

# Impacto das Estradas na Distribuição de Besouros em um Fragmento de Mata Atlântica de Encosta no Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro, RJ

Wallace Beiroz<sup>1</sup>✉, André Scarambone Zaú<sup>2</sup> & Evaristo Castro Jr.<sup>3</sup>

1. Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, Laboratório de Ecologia Florestal, e-mail: [wbeiroz@gmail.com](mailto:wbeiroz@gmail.com) (Autor para correspondência ✉).  
2. Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, Laboratório de Ecologia Florestal, e-mail: [andrezaui@gmail.com](mailto:andrezaui@gmail.com). 3. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Núcleo de Ecologia dos Solos Aplicada a Geografia, e-mail: [evaristo.cjr@uol.com.br](mailto:evaristo.cjr@uol.com.br).

*EntomoBrasilis* 3 (3): 64-68 (2010)

**Resumo.** A ação antrópica vem transformando as paisagens florestais em manchas isoladas de remanescentes, o que intensifica os efeitos de borda. O objetivo deste trabalho foi avaliar efeitos sobre besouros em um trecho de Mata Atlântica de encosta. Foram realizadas coletas mensais de maio de 2008 a abril de 2009, com armadilhas *pitfall* sem isca em seis sítios encosta acima da estrada, nas distâncias de 5, 30, 60 e 100m, no Parque Nacional da Tijuca – RJ. O material foi triado (acima de 2mm) e identificadas as famílias, com seus respectivos grupos tróficos. Foram inventariados 7449 indivíduos de 17 famílias e seis morfo-espécies não identificadas. As famílias mais abundantes foram Staphylinidae, Nitidulidae, Scarabaeidae e Scolytidae. Staphylinidae foi o mais abundante, consequentemente o grupo dos carnívoros também. As famílias mais abundantes ditaram a distribuição dos grupos tróficos ao longo do ano. Não houve diferença significativa entre as distâncias, tanto para as famílias, quanto para os grupos tróficos, assim como foi encontrado um padrão no agrupamento dos pontos de coleta. Os dados podem estar condicionados pela heterogeneidade ambiental, ou não há um padrão claro devido ao nível taxonômico analisado. Há uma distribuição diferenciada para cada família, sazonalmente. Os grupos tróficos apresentam suas respostas relacionadas pelas famílias mais abundantes. Sugere-se que as respostas estejam sendo moldadas por condições proporcionadas por fatores estruturais e/ou históricos do local e não por possíveis efeitos de borda.

**Palavras-chave:** Bioindicador; Efeitos de borda; Grupo trófico

## Impacts of Road in the Distribution of Beetles in a Fragment of Atlantic Forest Hill in Tijuca National Park, Rio de Janeiro, RJ

**Abstract.** The human pressures are transforming the landscape into isolated patches of forest remnants, which enhances the edge effects. The aim of this study was to evaluate effects on beetles in a stretch of slope Atlantic Forest. Were collected monthly from May 2008 to April 2009, with no bait pitfall traps at six transects hillside above the road at distances of 5, 30, 60 and 100 m, Tijuca National Park - RJ. The material was sorted (over 2mm) and identified the families, with their respective trophic groups. We recorded 7449 individuals from 17 families and six unidentified morphospecies. The families were the most abundant Staphylinidae, Nitidulidae, Scarabaeidae and Scolytidae. Staphylinidae was the most abundant, therefore the group of carnivores, too. The most abundant families dictated the distribution of trophic groups throughout the year. There was no significant difference between the distances, both for families and for the trophic groups, and found a pattern in the grouping of the sites. The data may be constrained by environmental heterogeneity, or there is a clear pattern because of the taxonomic level examined. There is a distinct distribution for each family, seasonally. Trophic groups present their answers regarding the most abundant families. It is suggested that the responses are being shaped by the conditions offered by structural factors and historical site and not by possible edge effects.

