

AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE ECOLÓGICA DO MUNICÍPIO DE SÃO CARLOS, SÃO PAULO

Ecological sustainability index of São Carlos, São Paulo

Diego Peruchi Trevisan*
Luiz Eduardo Moschini**

***Universidade Federal de São Carlos - UFSCar / Município de São Carlos**
diego.trevisan@ufscar.br

****Universidade Federal de São Carlos - UFSCar / Município de São Carlos**
lemoschini@ufscar.br

RESUMO

A maioria das paisagens são influenciadas pela ação antrópica e o mosaico de paisagens resultante é uma mistura de elementos naturais e antrópicos que variam em tamanho, forma e arranjo, de modo que medidas usadas para descrever seus padrões, podem ser aplicadas na análise de sua estrutura. Desta forma, o presente estudo teve como objetivo analisar os efeitos da intensidade do uso e cobertura da terra sobre os padrões espaciais e temporais da paisagem de São Carlos, em 2003 e 2013, através do Índice de Qualidade Ambiental dos Recursos Hídricos, Índice de Qualidade Ambiental da Vegetação, Índice de Vulnerabilidade Ambiental, Índice de Densidade de Floresta Ciliar e Índice de Comprimento Médio de Fragmentos Florestais, no intuito de avaliar a condição de sustentabilidade ecológica da mesma. Identificou-se uma redução das áreas de vegetação nativa ao longo do tempo, com expansão das áreas agrícolas, evidenciando-se a diminuição da qualidade ambiental da paisagem. O crescimento das atividades antrópicas e a diminuição das áreas naturais podem levar a perda da biodiversidade e dos benefícios que estas proporcionam, as quais servem de suporte para manutenção das atividades urbanas e agrícolas de uma forma geral.

Palavras-chave: Análise da paisagem. Índices da paisagem. Qualidade ambiental. Planejamento ambiental.

ABSTRACT

Anthropic actions influence most landscapes and the resulting landscape mosaic is a blend of natural and anthropic elements that vary in size, shape and arrangement, so that measures used to describe their patterns can be applied in the analysis the landscape structure. Thus, this study aimed to analyze the effects of the intensity of use and land cover over the spatial and temporal patterns of São Carlos' landscape in 2003 and 2013, through the Environmental Quality Water Resources Index, Vegetation Environmental Quality Index, Environmental Vulnerability Index, Riparian Forest Density Index and Average Length of Forest Fragments Index in order to assess the condition of ecological sustainability of the same. It was identified a reduction in areas of native vegetation over time, with expansion of agricultural areas, demonstrating the reduction of the environmental quality of the landscape. The growth of anthropic activities and the reduction of natural areas can lead to the loss of biodiversity and the benefits they provide, which support the maintenance of urban and agricultural activities in general.

Keywords: Landscape analysis. Landscape indexes. Environmental quality. Environmental planning.

1 INTRODUÇÃO

A paisagem pode ser considerada uma unidade espacial, cuja heterogeneidade é modificada principalmente pela relação estabelecida entre sociedade e natureza, produzindo uma configuração marcada pela fragmentação ou conexão entre seus elementos (GOERL et al., 2011, p.1003).

A maioria das paisagens são influenciadas pela ação antrópica e o mosaico resultante é uma mistura de elementos naturais e antrópicos que variam em tamanho, forma e arranjo (TURNER, 1989, p.154), de modo que medidas usadas para descrever seus padrões podem ser aplicadas na análise de sua estrutura (GALO; NOVO, 1998, p.12).

A estrutura da paisagem é resultado das interações físicas, biológicas, políticas, econômicas e sociais, (TURNER et al., 1998, p.512), sendo fundamental ao planejamento ambiental analisar esta estrutura no intuito de designar sua configuração, que corresponde à estrutura espacial explícita do mosaico de suas unidades (LANG; BLASCHKE, 2009, p.20). Subsidiando a compreensão dos impactos das alterações antrópicas em processos de origem natural, onde a conectividade estabelece o grau de facilidade que os elementos se deslocam entre as unidades de paisagem (GARDNER; O'NEILL, 1991, p.290).

Um pré-requisito para o entendimento das relações entre os padrões e processos na paisagem, relevando ou não a sua organização hierárquica, tem sido o desenvolvimento de métodos para a quantificação da sua estrutura. Nas últimas décadas, houve grande busca por novos métodos quantitativos que possam analisar padrões, determinar a importância de processos espaciais e desenvolver modelos confiáveis (TURNER e GARDNER 1991, p.5), onde as métricas e ou índices são uma das formas mais eficazes de quantificar os atributos espaciais de uma paisagem (LI; WU, 2004, p.390).

Determinar essas mudanças permitirá avaliar as dimensões dos diversos problemas ambientais e conduzirá os resultados para aplicação de convenções internacionais, programas de ação e políticas nacionais. O conceito de pressão, estado e resposta (OECD, 1993, p.20) ou as forças motrizes mais abrangentes de pressão, estado, impacto e resposta são particularmente úteis para estes propósitos.

Para a quantificação da estrutura das paisagens torna-se necessária a reunião de diversos índices, os quais permitam obter em curto espaço de tempo uma estrutura da paisagem tendo em vista suas características e diferenças espaciais ao longo do tempo, sendo um elemento chave para a elaboração de estratégias de manejo de paisagens (RITTERS et al., 1995, p.25).

Autores como Turner (1987, p.31); O'Neill et al., (1988, p.155); Gustafson e Parker (1992, p.105); McGarigal e Marks (1995, p.10) e Schumaker (1996, p.1215), têm desenvolvido um grande número de índices e medidas descritivas dos padrões espaciais da paisagem, onde a modelagem vem se firmando como uma excelente aliada para a obtenção de conhecimento e geração de hipóteses em ecologia de paisagens e questões populacionais, incluindo dinâmica de metapopulações, importância de corredores e processos de dispersão ou invasão, os quais estão entre os temas mais abordados com modelos.

Essas medidas, têm sido utilizadas, para comparar a composição e a estrutura de diferentes paisagens (O'NEILL et al., 1988, p.151), identificar mudanças na paisagem ao longo do tempo (TURNER, 1987, p.32), explorar os efeitos de diferentes configurações impostas por práticas de manejo alternativas sobre a probabilidade de ocorrência de perturbações (FRANKLIN e FORMAN, 1987, p.7) e também, como variáveis independentes em modelos explicativos da abundância e diversidade de espécies em função de aspectos da estrutura da paisagem como o tamanho e distância entre fragmentos florestais (MCGARIGAL e MCCOMB, 1995, p.236; METZGER, 2000, p.448).

