

Aves como indicadores das variações temporais na integridade biótica: o caso do Saco da Fazenda, Itajaí, Santa Catarina, Brasil

*Birds as indicators of temporal variations on the biotic integrity: the case of Saco da
Fazenda, Santa Catarina, Brazil*

Fabiane Fisch¹, Joaquim Olinto Branco ² e João Thadeu de Menezes ³

¹ Centro Universitário FACVEST (UNIFACVEST), Brasil
fabianebarraagens@hotmail.com

^{2,3} Universidade do Vale do Itajaí - UNIVALI, Brasil
branco@univali.br; thadeu@univali.br

Resumo

Inúmeros métodos são utilizados para calcular índices de integridade biótica (IIB) em diferentes regiões do mundo. Neste estudo foram utilizados dados de trabalhos pretéritos realizados no Saco da Fazenda (Itajaí/SC), referentes aos anos de 1996 a 2007. Além disto, foram realizadas amostragens mensais da avifauna entre maio de 2012 a abril de 2013. O valor obtido para o IIB corresponde a 27 atributos, em quatro graus de degradação (Bom, Regular, Pobre, Muito Pobre). O IIB foi calculado para todos os períodos avaliados para verificar a variação do mesmo ao longo do tempo. Os valores do IIB oscilaram entre pobre e regular ao longo do período amostral. Nos dois primeiros anos os resultados oscilaram entre pobre em 1996 (2,60) e regular em 1997 (2,93) retornando a condição inicial entre 1998 (2,47) e 1999 (2,60). Nos anos de 2000 (2,93), 2001 a 2003 (3,00) e 2004 (3,07) o IIB apresentou um aumento considerável, indicando uma condição regular de integridade biótica do ambiente. Porém no ano de 2005 o índice foi de 2,87 retornando a categoria pobre, a qual se manteve no ano de 2006-2007 com 2,53. Passados quatro anos da última amostragem, a área permaneceu na categoria pobre no ano de 2012-2013 com um IIB de 2,87. O IIB é um indicador de degradação ou recuperação de ambientes ao longo do tempo, porém é necessário cautela na sua utilização, devendo ser utilizado em conjunto com outros indicadores ambientais.

Palavras-chave: Aves. Impactos. Estuário. Sul do Brasil

Abstract

Numerous methods are used to calculate indices of biotic integrity (IBI) in different regions of the world. This study used data from past works carried out at "Saco da Fazenda" (Itajaí / SC) for the years 1996-2007. In addition, monthly samples of birds were held between May 2012 and April 2013. The value obtained for the IBI matches to 27 attributes, in four degrees of degradation (Good, Regular, Poor, Very Poor). IBI was calculated for all periods to determine their variations over time. The values of IBI ranged between poor and regular throughout the sample period. In the first two years, the results ranged from poor in 1996 (2.60) to regular in 1997 (2.93) returning to the initial condition in 1998 (2.47) and 1999 (2.60). In 2000 (2.93), from 2001 to 2003 (3.00) and 2004 (3.07) IBI showed a considerable increase, indicating a regular condition of biotic integrity of the environment. But in 2005 the index was 2.87, returning to the poor category, which remained in the year 2006-2007 with a value of 2.53. Four years after the last sampling, the area remained in the poor category in the year 2012-2013 with an IBI of 2.87. The IBI is an indicator of degradation or recovery of environments over time, but caution is needed in their use, that should always be made in conjunction with other environmental indicators.

Keywords: Birds. Impacts. Estuary. Southern Brazil

1 Introdução

Indicadores ecológicos são utilizados para aferir a qualidade dos ambientes em decorrência da complexidade de alguns sistemas (Klamath e Usfs, 2013) mas, nenhum grupo de organismos é capaz de expressar com exatidão a “saúde” de outro, porém as aves têm sido utilizadas por responderem rapidamente as mudanças ambientais no decorrer de escalas temporais (Temple e Wiens, 1989; Altman, 2000; Bryce et al., 2002; Glennon e Porter, 2005; Gregory e Strien, 2010). Em ecossistemas aquáticos, as aves, são ideais para monitorar as condições ecológicas e os impactos nas cadeias tróficas (Patel e Dharaiya, 2008) e, em ambientes urbanos podem realçar a saúde e as alterações que ocorrem em populações com interesse conservacionista (Herrano et al., 2012). A persistência na paisagem de algumas delas depende da presença de várias outras espécies e da diversidade de algumas condições ecológicas específicas que as tornam eficazes indicadoras (Klamath e Usfs, 2013). As aves como consumidoras de recursos atuam na polinização, dispersão de sementes, predação de insetos, exercendo considerável efeito *top-down* sobre as teias alimentares, possibilitam que ocorram “ligações” dentro e entre os ecossistemas. No contexto dos serviços ecossistêmicos, a redução de suas populações pode gerar mudanças em “cascata”, causando declínio subsequente em benefícios para humanos (Wenny et al., 2011).

Entre as inúmeras metodologias que mensuram os efeitos das atividades

antropogênicas nos sistemas ecológicos Karr (1981) propôs o Índice de Integridade Biótica (IIB) para avaliar as condições biológicas de arroios, utilizando peixes como indicadores (Karr, 1981, Croonquist e Brooks, 1991; Canterbury et al., 2000). Essa integridade contemplaria inúmeros fatores que podem alterar o equilíbrio e diversidade funcional de uma comunidade. O IIB é um índice multimétrico que utiliza várias métricas ou fórmulas que estabelecem a “saúde” do ecossistema refletindo os distúrbios ambientais que o afetam. Ele integra medidas biológicas individuais em um único valor que pode ser usado para avaliar as condições gerais de uma área mostrando as respostas previsíveis da biota a um aumento nos impactos (Karr e Dudley, 1981; Karr e Chu, 1997). A qualidade das métricas depende das informações disponíveis sobre as espécies em geral e a degradação ambiental, conhecimentos que nem sempre estão disponíveis (Ramirez et al., 2008). O índice também pressupõe a existência de um “site” de referência, que deveria ter sua natureza intacta, possibilitando a comparação com a qualidade da área testada (Karr e Chu, 1997) o que na maioria das vezes é impossível de se encontrar (Whittier et al., 2007). Um dos motivos mais frequentes é a escala espaço-temporal pequena em que as pesquisas são desenvolvidas (Fausch et al., 2002).

Diversas adaptações foram feitas a proposta inicial utilizando diferentes indicadores e métricas. Entre elas, IIB baseados em macrófitas aquáticas que avaliaram o uso de redes neurais na identificação das características do ecossistema (Beck et al., 2014), plantas

vasculares de zonas úmidas considerando a sua qualidade florística (Gara e Stapanian, 2015) e macroinvertebrados que estimaram as concentrações de metais críticos para uma boa qualidade ecológica da água (Ael et al., 2015).

O interesse na avifauna surgiu porque as pressões antrópicas podem alterar o uso do seu habitat (O'Connell et al., 1998; Bryce et al., 2002), principalmente em fragmentos florestais (Anjos et al., 2009). Assembleias de aves já indicaram as condições de fluxo ciliar, por serem sensíveis a mudanças de uso da terra e as alterações de habitat (Bryce et al., 2002), também a sua sensibilidade em relação aos diferentes tipos de fragmentação florestal, destacando a importância do estabelecimento dos níveis de sensibilidade das espécies de aves (Anjos et al., 2009). A estrutura das comunidades de aves ribeirinhas em combinação com informações da paisagem e diversidade trófica serviram como um indicador rápido do fluxo de macroinvertebrados, da degradação local (Larsen et al., 2010) e da dependência de determinados grupos de aves a estes organismos (Mattsson e Cooper, 2006). Em ecossistemas estuarinos, podem indicar que fatores de estresse na paisagem interferem na integridade da comunidade de aves aquáticas (DeLuca et al., 2008), assim como em regiões pantanosas onde as atividades antropogênicas favorecem as espécies mais tolerantes em contraste com áreas menos impactadas e associadas a uma vegetação madura (Córdova-Avalos et al., 2009).

