



## **ANÁLISE DO ESTADO DE DECOMPOSIÇÃO E FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM COSTEIRA (ABORDAGEM GEOGRÁFICA) DO RIO GRANDE DO SUL – BRASIL**

DECOMPOSITION AND FRAGMENTATION STATE ANALYSIS OF THE COASTAL LANDSCAPE (GEOGRAPHICAL APPROACH) OF RIO GRANDE DO SUL - BRAZIL

**Flávia Milão Silva**

Universidade Federal do Rio Grande

Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Gerenciamento Costeiro

[flavia.milao@furg.br](mailto:flavia.milao@furg.br)

**Marcelo Dutra da Silva**

Universidade Federal do Rio Grande

Instituto de Oceanografia

[dutradasilva@terra.com.br](mailto:dutradasilva@terra.com.br)

### **RESUMO**

A Planície Costeira do Rio Grande do Sul é composta de um mosaico de ecossistemas frágeis e sua resiliência está relacionada diretamente à conservação da estrutura e função dos sistemas ecológicos. Sendo assim, a não-fragmentação de remanescentes naturais é um pré-requisito para a manutenção da integridade ecológica. O presente trabalho analisou a estrutura espacial da paisagem da Planície Costeira do Rio Grande do Sul a partir de índices métricos de Tamanho Efetivo de Malha e Área Nuclear que agrupados e classificados em 5 limiares qualitativos, de -10 a +10, representaram o estado de uso e ocupação da terra na paisagem costeira em 50 janelas de atenção. A integração das métricas aqui apresentadas permitiram identificar as estruturas fragmentadoras predominantes e possíveis refinamentos metodológicos a partir da constatação de que cultivos agrícolas dominam os processos ecológicos em todas as regiões litorâneas e a tendência de compactação dos remanescentes naturais afeta o diagnóstico de intensidade de uso da terra.

**Palavras-chave:** Tamanho Efetivo de Malha; Área Núcleo; Matriz de Conexão Ecológica; Intensidade de Uso da Terra

## **ABSTRACT**

The Rio Grande do Sul Coastal Plain is composed by a mosaic of fragile ecosystems and its resilience is directly related to the conservation of the ecological systems structures and functions. Thus, non-fragmentation of natural remnants is a prerequisite for maintaining ecological integrity. The present work analyzed the Rio Grande do Sul Coastal Plain spatial structure through the landscape metric indexes of Effective Mesh Size and Nuclear Area. They were grouped and classified into 5 qualitative thresholds, from -10 to +10, representing the coastal landscape use and occupation among 50 attention windows. The integration of metrics presented herein allowed to identify the predominant fragmenting feature and possible methodological refinements, since agricultural crops dominated ecological processes in all coastal regions, while a trend for compaction of natural fragments affects the land use intensity diagnosis.

**Keywords:** Effective Mesh Size; Core Area; Ecological Connection Matrix; Land Use Intensity

## 1 – Introdução

Uma paisagem é um mosaico de unidades heterogêneas integradas em determinada escala através da relação espacial entre ecossistemas e a função exercida por cada elemento em uma interação dinâmica (METZGER, 2001). A crescente demanda por recursos e espaço é hoje a maior ameaça à integridade ecológica da paisagem devido a sistemática conversão de áreas naturais em estágio preservado e consequente perda de biodiversidade, intensificação de mudanças climáticas e degradação do solo (FOLEY *et al.*, 2005; VITOUSEK *et al.*, 1997). Este processo pode ser observado em diversas escalas e territórios, mas é na zona costeira que atinge sua maior proporção, justamente por concentrar regiões densamente ocupadas em todos os continentes (MA, 2005).

A costa do Brasil representa esta realidade de pressão em ambientes frágeis da zona costeira pela ocupação urbana (24,6% da população nacional), industrial, extração de minérios, combustíveis fósseis e infraestrutura turística (IBGE, 2011; SCHERER, SANCHES, NEGREIROS, 2010). Em toda a sua extensão é possível observar os efeitos da conversão de uso e cobertura da terra na fragmentação de habitats. O exemplo mais marcante é o Bioma Mata Atlântica do qual restam cerca de 12% de sua extensão original de 150 milhões de hectares, distribuídos em pequenos e esparsos fragmentos bastante diversos que abrigam muitas espécies endêmicas (RIBEIRO *et al.*, 2009; SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2017).

No Rio Grande do Sul, o Bioma Mata Atlântica se encontra com o Bioma Pampa que se concentra apenas neste estado e em 60% de seu território. Diferentes interações agem sobre a costa gaúcha alterando uma paisagem complexa e heterogênea localizada entre as latitudes 29°S e 34°S e entremeada pelo Complexo Lagunar Patos-Mirim. A Planície Costeira do Rio Grande do Sul (PC-RS) corresponde a 6% da extensão total da costa brasileira desde o município de Torres ao norte, por 628 km de costa atlântica até o arroio Chuí, em Santa Vitória do Palmar (BRASIL, 2010).

A população costeira do Rio Grande do Sul é majoritariamente urbana e concentra cerca de 1,2 milhões de habitantes ou 11,8% do total do estado em um gradiente de média densidade no litoral norte que inclui a capital do estado até as baixas densidades dos Litorais Médio e Sul (BRASIL, 2008; IBGE, 2011). No Litoral Norte estão os balneários urbanizados por domicílios de uso ocasional e infraestrutura associada, além daquelas ligadas à produção de energia (IBGE, 2011; 2015). Entre o Litoral Médio Leste e o Litoral Sul, a dinâmica costeira de alta energia associada a atividades do porto, dos polos industrial e petroquímico, e de turismo de veraneio,

apontam para um dos mais elevados graus de vulnerabilidade, principalmente em relação aos riscos de inundação (NICOLODI; PETERMANN, 2010; TESSLER, 2008). A cultura temporária de arroz, o cultivo de soja e milho e a pecuária intensiva são as atividades antrópicas rurais predominantes na zona costeira gaúcha, facilitadas pela abundância de recursos hídricos proporcionado por banhados, lagoas e rios, e que pressionam e fragmentam remanescentes naturais (BRASIL, 2007; CARVALHO; OZORIO, 2007; LIMA, 2014).

Ainda que por sua heterogeneidade as paisagens se mostrem naturalmente fragmentadas, quando a intensificação de uso da terra é associada a perda de área de vida, a distribuição, movimentação e persistência de populações é alterada e habitats tornam-se menos resilientes (BENDER; TISCHENDORF; FAHRIG, 2003; EWERS; DIDHAM, 2006; HAILA, 2002; TURNER, 1989).

O processo de fragmentação de uma paisagem envolve a divisão de biótopos por causas naturais ou antrópicas. A contínua perda de áreas naturais pode ocasionar primariamente a perfuração e dissecação de habitats sem a perda de conexão (COLLINGE; FORMAN, 1998). Quando intensificada, a conversão de terras ocasiona um somatório de processos de transformação espacial que invariavelmente subdivide ou isola habitats transformando-os em fragmentos disjuntos, mais vulneráveis a pressões antrópicas (HADDAD *et al.*, 2015; JAEGER, 2000).

A proteção da área nuclear é fundamental não só para a conservação de espécies sensíveis a borda (espécies interiores), mas também por prover indivíduos aptos à dispersão para fragmentos menores, prover habitat para espécies de grande porte, suportar perturbações e proteger recursos hídricos (AUSDEN, 2007; FORMAN, 2008, p. 301). A divisão de biótopos, pode intensificar a dispersão de poluentes, barreiras físicas e sonoras que reduzem a área de vida e aumentam a mortalidade até a eliminação de populações mínimas viáveis, quando o fluxo gênico é prejudicado ou mesmo interrompido (GIRVETZ *et al.*, 2008; GULINCK; WAGENDORP, 2002; LLAUSS; NOGUÉ, 2012). Em ambientes lagunares, a fragmentação pode, ainda, intensificar processos de eutrofização, salinização e degradação de habitats, aterramentos e inundações (BOZELLI *et al.*, 2009; ESTEVES *et al.*, 2008).

A gestão costeira brasileira tem como base o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (PNGC). O Decreto nº 5.300/2004 regulamenta a Lei nº 7.661/1988, que instituiu o PNGC, dispõe sobre regras de uso e ocupação da zona costeira, estabelece critérios de gestão da orla marítima, e dá outras providências (BRASIL, 1988; 2004). O Artigo 5º, inciso IV determina “a não-fragmentação, na faixa terrestre, da unidade natural dos ecossistemas costeiros, de forma a

permitir a regulamentação do uso de seus recursos, respeitando sua integridade” (BRASIL, 2004). Porém, o Brasil tem como um de seus desafios a concepção de indicadores da qualidade do sistema ambiental costeiro para nortear o desenvolvimento sustentável (BRASIL, 2015).