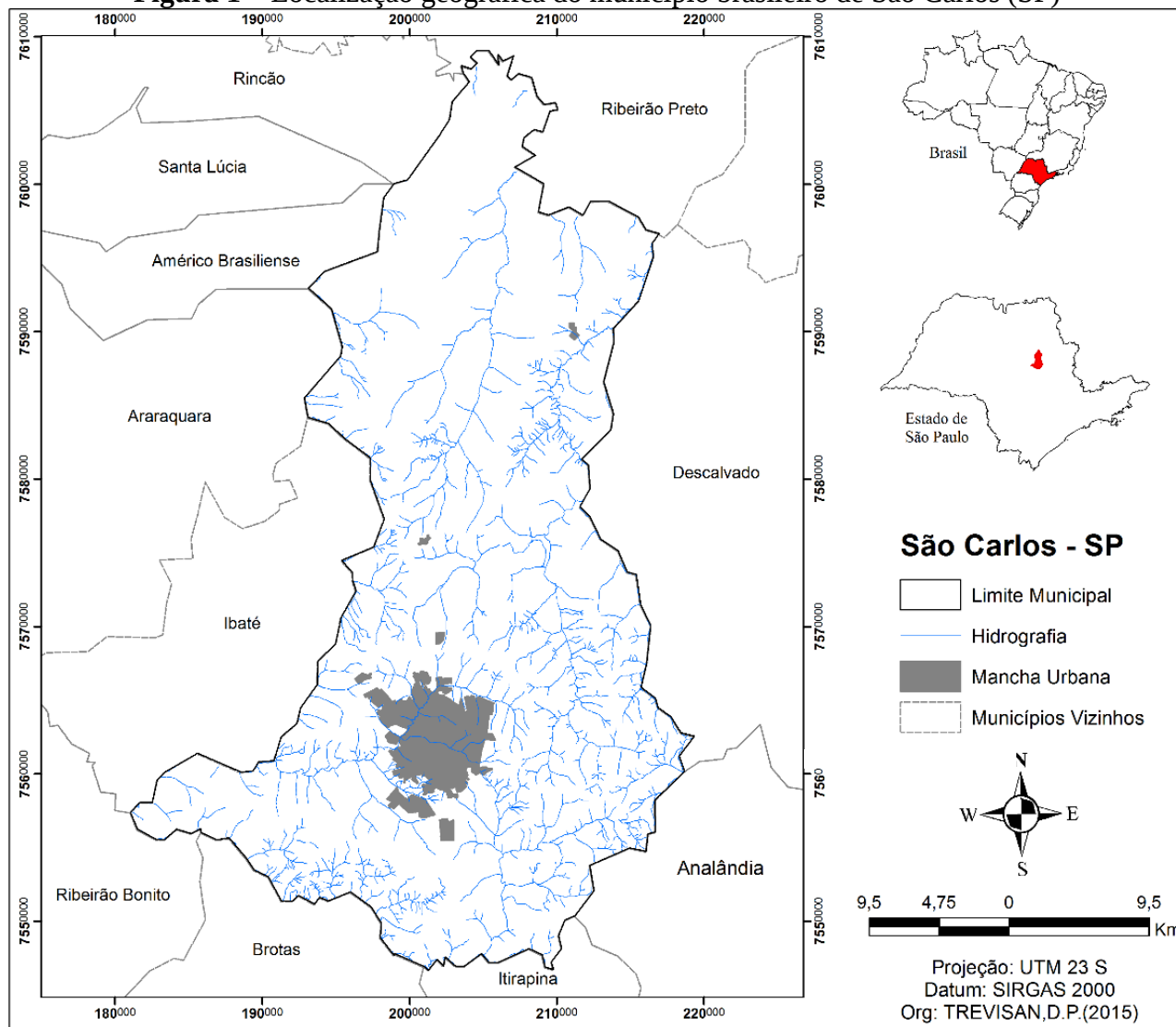
Desta forma, o presente estudo teve como objetivo analisar os efeitos da intensidade do uso e cobertura da terra sobre os padrões espaciais e temporais da paisagem do município de São Carlos entre os anos de 2003 e 2013, por meio da utilização de indicadores de sustentabilidade ecológica.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O município de São Carlos, localiza-se na região Administrativa Central do Estado de São Paulo (IGC, 2016, p.1), entre as coordenadas 22° 09' 39" e 21° 35' 50" de latitude sul e 48° 05' 27" e 47° 43' 09" de longitude oeste, com 1.140 km² (Figura 1) (IBGE,2016, p.1).

Figura 1 – Localização geográfica do município brasileiro de São Carlos (SP)



Fonte: Os autores.

O município possui uma população de 230.890 habitantes (densidade demográfica de 203 habitantes por km²), com grau de urbanização de 96,00% e taxa de crescimento anual da população em 1,02 (SEADE, 2016, p.1).

O clima caracteriza-se como tropical de altitude com inverno seco, relevo de planalto, bioma de Cerrado, a temperatura média aproxima-se de 21,12°C e média mensal pluviométrica de 118,56mm num total de 1.422,8mm anuais (CEPAGRI, 2016, p.1).

Caracteriza-se também pela geomorfologia Botucatu, área de recarga do Aquífero Guarani, maior manancial de água doce subterrânea transfronteiriço do mundo, com hidrografia das sub-bacias Tietê-Jacaré e Mogi-Guaçu (BIOTA FAPESP, 2014).

2.2 Metodologia

As informações foram inseridas e analisadas em Sistemas de Informações Geográficas (SIGs), sendo utilizados os softwares ArcGis 10.2.2 e IDRISI-Andes para a elaboração do banco de dados georreferenciado no sistema de projeção geográfica Universal Transversa de Mercator, Fuso 23 Sul, datum SIRGAS 2000.

2.2.1 Caracterização e aquisição dos dados da área de estudo

Os dados primários para a delimitação geográfica do município de São Carlos, foram adquiridos da base de dados digital do IBGE situação 2013 e das cartas planialtimétricas em formato analógico na escala 1:50.000, nas folhas: SF-22-Z-B-III-2, SF-23-V-C- IV-1, SF-23-V-C- IV-3, SF-23-Y-A- I-1, SF-23-V-C- IV-2, SF-23-V-C-IV-4 e SF-23-Y-A-I-2.

Foram utilizadas duas cenas referentes aos satélites LandSat, correspondentes à órbita/ponto 220/75, com datas de passagem em 30 de abril de 2003 e 21 de setembro de 2013. Para 2003, foi utilizado o satélite LandSat 7- sensor TM, bandas 5,4,3 e para a imagem de 2013, foi utilizado o satélite LandSat 8- sensor OLI/TIRS, bandas 6,5,4. A utilização de cenas de satélites diferentes, ocorreu em virtude da indisponibilidade de imagens por um único satélite no período de estudo, entretanto as cenas utilizadas no estudo possuem a mesma resolução espacial e espectral de 15 metros, através da fusão com a Banda Pancromática.

Os períodos de abril e setembro foram escolhidos em decorrência da sazonalidade das práticas agrícolas predominantes na região, onde a diferença de 10 anos entre as imagens, possibilitou o estudo dos padrões temporais da paisagem, essenciais no direcionamento do planejamento regional, considerando as vertentes de crescimento e desenvolvimento presentes.

2.2.2 Uso e cobertura da terra

A classificação dos usos e cobertura da terra, foi baseada no sistema multinível de classificação proposto pelo Manual Técnico de Uso da Terra (IBGE, 2013, p.55), que no nível hierárquico primário (I), contemplou quatro classes que indicaram as principais categorias da cobertura terrestre, discriminadas com base na interpretação direta dos dados dos sensores remotos, numa escala mais ampla.

O nível hierárquico secundário (II), explicitou os tipos de usos inseridos no primeiro nível, com um detalhamento mais apurado e preciso da cobertura e o uso da terra, em uma escala local e posteriormente o nível hierárquico terciário (III), explicitou os usos propriamente ditos (Tabela 1).

Tabela 1 – Descrição das classes de uso e cobertura da terra

Classe (I)	Tipo (II)	Descrição (III)
Área Antrópica não Agrícola	Áreas urbanizadas	Área de adensamento urbano e áreas com instalações rurais (industriais e domiciliares)
Área Antrópica Agrícola	Cana-de-açúcar	Área de cultivo de <i>Saccharum officinarum</i> L.
	Citricultura	Área de cultivo de <i>Citros sinensis</i> .
	Pastagens	Área com predomínio de vegetação herbácea (nativa ou exótica), utilizada para pecuária extensiva.
	Silvicultura	Área de cultivo homogêneo de <i>Eucalyptus spp</i> ou <i>Pinus spp</i> .
	Solo exposto	Área de pousio do solo para cultivo de <i>Saccharum officinarum</i> L.
Vegetação Natural	Vegetação Nativa	Área com predomínio de vegetação, com as formações vegetais de Floresta Estacional Semidecidual e Cerradão
Água	Corpos hídricos	Rios de grande porte, lagos, lagoas e represas

Fonte: Os autores.

A dinâmica do uso e cobertura da terra, foi efetuada com base na classificação visual das cenas das imagens dos Satélites LandSat 7 e 8, através da digitalização em tela na escala 1:50.000, sendo identificados 8 tipos, conforme o segundo nível hierárquico de classificação.

2.2.3 Índices da paisagem

Para descrição do padrão temporal da paisagem, decorrente da influência dos processos antrópicos (usos e cobertura da terra), foram utilizados os índices da paisagem, estruturados pelas informações obtidas na dinâmica de usos e cobertura da terra. Esta abordagem pressupõe que a relevância dos impactos ambientais resultantes dos tipos de usos e cobertura da terra estão associadas à vulnerabilidade e suscetibilidade dos componentes ambientais.

Para compreensão da aplicação dos Índices da paisagem, foi essencial entender o conceito de Lógica Fuzzy, utilizada dentro das análises dos índices. A lógica difusa ou lógica fuzzy é uma extensão da lógica booleana que admite valores lógicos intermediários entre o falso (0) e o verdadeiro (1), por exemplo, o valor médio 'talvez' (0,5). Isto significa que um valor lógico difuso é um valor qualquer no intervalo de valores entre 0 e 1, permitindo que estados intermediários possam ser tratados por dispositivos de controle (MARRO et al., 2013).

Os índices de qualidade ambiental (IQA) configuraram a suscetibilidade dos componentes ecológicos aos efeitos das atividades antrópicas (BOJÓRQUEZ-TAPIA et al., 2002, p.421). A escala dos valores de (IQA) variando entre 0 e 1 de acordo com as curvas funcionais para determinação da qualidade do habitat estabelecidas por Canter (1996, p.431).

A suscetibilidade dos recursos hídricos em relação à distância das fontes de impactantes, foi gerada pelo Índice de Qualidade Ambiental dos Recursos Hídricos (IQA-HIDRO). Este índice considerou como impactos o despejo de poluentes, os efeitos dos agrotóxicos o carreamento de resíduos sólidos, entre outros, decorrentes das diversas atividades antrópicas (CANTER, 1996, p.440).