A compreensão dos gestores sobre o papel das aves na conservação

de bens e serviços estuarinos, pressupõe que conheçam as interações dessas com meio, além das formas de reduzir os impactos (Franco et al., 2013). O crescimento populacional acelerado e o desenvolvimento das zonas costeiras, acompanhado pelo aumento da urbanização e industrialização, estão intimamente acoplados aos impactos antrópicos que comprometem a integridade ecológica de muitos estuários (e.g. desenvolvimento urbano, turismo, dragagem, pesca desportiva), criando problemas ambientais persistentes e graves que afetam de forma negativa os organismos estuarinos (Kennish, 2002).

Este trabalho teve por objetivo a avaliar as flutuações temporais no Índice de Integridade Biótica (IIB) de uma área estuarina, no Sul do Brasil, a partir de parâmetros da comunidade de aves que utilizam o Saco da Fazenda.

2 Material e métodos

2.1 Área de estudo

O Saco da Fazenda (SF) ou “baía Afonso Wippel” (Itajaí, 2004) é uma área de aproximadamente 0,7 km², submetido ao regime de micro-marés misto e hegemonia semidiurna, apresentando variação do nível de água entre 0,4 e 1,2 m para períodos de maré de quadratura e sizígia, respectivamente (Schettini, 2008). Está inserida no sistema estuarino do rio Itajaí-Açu, e a sua conformação é decorrente das obras de retificação e fixação do canal de acesso ao Porto de Itajaí (Vargas, 1935).

A área teve as suas margens ocupadas de maneira desordenada, originando o lançamento direto de grandes quantidades de efluentes

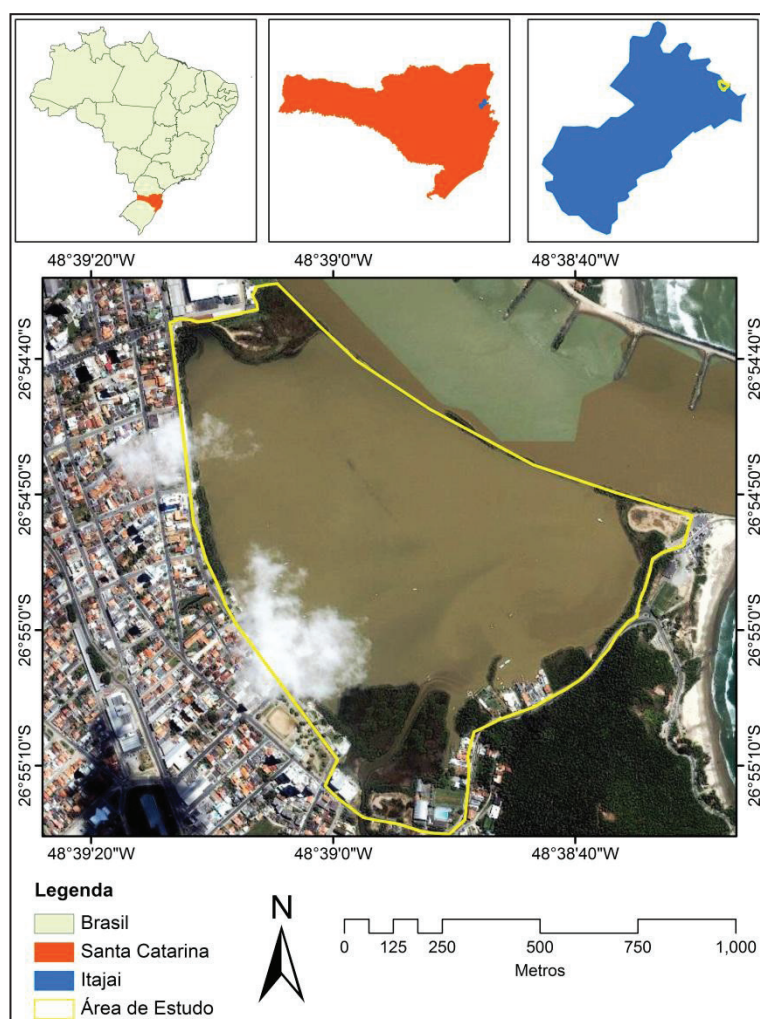


Figura 1 - Localização da área de estudo. Adaptado de Fisch (2015)

domésticos (Theis e Fernandes, 2002), além de acumular sedimentos provenientes do rio Itajaí-Açu e do Ribeirão Schneider (Branco, 2000; Schettini, 2008). Em 2000 iniciaram as obras de revitalização com a dragagem e o desassoreamento que foi concluída no ano de 2003, ocasionando alterações ambientais no ecossistema. O volume dragado foi de 627.518,4 m³ com uma redução entre 20 a 25% na toxicidade do sedimento em relação ao início das obras, porém a qualidade da água permaneceu a mesma (Araújo et al., 2009).

A partir de 2008, através do Decreto Municipal nº 8.513 (Itajaí, 2008) foi instituída como unidade de

conservação municipal, gerida pela Fundação Municipal de Meio Ambiente de Itajaí – SC (Figura 1).

2.2 Coleta e análise dos dados

Trabalhos publicados sobre a composição da avifauna do estuário foram utilizados para a elaboração do IIB (Branco, 2000; Branco, 2007; Branco, 2009; Zimmermann e Branco, 2009; Branco et al., 2011; Manoel et al., 2011) e complementadas com amostragens mensais durante o período de maio de 2012 a abril de 2013 utilizando os mesmos métodos e esforço dos trabalhos citados.

O cálculo do IIB foi adaptado dos trabalhos de O'Connell et al. (1998),

Bryce et al. (2002) e Córdova-Avalos et al. (2009) que propuseram como método: a) estabelecimento de uma condição de referência: melhor situação de integridade biológica que possa existir; b) definição dos atributos biológicos e seleção das variáveis que devem ser escolhidas em razão de seu valor real pois, quando muito teórica ou conceitual pode ser imprecisa e redundante não refletindo a perturbação; c) pontuação: quantificação dos atributos e variáveis; d) interpretação dos resultados.

De acordo com Bryce et al., (2002) em sistemas perturbados, onde não existe um local minimamente preservado para uma comparação, as informações históricas ou paleoecológicas podem ser utilizadas para modelar o estado natural. Desta forma, utilizamos como referência a informação mais antiga disponível (Branco, 2000). Dados pretéritos também foram utilizados por Anjos et al. (2009) e Córdova-Avalos et al. (2009) como referência para o cálculo do Índice de Integridade Biótica com parâmetros da avifauna.

Avaliamos diferentes atributos que são habitualmente utilizados na determinação de IIB para aves, como guildas tróficas (Croonquist e Brooks, 1991; DeLuca et al., 2008), tolerância, riqueza e dieta (Bryce et al., 2002), sensibilidade a fragmentação (Anjos et al., 2009) e vulnerabilidade a impactos humanos (Glennon e Potter, 2005).