Assim, a Ecologia de Paisagens é uma ferramenta a ser considerada para apoiar decisões de maneira sustentável e integrada (BASTIAN *et al.*, 2013; HAINES-YOUNG, 2009; LANG *et al.*, 2008). Em sua abordagem conhecida como Geográfica, analisa informações relevantes ao planejamento territorial configurando o território em diferentes escalas (BOTEQUILHA LEITÃO; AHERN, 2002; WALZ, 2008). Apresenta dados quantitativos que facilitam a compreensão de padrões e processos para a análise e previsão de cenários futuros além de mitigação de problemas existentes (HERZOG *et al.*, 2001; RENETZEDER *et al.*, 2010; VOGT *et al.*, 2007).

Diante do reconhecimento da complexidade da zona costeira e da necessidade de indicadores de sua fragmentação, o presente trabalho objetivou integrar dados espaciais quantitativos em uma escala qualitativa de fragmentação verificando se esta técnica é capaz de identificar o papel da composição e configuração dos padrões espaciais na manutenção da integridade ecológica.

## **2 – Metodologia**

Para a delimitação da planície costeira teve-se como base a classificação vetorizada por Lima (2014), que selecionou unidades geológicas representativas do ambiente costeiro do Rio Grande do Sul. Os limites aplicados pertencem ao mapa geológico do Estado do Rio Grande do Sul do Projeto Geologia do Brasil ao Milionésimo – Programa Geologia do Brasil (BRASIL, 2006), na escala 1:750.000.

Lima (Op. cit.) selecionou as feições pertencentes à planície costeira abrangendo todas as unidades de Depósitos de Barreiras e Turfas, exceto os Depósitos Aluviais que correspondem a depósitos sedimentares. Tratou as imagens de satélite com o software QGIS 2.0 (2012) a partir de um mosaico de 7 imagens de satélite (Landsat 5 Sensor TM) de 30 metros de resolução, obtidas ao longo de 2011 com as devidas correções geométricas e radiométricas. Classificou diferentes classes que compõe a paisagem costeira a partir da assinatura espectral para a produção de um mapa temático da área de estudo através do software IDRISI 17.0 (EASTMAN, 2012).

As classes antrópico rural, antrópico urbano, areias e dunas, campos remanescentes, cultivos florestais, dunas vegetadas, matas nativas e áreas úmidas foram transformadas em polígonos no

software ArcMap 10.0 (ESRI, 2011). A rede viária e malha hidrográfica foram incluídas a partir da base cartográfica vetorial contínua do Rio Grande do Sul (HASENACK; WEBER, 2010).

## 2.1 - Agrupamentos de classes vetoriais

O índice de hemerobia proporciona a classificação da influência humana em uma paisagem a partir de níveis de distanciamento do grau de naturalidade das classes de paisagem observadas (STEINHARDT *et al.*, 1999). Varia entre o nível mais próximo de uma paisagem sem influência de atividades humanas (Paisagem Ahemerobia) e o nível com maior número de alterações antrópicas (Paisagem Metahemerobia). Sua classificação pode ser dividida em 5 a 8 níveis que se baseiam em indicadores como a parcela de espécies exóticas e plantas anuais, características morfológicas e químicas do solo e tipos de uso da terra (STEINHARDT, *Op.cit.*). Sua aplicação na reclassificação da paisagem organizou as classes em categorias que promovem um referencial espacial e funcional de distanciamento da influência humana nos ecossistemas, que é inversamente proporcional a sua estabilidade ecológica (BASTIAN; SCHREIBER, 1999; TASSER; STERNBACH; TAPPEINER, 2008). A escala de hemerobia aplicada neste trabalho é apresentada na Quadro 1.

Ambientes naturais sem qualquer intervenção humana, principalmente na zona costeira, são raros ou inexistentes. Desta forma, nenhuma das classes naturais pôde ser considerada Ahemerobia. A ausência de distinção da classe “antrópico rural” entre diferentes usos agrícolas levou ao posicionamento de todas as manchas como Euhemerobias.

A classe “campos remanescentes” foi determinada por Lima (*Op. cit.*) como “campos naturais com pouca ou sem presença de agropecuária”. Assim sendo, as manchas de campo foram consideradas Oligohemerobias a partir da indicação de Steinhardt *et al.* (1999) que considera campos nativos Oligohemerobios aqueles em que ocorre apenas pecuária extensiva.

A modificação mais significativa da classificação original foi a divisão da classe “água” em dois níveis de hemerobia considerando a diferenciação feita por Walz e Stein (2014). A separação em duas classes foi realizada a partir do arquivo vetorial “lagos/lagoas” disponibilizado pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (FEPAM, 2005). A classificação inicial de “corpos d’água” como Euhemerobios baseia-se na ausência de diferenciação entre cursos naturais e artificiais quando considerada a relevância de canais artificiais presentes na planície costeira do Rio Grande do Sul para irrigação além da modificação de cursos naturais por meio de barragens.

**Quadro 1** - Agrupamento de uso e cobertura da terra de acordo com classes de hemerobia.

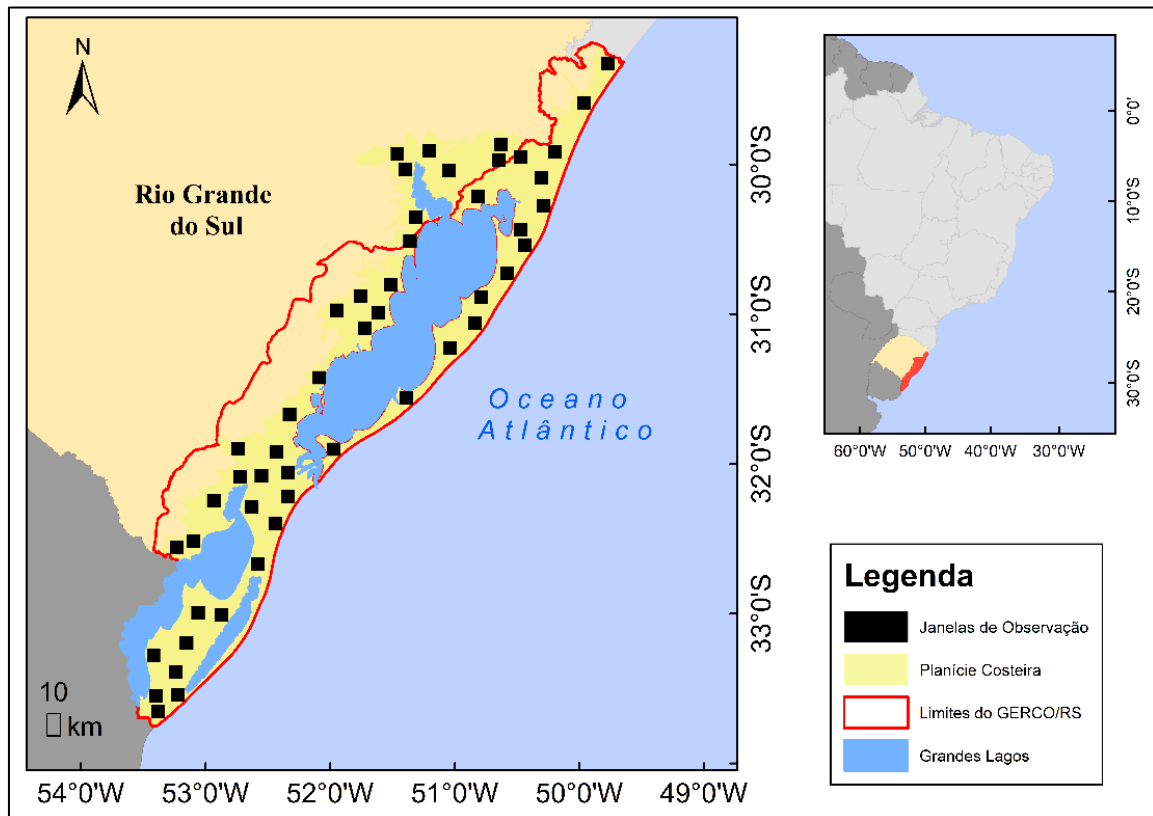
Hemerobia	Naturalidade	Impacto	Classes
Ahemerobia	Natural	Nenhum	---
Oligohemerobia	Quase natural	Remoção limitada de madeira, pastoreio, emissão no ar e água	Areias e dunas; Dunas vegetadas; Campos; remanescentes; Mata nativa Áreas úmidas; Lagoas Costeiras*
Mesohemerobia	Semi (agro) natural	Limpeza e arado ocasional, extrativismo, adubação leve ocasional	---
Euhemerobia	Agrícola	Aplicação de fertilizantes, cal e pesticidas, drenagem e aragem.	Antrópico rural; Cursos d'água*
Polihermerobia	Semi Cultural	Destruição parcial da biocenose e cobertura do biótopo com material externo	Cultivo de exóticas
Metahemerobia	Cultural	Biocenose destruída	Antrópico urbano; Estradas

Classificação adaptada a partir de Frank *et al.* (2013); Steinhardt *et al.* (1999); Walz; Stein (2014). \*a classe “água” foi dividida em “lagoas costeiras” e “cursos d’água”. **Fonte:** a autora,

## 2.2 - Seleção de Janelas de Atenção

A área de abrangência das 50 janelas de atenção de 100 km<sup>2</sup> seguiu as orientações previamente testadas e aplicadas em trabalhos realizados por Frank *et al.* (2012, 2013) e Frank (2014). A seleção de janelas ocorreu de maneira aleatória e sem sobreposição no software Geospatial Modelling Environment (GME – BEYER, 2012) apenas evitando que pontos caíssem em grandes corpos d’água como o sistema Patos-Mirim (Figura 1).