**Keywords:** Bioindicator; Edge effects; Trophic group

Como resultado da transformação antrópica da paisagem em larga escala, a fragmentação dos habitats tornou-se uma das principais ameaças à biodiversidade (LAURANCE *et al.* 2007). Dentre as questões mais relevantes associadas à fragmentação estão os efeitos de borda (LAURANCE 1991; MALCOLM 1994; MURCIA 1995), os quais podem ser caracterizados como aqueles decorrentes de alterações físicas e biológicas nos contatos da floresta com trechos alterados (LAURANCE & YENSEN 1991; ZAÚ 1998; CADENASSO *et al.* 2003; HARPER *et al.* 2005; RODRIGUES & NASCIMENTO 2006).

Sabe-se que algumas características da fragmentação de habitats, como por exemplo, tamanho do fragmento, distância entre os mesmos, proporção de bordas, qualidade do habitat e as características da paisagem circundante, influenciam de forma significativa a abundância de populações e a diversidade das comunidades. Porém, a importância de cada aspecto ainda não está plenamente compreendida (TSCHARNTKE *et al.* 2002).

Em síntese, os efeitos de borda podem variar dentro

do mesmo hábitat, devido à idade das bordas, aos aspectos da borda, ao tamanho do remanescente, à estrutura da vegetação, à sazonalidade, à influência de animais e propágulos na matriz, à geometria do fragmento, à eventos extremos (LAURANCE *et al.* 2007).

Para os insetos a capacidade de dispersão, as densidades de população e a abundância das espécies devem ser mais importantes do que as necessidades de espaço, visto que espécies que apresentam pequenas populações são altamente vulneráveis à estocasticidade ambiental e são propensas à extinção local (CAGNOLO *et al.* 2009).

Porém, estas respostas podem ocorrer de forma variada, onde certas espécies podem aumentar o número de indivíduos, enquanto outras apresentam diminuição da abundância (ABILDSNES & TØMMERÅS 2000; DIDHAM 2001; BARBOSA & MARQUET 2002; WINK *et al.* 2005; Baker *et al.* 2007; SOBEK *et al.* 2009). Como a fauna do solo e da serapilheira apresenta alta diversidade e rápida capacidade de reprodução, podem se transformar em

excelentes bioindicadores. Suas propriedades ou funções podem indicar ou determinar a qualidade ou o nível de degradação do solo (LAVELLE 1996; DAVIS *et al.* 2001; WINK *et al.* 2005).

Este trabalho avaliou as possíveis respostas aos efeitos de borda de Coleópteros do solo, gerados por estradas que recortam o Parque Nacional da Tijuca no Rio de Janeiro – RJ.

Como objetivos específicos buscou-se responder aos seguintes questionamentos:

1. Considerando diferentes distâncias das estradas para o interior da floresta, como varia espacialmente a diversidade e abundância de coleópteros?
2. Como ocorre a variabilidade espaço-temporal da diversidade e da abundância de coleópteros em diferentes sítios de estudo, ao longo de um ciclo anual?
3. Como varia a distribuição dos hábitos alimentares deste grupo nas diferentes distâncias e ao longo de um ciclo anual?

## MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo foi conduzido no Parque Nacional da Tijuca, o qual possui uma área de cerca de 4 mil ha (MMA 2004), mais precisamente no Setor A do Parque Nacional da Tijuca, o qual compreende a Floresta da Tijuca (Figura 1), localizado entre 22°25' e 23°01' de latitude sul e 43°12' e 43°19' de longitude oeste. Esta área é cercada pela matriz urbana da Cidade do Rio de Janeiro, uma megalópole com aproximadamente seis milhões e duzentos mil habitantes (IBGE 2010).



Figura 1: Localização do Maciço da Tijuca no Município do Rio de Janeiro, RJ. Fonte: Wikipédia (Localização do Rio de Janeiro) e Google Earth 4.3.7204.0836 (beta) (Imagem aérea).