Consideramos um grande número de possíveis atributos adaptados da proposta inicial do IIB de Karr (1981) e Karr et al. (1986), selecionamos os mais consistentes e

adequados para a avifauna. Utilizamos 27 atributos subdivididos em 30 descrições que estão baseados em critérios específicos da avifauna, tais como: **a)** nível de sensibilidade: algumas espécies são consideradas vulneráveis a distúrbios humanos. Espécies altamente vulneráveis são boas indicadoras da "saúde" do ambiente (Stotz et al., 1996); **b)** forrageamento: estratos de forrageamento específicos podem ter implicações para a conservação (Stotz et al., 1996); **c)** habitat: inclui todas as suas dimensões: física, química e biológica (Karr e Chu, 1999). Distintos habitats possibilitam diferentes estratégias e ciclos de vida (Barbour et al., 1999); **d)** residente ou migratório: a ocorrência de aves migratórias pode indicar uma restrição de recursos, mudança no comportamento de forrageamento e uso do habitat das espécies residentes (Leisler, 1992; Salewski et al., 2007; O'donnell et al., 2014); **e)** nível trófico: a comunidade de aves apresenta espécies de diferentes níveis tróficos consumindo alimentos tanto de origem aquática como terrestre. De acordo com o nível trófico ocupado podem favorecer uma visão integrada do estado do ambiente; **f)** Resolução Consema, ICMBio-MMA, IUNC: elaboradas em razão das espécies com maior risco futuro de extinção, possibilitam uma avaliação do estado de conservação e da necessidade de ações que visam a sua conservação (Perez et al., 2011). A classificação taxonômica é de acordo com o CBRO (2014) (Tabela 1).

Tabela 1 - Atributos, descrição e pontuações utilizados para o cálculo do Índice de Integridade Biótica. Extrato de forrageamento (de acordo com Stotz et al., 1996): A=aéreo, T=terrestre, U=sub-bosque, W=água, C=dossel; M= extrato médio. Referências: 1= Sigrist, 2014; 2= Sick, 2003; 3= Stotz et al., 1996; 4= CBRO, 2014; 5= Santa Catarina, 2011; 6= Silveira e Straube, 2014; 7=IUCN, 2014.

| Atributos | Descrição | Pontuação | | | Referências | | |
|-------------------------------------|------------------------------------|-----------|---------|---------|-------------|-----|---|
| | | 5 | 3 | 1 | | | |
| Dependência de zona úmida (Habitat) | Obrigatória | ≥6 | 3>n<6 | ≤3 | 1 | | |
| | Facultativa úmida | ≥24 | 12>n<24 | ≤12 | | | |
| | Facultativa seca | ≥10 | 5>n<10 | ≤5 | | | |
| | Terras altas | ≤19 | 19<n<38 | ≥38 | | | |
| | Carnívoro especialista | ≥6 | 3>n<6 | ≤3 | | | |
| | Saprófaga | ≤1 | 1<n<3 | ≥3 | | | |
| | Insetívora | ≥18 | 9>n<18 | ≤9 | | | |
| | Piscívoro | ≥10 | 5>n<10 | ≤5 | | | |
| | Carnívoro | ≥10 | 5>n<10 | ≤5 | | | |
| | Herbívoros especialistas | ≥10 | 5>n<10 | ≤5 | | | |
| Nível trófico | Herbívoros | ≥12 | 6>n<12 | ≤6 | 2 | | |
| | Omnívoro | ≤4 | 4<n<8 | ≥8 | | | |
| | Espécie alfa | ≥40 | 20>n<40 | ≤20 | | | |
| | Espécie beta | ≥16 | 8>n<16 | ≤8 | | | |
| | Espécie gama | ≤11 | 11<n<22 | ≥22 | | | |
| | Residente- <i>endêmico</i> | ≥2 | 0>n<2 | 0 | | | |
| | Visitante sazonal do sul | ≥2 | 0>n<2 | 0 | | | |
| | Visitante sazonal do norte | ≥6 | 3>n<6 | ≤3 | | | |
| | Residente | ≥68 | 34>n<68 | ≤34 | | | |
| | Visitante sazonal do sul-residente | ≥2 | 0>n<2 | 0 | | | |
| Estrato de forrageamento | Alta | ≥6 | 3>n<6 | ≤3 | 3 | | |
| | Média | ≥20 | 10>n<20 | ≤10 | | | |
| | Baixa | ≤23 | 23<n<46 | ≥46 | | | |
| | Resolução Conesma nº 2 de 6/9/2011 | ≥2 | 0>n<2 | 0 | | | |
| | ICMBio-MMA 2014 | ≥3 | 1>n<3 | ≤1 | | | |
| | Não ameaçada | ≤35 | 35<n<70 | ≥70 | | | |
| | Status de Ameaça | IUCN | ≥2 | 0>n<2 | | 0 | 7 |
| | | | ≥2 | 0>n<2 | | 0 | |
| | | | ≥66 | 33>n<66 | | ≤33 | |
| | | | ≤1 | 1<n<3 | | ≥3 | |

A determinação dos valores de cada atributo foi adaptada da proposta de Karr (1981), Anjos et al. (2009) e Córdova-Avalos et al. (2009) que consiste em um peso de 5 quando encontramos 75% do valor de referência, um peso de 3 se as condições são intermediárias (25-75%) e se forem 25% ou menos da condição de referência um peso de 1 (Tabela 1).

O Índice de Integridade Biótica (IIB) para cada ano foi determinado através do somatório da pontuação obtida por cada atributo que foi dividido pelo total de atributos (Tabela 1). Consideramos que uma pontuação superior a 75% indica um ambiente biótico Bom, de 50-75% (Regular), de 25-50% (Pobre) e abaixo de 25% (Muito pobre) (Tabela 2).

Tabela 2 - Descrição das categorias de integridade biótica (adaptado de Karr, 1981; Anjos et al., 2009; Córdova-Avalos et al., 2009)

| Categoria | Valor Numérico | Descrição |
|------------------|-----------------------|---|
| Bom | 4,0-5,0 | Comparável as melhores situações sem a influência do homem (atributos biológicos > 75%) da condição referência. |
| Regular | 3,0-3,9 | Comparável à referência, mas com aspectos da biologia comprometida (atributos biológicos entre 50-75%). |
| Pobre | 2,0-2,9 | Sinais de deterioração adicionais, distantes da situação minimamente impactada (entre 25-50% da condição referência). |
| Muito Pobre | 0-1,9 | Atributos biológicos abaixo de 25% da condição referência. |

Os valores dos diferentes atributos utilizados para o cálculo do IIB, por ano, foram testados com o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis e a correlação entre os resultados do IIB e o número de espécies nos diferentes anos foi testada através da correlação de Pearson (Zar, 2010).

3 Resultados

Não foram encontradas diferenças significativas entre os valores obtidos para os diferentes atributos utilizados para o cálculo do IIB de cada ano analisado (Teste de Kruskal-Wallis, $H = 10,1864$, $gl = 11$, $p = 0,5137$).

Nos anos de 1996-2007 o número de famílias oscilou entre 18-37, com uma

riqueza de 36 a 84 espécies e para o ano de 2012-2013 registramos 107 espécies distribuídas em 42 famílias (Tabela 3).

Das 141 espécies registradas, ao longo dos períodos analisados, 22 foram encontradas em todas as amostragens. Por outro lado, dez espécies foram registradas em um único ano: *Amadonastur lacernulatus* (1997); *Charadrius falklandicus* (2000); *Tringa melanoleuca* (2002); *Pluvialis squatarola*, *Gallinago paraguayana*, *Arenaria interpres* (2003); *Coscoroba coscoroba*, *Tringa solitaria*, *Calidris fuscicollis* (2004); *Plegadis chihi* (2005); *Aphantochroa cirrochloris*, *Vireo chivi* (2006-2007). As demais espécies variaram suas ocorrências ao longo dos períodos avaliados (Tabela 3).