**Figura 1** - Planície costeira do Rio Grande do Sul com 50 janelas de atenção de 100 km<sup>2</sup> distribuídas ao longo do território.



Fonte: da autora

Com o objetivo de facilitar a discussão dos pontos amostrais, eles serão relatados de acordo com o município em que se encontram e a região do litoral do Rio Grande do Sul ao qual pertencem. Do total de 50 janelas, 5 foram posicionadas no Litoral Norte (LN), 10 no Litoral Médio Leste (LML), 11 no Litoral Médio Oeste (LMO) e 17 no Litoral Sul (LS). As janelas de atenção dispostas em interseções destas áreas foram agrupadas nas categorias em que a janela prevaleceu. Esta distribuição de janelas analisou 42 municípios de 62 que compõem a planície costeira, dos quais as 7 janelas na porção de entorno do Lago Guaíba (GUA) não são parte dos 54 classificados como municípios costeiros de acordo com o PNGC II.

As 50 janelas selecionadas foram convertidas para imagens em *raster* e calculadas com o software livre FRAGSTATS (MCGARIGAL; CUSHMAN; ENE, 2012) com resolução de 1 pixel por metro exclusivamente para manter a resolução das redes viárias e hídricas, fundamentais para identificar barreiras ao trânsito de espécies terrestres.

### 2.3 - Análise métrica da paisagem

Todas as classes naturais foram agrupadas pelo índice de Hemerobia na categoria Oligohemerobia. As demais classes foram consideradas como estruturas fragmentadoras da



paisagem. Assim, todas as manchas Oligohemerobias passaram a compor uma única classe para a qual as duas métricas a seguir foram calculadas com o objetivo de determinar a fragmentação da paisagem.

O Tamanho Efetivo de Malha (JAEGER, 2000), aponta o tamanho da área natural remanescente após ser recortada por assentamentos, vias de comunicação e outros sistemas de infraestrutura. Quantifica a fragmentação da paisagem baseando-se na probabilidade de dois pontos aleatórios em uma região estarem dentro do mesmo fragmento e assim, incorpora processos ecológicos de dispersão animal em sua definição ao considerar possíveis barreiras (GAO; LI, 2011; GIRVETZ *et al.*, 2008). Caracteriza a intrusão antropogênica em uma paisagem através da equação:

$$MESH = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}^2}{A} \cdot \left( \frac{1}{10.000} \right) \quad (1)$$

Onde,  $n$  é o número de manchas não fragmentadas na unidade de planejamento,  $a_{ij}$  é o tamanho (em m<sup>2</sup>) da mancha  $i$  pertencente a classe  $j$  dentro da unidade de planejamento  $A$  (em m<sup>2</sup>) e convertido em hectares.

A média ponderada do Índice de Área Nuclear (CAI<sub>AM</sub>) corresponde a porcentagem da área central remanescente em uma mancha após ser desconsiderada uma área de borda de largura especificada (100 m) e corrigido pela proporcionalidade de cada mancha na paisagem através da equação:

$$CAI_{AM} = \sum_{j=1}^n \left[ \left( \frac{a_{ij}^c}{a_{ij}} \cdot 100 \right) \cdot \left( \frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} \right) \right] \quad (2)$$

Onde  $a_{ij}^c$  é a área nuclear do fragmento  $a_{ij}$ .

A associação entre métricas de fragmentação, compactação das manchas e o grau de naturalidade (Hemerobia) representam a intensidade de uso da terra. Para expressar a interação entre as métricas foi aplicada a matriz de conexão ecológica (BASTIAN; SCHREIBER, 1999) com 5 níveis de classificação variando entre -10 e +10 (Tabela 1).

**Tabela 1** - Matriz de conexão entre o Tamanho Efetivo de Malha e o Índice de Área Nuclear Média Ponderada para avaliar a intensidade de uso da terra.

MESH (km <sup>2</sup> )	CAI_AM (%)				
	≤3,25	>3,25	>9,43	>19,15	>30,81
≤2,45	-10	-10	-10	-5	0
>2,45	-10	-5	-5	0	5
>3,24	-10	-5	0	5	10
>4,08	-5	0	5	5	10
>5,22	0	5	10	10	10

Fonte: Pietzsch (2015).

O processo de desenvolvimento, teste e validação de métricas aqui aplicadas teve início com a criação do programa “Pimp Your Landscape” atualmente chamado de “GISGAME” (FÜRST *et al.*, 2008; FÜRST; KÖNIG; *et al.*, 2010; FÜRST; VOLK; *et al.*, 2010), um software de suporte à decisão que aplica uma avaliação multicritério por meio de um Sistema de Informação Geográfica (SIG) associado a um autômato celular. Ao longo de seu desenvolvimento e aplicação foi percebida a necessidade de incluir o impacto da estrutura da paisagem à ferramenta (FRANK *et al.*, 2010a; FRANK *et al.*, 2010b; KOSCHKE *et al.*, 2012). A metodologia aqui aplicada se preocupa com esta etapa conforme apresentado em Frank *et al.* (2012).

Os limiares (Tabela 1) foram mantidos os mesmos aplicados no software GISGAME, para testar a validade de sua aplicação na planície costeira e para que auxilie em futuros ajustes dos resultados obtidos para que a informação espacial tenha maior relevância no contexto local (BLASCHKE, 2006). Os valores aqui empregados foram determinados através da consulta com especialistas, a partir da legislação regional e nacional alemã e consultas a atores locais (FRANK *et al.*, 2012; KOSCHKE *et al.*, 2012).

### 3 - Resultados

A classificação da planície costeira abrangeu 40.652,30 km<sup>2</sup>. Subtraindo-se o complexo lagunar Patos-Mirim, temos 27.497 km<sup>2</sup> dos quais 5.000 km<sup>2</sup> foram analisados no presente estudo (Tabela 2). Deste total, 22,2% corresponderam a remanescentes naturais. A classe “áreas úmidas” abrange os remanescentes naturais mais abundantes (9,5%) distribuída entre banhados, marismas, campos úmidos e encharcados.

As classes tipicamente longilíneas compostas por dunas vegetadas ou sem fixação representaram o menor percentual natural assim como as classes longilíneas antrópicas, estradas e cursos d'água. Matas ripárias, de restinga e remanescentes florestais de mata atlântica que formam a classe “mata nativa” apresentaram percentual igual ao de “areias e dunas” (1,7%). Os resultados demonstram que a matriz que domina os processos ecológicos neste estudo é a classe antrópico rural (69,7%).

**Tabela 2** - Distribuição em área das classes de paisagem

<b>Hemerobia</b>	<b>Classe</b>	<b>Área (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Área (%)</b>
<i>Oligohemerobia</i>		<b>1110,45</b>	<b>22,2</b>
	Campos remanescentes	263,95	5,3
	Areias e dunas	84,95	1,7
	Dunas vegetadas	42,16	0,8
	Mata nativa	87,07	1,7
	Lagoas Costeiras	155,43	3,1
	Áreas úmidas	476,89	9,5
<i>Euhemerobia</i>		<b>3570,37</b>	<b>71,4</b>
	Antrópico rural	3482,41	69,7
	Cursos d'água	87,96	1,8
<i>Polihermerobia</i>		<b>170,37</b>	<b>3,4</b>
	Cultivo de exóticas	170,37	3,4
<i>Metahemerobia</i>		<b>148,40</b>	<b>3,0</b>
	Estradas	22,36	0,4
	Antrópico urbano	126,03	2,5

**Fonte:** a autora.

A análise do Tamanho Efetivo de Malha variou em 70,82 km<sup>2</sup> e o valor médio entre as amostras foi de 6,25 km<sup>2</sup> (Tabela 3). No LS, a ausência de qualquer mancha natural em duas janelas de atenção, em Santa Vitória do Palmar foi responsável pelo valor absoluto 0 para estas janelas tanto nesta métrica como para CAI\_AM. O valor médio em GUA, LN e LMO foi inferior ao limiar mínimo para MESH (2,45 km<sup>2</sup>). Mesmo sendo responsável por duas janelas sem manchas naturais, a métrica apresentou valores mais elevados em LS, cuja média foi bastante superior as demais regiões (14,59 km<sup>2</sup>). A janela sobreposta a Estação Ecológica (ESEC) do Taim apresentou os maiores valores para MESH (70 km<sup>2</sup>) e CAI\_AM (95%).

Pontos críticos em área nuclear ocorreram nas amostras de cinco municípios. No LS, estão as duas amostras supracitadas de Santa Vitória do Palmar além de três amostras em LMO localizadas entre os municípios de Camaquã e Arambaré, Santo Antônio da Patrulha no LN e Eldorado do Sul em GUA também apresentaram valores abaixo de 3.25%. O LML apresentou em média maior proteção de área nuclear (63,30%) com destaque para as janelas distribuídas sobre o município de Mostardas que incluem uma porção do Parque Nacional (PARNA) da Lagoa do Peixe.

