do Sistema PRODES, associados a mapas de biomassa e conjuntos de parâmetros alternativos baseados na literatura recente (AGUIAR et al., 2012), foram feitas estimativas de emissões de gases de efeito estufa em cenários de corte raso da floresta tropical primária na região da Amazônia brasileira. Porém o estudo não considerou a remoção de outros tipos de vegetação, em especial do cerrado nos estados de Tocantins, Mato Grosso e Maranhão. Isto inviabiliza a realização de uma estimativa de emissões pela diminuição da classe cerrado no município de Querência através do uso dos dados disponibilizados para os cálculos de estimativas (AGUIAR et al. 2012) e pelos dados de desmatamento do Sistema PRODES (INPE, 2011).

Por outro lado, uma estimativa como esta teria apenas um caráter ilustrativo, uma vez que mesmo os cálculos realizados com base em mapas de biomassa apresentam grandes incertezas nas estimativas de emissões (AGUIAR et al. 2012). E também, como constatado através das métricas da paisagem, a diminuição das áreas de cerrado foi acompanhada de um aumento das áreas de floresta. Ao mesmo tempo as grandes variações da classe solo exposto denotam que uma estimativa de emissões baseada somente em dados de biomassa não seria suficientemente representativa, devido aos processos e emissões pela exposição do solo (HOUGHTON, 2003). Outro fator importante a ser considerado é o impacto direto da pecuária no cálculo das emissões de gases, uma vez que esta variável não foi objetivo deste estudo, apensar da influência sobre o uso do solo e na dinâmica de conversão de áreas naturais em pastagem e posteriormente em lavouras agrícolas. A pecuária esteve agrupada junto à classe agropastoril uma vez que as respostas espectrais das pastagens são próximas as de campos agrícolas (especialmente no início do desenvolvimento das plantações).

5 CONCLUSÕES

As análises das métricas da paisagem e o processo de classificação permitiram atingir os objetivos propostos, uma vez que o elevado índice de acurácia do mapeamento dá confiabilidade às análises da paisagem. Dessa forma o mapeamento do uso e cobertura da terra no município de Querência foi realizado com boa precisão.

A escolha das classes permitiu atender os objetivos propostos, já que as métricas da paisagem possibilitaram boa interpretação da dinâmica das mudanças na paisagem do município ao longo do período de estudo. A verificação de uma grande fragmentação da paisagem tem como propulsor a expansão da agricultura no município, apresentando ainda características típicas de monoculturas (soja) através da verificação de uma baixa fragmentação das áreas de agricultura, indicando uma concentração de grandes propriedades.

Contudo um detalhamento maior das classes poderia elucidar melhor algumas questões, como a inversão da matriz da paisagem, a qual poderia ser mais bem compreendida através da adoção de mais classes representativas da cobertura vegetal nativa. Sendo neste caso, aconselhável o uso de dados de inventários da flora da região e de imagens com maior resolução espacial possibilitando uma distinção precisa das diferentes fisionomias vegetais nativas.

Como sugestão de trabalhos futuros um importante seria a adoção de uma abordagem sócio-econômica do município, com o foco no melhor entendimento, em escala de propriedades rurais, da dinâmica de conversão de áreas de vegetação nativa em áreas agrícolas. O entendimento dos impactos da expansão agrícola sobre os pequenos produtores e o acesso à terra pode ampliar a compreensão da ligação entre o desmatamento e seus impactos socioambientais.

REFERÊNCIAS

AGUIAR, A.P.D.; OMETTO, J.P.; NOBRE, C.; LAPOLA, D.M.; ALMEIDA, C.; VIEIRA, I.C.; SOARES, J.V.; ALVALA, R.; SAATCHI, S.; VALERIANO, D.; RUBIO, J.C.C. Modeling the spatial and temporal heterogeneity of deforestation-driven carbon emissions: the INPE-EM framework applied to the Brazilian Amazon. **Global Change Biology**, Oxford, v.18, n.11, p. 3346-3365, november 2012.

COUTINHO, A.C. **Dinâmica das queimadas no estado do Mato Grosso e suas relações com as atividades antrópicas e a economia local**. 2005. 308p. Tese (Doutorado em Ciência Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

DAVIDSON, E.A.; ARTAXO, P. Globaly significant changes in biological processes of the Amazon Basin: results of the Large-scale Biosphere-Atmosphere Experiment. **Global Change Biology**, Oxford, v.10, n.5, p.519-529, may 2004.

ERDAS-IMAGINE. **User's manual**. Atlanta: ERDAS proprietary, 1999. 459p.

FAGIONE, J.; HILL, J.; TILMAN, D.; POLASKY, S.; HAWTHORNE, P. Land clearing on the biofuel carbon debit. **Science**, Washinton, v.319, p.1235-1238, 2008.