Tabela 3 - continuação...

| Família/Espécie | ANO (Referências) | | | | | | | | | | | |
|--|-------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-----------|-----------|
| | 1996 | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006-2007 | 2012-2013 |
| <i>Turdus flavipes</i> Vieillot, 1818 | | | | X | | | | X | X | | | |
| <i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818 | | | | X | | X | X | X | X | X | | |
| <i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818 | | | | X | | X | | X | | | | X |
| <i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850 | | | | | | | | X | X | X | X | X |
| Mimidae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Mimussa turninus</i> (Lichtenstein, 1823) | | | | | | | | | | | | X |
| <i>Anthus lutescens</i> Pucheran, 1855 | | | | | | | | | X | X | X | |
| Passerellidae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776) | | | | | | | | X | | X | X | X |
| Parulidae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Setophaga pitiayumi</i> (Vieillot, 1817) | | | | | | X | | | X | X | X | X |
| <i>Geothlypis aequinoctialis</i> (Gmelin, 1789) | | | | | | | | X | X | X | X | X |
| <i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830) | | | | | | | | | | | | X |
| <i>Myiothlypis leucoblephara</i> (Vieillot, 1817) | | | | | | | | | | | | X |
| Icteridae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789) | | | | X | | X | X | X | X | X | X | X |
| Thraupidae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758) | | | | X | | X | | X | X | X | X | X |
| <i>Saltator similis</i> d'Orbigny & Lafresnaye, 1837 | | | | | | | | X | X | X | X | X |
| <i>Thlypopsis sordida</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837) | | | | | | | | | | | | X |
| <i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822) | | | | | | | | | | | X | X |
| <i>Tangara seledon</i> (Statius Muller, 1776) | | | | | | | | | | | | X |
| <i>Tangara cyanocephala</i> (Statius Muller, 1776) | | | | | | | | | | | | X |
| <i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766) | | | | X | | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Tangara palmarum</i> (Wied, 1823) | | | | | | | | | X | | | X |
| <i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766) | | | | | | | | | | | | X |
| <i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766) | | | | X | | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766) | | | | | | | | X | X | | | |
| <i>Embernagra platensis</i> (Gmelin, 1789) | | | | | | | | | | | | X |
| <i>Sporophila caerulea</i> (Vieillot, 1823) | | | | | | | | | | | | X |
| Fringillidae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766) | | | | | | | | | | | | X |
| <i>Euphonia violacea</i> (Linnaeus, 1758) | | | | | | | | | | | | X |
| Estrildidae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Estrilda astrild</i> (Linnaeus, 1758) | | | | X | | X | X | X | X | X | X | X |
| Passeridae | | | | | | | | | | | | |
| <i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758) | | | | X | | X | X | X | X | X | X | X |
| Total de espécies | 40 | 37 | 36 | 57 | 44 | 59 | 55 | 75 | 80 | 84 | 69 | 107 |

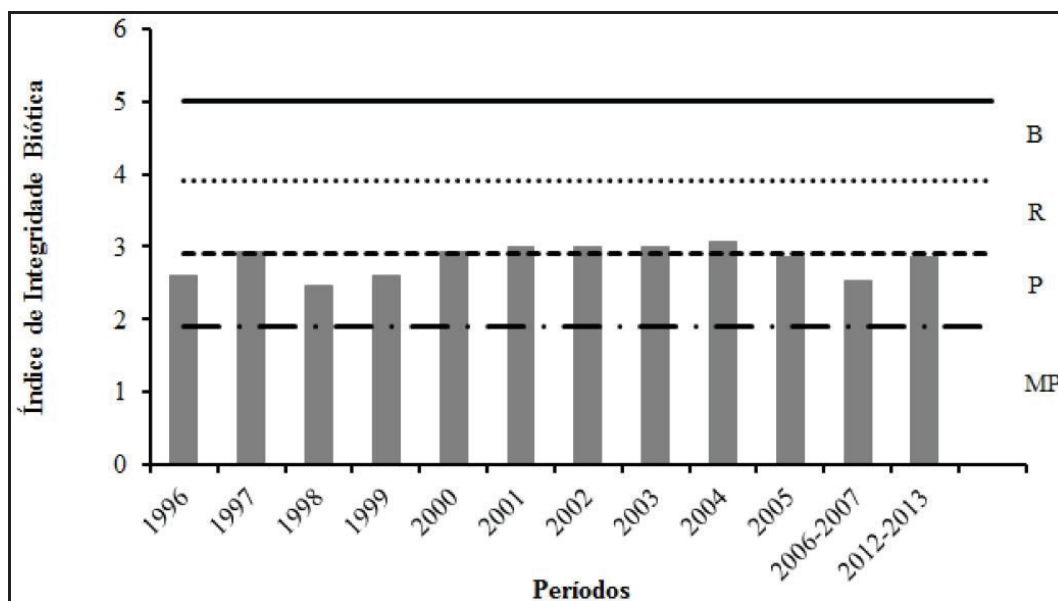


Figura 2 - Resultados do IIB (Índice de Integridade Biótica) entre os anos de 2000-2013. Limites das categorias: MP=muito pobre (<1,90); P=pobre ($\geq 1,90 < 2,90$); R=regular ($\geq 2,90 < 3,90$); B=bom ($\geq 3,90$).

Os valores do IIB oscilaram entre pobre e regular ao longo dos períodos avaliados, sendo que nos dois primeiros anos, os resultados oscilaram entre pobre em 1996 (2,60) e regular em 1997 (2,93), retornando a condição de pobre em 1998 (2,47) e 1999 (2,6). Nos anos de 2000, 2001 a 2003 e em 2004, o IIB aumentou, indicando um ambiente regular. Porém, em 2005 o índice foi de 2,87, retornando a categoria pobre que se manteve no ano de 2006-2007 com 2,53. Após quatro anos da última amostragem, a área permaneceu na categoria pobre no ano de 2012-2013 com um IIB de 2,87 (Figura2).

O número de espécies oscilou bastante entre os anos analisados, variando entre 36 - 44 espécies (1996, 1997, 1998, 2000); 55 - 69 (1999, 2001, 2002, 2006); 75 - 80 espécies (2003, 2004); 84 - 107 espécies (2005, 2013) respectivamente (Tabela 3). Da mesma forma, os valores do IIB apresentaram variações nos mesmos períodos, desde um valor de 2,47 - 2,87, categoria pobre (1996, 1998, 1999, 2005, 2006, 2013) a 2,93 - 3,07, categoria regular (1997, 2000-2004) respectivamente (Figura 3).

Não foi identificada correlação ($r = 0,3282$, $R^2=0,1077$, $p = 0,2976$) entre os resultados do IIB e o número de espécies nos anos amostrados (Figura4).

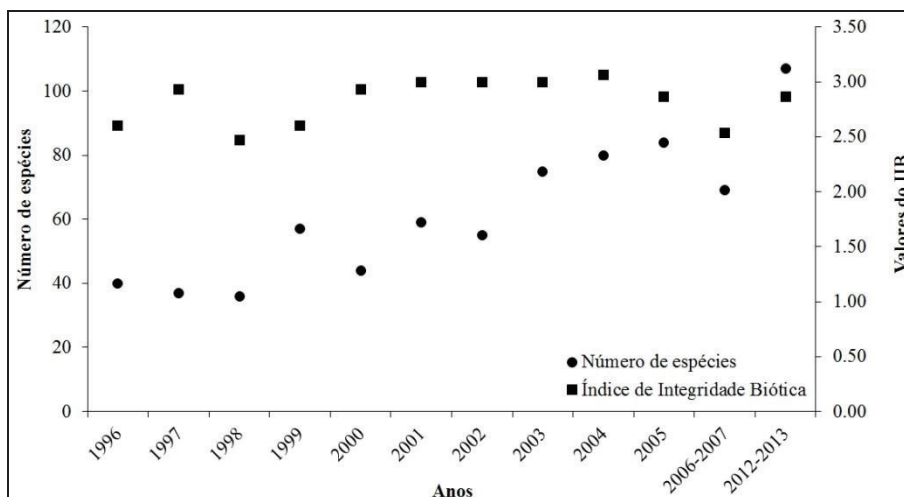


Figura 3 - Variação dos valores do número de espécies e do Índice de Integridade Biótica (IIB) nos diferentes anos analisados.