**Tabela 3** - Distribuição média das métricas de paisagem Tamanho Efetivo de Malha (MESH) e Área Nuclear Média (CAI\_AM).

Região	MESH (km <sup>2</sup> )	CAI_AM (%)
GUA	0,91 ±1,31	40,90 ±27,68
LN	1,49 ±2,82	41,05 ±27,42
LML	3,93 ±4,53	63,30 ±21,69
LMO	1,03 ±1,95	33,70 ±29,93
LS	14,59 ±23,52	59,64 ±35,89
<i>Total</i>	<i>6,25 ±14,96</i>	<i>50,18 ±31,51</i>

**Fonte:** a autora

A área nuclear foi superior ao limiar máximo de 30,81% estabelecido para CAI\_AM em 35 das 50 janelas de atenção. Todas as regiões apresentaram valores médios superiores a este limiar, que é inferior à média de 50,18% obtido para todas as amostras (Tabela 3). O LMO encontra-se, no entanto, bastante próximo a este valor, com média de 33,70%.

Importante ressaltar que valores elevados de uma métrica quando considerados sozinhos podem não significar diretamente uma paisagem natural íntegra. No município de Rio Grande, uma das amostras, apresentou CAI\_AM de 77,15% enquanto seu MESH foi abaixo do limiar mínimo (1,07 km<sup>2</sup>). Estes valores, quando associados em uma matriz de conexão ecológica, equivalem a uma pontuação de 0, reduzindo a efetividade da proteção da área nuclear das manchas em relação a área relevante ao movimento das espécies e em um contexto maior de fragmentação que aponta a intensidade de uso da terra (Figura 2).

A pontuação mais recorrente da matriz de conectividade foi 0 em dezessete das cinquenta ocorrências e os extremos mostraram-se equilibrados, com doze ocorrências do pior índice (-10) e treze do melhor índice (10) para os parâmetros de fragmentação. No entanto sua distribuição foi desigual ao longo da costa (Figura 2).

**Figura 2** - Fragmentação da planície costeira do Rio Grande do Sul.

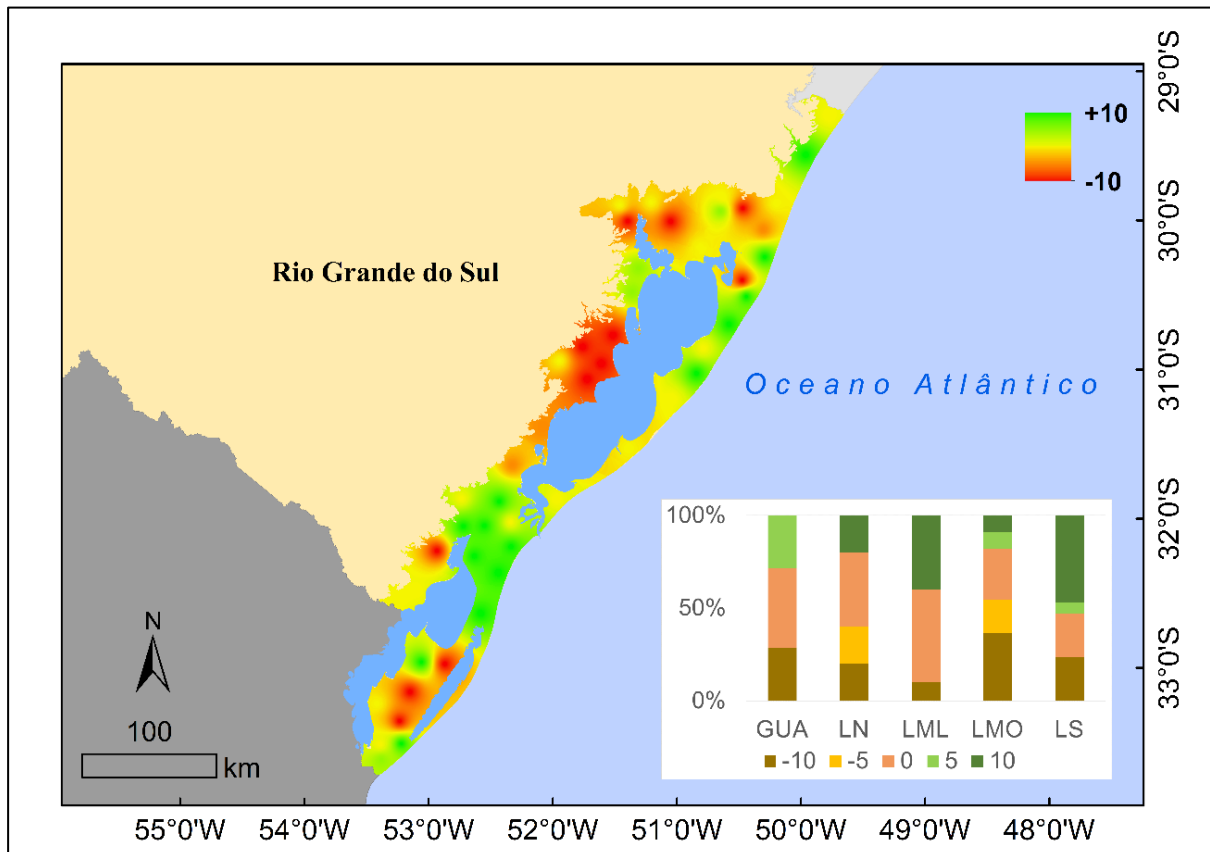


Imagem obtida por interpolação do tipo IDW entre as 50 janelas de atenção e respectivos índices de fragmentação obtidos através da matriz de conectividade ecológica. **Fonte:** a autora

A maior intensidade do uso da terra, ou seja, concentração de valores negativos (-5 e -10), foi encontrado no LMO, especificamente nos municípios de Camaquã, Arambaré e Tapes. Proporcionalmente, o LML apresentou mais índices positivos e neutros indicando menor intensidade de uso da terra, exceto em uma amostra no sudoeste de Palmares do Sul. Porém, em sua porção nordeste, indicou valor máximo positivo diante da fragmentação.

O LS foi o que apontou os menores índices de fragmentação em que nove das dezessete janelas analisadas indicaram valores positivos. Contudo, nesta região, quatro janelas de atenção com índices de fragmentação -10 concentram-se em Santa Vitória do Palmar, e uma está em Arroio Grande.

A região aqui denominada como entorno do Guaíba (GUA) foi a única a não apresentar nenhum índice máximo para este critério de avaliação. Houve predominância do índice neutro (0) de intensidade de uso da terra. Um dos valores positivos por efeito da fragmentação ocorreu na extremidade leste da Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande, entre Viamão, Glorinha e Santo Antônio da Patrulha. Uma região cujo bom resultado não dependeu da presença de Unidade de Conservação foi Barra do Ribeiro.

No LN, foi observada apenas uma janela com valor máximo, mas considerando a reduzida área dos municípios do LN, esta abrangeu Arroio do Sal, Três Cachoeiras, Terra de Areia e Capão da Canoa.

#### **4 – Discussão**

O Tamanho Efetivo de Malha aponta o tamanho da área natural remanescente após ser recortada por assentamentos, vias de comunicação e outros sistemas de infraestrutura. Quantifica a fragmentação da paisagem baseando-se na probabilidade de dois pontos aleatórios em uma região estarem dentro do mesmo fragmento e assim, incorpora processos ecológicos de dispersão animal em sua definição ao considerar possíveis barreiras (GAO; LI, 2011; GIRVETZ *et al.*, 2008).

Não só o tamanho, mas também o arranjo espacial dos remanescentes são fundamentais para a continuidade de habitats, porém populações reagem de maneira diferente ao processo de fragmentação, assim, é necessária cautela ao indicar limiares que qualifiquem uma área como fragmentada (METZGER, 2006; RYTWINSKI; FAHRIG, 2013). Enquanto espécies mais sensíveis podem ser extintas a partir de 5% de perda de habitat, outras podem resistir a até 90% de perda (WITH, K. A.; KING, 2001).

Ainda que a resposta seja bastante variável, alguns limiares já foram estabelecidos como, por exemplo, valores extraídos a partir da Teoria da Percolação (GARDNER *et al.*, 1987). Estima-se que, quando um conjunto de manchas de habitats ocupam mais de 59% da paisagem, este habitat é considerado contínuo (WIENS, 2001). Limiares entre 10 e 30% de área de habitat são aceitos, ainda que muito discutidos, como valores mínimos para a manutenção da conectividade (ANDRÉN, 1994; PARDINI *et al.*, 2010; WITH, K. A.; CRIST, 1995). Valores abaixo deste limiar passam a ter seus processos controlados também pela configuração espacial das manchas.

O Tamanho Efetivo de Malha já foi recomendado para analisar a conectividade quando embasada por informações de probabilidade de movimento de uma espécie alvo (JAEGER *et al.*, 2008). Tem se destacado como ferramenta importante de gestão pois traz respostas

quantitativas à elaboração de cenários futuros de desenvolvimento ou conservação, quantificação das causas de fragmentação e sua relação com a densidade populacional e o desenvolvimento econômico (GIRVETZ *et al.*, 2008).