O IQA-HIDRO foi determinado com base na sobreposição das cartas temáticas de atividades antrópicas agrícolas e não agrícolas, obtidas através da reclassificação da carta temática de usos e cobertura da terra e da rede de drenagem. A representação espacial, foi elaborada com base no uso do módulo DISTANCE do SIG-Idrisi (EASTMAN, 1997, p.135) e reescalada com base na lógica fuzzy.

Esta análise representou a distância dos recursos hídricos em relação às fontes impactantes, considerando-se com grau mínimo de qualidade (IQA-HIDRO = 0), os rios cuja distância em relação às áreas impactadas aproximaram-se de zero. O grau máximo de qualidade (IQA-HIDRO = 1), correspondeu aos rios cuja distância em relação às áreas impactadas foram superiores à 1.000 metros.

O Índice de Qualidade Ambiental da Vegetação (IQA-BIO), refletiu a suscetibilidade da paisagem em relação à perda de biodiversidade e de habitats decorrente da condição da fragmentação da classe de vegetação nativa (CANTER, 1996, p.450). O IQA-BIO, foi obtido com base na análise das métricas de área (IQA-Área), forma (IQA-Forma) e distância (IQA-Distância) entre os fragmentos de vegetação nativa, definidos pela expressão (equação 1):

$$IQABIO = \frac{IQA \text{ Área} + IQA \text{ Forma} + IQA \text{ Distância}}{3} \quad (1)$$

Para estimativa do IQA-Área, foi utilizada a carta temática da classe de vegetação nativa, obtida da reclassificação da carta temática de usos e cobertura da terra, sendo aplicada a função AREA do SIG-IDRISI (EASTMAN, 1997, p.155) e reescalada com base na lógica fuzzy, para obtenção de uma nova carta temática, onde cada fragmento está vinculado a sua área (apenas os maiores que 1 hectare).

Quanto maior a área de um fragmento, maior foi a sua qualidade ambiental em relação a biodiversidade, e conseqüentemente maior foi a vulnerabilidade da paisagem em relação a sua perda.

Foram considerados com grau mínimo de qualidade (IQA Área = 0), os fragmentos de vegetação com áreas equivalentes a 1 hectare. Para o grau máximo de qualidade (IQA Área = 1), foram considerados fragmentos com áreas superiores à 1.000 hectares.

Para estimativa do IQA-Forma, foi utilizada a carta temática dos fragmentos de vegetação nativa, reclassificada com base na carta temática de usos e cobertura da terra, para o cálculo do perímetro (P) de cada fragmento. Utilizou-se a função PERIM do SIG-Idrisi (EASTMAN, 1997, p.170), obtendo-se uma carta temática, representando cada fragmento associado ao seu respectivo perímetro. Por meio do módulo IMAGE CALCULATOR, foi aplicado o índice de forma ($IF = 0,25 \cdot P/\sqrt{A}$), proposto por Valente (2001, p.130), resultando em uma carta temática, onde cada fragmento apresentou um valor relacionado à sua forma. Tanto para o cálculo do perímetro, quanto para o cálculo de forma, foi realizado um reescalonamento com base na lógica fuzzy.

Utilizou-se o formato “raster” para obtenção da carta temática, onde a forma padrão do fragmento foi representada por um quadrado. Deste modo, quanto mais distante desse padrão geométrico, mais irregular foi considerada a forma do fragmento e, portanto, mais sujeito aos efeitos de borda, implicando na redução de sua qualidade ambiental. Assim, os fragmentos com valores de índice de forma mais próximos a 1, apresentaram um menor efeito de borda e, conseqüentemente, maior qualidade ambiental (IQA Forma = 1), enquanto fragmentos com índices de forma próximos a 0, apresentaram menor qualidade ambiental (IQA Forma = 0).

Para a estimativa do Índice de Qualidade relacionado com a distância (IQA Distância), foi aplicado o módulo DISTANCE do SIG-IDRISI (EASTMAN, 1997, p.160) na carta temática dos fragmentos de vegetação nativa, reclassificada com base na carta temática de usos e cobertura da terra, gerando uma carta temática representando a distância entre os fragmentos. Posteriormente foi realizado um reescalonamento desta carta temática, com base na lógica fuzzy. O menor grau de qualidade ambiental, foi atribuído quando os fragmentos apresentaram distâncias superiores à 1.000 metros entre si (IQA Distância = 0), enquanto o maior grau de qualidade ambiental foi atribuído quando a distância entre os fragmentos estiver próxima a zero (IQA Distância = 1).

A vulnerabilidade e a resiliência estão intimamente relacionadas, com o termo vulnerabilidade referindo-se à propensão a danos devido à falta de proteção ou o risco de ser afetada por um impacto negativo. Sempre que a vulnerabilidade é considerada alta, a resiliência será considerada baixa e vice-versa (STEFFEN et al., 2004, p.230). O Índice de Vulnerabilidade Ambiental da Paisagem (IVA-P) determinou o grau de suscetibilidade à deterioração mediante a incidência de impactos ambientais, exprimindo o potencial da paisagem em absorver ou ser perturbada pela atividade antrópica (CANTER, 1996, p.460).

A vulnerabilidade da paisagem é definida como o inverso da capacidade de a paisagem absorver possíveis alterações sem perda da qualidade. Assim, quanto maior a capacidade em absorver impactos ambientais, menor será a vulnerabilidade da paisagem. O IVA-P foi obtido pela média dos Índices IQA-HIDRO e IQA-BIO com base na aplicação do módulo IMAGE CALCULATOR do SIG-Idrisi (EASTMAN, 1997, p.170). O resultado final, foi escalonado com base na lógica fuzzy (equação 2), definido pela expressão:

$$IVAP = \frac{(IAQ \text{ Hidro} + IQA \text{ Bio})}{2} \quad (2)$$

O maior grau de vulnerabilidade ambiental da paisagem (IVA-P = 1), foi atribuído para uma condição mais suscetível aos impactos, enquanto o menor grau de vulnerabilidade ambiental da paisagem (IVA-P = 0) foi atribuído para uma condição de maior capacidade (resiliência) em absorver impactos.

Para análise da extensão da cobertura das áreas de preservação permanente (APP), foram utilizados os planos de informação de hidrografia e de usos e cobertura da terra, das quais foram extraídos apenas os fragmentos de vegetação natural, no intuito de analisar as áreas de nascentes e de vegetação ripária. A configuração dos buffers foi realizada a partir das áreas estipuladas pelas Leis nº

12.651/2012 (Brasil,2013a, p.1) e 12.727/2012 ((Brasil,2013b, p.1) que instituem o Código Florestal Brasileiro.

Para avaliação da vegetação natural, foram utilizados os índices de Densidade de Floresta e o de Comprimento Médio dos Fragmentos Florestais de Floresta Ciliar, baseado no modelo utilizado por Fritzsons et al., (2004, p.5).

O Índice de Densidade de Floresta Ciliar (DFC) foi obtido da seguinte forma (equação 3):

$$DFC = \frac{CFC/CD}{2} \quad (3)$$

Foram totalizados para ambas as margens, o comprimento total da floresta ciliar (CFC) e dos canais de drenagem (CD), tendo o resultado dividido por dois, uma vez que cada trecho deveria estar protegido. Neste índice, quanto maior o valor da razão, mais protegidos estarão os canais de drenagem, considerando 1 o valor ideal, onde todos os canais estariam cobertos por florestas ciliares.

Foram também obtidas as quantidades, em números, dos fragmentos de florestas ciliares e além disto, será elaborado e aplicado um Índice de Comprimento Médio Dos Fragmentos Florestais (CMF), obtido pela divisão da extensão (comprimento) de floresta ciliar (CFC), pelo número de fragmentos florestais (NFF) de floresta ciliar, como mostra a equação abaixo. Estes dois índices foram totalizados para todas as sub-bacias do município (equação 4).

$$CMF = \frac{CFC}{NFF} \quad (4)$$

A obtenção do Índice de Comprimento Médio de Fragmentos Florestais, foi importante pelo fato de poder evidenciar uma tendência na bacia, quando analisado de forma temporal e associado ao índice anterior. Assim, no contexto de uma análise temporal, isto é, obtido em determinado intervalo de tempo, para bacias, ou trechos rios, com um mesmo valor de DCF, um valor mais alto do CMF poderia indicar uma tendência a se reduzirem fragmentos florestais de menor comprimento e aumentarem os de maior comprimento, indicando um processo de cicatrização e retomada da floresta ciliar ao longo da rede de drenagem, unindo fragmentos antes separados (FRITZSONS et al., 2004, p.6).