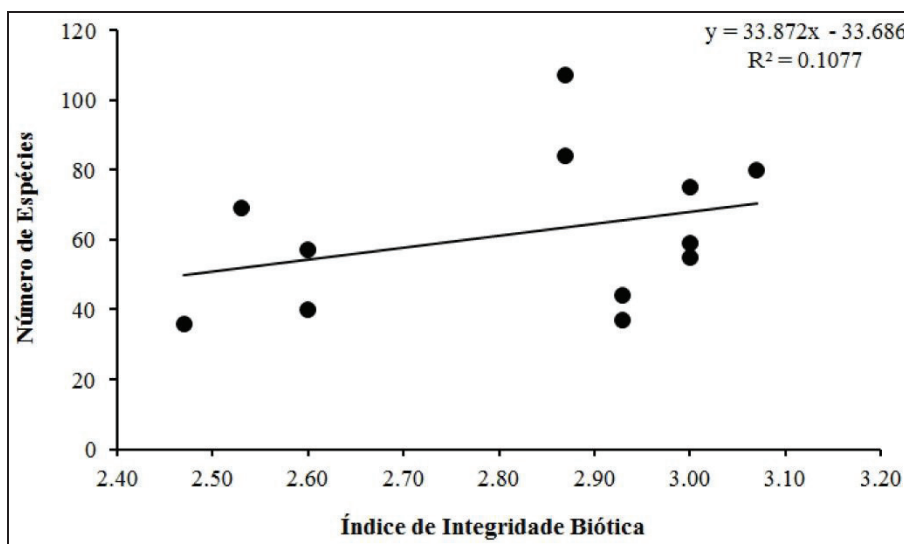


Figura 4 - Correlação entre os resultados dos IIB e a riqueza de espécies.

4 Discussão

A avifauna do Saco da Fazenda quando comparada a pesquisas desenvolvidas em uma região próxima, a baía da Babitonga (26°15'54''S e 48°41'13''W) indicam a ocorrência de algumas espécies em comum, apesar das diferenças hidrológicas e metodológicas. Em um primeiro trabalho, foram registradas 56 espécies, sendo 18 destas

comuns ao Saco da Fazenda para o ano de 1998 (Zimmermann, 1998), em outro registraram 25 espécies no ano de 2006-2007, sendo cinco destas também registradas no Saco da Fazenda neste período (Groese et al., 2013). Cremer e Groese (2010) elencaram 67 espécies que utilizam a baía da Babitonga sendo que destas, 47 espécies são comuns à amostragem geral deste trabalho. Groese et al. (2014) realizaram uma amostragem

entre 2010-2011 que contempla o registro de 19 espécies para a região, porém na área deste estudo, não foi realizado nenhuma pesquisa neste período, o que impossibilita uma comparação. Por outro lado, todas as espécies citadas fazem parte da lista de ocorrências para o Saco da Fazenda.

A variação nas categorias de integridade do IIB (pobre e regular) pode estar associada à ocupação desordenada do entorno, ao lançamento de efluentes ou as repetidas dragagens (Araújo et al., 2009; Schettini, 2002; Schettini, 2009; Schettini Truccolo, 2009; Silveira e Resgalla Jr., 2009). O desenvolvimento nas bacias costeiras pode aumentar pontualmente os níveis de nutrientes gerando condições de eutrofização ou hipóxia (Boesch et al., 2001; Scavia e Bricker, 2006). Estas condições podem prejudicar os organismos de nível trófico mais baixo, como invertebrados bentônicos e peixes (Dauer et al., 2000; Eby e Crowder, 2002; Bilkovic et al., 2006), ocasionando distúrbios e vulnerabilidade nas comunidades da parte superior da cadeia alimentar (Baird et al., 2004). Comunidades de aves estuarinas têm uma tendência direcional, em longo prazo, de serem afetadas de forma direta ou indireta pela alteração de seu habitat e consequente redução na disponibilidade de recursos (Russell et al., 2014) decorrentes de alterações na salinidade e pH, perda de vegetação (Russell, 2013) e invasão de peixes "alienígenas" (Olds et al., 2011) entre outros.

Em 2000 quando iniciaram as obras de dragagem a diversidade de espécies era baixa, mas a categoria de

integridade regular. Essa categoria foi mantida até o ano de 2004, com um aumento da diversidade, indicando que as alterações resultantes da dragagem do Saco da Fazenda entre 2000-2003 (Araújo et al., 2009) podem ter beneficiado o grupo das aves.

A formação de uma lâmina de água (10-15cm) nos despejos do sedimento dragado do Saco da Fazenda produziu um ambiente propício para formas juvenis e adultas de microcrustáceos e poliquetas, utilizados como complemento na dieta (Branco, 2007). Em outras ocasiões, dependendo da natureza e quantidade de contaminante nos resíduos, esses podem ocasionar diferentes tipos de impactos no ecossistema (Reish et al., 1980). Mesmo quando não contaminados podem gerar efeitos adversos sobre o funcionamento do ecossistema aquático como a suspensão de sedimentos finos que influenciam na dinâmica de nutrientes, afetando os organismos que se alimentam por filtragem ou prejudicando o desempenho de predadores visuais (Essink, 1999).

No Saco da Fazenda, mesmo com uma alteração na paisagem decorrente da deposição do sedimento, que reduziu a área infralitoral em 9,2% além da destruição parcial do manguezal e dos marismas de borda, que afetaram de forma indireta os bancos de caranguejos e o espaço utilizado por algumas aves para nidificação, abrigo e alimentação (Branco, 2007), a população de aves "absorveu" esta heterogeneidade de condições elevando e mantendo a categoria do IIB em regular entre 2000-2004.

Entre 2005-2007 e 2012-2013 as áreas de despejo dos sedimentos e a planície de inundação foram recompostas com vegetação arbóreo/arbustiva. Porém, os resultados do IIB retrocederam para a categoria pobre, o que permite inferir que determinadas exigências ecológicas de muitas espécies de aves não estavam mais presentes na área, tornando a área do Saco da Fazenda imprópria para a permanência de espécies que necessitem de condições específicas, quando analisados os resultados do IIB em relação às métricas avaliadas.

Alguns grupos funcionais tendem a apresentar uma resposta semelhante aos distúrbios antropogênicos, onde alguns atributos biológicos se relacionam e variam de acordo com diferentes graus de antropização (Córdova-Avalos et al., 2009). A ausência de determinados grupos de aves deve ser considerado como um sinal de alerta de degradação, originando pesquisas sobre o desaparecimento de sua fonte de alimento (Mattsson e Cooper, 2006), porém a presença ou ausência de uma única espécie de aves ou grupo de espécies de aves não significa necessariamente ter uma integridade biótica alta ou baixa (Ormerod e Tyler, 1993).

A gestão destas áreas com um benefício para as aves deveria abranger a manutenção de áreas com o habitat natural, mata ciliar e de zonas com restrição de atividades náuticas (Whitfield et al., 2012)., a urbanização pode afetar a heterogeneidade da paisagem (e.g. disponibilidade de água, produtividade primária, quantidade de

habitats de borda) e com isso alterar a distribuição e abundância de recursos necessários a sobrevivência (Blair, 2004).