A métrica quantifica a fragmentação para áreas naturais, mas também de infraestrutura para paisagens culturais (FRANK *et al.*, 2012). Avalia o espaço aberto não fragmentado e foi proposto para utilização por todos os Estados Federais da Alemanha (SCHUPP, 2005), é também adotado pela Agência Ambiental Europeia (EEA) (WALZ, 2008). A Agência Federal Alemã de Meio Ambiente já usou MESH para o planejamento paisagístico propondo limites para a supressão de áreas naturais que variam entre 1,9% e 3,8% de acordo com a área em questão (UBA, 2003; PENN-BRESSEL, 2005).

Quando se trata de área de habitat efetivamente disponível e considerando espécies mais sensíveis em uma comunidade, o papel da porcentagem de área nuclear disponível mostrou-se bastante relevante (DIDHAM; EWERS, 2012; LAURANCE; YENSEN, 1991). A margem estabelecida para delimitar a área núcleo está diretamente relacionada ao efeito de borda que pode variar em cada estudo.

Em florestas a distância de 100 metros é bastante recorrente, enquanto uma distância de 30 metros é mais comumente observada em paisagens campestres. Pode estar associada a uma espécie-alvo, a processos ecológicos (JOHNSON; TEMPLE, 1990), a fitofisionomia (MCKONE *et al.*, 2001), ou mesmo à percepção empírica (TAFT, 2016). Em campos temperados, por exemplo, são encontrados valores de borda entre 10 e 60 metros que dependem não só de fatores intrínsecos aos parâmetros considerados, mas também da matriz da paisagem e manchas circundantes à área de interesse (TAFT, 2016) (GIESELMAN; HODGES; VELLEND, 2013; MCKONE *et al.*, 2001).

Ao analisarmos a planície costeira do Rio Grande do Sul sob os limiares aqui estabelecidos, nota-se maior continuidade entre as janelas dispostas em LS e LML. Estes dados favoráveis podem estar relacionados com a presença da ESEC Taim e do PARNA Lagoa do Peixe além de um contínuo de cordões arenosos, banhados e lagoas. Este contínuo é interrompido no LN principalmente por estruturas urbanas.

#### **4.1 Estruturas fragmentadoras**

As estruturas fragmentadoras se distribuem de maneira desigual ao longo da planície, mas o elevado índice da classe “antrópico rural”, considerado aqui como matriz dominante dos processos ecológicos aponta a necessidade de medidas mitigatórias e maior fiscalização do setor

primário. O maior impacto da atividade agrícola na planície costeira do Rio Grande do Sul vem da larga escala em que é produzida em uma área de formação geológica recente originada por sistemas deposicionais derivados de oscilações do nível do mar durante o Pleistoceno e Holoceno no período Quaternário (VILLWOCK *et al.* 1986; DILLENBURG *et al.*, 2009).

A rizicultura, principal cultura temporária no estado é facilitada pela abundância de recursos hídricos proporcionado por banhados e lagoas no Litoral Sul e Litoral Médio Leste, mas também pressiona os remanescentes naturais em várzeas de rios no Litoral Médio Oeste (BRASIL, 2007; SEPLAN, 2016). Ainda que os grandes corpos lagunares e o impacto de barreiras sonoras e da dispersão de poluentes não tenham sido analisados neste estudo, é importante ressaltar que a manutenção e incremento da produtividade no estado estão diretamente relacionados a drenagem de áreas de banhados, ocupação de remanescentes de campos e dispersão de agroquímicos por meio do Sistema Lagunar Patos-Mirim (CORDEIRO; HASENACK, 2009).

Atualmente, o avanço da fronteira agrícola, principalmente para cultivo de soja e milho, ameaça a todos os biomas brasileiros em maior ou menor escala. A Amazônia, Cerrado e Pampas apresentam maior tendência de expansão das áreas agrícolas e pastagens artificiais (IBGE, 2016). No Rio Grande do Sul, campos nativos são a classe mais afetada pela significativa expansão agrícola que acontece ao sul, com a substituição de pastagens naturais por cultivos de soja e milho (IBGE, 2016; CORDEIRO; HASENACK, 2009). A conversão de pastagens por culturas anuais reduz a qualidade do solo devido a perda de nutrientes e de carbono da biomassa microbiana (KASCHUK; ALBERTON; HUNGRIA, 2011).

Estruturas urbanas mostraram-se bastante compactas na planície costeira pois estão bem distribuídos entre Porto Alegre, Litoral Norte, Rio Grande e Pelotas. Portanto, o conflito mais nítido com relação a ocupação urbana envolve a abordagem de mitigação e recuperação vigente que direcionou atenção inicial ao Litoral Norte priorizando a proteção ambiental dos remanescentes resultantes da intensa ocupação ali concentrada (MERGEN, 2014). As janelas observadas demonstram o papel fragmentador da formação linear construída no Litoral Norte pelos municípios de Capão da Canoa, Tramandaí, Osório e Cidreira e Balneário Pinhal mobilizadas pela atividade turísticas e de veraneio, além da produção de energia (IBGE, 2015; MARCUZZO; PAGEL; CHIAPPETTI, 1998).

A distância de rodovias foi apontada como um fator direto de influência à fragmentação e, indiretamente, a distância de centros urbanos, além da declividade também exercem impactos



sobre o uso da terra (GAO; LI, 2011). Devido a sua forma longitudinal, a malha viária fragmenta o ambiente e pode atuar como corredor, filtro, sumidouro ou mesmo barreira aos fluxos ecossistêmicos.

O conjunto de rodovias federais, estaduais e estradas de pequeno porte apresentaram uma distribuição irregular na paisagem. O transporte de mercadorias e pessoas é realizado majoritariamente por estas vias que somam cerca de 30.000 km e vêm sendo ampliadas para dar suporte ao crescente aumento de circulação no Rio Grande do Sul impulsionado por investimentos federais em infraestrutura estratégica como portos, estaleiros, polos industriais, polo naval e parques eólicos entre outras matrizes energéticas (SEPLAN, 2016).

Sendo assim, podem limitar ambientes naturais de maneira que não comportem determinadas espécies, distúrbios naturais ou padrões de dispersão (COLLINGE, 2009). Passam a representar ameaça ao ambiente costeiro quando sua elaboração não é feita considerando o espaço em que está inserida. Além disso, são necessárias medidas preventivas e mitigadoras ao atropelamento de fauna além de um efetivo programas de monitoramento de atropelamentos e da efetividade do funcionamento das Passagens de Fauna (DNIT, 2012).

Por fim, a silvicultura que teve início em meados da década de 70 com o apoio do Estado representa até hoje um papel significativo na economia de alguns municípios como São José do Norte (GIANUCA; TAGLIANI, 2012). O cenário atual é de expansão da produção e a planície costeira contribui principalmente com a produção de toras (SEPLAN, 2016). Seu papel econômico positivo está em conflito com a integridade dos ecossistemas naturais considerando-se que converte ambientes campestres e dunas em áreas de silvicultura, se dispersa rapidamente e drena lençóis freáticos. A Secretaria do Meio Ambiente vem realizando esforços para o controle deste processo através do Zoneamento Ambiental da Silvicultura.

A constatação de que cultivos agrícolas são dominantes nas janelas de atenção estudadas sugere que sejam testados limiares mais rígidos de área nuclear de remanescentes naturais. A dominância rural pressiona ambientes antes irregulares em fragmentos de remanescentes de forma mais compacta.

A forma das manchas indica duas características que podem ser consideradas contraditórias, mas que se complementam para a efetividade da conservação. O critério aqui considerado prioriza formas regulares como melhores para a proteção do núcleo que por sua vez abriga maior número de espécies, principalmente aquelas mais sensíveis a borda e aquelas que exigem maior área de vida. A outra abordagem prioriza a irregularidade da forma para a manutenção

da diversidade, já que estas permitem maior permeabilidade entre manchas, maior contato entre habitats e facilita movimentos que aumentam a variabilidade genética.

Uma forma de refinamento deste critério pode estar associada a alteração da resolução temática das amostras, ou seja, a classificação das manchas pode ser refinada ou a seleção de manchas pode ser mais seletiva (LANG *et al.*, 2008). Assim, limiares baixos de CAI\_AM, que aqui foram mantidos em até 30%, podem esconder a forte influência do uso e ocupação da terra na forma de renascentes naturais artificializando sua forma.

#### **4.2 Serviços Ecosistêmicos**

Os serviços ecossistêmicos proporcionados por zonas costeiras, ou seja, benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas costeiros vêm se destacando pelo seu papel de proteção contra os crescentes desastres naturais intensificados por mudanças climáticas (MARTINEZ; COSTANZA; PÉREZ-MAQUEO, 2011). Estima-se que ambientes costeiros e oceânicos sejam responsáveis por cerca de 70% do incremento econômico proporcionado por serviços ambientais (COSTANZA *et al.*, 1997; DE GROOT *et al.*, 2012; MARTÍNEZ *et al.*, 2007).