O clima é do tipo tropical úmido (“Af”), na classificação de Köppen (1948), sendo a precipitação anual média de 2277mm, com ocorrência de chuvas ao longo de todo ano. A média anual da temperatura é de 21,5°C (MATTOS 2006), sua vegetação original foi praticamente excluída pelo desmatamento, para o plantio de café e outros usos do solo (ABREU 1992), a vegetação secundária que hoje recobre o PARNA Tijuca resulta de medidas conservacionistas de cerca de 200 anos atrás (ATALA *et al.* 1966).

Características locais tornam o parque fundamental para cerca de 31 mil pessoas que têm suas residências atendidas diretamente pelas águas que drenam de suas vertentes (ICMBio 2008). Além disso, por ser uma área altamente urbanizada, o Parque Nacional da Tijuca sofre com os problemas de uma mega cidade, como a poluição atmosférica, incêndios, pressão imobiliária e processos de perda de vegetação associados a estes (e. g. OLIVEIRA & LACERDA 1988, ZAÚ 1994, COELHO NETTO *et al.* 2007).

O Parque é altamente recortado por estradas pavimentadas de aproximadamente 10m de largura, as quais sofreram uma grande reforma ocorreu entre 1943-46, há cerca de 65 anos (CASTRO MAYA 1967) e outra em 1992, à época da Rio/92. Consideradas como “início de borda”.

Para a captura dos indivíduos foram utilizadas armadilhas do tipo pitfall, com 10 cm de altura e 10 cm de diâmetro, contendo álcool etílico a 70%.

As armadilhas foram dispostas na floresta em seis transectos (A, B, C, D, E e F) selecionados em trechos de encosta acima da estrada nas distâncias de 5, 30, 60 e 100 m à partir da mesma.

As coletas mensais tiveram início em maio de 2008 e término em abril de 2009, as armadilhas permaneceram em campo por três dias, sendo realizadas 12 coletas.

Os indivíduos foram selecionados em macrofauna (acima de 2mm, segundo LAVELLE 1996, CORREIA & OLIVEIRA 2000) e identificados ao nível de família através de chave de identificação disponíveis em BORROR & DELONG (1969) e auxílio de especialistas.

Posteriormente foram indicados seus respectivos grupos tróficos (carnívoros, herbívoros, detritívoros e fungívoros), com base em MARINONI *et al.* (2001).

Nas famílias em que havia pequenas variações nos grupos tróficos, foi considerado o predominante. E naquelas que não havia predomínio de grupo trófico contabilizou-se mais de uma vez os indivíduos, enquadrando-os em suas respectivas classes.

Foi avaliada a distribuição dos indivíduos entre as famílias, ao longo dos meses e entre as distâncias estudadas. Contabilizou-se o número de casos referente aos grupos tróficos entre os indivíduos coletados e estes foram avaliados quanto à distribuição nas distâncias estudadas.

Para análise da distribuição das famílias nas distâncias, ao longo de um ciclo anual, foi realizado o teste não paramétrico “H” de Kruskal-Wallis (ARANGO 2001), seguido do Teste Dunn para avaliar, no caso de diferenças significativas, quais os pares de amostra diferiram. A distribuição dos casos de grupos tróficos por distância foi avaliada por ANOVA unifatorial, considerando as distâncias estudadas, a cada mês de coleta. Ambos os cálculos utilizando o software Graphpad Prism 5.00 (GRAPHPAD 2007).

A similaridade entre os pontos foi analisada através da distância de Bray-Curtis. Utilizou-se a análise não-métrica de escalas multidimensionais (NMDS) para a ordenação das parcelas em função da dissimilaridade, através do programa XLSTAT (ADDINSOFT 2008).