O IIB é um indicador de degradação ou recuperação em alterações nas comunidades ao longo do tempo, porém é necessário cautela na sua utilização (Anjos et al., 2009), principalmente se o índice orientar as decisões de gestores relacionadas a conservação das aves (Noson e Hutto, 2005), porque diferentes grupos podem ser afetados de maneiras diferentes, e isso tem implicações distintas (Blair, 2004). A tendência de alguma guilda pode mascarar o declínio de uma espécie (Croonquist e Brooks, 1991) e como o resultado do índice reflete uma gradiente de perturbação, não pode ser substituído pelas relações causais subjacentes (Noson e Hutto, 2005). Outro fator que deve ser considerado é o tamanho de um bando ou a dimensão do corpo de uma espécie que pode torná-la mais ou menos visível ao observador, interferindo nos resultados relacionados ao comportamento ou ecologia de cada espécie (Rosenstock et al., 2002). Blair (1996) destaca que as mudanças no ambiente que tem origem na urbanização são refletidas em determinadas espécies ou comunidades de aves, e as divide em três grupos: 1) exploradores urbanos: hábeis na exploração deste “novo” ambiente e assim tendem a atingir uma maior densidade; 2) não urbanos: sensíveis às ações antrópicas e com maior densidade em ambientes naturais; 3) suburbanos adaptáveis: exploram recursos adicionais (e.g. vegetação ornamental) e podem ter um nível médio de

desenvolvimento, alterando os padrões da comunidade.

Neste contexto, as aves são uma classe bastante estudada no que se refere a sua importância como *mobile link* (organismos que se movem ativamente na paisagem e se conectam com habitats no espaço e tempo) na dinâmica de ecossistemas naturais dominados por humanos (Lundberg e Moberg, 2003). Mesmo com a importância das aves, muitas informações de suas funções e serviços ecológicos estão “atrasadas”, o que torna essencial delinear esta prioridade (Sekercioglu, 2006), para uma melhor compreensão das pesquisas que utilizam este grupo como indicador. Entre os principais serviços ecossistêmicos já conhecidos das aves temos: **1)** regulação: dispersão de sementes (frugívoras), polinização (nectívoras), controle de pestes (espécies que se alimentam de invertebrados e vertebrados), carcaças e restos de alimentos (saprófagos); **2)** suporte: deposição de nutrientes (guano), *ecosystem engineering* (organismos que, direta ou indiretamente modulam a disponibilidade de recursos para outras espécies, causando mudanças de estado físico em materiais bióticos ou abióticos) (Kremen, 2005; Millennium, 2005; Sekercioglu, 2006).

5 Conclusões

A partir do cálculo do Índice de Integridade Biótica, para diferentes períodos, foi possível ter uma visão geral da situação do ecossistema do Saco da Fazenda e as variações que esta região estuarina teve ao longo dos períodos avaliados. A categoria “pobre” (IIB=2,87) encontrada para a região do Saco da

Fazenda, para o período de 2012-2013, reflete a situação atual da área de estudo em relação aos parâmetros da avifauna utilizados. Nos anos em que o resultado do IIB foi a categoria “regular”, os resultados não estão diretamente relacionados ao maior/menor número de espécies, mas a um aumento ou redução do número de espécies em relação aos atributos avaliados (pontuação 5, 3, 1). O aumento do número de espécies que vivem em zonas úmidas ou perto; uma diminuição do número de espécies que vivem em terras altas; um aumento no número de espécies com alta sensibilidade e uma redução nas de média; um aumento no número de espécies carnívoras especialistas/generalistas, piscívoras e uma redução do número de espécies saprófagas e onívoras foi registrado nos anos de 1997, 2000-2004 e o inverso nos anos de categoria “pobre”, apesar de terem uma maior número de espécies (1996, 1998, 1999, 2005, 2006, 2013).

O IIB fornece bons indicativos do status do ambiente, as decisões de gestores fundamentadas no mesmo devem ser cautelosas e com o discernimento de que o índice representa uma área específica. O próprio IIB não deve ser utilizado indiscriminadamente para qualquer tipo de ambiente, sendo necessário escolher adequadamente os organismos e os parâmetros que irão compor o mesmo, os quais farão parte das métricas que devem ser relevantes para cada área de estudo. Em teoria, uma maior quantidade de métricas, tende a evidenciar as modificações entre a condição de referência e a área avaliada.

A utilização da avifauna para avaliação da integridade biótica do Saco da Fazenda apresentou-se como uma ferramenta útil, refletindo a situação do ambiente. Em estudos futuros as métricas que constituem o índice podem ser refinadas para melhorar a sua sensibilidade em relação a diferentes estressores, sem deixar de expressar a sua significativa relação entre os distúrbios.

Agradecimentos

F. F. agradece a CAPES/PROSUP pela bolsa de doutorado concedida, e J. O. B. ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico/CNPq pela bolsa de produtividade recebida durante a elaboração deste artigo.

Referências

AEL, E. V. et al. Use of a macroinvertebrate based biotic index to estimate critical metal concentrations for good ecological water quality. *Chemosphere*, v.119, p.138-144, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.06.001>.

ALTMAN, B. Conservation strategy for landbirds in lowlands and valleys of western Oregon and Washington. Oregon-Washington Partners in Flight. 2000. Disponível em: www.orwapif.org/sites/default/files/western_lowlands.pdf. Acesso em: 30 set. 2014.

ANJOS, L. et al. Sobre o uso de níveis de sensibilidade de aves à fragmentação florestal na avaliação da Integridade Biótica: um estudo de caso no norte do Estado do Paraná, sul do Brasil. *Revista Brasileira Ornitologia*, v.17, n.1, p.28-36, 2009.

ARAÚJO, S.A. et al. Climatologia do ecossistema Saco da Fazenda, Itajaí, SC. In: *Estuário do Rio Itajaí-Açú, Santa Catarina: caracterização ambiental e alterações antrópicas*. ed.Univali, Itajaí, SC., 2009, 43-62.

BAIRD, D. et al. Consequences of hypoxia on estuarine ecosystem function: energy diversion from consumers to microbes. *Ecological Applications*, v.14, p.805-822, 2004. DOI: <http://dx.doi.org/10.1890/02-5094>.

BARBOUR, M.T. et al. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic Macroinvertebrates and fish. 1999, Washington: EPA. Disponível em: <http://water.epa.gov/scitech/monitoring/rsl/bioassessment/>. Acesso em: 22 out. 2014.

BLAIR, R.B. 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications*, 6(2):506-519.

BLAIR, R. 2004. The effects of urban sprawl on birds at multiple levels of biological organization. *Ecology and Society*, 9(5):2.

BECK, M.W. et al. Application of neural networks to quantify the utility of indices of biotic integrity for biological monitoring. *Ecological Indicators*, v.45, p.195-208, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.04.002>.

BILKOVIC, D.M. et al. Influence of land use on macrobenthic communities in nearshore estuarine habitats. *Estuaries and Coasts*, v.29, p.1185-1195, 2006.

BOESCH, D.F.; BRINSFIELD, R.B.; MAGNIEN, R.E. Chesapeake Bay eutrophication: scientific understanding, ecosystem restoration, and challenges for agriculture. *Journal of Environmental Quality*, v.30, p.303-320, 2001.

BRANCO, J.O. Avifauna associada ao estuário do Saco da Fazenda, Itajaí, SC. *Revista Brasileira de Zoologia*, v.17, n.2, p.387-394,

2000.<http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752000000200009>.

BRANCO, J.O. Avifauna aquática do Saco da Fazenda (Itajaí, Santa Catarina, Brasil): uma década de monitoramento. *Revista Brasileira de Zoologia*, v.24, n.4, p. 73-882, 2007.