Considerando os remanescentes naturais prevalentes na amostra realizada, verifica-se a contribuição de áreas úmidas, principalmente com a regulação hídrica, provisão de áreas de alimentação e berçário além de proporcionar informação estética (DE GROOT, 2006).

Em campos nativos, merecem destaque os serviços de provisão de alimento, água, medicamentos, matéria-prima; a regulação do clima, de recursos hídricos e processos erosivos; além do suporte à diversidade genética, bem como de serviços de recreação e estéticos cujo valor está estimado em U\$5.930,00 ha/ano (DE GROOT *et al.*, 2012).

No Rio Grande do Sul, é possível ainda estabelecer serviços imediatos de grande importância histórica regional como a elevada qualidade nutricional da forragem na pecuária tradicional extensiva em comparação com a crescente criação em confinamento o que influi na qualidade da carne e, portanto, em seu valor de mercado (RIBEIRO; QUADROS, 2015).

#### **4.3 Perspectivas para a conservação**

O grande número de janelas de atenção com índice de fragmentação neutro (0) proporciona a perspectiva de que ainda haja a oportunidade de recuperar áreas degradadas por meio de um planejamento efetivo de restauração e conservação da vegetação nativa. As políticas vigentes associadas ao efetivo envolvimento da comunidade local e o papel dos proprietários de terras na recuperação e conservação de APPs e RLs são relevantes a melhoria deste índice,

considerando a dominância de uma matriz antrópica rural (KOSCHKE *et al.*, 2014). Estas ferramentas, associadas ao adequado zoneamento e licenciamento ambiental podem proporcionar verdadeiros planos de conservação integrando o poder público e a sociedade na manutenção dos serviços ecossistêmicos (PILLAR; LANGE, 2015).

Da mesma forma, índices negativos permitem avaliar o custo de restauração e priorizar áreas para o desenvolvimento de atividades econômicas ou conservação (RADFORD; BENNETT; CHEERS, 2005). Por fim, devem ser considerados os serviços ecossistêmicos perdidos e desenvolvidos a partir da conversão de terras.

O planejamento territorial exige a divisão do espaço, seja por bacias hidrográficas, limites municipais ou unidades de relevo. A quantificação do MESH vem sendo aplicada para a gestão por sua capacidade de quantificar causas da fragmentação por permitir identificar estruturas efetivamente fragmentadoras além de ser uma boa ferramenta para a análise de cenários de desenvolvimento de infraestrutura e de conservação (FRANK *et al.*, 2013; GIRVETZ *et al.*, 2008; JAEGER *et al.*, 2008; KRAUSE *et al.*, 2011; ROCH; JAEGER, 2014).

No entanto, em muitos casos as manchas que se encontram nos limites destas demarcações têm continuidade fora da área de estudo em questão. É possível então que se subestimem índices ao ignorarem a continuidade das manchas para além dos limites artificiais aplicados (MOSER *et al.*, 2007). Este problema tem sido contornado por meio de uma adaptação do Tamanho Efetivo de Malha por incrementar a informação das manchas divididas pelo recorte da área de estudo com a área remanescente das bordas que seriam descartadas (GIRVETZ *et al.*, 2008; MOSER *et al.*, 2007; ROCH; JAEGER, 2014)

#### **4 - Conclusões**

Os índices aqui apresentados ofereceram dados quantitativos para a análise de fragmentação classificando em cinco níveis a planície costeira do Rio Grande do Sul. Foi possível observar que a alteração dos ecossistemas costeiros para produções monocultoras, exóticas e intensivas isola fragmentos e altera a permeabilidade da paisagem. Unidades de Conservação e outras áreas protegidas podem desempenhar papel importante no aumento da conectividade, principalmente a leste e sul da Lagoa dos Patos, mas sozinhas não consegue proteger adequadamente os remanescentes naturais em um ambiente de múltiplos usos.

Entre as 50 janelas de atenção aleatórias não foram contempladas áreas urbanas, o polo naval e o polo industrial do município de Rio Grande. Nesta região, bem como em outras porções da planície costeira o posicionamento de novas janelas pode alterar a integridade local e assim,

apontar novos direcionamentos para perguntas específicas. Este ferramental matemático associado a ecologia de paisagens procura apoiar processos para diagnóstico e de tomada de decisão desde que associados a outras condicionantes ambientais além de fatores sociais e econômicos em escala local e regional.

Desta forma, a análise está aberta a futuros ajustes e melhorias por meio do incremento de uma base de dados que possa subsidiar a geração de cenários e análises temporais voltadas inicialmente ao refinamento dos limiares aqui aplicados. Em uma segunda fase, as adaptações resultantes poderão identificar com maior exatidão as pressões sobre o ambiente natural e oportunidades ao desenvolvimento sustentável.

### **Agradecimentos**

Agradecemos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES pela concessão de financiamento por meio de bolsa de mestrado.

### **REFERÊNCIAS**

- ANDRÉN, H. Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes With Different Proportions of Suitable Habitat - a Review. **Oikos**, v. 71, n. 3, p. 355–366, 1994.
- AUSDEN, M. **Habitat Management for Conservation: A Handbook of Techniques**. New York: Oxford University Press, 2007.
- BASTIAN, O. *et al.* The five pillar EPPS framework for quantifying, mapping and managing ecosystem services. **Ecosystem Services**, v. 4, p. 15–24, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.04.003>>.
- BASTIAN, O.; SCHREIBER, K. F. **Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft**, Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag, 1999.
- BENDER, D. J.; TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes. **Landscape Ecology**, v. 18, p. 17–39, 2003.
- BEYER, H. L. Geospatial modelling environment (Versão 0.7.2.0). 2012 <Disponível em: <[http://www. spatial ecology. com/gme](http://www.spatial ecology.com/gme)>
- BLASCHKE, T. The role of the spatial dimension within the framework of sustainable landscapes and natural capital. **Landscape and Urban Planning**, v. 75, n. 3–4, p. 198–226, 2006.
- BOTEQUILHA LEITÃO, A.; AHERN, J. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. **Landscape and Urban Planning**, v. 59, n. 2, p. 65–93, 2002.

BOZELLI, R. L. *et al.* Interactive effects of environmental variability and human impacts on the long-term dynamics of an Amazonian floodplain lake and a South Atlantic coastal lagoon. **Linnologica**, v. 39, n. 4, p. 306–313, 2009.

BRASIL. **Decreto nº 5.300, de 7 de dezembro de 2004. Institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro - PNGC, dispõe sobre regras de uso e ocupação da zona costeira e estabelece critérios de gestão da orla marítima, e dá outras providências.** Diário Oficial da União, Brasília, 8 de dezembro de 2004. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=531>>. Acesso em: 13 maio 2016.

BRASIL. **Lei nº 7.661, de 16 de maio de 1988. Institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro e dá outras providências.** Diário Oficial da União, Brasília, 18 de maio de 1988. 1988. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/L7661.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L7661.htm)>. Acesso em: 03 jun. 2016.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. **Projeto Geologia do Brasil ao Milionésimo Mapas Geológicos Estaduais em Sistema de Informações Geográficas.** 2006. Disponível em: <<http://www.cprm.gov.br/publique/Geologia/Geologia-Basica/Carta-Geologica-do-Brasil-ao-Milionesimo-298.html>>.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização - Portaria MMA nº9, de 23 de janeiro de 2007. Série Biodiversidade.** Brasília, DF: MMA, 2007.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Macrodiagnóstico da Zona Costeira e Marinha do Brasil.** Brasília, DF: MMA, 2008. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/component/k2/item/10420>>.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Os 25 anos do Plano Nacional do Gerenciamento Costeiro (PNGC).** Brasília, DF: MMA, 2015. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80033/Publicacoes - Gerenciamento Costeiro/ProjetoPNGC25AnosAlta-FINAL.compressed.pdf>>.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Panorama da Conservação dos Ecossistemas Costeiros e Marinhos no Brasil. Gerência de Biodiversidade Aquática e Recursos Pesqueiros.** Brasília, DF: MMA, 2010. Disponível em: <<http://bibliotecaflorestal.ufv.br/handle/123456789/12181>>.

CARVALHO, A. B. P.; OZORIO, C. P. Avaliação sobre os banhados do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 1, n. 2, p. 83–95, 2007.

COLLINGE, S. K. Ecology of Fragmented Landscapes. **Ecological Management Restoration**, v. 11, p. 340, 2009. Disponível em: <<http://www.amazon.com/Ecology-Fragmented-Landscapes-Sharon-Collinge/dp/0801891388>>.

COLLINGE, S. K.; FORMAN, R. T. T. A Conceptual Model of Land Conversion Processes: Predictions and Evidence from a Microlandscape Experiment with Grassland Insects. **Oikos**, v. 82, n. 1, p. 66, maio 1998. Disponível em: <[papers2://publication/doi/10.2307/3546918](http://papers2://publication/doi/10.2307/3546918)>.

CORDEIRO J. L. P.; HASENACK H. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. In: PILLAR, V. P. *et al.* (Eds.). **Campos sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2009. Cap. 23, p. 285–299.