## RESULTADOS

Foram coletados 7449 indivíduos, distribuídos em 17 famílias e seis morfo-espécies não identificadas, das quais as mais representativas foram Staphylinidae (4649), seguido de Nitidulidae (1040), Scarabaeidae (746) e Scolytidae (732) (Figura 2). Apenas estas estiveram presentes em todos os pontos e meses. Nos grupos tróficos houve o predomínio de carnívoros (4805 ocorrências), detritívoros (1790), herbívoros (843), e fungívoros (756) (Figura 2).

Observa-se que ao longo do ano há maior ocorrência de Staphylinidae com exceção dos meses de março, abril e maio (Figuras 3A). Este comportamento é bem próximo ao observado nos grupos tróficos (Figura 3B), para os quais os carnívoros representados por Staphylinidae, os herbívoros e fungívoros por Scolytidae e Detritívoros por Nitidulidae e Scarabaeidae.

Os resultados do teste “H” de Kruskal-Wallis, para a distribuição das famílias ao longo das distâncias estudadas, e o teste ANOVA, para os grupos tróficos, não apresentaram diferenças significativas (Tabela 1).

A ordenação (NMDS) apresentou stress de Kruskal de 0,094 e nenhum padrão no agrupamento dos pontos foi observado (Figura 4).

## DISCUSSÃO

O número de famílias foi muito baixo em relação aos resultados de GANHO & MARINONI (2003), com 35 famílias, utilizando pitfall e armadilha de interceptação de voo, e 37 para HARRIS & BURNS (2000), com armadilha do tipo Malaise, na Nova Zelândia. Porém, estes trabalhos não fazem referência à seleção na triagem, além de utilizarem diferentes técnicas de coleta.

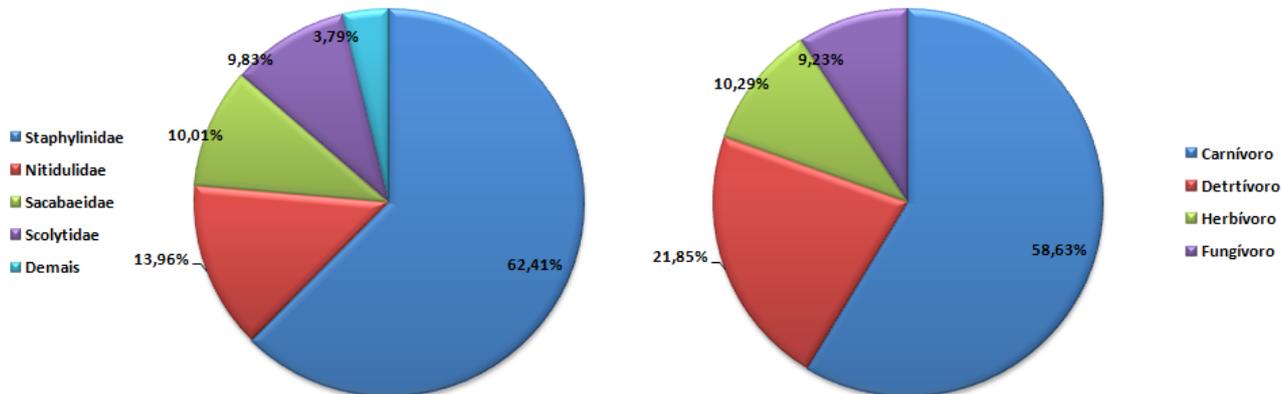


Figura 2. Porcentagem de famílias e grupos tróficos de Coleoptera coletados no PARNA Tijuca, de maio de 2008 a abril de 2009.