BRANCO, J.O. Uma década de monitoramento da avifauna aquática do Saco da Fazenda, Itajaí, SC. In: *Estuário do Rio Itajaí-Açú, Santa Catarina: caracterização ambiental e alterações antrópicas*. Ed.Univali, 2009, 249-262.

BRANCO, J. O. et al. Biodiversidade no estuário do Saco da Fazenda, Itajaí-SC. *O Mundo da Saúde*, v.35, n.1, p.12-22, 2011.

BRYCE, S.A.; HUGHES, R.M.; KAUFMAN, P.R. Development of a bird integrity index: using bird assemblages as indicators of riparian condition. *Environmental Management*, v.30, n.2, p. 294-310, 2002. DOI: 10.1007/s00267-002-2702-y.

CANTERBURY, G.E. et al. Bird communities and habitat as ecological indicators of forest condition in regional monitoring. *Conservation Biology*, 14(2): 44-558, 2000.

CBRO-COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS. Listas das aves do Brasil. 11ª Edição, 1/1/2014, Disponível em: <http://www.cbro.org.br>. Acesso em: 15 nov. 2014.

CÓRDOVA-AVALOS, A. et al. Development of an avifaunistic index of biological integrity for two plant associations of the Pantanos de Centla Biosphere Reserve, Tabasco. *Universidad y Ciencia, Trópico Humedo*, v.5, n.1, p.1-22, 2009.

CREMER, M.J.; GROESE, A.V. Aves do estuário da baía da Babitonga e litoral sul de São Francisco do Sul, Ed. Univille, 2010, 192p. ISBN10:8587977784.

CROONQUIST, M.J.; BROOKS, R.P. Use of avian and mammalian guilds as indicators of

cumulative impacts in riparian – wetland areas. *Environmental Management*, v.15, n.5, p.701-714, 1991.

DAUER, D.M.; RANASINGHE, J.A.; WEISBERG, S.B. Relationships between benthic community condition, water quality, sediment quality, nutrient loads, and land use patterns in Chesapeake Bay, *Estuaries and Coasts*, v.23, p.80-96, 2000.

DELUCA, W.V. et al. Coastal urbanization and the integrity of estuarine waterbird communities: Threshold responses and the importance of scale, *Biological Conservation*, v.141, p.2669-2678, 2008.

EBY, L.A.; CROWDER, L.B. Hypoxia-based habitat compression in the Neuse River Estuary: context-dependent shifts in behavioral avoidance thresholds. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v.59, p.952-965, 2002.

FAUSCH, K.D. et al. Landscapes to riverscapes: bridging the gap between research and conservation of stream fishes. *Bioscience*, v.52, p.483-498, 2002.

FISCH, F. 2015. Sucessão espaço-temporal da integridade da paisagem e da biota do Saco Fazenda (Itajaí, Santa Catarina, Brasil) e proposição de um Índice Integrado de Qualidade Ambiental. Tese. Universidade do Vale do Itajaí-UNIVALI, 113p.

FRANCO, A.; THOMSON, S.; CUTTS, N.D. Determinants of bird habitat use in TIDE estuaries. Institute of Estuarine and Coastal Studies (IECS), University of Hull, UK. 2013, p.60. Disponível em: http://www.tide-toolbox.eu/reports/determinants_of_bird_habitat_use_in_tide_estuaries/. Acesso em: 29 nov. 2014.

GARA, B.D.; STAPANIAN, M.A. A candidate vegetation index of biological integrity based on species dominance and habitat fidelity. *Ecological Indicators*, v.50, p.225-232, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.10.029>.

- GLENNON, M.J.; PORTER, W.F. Effects of land use management on biotic integrity: An investigation of bird communities, *Biological Conservation*, v.126, p.499-511, 2005.
- GREGORY, R.R.; STRIEN, A. Wild Bird Indicators: Using Composite Population Trends of Birds as Measures of Environmental Health, *Ornithological Science*, v.9, n.1, p.3-22, 2010. DOI: <http://dx.doi.org/10.2326/osj.9.3>
- GROESE, A.V.; CREMER, M.J.; MOREIRA, N. Reprodução de aves aquáticas (Pelicaniformes) na ilha do Maracujá, estuário da Baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina, *Biotemas*, v.27, n.2, p.17-127, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.5007/2175-7925.2014v27n2p117>.
- GROESE, A.V.; HILLERBRANT, C.C.; CREMERS, M.J. Diversidade e abundância sazonal da avifauna em duas planícies de maré no estuário da baía da Babitonga, norte de Santa Catarina, *Iheringia, Série Zoologia*, Porto Alegre, v.103, n.1, p.5-11, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212013000100001>.
- HERRANO, S. et al. Development of urban bird indicators using data from monitoring schemes in two large European cities. *Animal Biodiversity Conservation*, v.35, n.1, p.141-150, 2012.
- ITAJAÍ (Santa Catarina) -Decreto Municipal nº 4.063 de 2 de abril de 2004. Denomina a baía localizada no bairro Fazenda. Disponível em: http://portaldocidadao.itajai.sc.gov.br/servico_link/28. Acesso em: 28 nov. 2014.
- ITAJAÍ (Santa Catarina) - Decreto Municipal nº 8.513 de 4 de março de 2008. Dispõe sobre a criação da Unidade de Conservação do Saco da Fazenda. Disponível em: http://portaldocidadao.itajai.sc.gov.br/servico_link/28. Acesso em: 28 nov. 2014.
- IUCN-International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. Red List of Threatened Species, 2014.2. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org/>. Acesso em: 15 out. 2014.
- ESSINK, K. Ecological effects of dumping of dredged sediments; options for management, *Journal of Coastal Conservation*, v.5, p.69-80, 1999.
- KARR, J.R. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, v.6, n.6, p.21-27, 1981.
- KARR, J.R.; CHU, E.W. Restoring life in running waters: better biological monitoring. Washington: Inland Press, 1999, p.220. ISBN-10: 1559636742.
- KARR, J.R.; CHU, E.W. Biological monitoring and assessment: using multimetric indexes effectively. US Environmental Protection Agency, 235-R97-001 Edn. University of Washington, Seattle, WA, 1997.
- KARR, J.R.; DUDLEY, D.R. Ecological Perspective on Water Quality Goals. *Environmental Management*, v.5, n.1, p.:55-68, 1981.
- KARR, J.R. et al. Assessing Biological Integrity in Running Waters: A Method and its Rationale. Illinois Natural History Survey, Special Publication 5, Champaign, IL. 1986, p. 28. Disponível em: http://www.limnoreferences.missouristate.edu/assets/limnoreferences/Karr_et_al._1986.pdf. Acesso em: 14 maio 2014.
- KENNISH, M.J. Environmental threats and environmental future of estuaries, *Environmental Conservation*, v.29, n.1, p. 8-107, 2002.
- KLAMATH, B.O.; USFS, P.S.R. S. Bird monitoring as an aid to riparian restoration: Findings from the Trinity River in northwestern California. Rep. No.KBO-2013-0012. Klamath Bird Observatory, Ashland, OR. 2013. Disponível em: <http://www.treearch.fs.fed.us/pubs/45179>. Acesso em: 03 dez. 2014.