COSTANZA, R. *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. 6630, p. 253–260, 15 maio 1997. Disponível em: <<http://www.nature.com/doi/10.1038/387253a0>>.

DE GROOT, R. *et al.* Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. **Ecosystem Services**, v. 1, n. 1, p. 50–61, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005>>.

DE GROOT, R. Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. **Landscape and Urban Planning**, v. 75, n. 3–4, p. 175–186, 2006.

DIDHAM, R. K.; EWERS, R. M. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats: Laurance and Yensen's core area model revisited. **Biological Conservation**, v. 155, p. 104–110, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.019>>.

DILLENBURG, S. R. *et al.* The Holocene Coastal Barriers of Rio Grande do Sul. In: DILLENBURG, S. R.; HESP, P. A. **Geology and Geomorphology of Holocene Coastal Barriers of Brazil**. Berlin: Springer, 2009. Cap. 3, p. 53–92.

DNIT. Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes. **Monitoramento e Mitigação de Atropelamentos de Fauna**. Brasília: DNIT, 2012

EASTMAN, J. R. **IDRISI Selva**. Worcester, MA: Clark University, 2012.

ESRI. **ArcGIS Desktop - ArcMap**. Redlands: Environmental Systems Research Institute, 2011.

ESTEVES, F. *et al.* Neotropical coastal lagoons: an appraisal of their biodiversity, functioning, threats and conservation management. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4 suppl, p. 967–981, nov. 2008. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1519-69842008000500006&lng=en&tlng=en](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1519-69842008000500006&lng=en&tlng=en)>.

EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biol Rev Camb Philos Soc**, v. 81, n. 1, p. 117–142, 2006. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16318651>>.

FEPAM. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler. **Base cartográfica digital do Rio Grande do Sul, 1:250.000, lagos e lagoas**. 2005. Disponível em: <[http://www.fepam.rs.gov.br/biblioteca/geo/bases\\_geo.asp](http://www.fepam.rs.gov.br/biblioteca/geo/bases_geo.asp)>

FOLEY, J. A. *et al.* Global consequences of land use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570–4, 2005. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16040698>>.

FORMAN, R. T. T. **Urban Regions: Ecology and Planning beyond the City**. Cambridge: Cambridge University Press, 2008. Disponível em: <<http://www.cambridge.org/9780521854467>>.

FRANK, S. **Development and Validation of a Landscape Metrics Based Approach for Standardized Landscape Assessment Considering Spatial Patterns**. 2014. 86 p. Dresden, Technische Universität Dresden (Tese de Doutorado), 2014. Disponível em: <[http://www.qucosa.de/fileadmin/data/qucosa/documents/15063/Dissertation\\_Frank.pdf](http://www.qucosa.de/fileadmin/data/qucosa/documents/15063/Dissertation_Frank.pdf)>.

FRANK, S. *et al.* A contribution towards a transfer of the ecosystem service concept to landscape planning using landscape metrics. **Ecological Indicators**, v. 21, p. 30–38, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.04.027>>.

FRANK, S. *et al.* A regionally adaptable approach of landscape assessment using landscape metrics within the 2D cellular automaton “Pimp your landscape”. In: **IUFRO landscape ecology international conference**. 2010. Bragança: Instituto Politécnico de Bragança, 2010a. p. 36–41.

FRANK, S. *et al.* Assessment of landscape aesthetics - Validation of a landscape metrics-based assessment by visual estimation of the scenic beauty. **Ecological Indicators**, v. 32, p. 222–231, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.03.026>>.

FRANK, S. *et al.* Chances and limits of using landscape metrics within the interactive planning tool “Pimp Your Landscape”. **LANDMOD 2010**, Montpellier: Quae, 2010b. p. 13. Disponível em: <[www.symposcience.org](http://www.symposcience.org)>.

FÜRST, C. *et al.* “Pimp your landscape” – an interactive land-use planning support tool. **WIT Transactions on the Built Environment**, 10 jun. 2008, Southampton, UK: WIT Press, 10 jun. 2008. p. 219–232. Disponível em: <<http://library.witpress.com/viewpaper.asp?pcode=GEO08-022-1>>.

FÜRST, C.; KÖNIG, H.; *et al.* Pimp your landscape - a generic approach for integrating regional stakeholder needs into land use planning. **Ecology and Society**, v. 15, n. 3, 2010.

FÜRST, C.; VOLK, M.; *et al.* Pimp your landscape: A tool for qualitative evaluation of the effects of regional planning measures on ecosystem services. **Environmental Management**, v. 46, n. 6, p. 953–968, 2010.

GAO, J.; LI, S. Detecting spatially non-stationary and scale-dependent relationships between urban landscape fragmentation and related factors using Geographically Weighted Regression. **Applied Geography**, v. 31, n. 1, p. 292–302, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.06.003>>.

GARDNER, R. H. *et al.* Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern. **Landscape ecology**, 1987. v. 1, n. 1, p. 19-28.

GIANUCA, K. S.; TAGLIANI, C. R. A. Análise em um Sistema de Informação Geográfica (SIG) das alterações na paisagem em ambientes adjacentes a plantios de pinus no Distrito do Estreito, município de São José do Norte, Brasil. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, v. 12, n. 1, p. 43–55, 2012.

GIESELMAN, T. M.; HODGES, K. E.; VELLEND, M. Human-induced edges alter grassland community composition. **Biological Conservation**, v. 158, p. 384–392, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.08.019>>.

GIRVETZ, E. H. *et al.* Integration of landscape fragmentation analysis into regional planning: A statewide multi-scale case study from California, USA. **Landscape and Urban Planning**, v. 86, n. 3–4, p. 205–218, 2008.

GULINCK, H.; WAGENDORP, T. References for fragmentation analysis of the rural matrix in cultural landscapes. **Landscape and Urban Planning**, v. 58, n. 2–4, p. 137–146, 2002.

HADDAD, N. M. *et al.* Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth’s ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. e1500052–e1500052, 20 mar. 2015. Disponível em: <<http://advances.sciencemag.org/content/1/2/e1500052.abstract>>.

HAILA, Y. A conceptual genealogy of fragmentation research: From island biogeography to landscape ecology. **Ecological Applications**, v. 12, n. 2, p. 321–334, 2002.

HAINES-YOUNG, R. Land use and biodiversity relationships. **Land Use Policy**, v. 26, n. 1, p. S178–S186, dez. 2009. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0264837709000969>>.

HASENACK, H.; WEBER, E. **Base cartográfica vetorial contínua do Rio Grande do Sul-escala 1: 50.000**. Porto Alegre: UFRGS Centro de Ecologia. 1 DVD-ROM.(Série Geoprocessamento n. 3), 2010.

HERZOG, F. *et al.* Landscape Metrics for Assessment of Landscape Destruction and Rehabilitation. **Environmental Management**, v. 27, n. 1, p. 91–107, 1 jan. 2001. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s002670010136>>.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Arranjos populacionais e concentrações urbanas no Brasil**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2015. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/apps/arranjos\\_populacionais/2015/pdf/publicacao.pdf](http://www.ibge.gov.br/apps/arranjos_populacionais/2015/pdf/publicacao.pdf)>.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Atlas geográfico das zonas costeiras e oceânicas do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 2011.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Brasil, uma visão geográfica e ambiental do século XXI**. Rio de Janeiro: IBGE, 2016.

JAEGER, J. A. G. *et al.* Implementing Landscape Fragmentation as an Indicator in the Swiss Monitoring System of Sustainable Development (Monet). **Journal of Environmental Management**, v. 88, n. 4, p. 737–751, 2008.

JAEGER, J. A. G. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: New measures of landscape fragmentation. **Landscape Ecology**, v. 15, n. 2, p. 115–130, 2000.

JOHNSON, R. G.; TEMPLE, S. A. Nest Predation and Brood Parasitism of Tallgrass Prairie Birds. **The Journal of Wildlife Management**, v. 54, n. 1, p. 106, jan. 1990. Disponível em:



<<http://www.jstor.org/stable/3808909>%5Cn<http://www.jstor.org/page/info/about/policies/terms.jsp>>.

KASCHUK, G.; ALBERTON, O.; HUNGRIA, M. Quantifying effects of different agricultural land uses on soil microbial biomass and activity in Brazilian biomes: inferences to improve soil quality. **Plant and soil**, v. 338, n. 1-2, p. 467-481, 2011.

KOSCHKE, L. *et al.* A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning. **Ecological Indicators**, v. 21, p. 54–66, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.010>>.

KOSCHKE, L. *et al.* Do you have 5 minutes to spare? -The challenges of stakeholder processes in ecosystem services studies. **Landscape Online**, v. 37, n. 1, p. 1–25, 2014.

KRAUSE, B. *et al.* Habitat loss of floodplain meadows in north Germany since the 1950s. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, n. 11, p. 2347–2364, 2011.

LANG, S. *et al.* Landscape metrics – A toolbox for assessing past, present and future landscape structures. **Geoinformation Technologies for Geocultural Landscapes: European Perspectives**, Setembro 2015, p. 207–234, 2008.