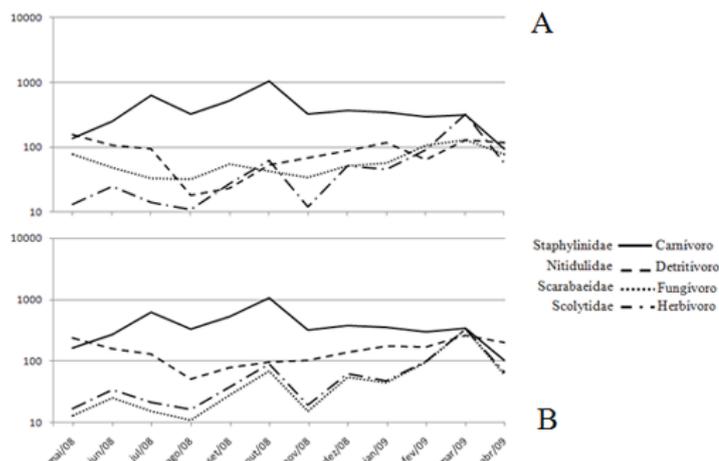


Figura 3. Distribuição (A) dos indivíduos de Coleoptera e (B) do grupos tróficos) ao longo de maio de 2008 a abril de 2009, no PARNA Tijuca.

Tabela1: Resultados dos testes “H” de Kruskal-Wallis para distribuição famílias e ANOVA para grupos tróficos de Coleoptera no PARNA Tijuca, de maio de 2008 a abril de 2009.

Transectos	Kruskal-Wallis		ANOVA	
	p	H	p	F
A	0,9287	0,4546	0,8322	0,2894
B	0,7562	1,187	0,8947	0,1995
C	0,9951	0,07039	0,7167	0,4579
D	0,9317	0,4407	0,7316	0,4355
E	0,9934	0,08693	0,8549	0,2571
F	0,9873	0,1349	0,6276	0,5994

Este baixo grau de diversidade das famílias pode estar relacionado ao intenso uso do solo no passado, juntamente com o fato de ser um fragmento isolado por uma matriz altamente urbanizada, a qual prejudicada os processos de sucessão e recolonização.

A proporção nos grupos tróficos foi parecida com o descrito por DIDHAM *et al.* (1998) na Amazônia e está de acordo com MARINONI & GANHO (2003b), os quais citaram a maior ocorrência de carnívoros, detritívoros e fungívoros no solo.

GRIMBACHER *et al.* (2008) também não encontraram diferenças na distribuição de indivíduos ao nível de família, porém MAGURA (2000) ao analisar as espécies de Carabidae, constatou maior riqueza e abundância próxima à borda, além de espécies especialistas de microhabitats.

A distribuição dos grupos tróficos, através de ANOVA, não diferiu estatisticamente, o que era esperado, já que as famílias mais abundantes controlam a distribuição destes grupos. Este fato foi corroborado pela similaridade entre os gráficos de distribuição temporal das famílias e dos grupos tróficos.

Diversos estudos citam diferenças entre áreas de borda, ambientes com diferentes níveis de fragmentação ou cobertura vegetal (HARRIS & BURNS 2000; BARBOSA & MARQUET 2002; SPECTOR

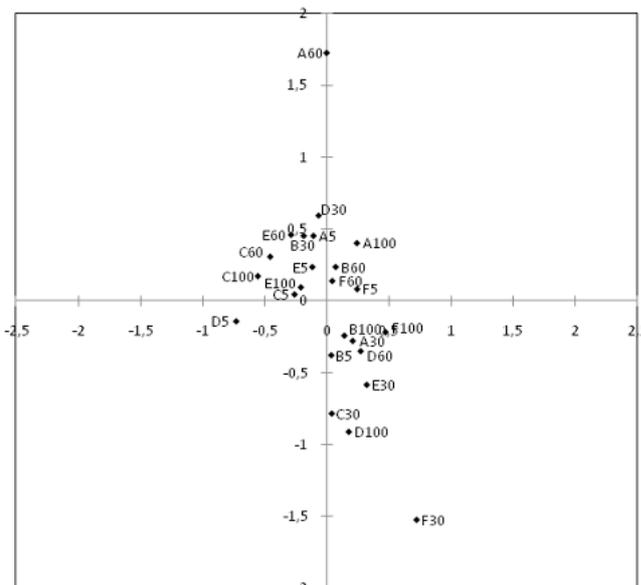


Figura 4. Resultados da ordenação NMDS para os pontos de coleta de Coleoptera no PARNA Tijuca, de maio de 2008 a abril de 2009.