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

O Índice de Qualidade Ambiental da Vegetação (Tabela 1 e Figuras 2 e 3) demonstrou uma diminuição na qualidade ambiental ao longo do tempo com um cenário de perda da qualidade ambiental dos compartimentos da paisagem no município de São Carlos, semelhante a estudos realizados em outras regiões brasileiras (MORAES et al., 2013, p.50; MOSCHINI,2005, p.45, Dos SANTOS,2011, p.130). Essas pesquisas, também evidenciaram a perda de áreas de vegetação natural e do consequente aumento dos impactos nas paisagens estudadas.

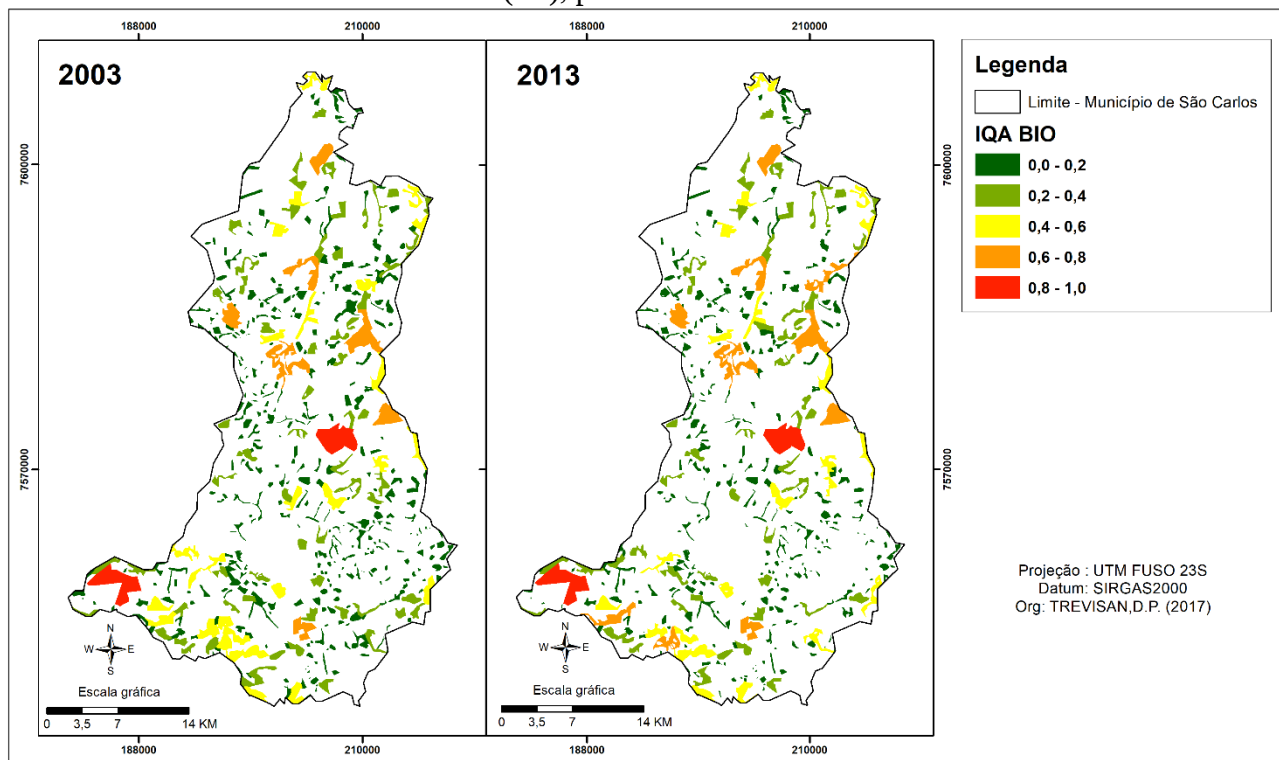
Observou-se um acréscimo dos fragmentos com baixas qualidades ambientais (IQA-BIO = 0,0 a 0,2), onde os fragmentos com qualidades intermediárias (IQA-BIO = 0,2 a 0,6) diminuíram em quantidade, os quais foram extinguidos ou convertidos em fragmentos com baixas qualidades e os fragmentos com altas qualidades (0,6 a 1) mantiveram-se com os mesmos valores de hectares.

O município, além de perder áreas de vegetação natural, também perdeu qualidade ambiental dos remanescentes que permaneceram ao longo do tempo, havendo uma perda de 3067,09 hectares de vegetação nativa entre 2003 e 2013, perda está, que se correlacionou diretamente com a diminuição da qualidade ambiental de vários compartimentos ambientais, como na qualidade dos recursos hídricos, posteriormente observado pelo Índice de Qualidade Ambiental dos Recursos Hídricos.

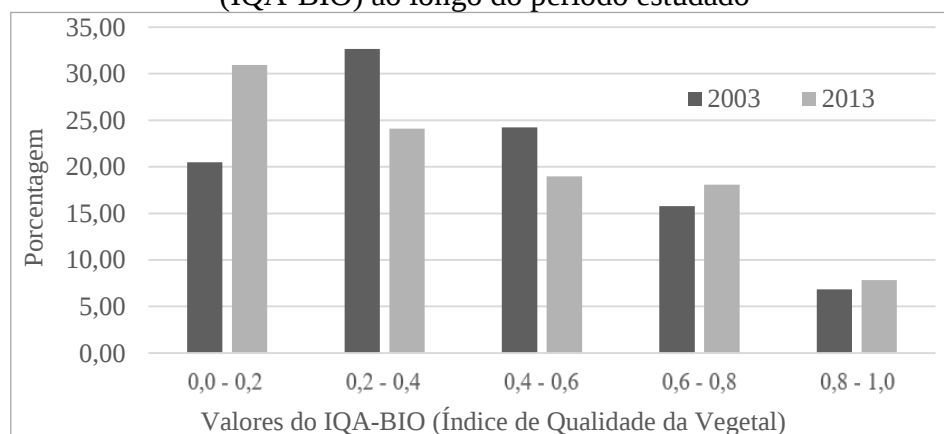
Tabela 1 – Valores do Índice de Qualidade Ambiental da Vegetação (IQA-BIO) da paisagem do município de São Carlos (SP), para os anos de 2003 e 2013

Intervalos	2003		2013	
	Área (ha)	(%)	Área (ha)	(%)
0,0 – 0,2	4.900,02	20,49	6.455,39	30,96
0,2 – 0,4	7.812,72	32,67	5.028,85	24,12
0,4 – 0,6	5.800,66	24,25	3.959,92	18,99
0,6 – 0,8	3.771,18	15,77	3.773,34	18,10
0,8 – 1,0	1.633,11	6,83	1.633,11	7,83
Total	23.917,69	100,00	20.850,60	100,00

Fonte: Os autores.

Figura 2 – Índice de Qualidade Ambiental da Vegetação (IQA-BIO) da paisagem do município de São Carlos (SP), para os anos de 2003 e 2013

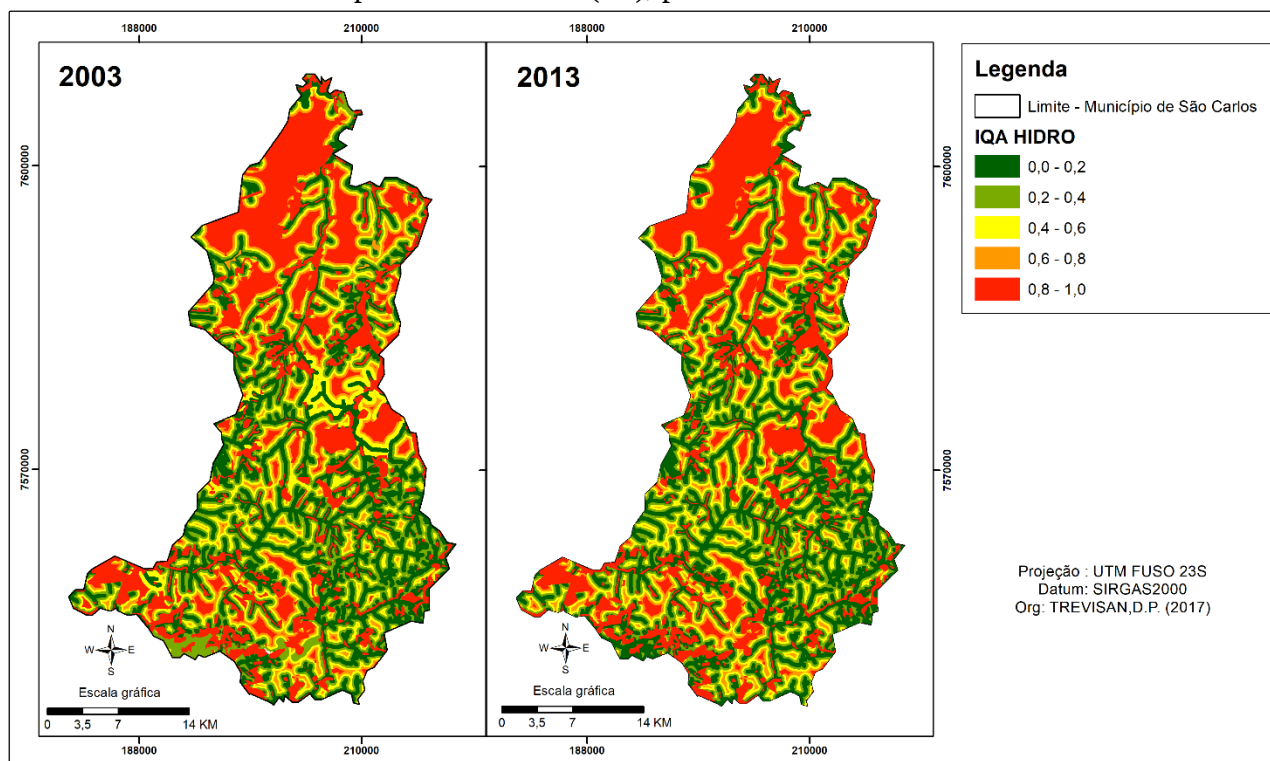
Fonte: Os autores.