- KREMEN, C. 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters*, 8: 468-479.
- LARSEN, S.; SORACE, A.; MANCINI, L. Riparian Bird Communities as Indicators of Human Impacts Along Mediterranean Streams, *Environmental Management*, v.45, n.2, p.261-273, 2010.
- LEISLER, B. Habitat selection and coexistence of migrants and Afrotropical residents. *Ibis*, v.134, supl.SI, p.77-82, 1992.
- LUNDBERG, J.; MOBERG, F. 2003. Mobile link organisms and ecosystem functioning: implications for ecosystem resilience and management. *Ecosystems*, 6: 87-98.
- MANOEL, F.C.; BRANCO, J.O.; BARBIERI, E. Composição da avifauna aquática do Saco da Fazenda, Itajaí-SC. *O Mundo da Saúde*, São Paulo, v.35, n.1, p.31-41, 2011.
- MATTSSON, B.J.; COOPER, R.J. Louisiana waterthrushes (*Seiurus motacilla*) and habitat assessments as cost-effective indicators of instream biotic integrity, *Freshwater Biology*, v.51, p.1941-1958, 2006.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*, Island Press. Disponível em: <<http://www.unep.org/maweb/documents/document.356.aspx.pdf>>.
- NOSON, A.C.; HUTTO, R. 2005. Using Bird Indices of Biotic Integrity to Assess the Condition of Wetlands in Montana. Final Report. University of Montana, 53p.
- O'CONNELL, T.J.; JACKSON, L.E.; BROOKS, R.P. A bird community index of biotic integrity for the Mid-Atlantic highlands. *Environmental Monitoring and Assessment*, v.51, issue 1-2, p.145-156, 1998.
- O'DONNELL, S.; KUMAR, A.; LOGAN, C.J. Do Arctic migrant birds compete with residents at army ant raids? A geographic and seasonal analysis, *The Wilson Journal of Ornithology*, v.126, n.3, p.474-487, 2014.
- OLDS, A.A. et al. Invasive alien freshwater fishes in the Wilderness Lakes System, a wetland of international importance in the Western Cape Province. *African Zoology*, v.46, p.179-184, 2011.
- ORMEROD, S.J.; TYLER S.J. Birds as indicators of changes in water quality: Upland rivers. In: *Birds as Monitors of Environmental Change* (Eds R. W. Furness & J. J. D. Greenwood), 1993, p.190-209. Chapman and Hall, London, U.K.
- PATEL, S.; DHARAIYA, N. Marsh bird community Index Biotic Integrity: A key to study an Ecological Condition of Wetlands. *Proceedings of Taal: The 12 World Lake Conference*, 2008, p.558-561. Disponível em: <http://www.moef.nic.in/sites/default/files/nlcp/C-%20Biodiversity/C-31.pdf>. Acesso em 15 dez 2014.
- PEREZ, M.B.; VERCILLO, U.E.; DIAS, B.F.S. Avaliação do Estado de Conservação da Fauna Brasileira e a Lista de Espécies Ameaçadas: o que significa, qual sua importância, como fazer? *Biodiversidade Brasileira*, Ano I, n.1, p.45-48, 2011. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR/article/view/92>. Acesso em: 17 set. 2014.
- RAMIREZ, A.; PRINGLE, C.M.; WANTZEN, K.M. Tropical river conservation. In: Dudgeon, D. (Ed.), *Tropical Stream Ecology*. Academic Press, London, 2008, 285-300.
- REISH, D.J.; et al. Marine and estuarine pollution. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v.52, n.6, p.1533-1575, 1980.
- RUSSELL, I.A. Spatio-temporal variability of surface water quality parameters in a South African estuarine lake system. *African Journal of Aquatic Science*, v.38, p.53-66, 2013.

- RUSSELL, I.A.; RODNEY, M.R.; HANEKOM, N. Spatial and Temporal Patterns of Waterbird Assemblages in the Wilderness Lakes Complex, South Africa, *Waterbirds*, v.37, n.1, p.1-18, 2014.
- ROSENSTOCK, S.S.; ANDERSON, D.R.; GIESEN, K.M.; LEUKERING, T.; CARTER, M.F. 2002. Landbird counting techniques: current practices and an alternative. *Auk*, 119:46-53.
- SALEWSKI, V. et al. Agonistic behaviour of Palaearctic passerine migrants at a stopover site suggests interference competition. *Ostrich*, v.78, p.349-355, 2007.
- SANTA CATARINA-Resolução Consema nº 002, de 06 de dezembro de 2011. Reconhece a Lista Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção no Estado de Santa Catarina e dá outras providências. Disponível em: http://www.fatma.sc.gov.br/upload/Fauna/resolucao_fauna_002_11_fauna.pdf. Acesso em: 13 out. 2014.
- SCAVIA, D., BRICKER, S.B. Coastal eutrophication assessment in the United States. *Biogeochemistry*, v.79, p.1878-2208, 2006.
- SCHETTINI, C.A.F. Caracterização física do estuário do rio Itajaí-Açu. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.7, n.1, p.123-142, 2002.
- SCHETTINI, C.A.F. Hidrologia do Saco da Fazenda, Itajaí, SC. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, v.12, n.1, p.49-58, 2008.
- SCHETTINI, C.A.F. Hidrologia do Saco da Fazenda. In: *Estuário do Rio Itajaí-Açu, Santa Catarina: caracterização ambiental e alterações antrópicas*. Ed. Univali, Itajaí, SC, 2009, 27-42.
- SCHETTINI, C.A.F.; TRUCCOLO, E.C. Circulação do baixo estuário do Rio Itajaí, In: *Estuário do Rio Itajaí-Açu, Santa Catarina: caracterização ambiental e alterações antrópicas*. Ed. Univali, Itajaí, SC., 2009, 13-26.
- SICK, H. *Ornitologia Brasileira de Helmut Sick - 3a. Edição, em português*. Editora Nova Fronteira, 2003, p.912.
- SIGRIST, T. *Avifauna Brasileira, Guia de campo*, Ed. Avisbrasilis, 2014, 608p. ISBN: 978-85-60120-33-8.
- SILVEIRA, L.F.; STRAUBE, F.C. *Aves Ameaçadas de Extinção no Brasil*, 2, 2014, 662p. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/biodiversidade/fauna-brasileira/livro-vermelho/volumelII/Aves.pdf>. Acesso em: 05 dez. 2014.
- SILVEIRA, R.M.; RESGALLA, JR., C. Avaliação da qualidade do sedimento do estuário do Rio Itajaí-Açu, Saco da Fazenda e região costeira adjacente mediante o uso de testes de toxicidade, In: *Estuário do Rio Itajaí-Açu, Santa Catarina: caracterização ambiental e alterações antrópicas*, Ed. Univali, Itajaí, SC, 2009, 127-138.
- STOTZ, D.F. et al. *Neotropical birds*. The University of Chicago Press, Chicago, 1996, 478p. ISBN: 9780226776293.
- TEMPLE, S.A.; WIENS, J.A. Bird populations and environmental changes: can birds be bio-indicators? *American Birds*, v.43, p.260-270, 1989.
- THEIS, M.I.; FERNANDES, C.A. Políticas públicas e degradação ambiental em Itajaí, SC, *Geosul*, v.17, n.33, p.95-116, 2002.
- VARGAS, B.M. Relatório da Comissão de Estudos do porto de Itajahy e rio Cachoeira, 1935, p.135.
- WENNY, D.G. et al. The need to quantify ecosystem services provided by birds. *Auk*, v.128, p.1-14, 2011.
- WHITTIER, T.R.; STODDARD, J.L.; HERLIHY, A.T. Selecting reference sites for stream biological assessments: best professional judgment or objective criteria. *Journal of the North American Benthological Society*, v.26, p.349-360, 2007.

ZIMMERMANN, C. E. Aves. In: Proteção e controle de ecossistemas costeiros-Manguezal da baía da Babitonga, Ed. Ibama, Coleção Meio Ambiente, Série Estudos Pesca nº 25, 1998, p.71-74.

ZIMMERMANN, C.E.; BRANCO, J.O. Avifauna associada aos fragmentos florestais do Saco da Fazenda, In: Estuário do Rio Itajaí-Açú, Santa Catarina: caracterização ambiental e alterações antrópicas. Ed.Univali, Itajaí, SC., 2009, 263-272