& AYZAMA 2003; POHL *et al.* 2007; GARDNER *et al.* 2008; CAGNOLO *et al.* 2009; SOBEK *et al.* 2009), nos quais a maior cobertura ou complexidade sustentam comunidades mais estáveis e/ou diversas (EISENHAEUER *et al.* 2008).

Entretanto, foram observadas controvérsias que podem ir desde padrões opostos (MARCHAND & HOULE 2006), até ausência de diferenças para os parâmetros mensurados (TURTON & FREIBURGER 1997; ASBJORNSEN *et al.* 2004; RAMOS & SANTOS 2006).

Um exemplo de controvérsia é a questão da temporalidade dos efeitos de borda. Existem autores que argumentam que efeitos de borda, após expressarem alterações na vegetação e na comunidade como um todo, podem ficar tamponados ou estabilizados passados alguns anos ou décadas (TURTON & FREIBURGER 1997; KUPFER & RUNKLE 2003). Outros argumentam que os efeitos de borda podem se processar por um período bastante longo, afetando significativamente a estrutura, a composição da vegetação e consequentemente a biodiversidade (TABANEZ *et al.* 1997; BIERREGAARD *et al.* 2001).

Neste estudo a ausência de padrão no agrupamento na NMDS ratificou esta discussão, pois nem favoreceu a existência de efeitos de borda, onde se esperaria que os pontos de distâncias iguais se aproximassem independentemente da área de origem, nem foi a favor da igualdade no interior da área, onde se agrupariam os pontos de mesma área mesmo com distâncias diferentes. Tal resultado pode levar as seguintes hipóteses:

- Os dados refletem a dinâmica florestal que ocorre naturalmente, sabendo que as florestas são consideradas mosaicos dinâmicos de vegetação, influenciados por diferentes condições, bióticas e abióticas (MARTINEZ-RAMOS *et al.* 1989), e sabendo que estes organismos respondem às condições microambientais (BAKER *et al.* 2009);
- As análises em nível de família podem obscurecer respostas

em nível populacional, uma vez que cada espécie responde de forma diferente aos efeitos causados pela fragmentação (DIDHAM *et al.* 1998). Portanto, a identificação ao nível de espécie destes indivíduos e um conhecimento mais aprofundado de suas biológicas, ou ainda a seleção de espécies dentro das famílias mais abundantes podem promover bioindicadores mais adequados para a região, por apresentarem sua distribuição ao longo de todo o ano e de todos os pontos de coleta;

- Por serem bordas “antigas” e de certa forma estabilizadas, os efeitos podem não ser tão pronunciados. Vale destacar que a pequena malha rodoviária analisada não é uma matriz que circunda um remanescente, e sim recortes no interior desta mancha florestal, o que pode ocasionar um amortecimento dos efeitos de borda causado pelas estradas;
- Contraditoriamente, é possível que as estradas estejam gerando ao fragmento inteiro uma “condição de borda”, uma vez que seus efeitos poderiam afetar todo o interior da área, devido à sua distribuição geográfica no fragmento, já que a estrutura da borda determina a extensão e magnitude dos efeitos, segundo DIDHAM e LAWTON (1999).

Em relação à distribuição espacial dos indivíduos ao longo das distâncias, pode-se supor que a mesma esteja sendo mais influenciada por condições geradas de dinâmicas naturais como clareiras e respostas à heterogeneidade ambiental, ou pelo histórico local de desmatamento e recuperação, no qual cada área apresenta suas particularidades.

Os grupos tróficos apresentaram suas distribuições, tanto sazonal, quanto espacial, estritamente relacionada às famílias dominantes.