Figura 3 – Variação dos valores dos intervalos do Índice de Qualidade Ambiental da Vegetação (IQA-BIO) ao longo do período estudado

Fonte: Os autores.

O Índice de Qualidade Ambiental dos Recursos Hídricos, seguiu a mesma tendência do IQA-BIO, no qual identificou-se uma diminuição da qualidade ambiental (Figura 4).

Figura 4 – Índice de Qualidade Ambiental dos Recursos Hídricos (IQA-HIDRO) da paisagem do município de São Carlos (SP), para os anos de 2003 e 2013



Fonte: Os autores.

Revelou-se (Tabela 2 e Figura 5) um acréscimo dos fragmentos concentrados no intervalo de baixas qualidades (IQA-HIDRO = 0,0 a 0,2), onde os fragmentos com qualidades intermediárias (IQA-HIDRO = 0,2 a 0,6) também cresceram e os fragmentos com altas qualidades (0,6 a 1,0) tiveram um decréscimo.

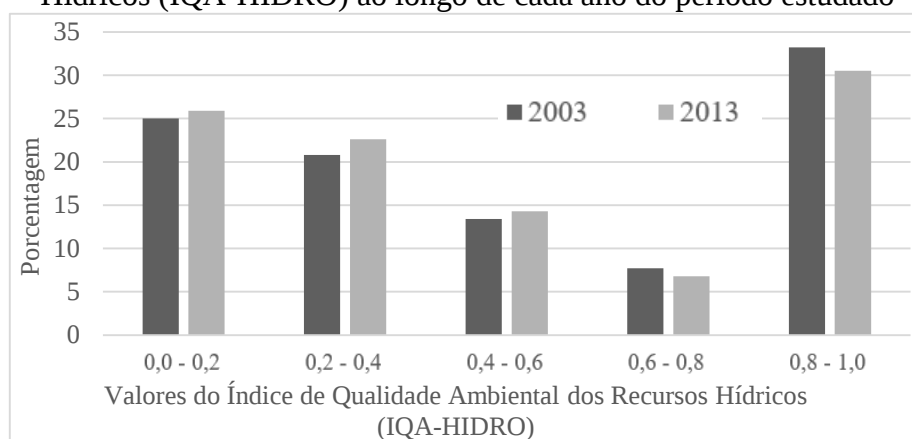
Tanto para o IQA-HIDRO como o IQA-BIO, o município além de perder áreas de vegetação natural também perdeu qualidade dos remanescentes, que permaneceram ao longo do tempo, além da substituição das áreas naturais por fontes impactantes, como atividades agrícolas e urbanização, que contribuem para o comprometimento da qualidade dos recursos hídricos, por meio de impactos negativos, como perdas de vegetação ciliar, assoreamento, e despejo de resíduos, o que contribuiu para aumento da vulnerabilidade ambiental da paisagem.

Tabela 2 – Valores do Índice de Qualidade Ambiental dos Recursos Hídricos (IQA-HIDRO) da paisagem do município de São Carlos (SP), para os anos de 2003 e 2013

Intervalos	2003		2013	
	Área (ha)	(%)	Área (ha)	(%)
0,0 – 0,2	28.472,4	25,0	29.472,4	25,9
0,2 – 0,4	23.763,31	20,8	25.763,31	22,6
0,4 – 0,6	15.251,64	13,4	16.251,64	14,3
0,6 – 0,8	8.746,53	7,7	7.746,53	6,8
0,8 – 1,0	37.833,69	33,2	34.766,6	30,5
TOTAL	114.000,00	100,00	114.000,00	25,9

Fonte: Os autores.

Figura 5 – Variação dos valores dos intervalos do Índice de Qualidade Ambiental dos Recursos Hídricos (IQA-HIDRO) ao longo de cada ano do período estudado

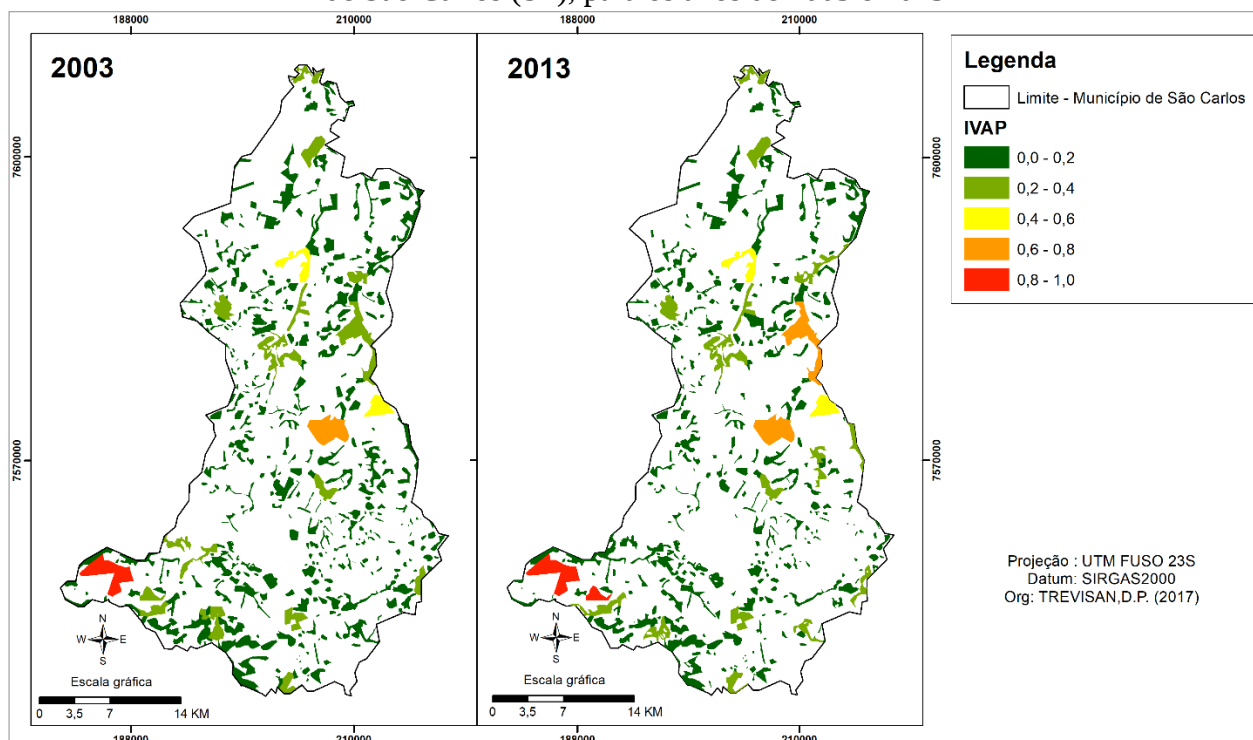


Fonte: Os autores.

A determinação da vulnerabilidade ambiental é uma importante ferramenta para elaboração de estratégias que visem a sustentabilidade ecológica da paisagem, pois permite identificar as áreas que necessitam de atenção imediata ou que apresentam menor vulnerabilidade, representando locais ecologicamente mais conservados e com potencial para conservação. No entanto, cabe ressaltar que o Índice de Vulnerabilidade Ambiental calculado considerou apenas as forças diretas de mudanças na paisagem, ou seja, as atividades agropecuárias e urbanização.