FAO. **The state of food and agriculture – biofuels: prospects, risks and opportunities**. Roma, 2008. Disponível em: <<http://www.fao.org/>>. Acesso em: jun. 2011.

FAO. **The market and food security implications of the development of biofuel production**. Roma, 2009. Disponível em: <<http://www.fao.org/>>. Acesso em: jul. 2012.

FIGUEIREDO, M.G. **Agricultura e estrutura produtiva do estado do Mato Grosso: uma análise insumo-produto**. 2003. 157p. Dissertação (Mestrado em Economia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. New York Wiley, 1986. 619p.

HARGIS, C.D.; BISSONETTE, J.A.; DAVID, J.L. The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v.13, n.3, p. 167-186, 1998.

HOUGHTON, R.A., Why are estimates of the terrestrial carbon balance so different? **Global Change Biology**, Oxford, v.9, n.4, p. 478-646, april 2013.

IBAMA. Dados de satélites. **Centro de Sensoriamento Remoto**. Disponível em: <<http://siscom.ibama.gov.br/sitecsr/>>. Acesso em: fev. 2013.

IBGE. **Mapa de vegetação do Brasil**. Brasil: IBGE, 2004. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/default.php>>. Escala 1:5.000.000. Acesso em: jan., 2013.

IEA. Instituto de Economia Agrícola. Óleos vegetais para alimentos ou biodiesel? **Análise e indicadores do agronegócio**, v.6, n.6, junho 2001. Disponível em: <<http://www.iea.sp.gov.br/>>. Acesso em: ago. 2011.

INPE. Dados de satélites. **Catálogo de Imagens Landsat**. Disponível em: <<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>>. Acesso em: jan. 2013.

INPE. Monitoramento da floresta Amazônica brasileira por satélite. **PRODES**. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/prodes/index.html>>. Acesso em: ago. 2011.

IPCC. **Working Group III Report - Mitigation on Climate Change**. 2007a. Disponível em: <http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_and_data_reports.htm#1>. Acesso em: abril 2011.

JENSEN, J.R. **Introductory digital image processing: a remote sensing perspective**. New Jersey: Prentice Hall, 1996. 316p.

KOONIN, S.E. Getting serious about biofuels. **Science**, Washington, v.311, p.435, 2006

LADIS, J.R.; KOCH, G.C. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, Washington, v.33, p. 174-197, 1977.

MCGARIGAL, K; MARKS, B.J. **FRAGSTATS**: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, 1995. 122p

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.A.; NEEL, M.C.; ENE, E. **FRAGSTATS**: Spatial Pattern Analysis Programme for Categorical Maps. Amherst, 2002. Disponível em: <<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstas.html>>. Acesso em: fev. 2013.

MAPA. Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. **Anuário estatístico da agroenergia**. 2009. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/>>. Acesso em: set. 2012a.

MAPA. Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. **Projeções do Agronegócio 2011/2012 a 2021/2022**. 2012. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/>>. Acesso em: out. 2012b.

MARTINELLI, L.A., OMETTO, J.P.H.B.; FILOSO, S.; VICTORIA, R.L. Contextualizing ethanol avoided carbon emissions in Brazil. **Global Change Biology – Bioenergy**, Oxford v.2, p.152-156, 2010.

MCT. Ministério da Ciência e Tecnologia. **Inventário brasileiro de emissões antrópicas por fontes e remoção por sumidouros de gases de efeito estufa não controlados pelo protocolo de Montreal – parte 2**. 2001. Disponível em: <<http://www.mct.gov.br/clima>>. Acesso em: set. 2012.

METZER, J.P. O que é ecologia da paisagem? **Biotaneotropica**. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/>>. Acesso em: abril, 2012.

MOREIRA, M. A. Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação. Viçosa; Ed. UFV, v. 2005, 320p.

Neu, V. **O ciclo do carbono na bacia do Alto Xingu: interações entre os ambientes terrestre, aquático e atmosférico.** 2009, 113p. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

SAUNDER, S.C.; MISLIVETS, M.O.R.; CHEN, J.; CLELAND, D.T. Effects of roads on landscape structure within nested ecological units of the Northern Great Lakes Region, USA. **Biological Conservation**, Barking, v.103, p.209-225, 2002.

TIELMAN, D.; LEHMAN, C. Carbon negative biofuels from low input high diversity grassland biomass. **Science**, Washington, v.314, p. 1594-1600, 2006.

TURNER, M.G. The effects of pattern on process. Landscape Ecology. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v.20, p.171-197, 1989.

TURNER, M.G.; GARDNER, R.H.; O’NEIL, R.V. **Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process.** New York: Springer-Verlag, 2001. 404 p.

VIANELLO, R.L.; ALVES, A.R. **Meteorologia básica e aplicações.** Viçosa, UFV, 2002, 449p.

WOODROFFE, R.; GINSBERG, J.R. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. **Science**, Washington, v.280, n.5372, p.2126-2128. jun. 26, 1998.