É adequado analisar as famílias mais abundantes ao nível de espécie, para que possa ser realizada uma comparação mais detalhada das possíveis alterações ocasionadas pelo recorte das estradas, além de análises de impactos gerados pela matriz urbana que circunda o PARNA Tijuca, como aqueles decorrentes, por exemplo, da poluição atmosférica e possivelmente chuvas ácidas.

As famílias Staphylinidae, Nitidulidae, Scarabaeidae e Scolytidae podem ser considerados como grupos bioindicadores, segundo este estudo, pois estiveram presentes em todos os pontos de coleta, ao longo de todo ano, além de serem as mais abundantes.

## AGRADECIMENTOS

Ao Doutor Miguel Angel Monné e a Doutora Maria Inês da Silva dos Passos, pela identificação de alguns espécimes.

## REFERÊNCIAS

- Abildsnes, J. & B.A. Tømmerås. 2000. Impacts of experimental habitat fragmentation on ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in a boreal spruce forest. *Annales Zoologici Fennici*, 37: 201-212.
- Abreu, M. de A. (Org.). 1992. *Natureza e Sociedade no Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: PCR/SMCTE/DGDIC/DE. 336p.
- AddinSoft, 2010. *Xlstat*. version 2010.3.08. Software e Guia do Usuário. Disponível em: <<http://www.xlstat.com>>.
- Arango, H. G. 2001. *Bioestatística teórica e computacional*. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, RJ. 440p.
- Asbjorsen, H., M. S. Ashton, D. J. Vogt & S. Palacios. 2004. Effects of habitat fragmentation on the buffering capacity of edge environments in a seasonally dry tropical oak forest ecosystem in Oaxaca, Mexico. *Agriculture Ecosystems and Environment*. 103: 481-495
- Atala, F., C. M. Bandeira, H. F. Martins & A. F. Coimbra-Filho. 1966. *A Floresta da Tijuca*. Centro de Conservação da Natureza. Rio de Janeiro. Brasil. 152 p.
- Baker, S. C., L. A. Barmuta, P. B. Mcquillan & A. M. M. Richardson. 2007. Estimating edge effects on ground-dwelling beetles at clearfelled non-riparian stand edges in Tasmanian wet eucalypt forest. *Forest Ecology and Management*. 239: 92-101.
- Baker, S. C.; L. A. Barmuta & A. M. M. Richardson. 2009. Response of ground-dwelling beetles across logging coupe edges into streamside reserves. *Australian Journal of Entomology*. 48: 194-203.
- Barbosa, O & P. A. Marquet. 2002. Effects of forest fragmentation on the beetle assemblage at the relict forest of Fray Jorge, Chile. *Oecologia*. 32: 296-306.
- Bierregaard, R. O. Jr., C. Gascon, T. E. Lovejoy & R. Mesquita (eds.). 2001 *Lessons from Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest* - Yale University Press, New Haven, Connecticut, USA, 478 p.
- Borror, D. J & D. M. DeLong. 1969. *Introdução ao estudo dos insetos*. Editora Edgard Blücher Ltda., São Paulo, SP, 653p.
- Cadenasso, M.L., S.T.A. Pickett, K.C. Weathers, & C.G. Jones. 2003. A framework for a theory of ecological boundaries. *BioScience* 53(8): 750-758.
- Cagnolo, L., G. Valladares, A. Salvo, M. Cabido & M. Zak. 2009. Habitat Fragmentation and Species Loss across Three Interacting Trophic Levels: Effects of Life History and Food-Web Traits. *Conservation Biology*. 23(5): 1167-1175.
- Castro-Maya, R. O. 1967. *A Floresta da Tijuca*. Edições Bloch, Rio de Janeiro, RJ. 104p.
- Coelho-Netto, A. L., A. S. Avelar, M. C. Fernandes & W. A. Lacerda. 2007. Landslide susceptibility in a mountainous geoecosystem, Tijuca Massif, Rio de Janeiro: The role of morphometric subdivision of the terrain. *Geomorphology*. 87: 120-131.
- Correia, M. E. F & L. C. M. Oliveira. 2000. Fauna de solo: aspectos gerais e metodológicos. *EMBRAPA Agrobiologia, Documentos* 112. 46 p.
- Davis, A. J., J. D. Holloway, H. Huijbregts, J. Krikken, A. H. Kirk - Spriggs & S. L. Sutton. 2001. Dung beetles as indicators of change in the forests of northern Borneo. *Journal of Applied Ecology*, 38: 593-616.
- Didham, R. K & J. H. Lawton. 1999. Edge Structure Determines the Magnitude of Changes in Microclimate and Vegetation Structure in Tropical Forest Fragments. *Biotropica*, 31(1): 17-30.
- Didham, R. K. 2001. The implications of changing invertebrate abundance patterns for insectivorous vertebrates in fragmented forest in Central Amazonia. In: Bierregaard, R. O., C. Gascon, T. E. Lovejoy & A. A. dos Santos (Eds.). *Lessons from Amazonia: The ecology and conservation of a fragmented forest*. New Haven, Connecticut: Yale University Press. 496p.
- Didham, R. K., J. H. Lawton, P.M. Hammond & P. Eggleton. 1998. Trophic structure stability and extinction dynamics of beetles (Coleoptera) in tropical forest fragments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 353(3): 437-451.
- Eisenhauer, N., A. Milcu, C. W. Sabais & S. Scheu. 2008. Animal Ecosystem Engineers Modulate the Diversity-Invasibility Relationship. *Public Library of Science ONE*, 3(10): e3489.
- Gardner, T. A., M. I. M. Hernández, J. Barlow & C. A. Pere. 2008. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. *Journal of Applied Ecology*. 45: 883-893.
- GraphPad Software, Inc. 2007. *Prism (data analysis software system)*, version 5. Software e Guia do Usuário. Disponível em: <<http://www.graphpad.com/welcome.htm>>.
- Grimbacher, P. S., C. P. Catterall & R. L. Kitching. 2008. Detecting the effects of environmental change above the species level with beetles in a fragmented tropical rainforest landscape. *Ecological Entomology*, 33: 66-79.
- Harper, K. A., S. Macdonald, P. J. Burton, J. Chen, K. D. Brosofske, S. C. Saunders, E. S. Euskirchen, D. Roberts, M. S. Jaiteh & P. Esseen. 2005. Edge influence on forest structure