A vulnerabilidade ambiental (Figura 6), também observou uma tendência de expansão do processo de antropização da paisagem, em decorrência da redução dos fragmentos vegetacionais ao longo do tempo, onde os remanescentes apesar de não perderem sua importância ecológica, em sua maioria tornaram-se inexpressivos no que tange a possibilidade de resguardarem biodiversidade, servindo apenas como corredores ecológicos.

Figura 6 – Índice de Vulnerabilidade Ambiental da Paisagem (IVA-P) da paisagem do município de São Carlos (SP), para os anos de 2003 e 2013



Fonte: Os autores.

Os valores baixos, representam áreas com menores vulnerabilidades (Tabela 3 e Figura 7), correspondentes ao intervalo de 0 a 0,2, apresentando maiores frequências em 2003 quando comparado com 2013. Esta situação foi diferente para os intervalos de 0,6 a 1,0 que em 2013 apresentam-se com maiores frequências do que em 2013. Isto ocorreu, pela perda dos fragmentos ao longo do tempo, onde principalmente os fragmentos que estavam vulneráveis em 2003, foram extinguidos e convertidos para outras atividades.

O grau de vulnerabilidade, manteve-se elevado para os dois períodos estudados, principalmente nas proximidades dos corpos hídricos, onde as margens dos rios e córregos, permanentes e perenes continuam sendo áreas mais vulneráveis do município, devido à grande proximidade com as atividades antrópicas, sobretudo aquelas relacionadas com a agricultura, principalmente o cultivo de cana-de-açúcar.

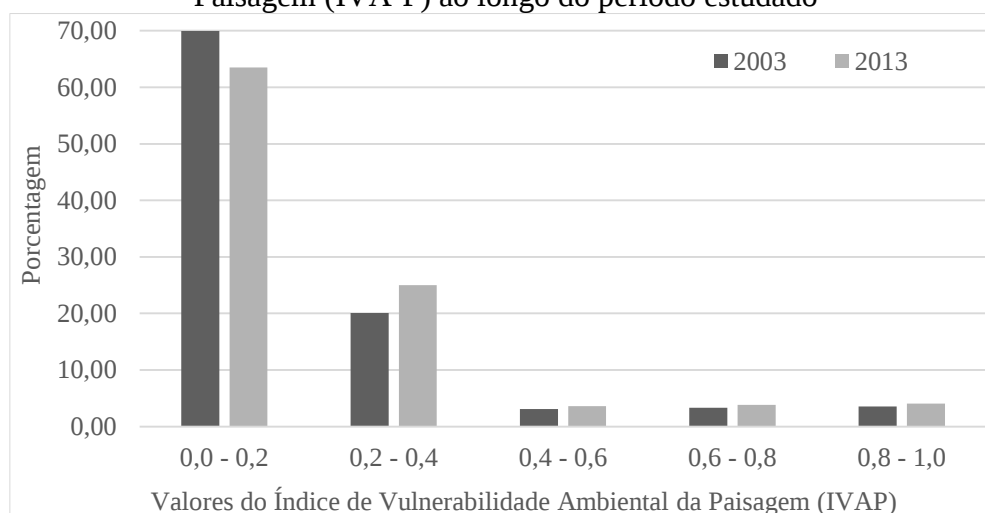
Essa perda de fragmentos florestais encontrados para o município de São Carlos, foi semelhante a estudos realizados em outras áreas (MELLO et al., 2014, p.313; MORAES, 2013, p.35; MOSCHINI, 2005, p.70; CINTRA, 2004, p.27), os quais também identificaram a ocorrência de paisagens fragmentadas pelo uso desordenado da terra e do consequente aumento do grau de vulnerabilidade ambiental.

Tabela 3 – Valores do Índice de Vulnerabilidade Ambiental da Paisagem (IVA-P) da paisagem do município de São Carlos (SP), para os anos de 2003 e 2013

Intervalos	2003		2013	
	Área (ha)	(%)	Área (ha)	(%)
0,0 – 0,2	16.733,9	69,96	13.241,00	63,50
0,2 – 0,4	4.806,49	20,10	5.218,74	25,03
0,4 – 0,6	744,19	3,11	751,19	3,60
0,6 – 0,8	790,83	3,31	793,20	3,80
0,8 – 1,0	842,273	3,52	846,47	4,06
TOTAL	23.917,69	100,00	20.850,60	100,00

Fonte: Os autores.

Figura 7 – Variação dos valores dos intervalos do Índice de Vulnerabilidade Ambiental da Paisagem (IVA-P) ao longo do período estudado



Fonte: Os autores.

As áreas com maiores graus de vulnerabilidade são também as regiões mais suscetíveis as perturbações ambientais e com menores capacidades de resiliência. Nesse caso, toda a paisagem do município de São Carlos necessita de especial atenção do planejamento municipal, pois 93,17% da

área de vegetação nativa encontra-se no intervalo de IVA-P de 0,0 a 0,6, ou seja, praticamente todas as áreas verdes do município estão expostas ao elevado grau de vulnerabilidade, sendo susceptíveis a impactos. Torna-se evidente a necessidade de restauração e conservação das áreas de vegetação nativa, para que se possa reduzir o grau de vulnerabilidade ambiental, assim como a susceptibilidade a futuras perturbações.

A as análises realizadas para a obtenção dos índices de Densidade de Floresta Ciliar e do Comprimento Médio dos Fragmentos Florestais, também demonstraram uma diminuição quantitativa e qualitativa das áreas de preservação permanente do município de São Carlos, em relação aos anos de 2003 e 2013. Todas as formações arbóreas ao lado dos rios e canais de drenagem foram consideradas como sendo floresta ciliar, o que incluiu todas as áreas verdes presentes neste entorno.

A Tabela 4, traz os valores obtidos destas análises, onde estão presentes as informações sobre a extensão em quilômetros da floresta ciliar ao longo dos canais de drenagem, a extensão em quilômetros da rede de drenagem, a densidade de floresta ciliar (DFC), número de fragmentos florestais ciliares (NFF) e comprimento médio dos fragmentos florestais ciliares (CMF) (Figura 8).

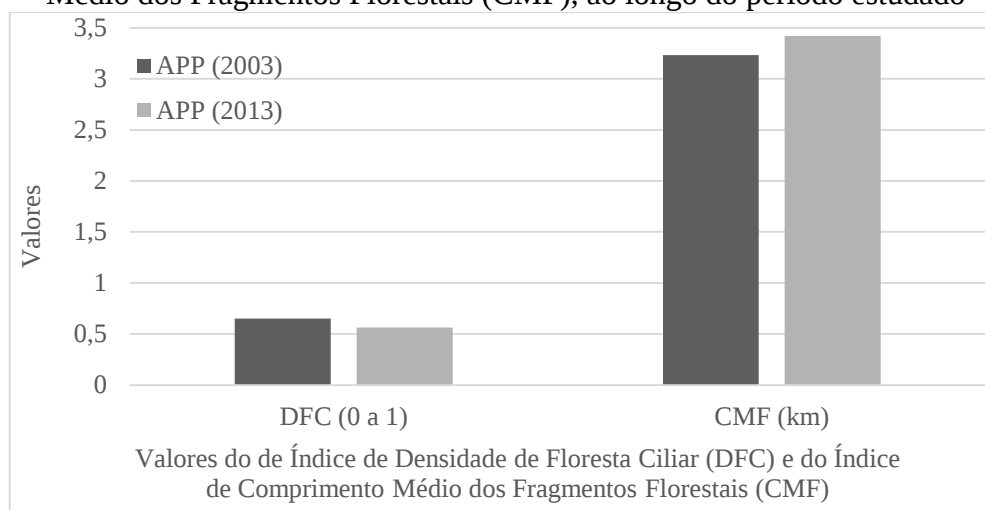
Tabela 4 – Valores do Índice de Densidade de Floresta Ciliar e do Índice de Comprimento Médio dos Fragmentos Florestais da paisagem do município de São Carlos (SP), para os anos de 2003 e 2013

	Comprimento (km)	Número de fragmentos	DFC (0 a 1)	CMF (km)
Rede de Drenagem	1.911,66	-	-	-
APP (2003)	1.551,25	480	0,650	3,231
APP (2013)	1.344,23	392	0,564	3,420

Fonte: Os autores.

O maior valor para o Índice de Densidade de Floresta Ciliar é de 1 quilômetro de floresta ciliar, em ambas as margens. Para cada quilômetro de drenagem, notou-se a forte degradação da floresta ciliar presente já em 2003, em que a densidade de floresta estava em 65% com posterior diminuição de 9% para o ano de 2013.