LAURANCE, W. F.; YENSEN, E. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. **Biological Conservation**, v. 55, n. 1, p. 77–92, 1991. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/000632079190006U>>.

LIMA, L. T. DE. **A paisagem costeira do Rio Grande do Sul: leitura e interpretação das propriedades fisionômicas do espaço como estratégia de planejamento e gestão do território**. 163p. Universidade Federal do Rio Grande/FURG (Dissertação de Mestrado), 2014.

LLAUSS, A.; NOGUÉ, J. Indicators of landscape fragmentation: The case for combining ecological indices and the perceptive approach. **Ecological Indicators**, v. 15, n. 1, p. 85–91, 2012.

MA - Millenium Assessment. **Ecosystems and human well-being: Synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005.

MARCUZZO, S.; PAGEL, S. M.; CHIAPPETTI, M. I. S. **A Reserva da Biosfera da Mata Atlântica no Rio Grande do Sul: Situação atual, ações e perspectivas**. Série Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. São Paulo: [s.n.], 1998.

MARTÍNEZ, M. L. *et al.* The coasts of our world: Ecological, economic and social importance. **Ecological Economics**, v. 63, n. 2–3, p. 254–272, ago. 2007. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0921800906005465>>.

MARTINEZ, M. L.; COSTANZA, R.; PÉREZ-MAQUEO, O. Ecosystem Services Provided by Estuarine and Coastal Ecosystems: Storm Protection as a Service from Estuarine and Coastal Ecosystems. In: WOLANSKI, E; MCLUSKY, D. S. (Ed.) **Treatise on estuarine and coastal science**. Amsterdam: Elsevier, 2011. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780123747112012079>>.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A. ENE, E. FRAGSTATS v4: **Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps**. 2012 Disponível em:  
<<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.htm>>

MCKONE, M. J. *et al.* An edge effect caused by adult corn-rootworm beetles on sunflowers in tallgrass prairie remnants. **Conservation Biology**, v. 15, n. 5, p. 1315–1324, 2001.

MERGEN, B. O. **Análise crítica do Zoneamento Ecológico-Econômico Costeiro (ZEEC)**. 100p. Universidade Federal do Rio Grande/FURG (Dissertação de Mestrado), 2014.

METZGER, J. P. How to deal with non-obvious rules for biodiversity conservation in fragmented areas. **Natureza & Conservação**, v. 4, n. October, p. 125–137, 2006.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1–2, p. 1–9, 2001.

MOSER, B. *et al.* Modification of the effective mesh size for measuring landscape fragmentation to solve the boundary problem. **Landscape Ecology**, v. 22, n. 3, p. 447–459, 2007.

NICOLODI, J. L.; PETERMANN, R. M. Potential vulnerability of the Brazilian coastal zone in its environmental, social, and technological aspects. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 5, n. 2, p. 184–204, 2010. Disponível em:  
<[http://www.panamjas.org/pdf\\_artigos/PANAMJAS\\_5\(2\)\\_12-32.pdf](http://www.panamjas.org/pdf_artigos/PANAMJAS_5(2)_12-32.pdf)>.

PARDINI, R. *et al.* Beyond the fragmentation threshold hypothesis: Regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PLoS ONE**, v. 5, n. 10, 2010.

PENN-BRESSEL, G. Limiting landscape fragmentation and the planning of transportation routes. **Gaia-Ecological Perspectives for Science and Society**, v. 14, n. 2, p. 130-134, 2005.

PIETZSCH, K. **Giscame 2.0**. PiSolution GmbH: Leipzig, 2015.

PILLAR, V. D. P.; LANGE, O. **Os Campos do Sul**. Porto Alegre: UFRGS, 2015.

QGIS. **Quantum GIS Development Team. Quantum GIS Geographic Information System 2.0** Darfur. Open Source Geospatial Foundation Project. 2012. Disponível em:  
<<http://qgis.osgeo.or>>

RADFORD, J. Q.; BENNETT, A. F.; CHEERS, G. J. Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. **Biological Conservation**, v. 124, n. 3, p. 317–337, ago. 2005. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320705000662>>.

RENETZEDER, C. *et al.* Can we measure ecological sustainability? Landscape pattern as an indicator for naturalness and land use intensity at regional, national and European level. **Ecological Indicators**, v. 10, n. 1, p. 39–48, 2010.

RIBEIRO, C. M.; QUADROS, F. L. F. Valor histórico e econômico da pecuária. In: PILLAR, V. P.; LANGE, O. **Os Campos do Sul**. Porto Alegre: UFRGS, 2015. Cap. 2, pp. 21-24.

RIBEIRO, M. C. *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

ROCH, L.; JAEGER, J. A. G. Monitoring an ecosystem at risk: What is the degree of grassland fragmentation in the Canadian Prairies? **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, n. 4, p. 2505–2534, 2014.

RYTWINSKI, T.; FAHRIG, L. Why are some animal populations unaffected or positively affected by roads? **Oecologia**, v. 173, n. 3, p. 1143–1156, 2013.

SCHERER, M.; SANCHES, M.; NEGREIROS, D. H. de. Gestão das zonas costeiras e as políticas públicas no Brasil: um diagnóstico. In: BARRAGÁN MUÑOZ, J. M.. **Manejo Costero Integrado y Política Pública en Iberoamérica: Un diagnóstico. Necesidad de Cambio**. Cádiz: Red IBERMAR. 2010. Cap. 11, p. 291-330.

SCHUPP, D. Umweltindikator Landschaftszerschneidung – Ein zentrales Element zur Verknüpfung von Wissenschaft und Politik. **GAIA**, v. 14 (2), p. 101–106, 2005.

SEPLAN. **Atlas Socioeconômico: Estado do Rio Grande do Sul**. 2016. Disponível em: <<http://www.atlassocioeconomico.rs.gov.br>>. Acesso em: 4 de julho de 2016.

SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica**. São Paulo, 2017. Disponível em: <[https://www.sosma.org.br/link/Atlas\\_Mata\\_Atlantica\\_2015-2016\\_relatorio\\_tecnico\\_2017.pdf](https://www.sosma.org.br/link/Atlas_Mata_Atlantica_2015-2016_relatorio_tecnico_2017.pdf)>.

STEINHARDT, U. *et al.* Hemeroby index for landscape monitoring and evaluation. **Environmental Indices - System Analysis Approach**, p. 237–254, 1999.

TAFT, J. B. Are small, isolated prairie remnants effectively smaller than they look and getting smaller? **The Journal of the Torrey Botanical Society**, v. 143, n. July, p. 207–223, 2016. Disponível em: <<http://www.bioone.org/doi/10.3159/TORREY-D-15-00038.1>>.

TASSER, E.; STERNBACH, E.; TAPPEINER, U. Biodiversity indicators for sustainability monitoring at municipality level: An example of implementation in an alpine region. **Ecological Indicators**, v. 8, n. 3, p. 204–223, 2008.

TESSLER, M. Potencial de Risco Natural. In: J. L. ZAMBONI, Ademilson; NICOLODI, (Org.) **Macrodiagnóstico da Zona Costeira e Marinha do Brasil**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Mudanças Climáticas e Qualidade Ambiental, 2008.

TURNER, M. G. Landscape Ecology: The Effect of Pattern on Process. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 20, n. 1, p. 171–197, 1989. Disponível em: <<http://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev.es.20.110189.001131>>.

UBA - Umweltbundesamt. Reduzierung der Flächeninanspruchnahme durch Siedlung und Verkehr. **Materialienband**, Berlin, 2003.

- VILLWOCK, J. A. *et al.* Geology of The Rio Grande do Sul Coastal Province. In: RABASSA, J.; SALEMME, M. (Eds.). **Quaternary of South America and Antarctic Peninsula**. Rotterdam: Balkema, 1986, v. 4, p. 79-97.
- VITOUSEK, P. M. *et al.* Human Domination of Earth's Ecosystems. **Science**, v. 277, n. 5325, p. 494–499, 1997.
- VOGT, P. *et al.* Mapping landscape corridors. **Ecological Indicators**, v. 7, n. 2, p. 481–488, 2007.
- WALZ, U. Monitoring of landscape change and functions in Saxony (Eastern Germany)-Methods and indicators. **Ecological Indicators**, v. 8, n. 6, p. 807–817, 2008.
- WALZ, U.; STEIN, C. Indicators of Hemeroby for Land Use Monitoring in Germany. **Journal for Nature Conservation**, v. 22, n. October, p. 2014, 2014.
- WIENS, J. A. Understanding the problem of scale in experimental ecology. In: GARDNER, R. H. *et al.* (Eds.). **Scaling Relationships in Experimental Ecology**. New York: Columbia University Press, 2001. Cap. 2, p. 61-88.
- WITH, K. A.; KING, A. W. Analysis of landscape sources and sinks: The effect of spatial pattern on avian demography. **Biological Conservation**, v. 100, n. 1, p. 75–88, 2001.
- WITH, K. A.; CRIST, T. O. Critical Thresholds in Species' Responses to Landscape Structure. **Ecology**, v. 76, n. 8, p. 2446–2459, 1995. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.2307/2265819>>.