Figura 8 – Intervalos do Índice de Densidade de Floresta Ciliar (DFC) e Índice de Comprimento Médio dos Fragmentos Florestais (CMF), ao longo do período estudado



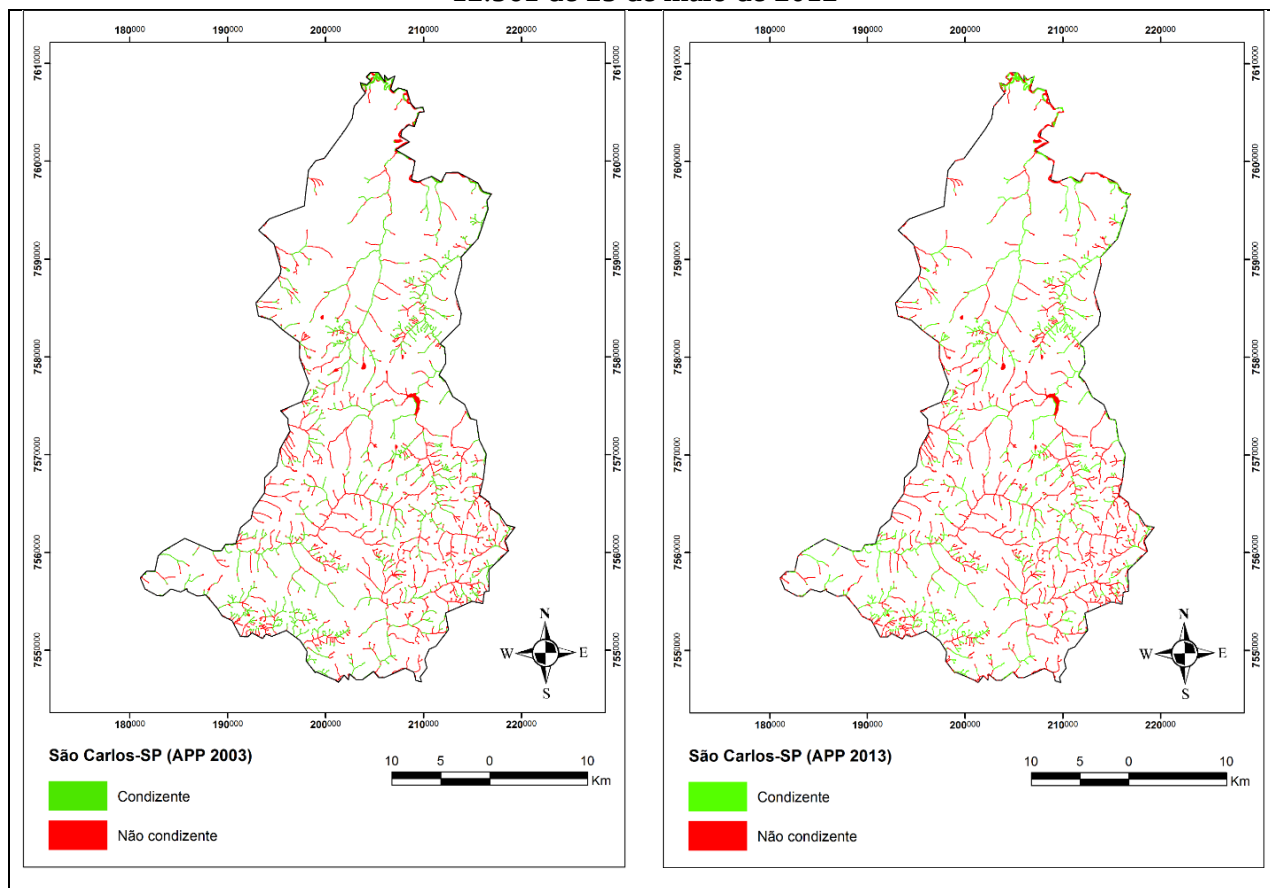
Fonte: Os autores.

As mudanças encontradas na análise temporal dos usos e cobertura da terra, principalmente correlacionadas com as perdas de vegetação nativa, contribuíram para a compreensão da diminuição das áreas de preservação permanente.

Com a elaboração do Índice de Comprimento Médio dos Fragmentos Florestais Ciliares, verificou-se o aumento de aproximadamente 0,21% em área, entretanto este é pouco expressivo e não reflete nas características qualitativas e nem quantitativas, pois dentre os 3.067,08ha de vegetação nativa que foram convertidos de 2003 a 2013, cerca de 207,02ha estão relacionados a vegetação ripária onde cerca 88 fragmentos foram extintos ao longo do período observado.

Alterações que podem comprometer os serviços ambientais proporcionados por estas vegetações. Entretanto estas mudanças vêm na contramão da conservação, pois como observou-se para São Carlos, existe uma carência destas áreas (Figura 9).

Figura 9 – Área de Preservação Permanente condizente e não condizente de acordo com a Lei nº 12.561 de 25 de maio de 2012



Fonte: Os autores.

Apenas quatro fragmentos aumentaram sua conectividade, mas por outro lado muito fragmentos pequenos foram convertidos em outros usos e poucos destes foram agrupados com outros fragmentos, o que seria o ideal para recuperação ambiental da paisagem.

No cenário brasileiro, importância das áreas da APP foi legalmente respaldada por meio do Código Florestal Brasileiro constituído em 1934 pelo Decreto nº 23.793, posteriormente em 1965 pela Lei nº 4.771/65 e atualmente pela Lei nº 12.561/12. A legislação define que a mata ciliar tem a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e de flora, bem como proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas.

Apesar do crescimento dos impactos antrópicos sobre os ecossistemas ripários, discutiu-se em 2012 no cenário brasileiro a alteração do Código Florestal de 1965 no intuito de diminuir as restrições e penalidades impostas por este, através do Projeto de Lei nº 1.876 de 1999, gerando novas

restrições por meio das Leis nº 12.561 de 25 de maio de 2012 e nº 12.727 de 17 de outubro de 2012, revogando desta forma o Código Florestal anterior.

As Leis nº 12.561 de 25 de maio de 2012 e nº 12.727 de 17 de outubro de 2012 proporcionaram mudanças no que se refere principalmente ao cálculo da reserva ambiental dentro das propriedades rurais, a diminuição das áreas de preservação permanente (margens de rios, morros e montanhas), as diminuições das punições impostas a quem desmatar e ao cultivo de culturas agrícolas dentro dessas propriedades (OBSERVATÓRIO DO CÓDIGO FLORESTAL, 2016, p.1).

Estudos realizados pelo IPEA, (2011, p.11), vislumbram a possibilidade de perda de cerca de 79 milhões de hectares, ou seja, cerca de 30% da área de reserva legal atual no país, considerando as áreas de preservação permanente este número passaria para a casa das centenas de milhões. A remoção destas áreas torna insustentável a agricultura em curto prazo (TUNDISI, MATSUMURA-TUNDISI, 2010, p.43) comprometendo assim a atividade econômica, motivo das principais frentes de alterações no código florestal.

4 CONCLUSÕES

Os índices utilizados apresentaram-se como ferramentas importantes para o diagnóstico voltado a conservação dos ecossistemas possibilitando uma análise precisa de cada fragmento ao observar-se as interligações entre as qualidades ambientais dos diferentes compartimentos ambientais da paisagem, onde a perda de áreas naturais implica diretamente na perda da qualidade de vários compartimentos que estão interligados.

As atividades antrópicas no contorno da rede de drenagem, podem prejudicar a qualidade dos recursos hídricos em longo prazo, pois além de da contaminação, degradam o solo e a vegetação, que possuem importantes funções no ciclo da água.

O município de São Carlos necessita de um planejamento imediato voltado a manutenção dos remanescentes de vegetação nativa, priorizando a conservação e recuperação destas áreas, levando em consideração não apenas o estado atual do município, mas a tendência desenvolvimentista a qual este vem seguindo.

O crescimento das atividades antrópicas e a perda de áreas naturais podem comprometer a biodiversidade presente na área de estudo, implicando na perda das funções ambientais e consequentemente dos benefícios que estas proporcionam, considerando que essas áreas servem de suporte para manutenção das atividades urbanas e agrícolas de uma forma geral.

5 AGRADECIMENTOS

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) Proc.: 2015/19918-3 pelo apoio na realização do trabalho.

6 REFERÊNCIAS

BIOTA FAPESP. **Sub-bacias hidrográficas do estado de São Paulo**, 2014. Disponível em: <www.biota.org.br/info/saopaulo/bacias>. Acesso em: 31 de maio 2016.

BOJÓRQUEZ-TAPIA, L. A.; JUÁREZ, L.; CRUZ-BELLO, G. Integrating fuzzy logic, optimization and GIS for ecological impact assessments. **Environmental Management**, v. 30, p. 418-433, 2002.

BRASIL. República Federativa do Brasil. Lei n.12.651/2013. **Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa**, 2013a. Disponível em: <www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>. Acesso em: 08 jan. de 2016.

BRASIL. REPÚBLICA FEDERATIVA DO BRASIL. Lei n.12.727/2013. **Altera a Lei no 12.651, de 25 de maio de 2012**, 2013b. Disponível em: <www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12727.htm>. Acesso em: 08 jan. de 2016.

CANTER, L. W. Environmental impact assessment - Series in Water Resources and Environmental Engineering. 2nd ed. **McGraw-Hill International Editions**, 1996,660 p.

CEPAGRI. Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura. **Clima dos municípios paulistas**, 2016. Disponível em: <www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_224.html>. Acesso em: 31 jan. de 2016.

CINTRA, R. H. Análise qualitativa e quantitativa de danos ambientais com base na instauração e registros de instrumentos jurídicos. In: SANTOS, J. E.; ZANIN, E. M.; MOSCHINI, L. E. (Ed.). **Faces da polissemia da paisagem: ecologia, planejamento e percepção**. São Carlos, SP: Rima, 2004, p.25-39.

EASTMAN, J. R. Idrisi for Windows. Tutorial Exercises. Version 2.0. **Clark Labs for Cartographic Technology and Geographic Analysis**. Clark University, 1997, 245p.

FRANKLIN, J. F.; FORMAN, R. T. T. Creating landscape patterns by forest cutting: ecological consequences and principles. **Landscape Ecology**, v. 1, n. 1, p. 5-18,1987.

FRITZSONS, E.; MANTOVANI, L. E.; RIZZI, N. E. Aplicação de índices de paisagem às florestas ciliares na Bacia Do Alto Capivari – Região Cárstica Curitibana. **Revista Floresta**, p. 3-11, Curitiba-PR, 2004.

GALO, M. L. B. T; NOVO. E. M. L. M. Índices de paisagem aplicados à análise do Parque Estadual Morro do Diabo e entorno. IN. IX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto **Anais**. Santos-SP, p. 11-18,1998.

GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. Pattern, process, and predictability: the use of neutral models for landscape analysis. IN: TURNER, G.M.; Gardner, R.H. (Ed) **Quantitative methods in Landscape ecology: the analyses and interpretation of landscape heterogeneity**. 1ª Ed. New York, Springer, p.289-308,1991.

GOERL, R. F.; SIEFERT, C. A. C.; SCHULTZ, G. B.; SANTOS, C. S.; SANTOS, I. Elaboração e aplicação de Índices de Fragmentação e conectividade da paisagem para análise de bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 05, p. 1000-1012, 2011.

GUSTAFSON, E. J.; PARKER, G. R. Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. **Landscape Ecology**, v. 7, n. 2, p. 101-110, 1992.

IBGE - INSTITUTO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Divisão territorial brasileiro e limites territoriais: IBGE cidades – São Carlos**, 2016. Disponível em: <www.ibge.gov.br/cidadesat/painel/painel.php?codmun=351930#>. Acesso em: 31 jan. de 2016.

_____. **Manual Técnico de Uso da Terra**, 3ª Edição. 2013. Disponível em: <www.ibge.gov.br/home/geociencias>. Acesso em: 31 maio de 2016.

IGC - INSTITUTO GEOGRÁFICO E CARTOGRÁFICO. **Região administrativa central**, 2016. Disponível em: <www.igc.sp.gov.br/>. Acesso em: 31 jan. de 2016.

IPEA - INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. **Código Florestal**: Implicações do PL 1876/99 nas Áreas de Reserva Legal. Governo Federal Secretaria de Assuntos Estratégicos da Presidência da República, 2011, 23p.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da paisagem com SIG**. 1ª Ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2009, 424 p.

LI, H.; WU J. Use and misuse of landscape indices. **Landscape Ecology**. v.19 n. p.389-399, 2004.

MARRO, A. A.; SOUZA, A. M. C.; CAVALCANTE, E. R. S.; NUNES, G. S. B. R. O. **Lógica Fuzzy**: Conceitos e aplicações, material didático. Anais... VII Congresso Ibero-americano de Informática Educativa, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, p.127 – 136, 2013.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. **Fragstats * ARC**. Fragstats Manual, 1995. Disponível em: <www.innovativegis.com/products/fragstatsarc/manual/index.html>. Acesso em: 10 jan. de 2016.

MCGARIGAL, K.; MCCOMB, W. Relationships between landscape structure and breeding birds in the oregon coast range. **Ecological Monographs**, v. 65, n. 3, p. 235-260, 1995.

MELLO, K.; PETRI, L., CARDOSO-LEITE, E.; TOPPA, R. H. Cenários ambientais para o ordenamento territorial de áreas de preservação permanente no município de Sorocaba, SP. **Revista Árvore**, v. 38, p. 309-317, 2014.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 71 p. 445- 463, 2000.

MORAES, M. C. P. **Dinâmica da paisagem da Zona de Amortecimento do Parque Estadual de Porto Ferreira, SP**. 2013. 92f. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade na Gestão Ambiental) - Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2013.

MORAES, M. C. P.; TOPPA, R. H.; MELLO, K. A. Expansão da Cana-de-Açúcar como fator de pressão para áreas naturais protegidas. IN: DOS SANTOS, J.E.; ZANIN, E.M. (Org.). Faces da Polissemia da Paisagem: Ecologia, Planejamento e Percepção. 1ª ed, v.5, São Carlos: **Rima**, 2013, p. 163-173.

MOSCHINI, L. E. **Diagnóstico e riscos ambientais relacionados à fragmentação de áreas naturais e semi-naturais da paisagem**: estudo de caso, município de Araraquara, SP. 2005. 88f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2005.

O'NEILL, R. V.; KRUMMEL, J. R.; GARDNER, R. H.; SUGIHARA, G.; JACKSON, B.; De ANGELIS, D. L.; MILNE, B. T.; TURNER, M. G.; ZYGMUNT, B.; CHRISTENSEN, S. W.; DALE, V. H.; GRAHAM, R. L. Indices of landscape pattern. **Landscape Ecology**, v. 1, n. 3, p. 153-162, 1988.

OBSERVATÓRIO DO CÓDIGO FLORESTAL. **Código Florestal**, 2016. Disponível em: <www.observatorioflorestal.org.br/pagina-basica/o-codigo-florestal>. Acesso em: 22 jan. de 2016.

- OECD. Core set of indicators for environmental performance reviews. **OECD**, Paris, 1993, 39p.
- RITTERS, K. H.; O'NEIL, R. V.; HUNSAKER, C. T.; WICKHAM, J. D.; YANKEE, D. H. TIMMINS, S. P. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. **Landscape Ecology**, v.10, n.1, p. 23-39, 1995.
- SANTOS, R. M. **Padrão temporal e espacial das mudanças de usos da terra e cenários para a conservação da biodiversidade regional do município de São Félix do Araguaia, MT**. 2011.153f. Tese (Doutorado em Ecologia de Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2011.
- SCHUMAKER, N. H. Using landscape indices to predict habitat connectivity. **Ecology**, v. 77, n. 4, p. 1210-1225, 1996.
- SEADE. Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados. **Perfis Municipais**, 2016. Disponível em: <www.seade.gov.br/produtos/perfil/perfil.php>. Acesso em: 31 jan. de 2016.
- STEFFEN, W.; SANDERSON, A.; TYSON, P. D.; JÄGER, J.; MATSON, P. A.; MOORE III, B.; OLDFIELD, F.; RICHARDSON, K.; SCHELLNHUBER, H. J.; TURNER, B. L.; WASSON, R. J. **Global change and the earth system: A planet under pressure**, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, New York, 2004,336 p.
- TUNDISI, J. G; MATSUMURA-TUNDISI, T. M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotrop**, v.10, n.4, p.67-76, 2010.
- TURNER, M. G.; BAKER, W. L.; PETERSON, C. J.; PEET, R. K. Factors influencing succession: lessons from large, infrequent natural disturbances. **Ecosystems**, v. 1, n. 6, p. 511–523, 1998.
- TURNER, M. G. The effect of pattern on process. **Landscape Ecology**, n.20, p.171-197, 1989.
- TURNER, M.; O'NEILL, R. V.; GARDNER, R. H.; MILNE, B. T. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. **Landscape Ecology**, v. 3, n. 3/4, p. 153-162, 1998.
- TURNER, M. G. Spatial simulation of landscape changes in Georgia: a comparison of 3 transition models. **Landscape Ecology**, v. 1, n. 1, p. 29-36, 1987.
- TURNER, M. G.; GARDNER, R. H. **Quantitative methods in Landscape Ecology**. Springer-Verlag, New York, NY, USA,1991, 27 p.
- VALENTE, R. O. A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do rio Corumbataí-SP**, 2001. 162f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

Data de submissão: 08.04.2016

Data de aceite: 24.05.2017

License information: This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License, which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.