- and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, 19(3): 768-782.
- Harris, R. J & B. R. Burns. 2000. Beetle assemblages of kahikatea forest fragments in a pasture-dominated landscape. *New Zealand Journal of Ecology*, 24 (1): 56-67.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 2010. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?>> [26.vi.2010].
- ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação de Biodiversidade. 2008. Plano de manejo. Parque Nacional da Tijuca. Disponível em <<http://www.planodemanejo.kit.net/vol1/autoria.pdf>> [26.vi.2010].
- Köppen, W. 1948. *Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra*. Fondo de Cultura Económica. México. 479p.
- Kupfer, J.A. & J.R. Runkle. 2003. Edge-mediated effects on stand dynamic processes in forest interiors: a coupled field and simulation approach. *Oikos* 101:135-146
- Laurance, W. F. 1991. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rainforest mammals. *Conservation Biology*, 5:79-89.
- Laurance, W. F., H. E. Nascimento, S. G. Laurance, A. Andrade, R. M. Ewers, K. E. Harms, R. C. C. Luizão, J. Ribeiro & P. Bennett. 2007. Habitat Fragmentation, Variable Edge Effects, and the Landscape-Divergence Hypothesis. *Public Library of Science Biology*, 2: e1017.
- Laurence, W. F. & E. Yensen. 1991 Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation*, 55(1): 77-92.
- Lavelle, P. 1996. Diversity of soil fauna and ecosystem function. *Biology International*, 33: 3-16.
- Magura, T. 2000. Carabids and forest edge: spatial pattern and edge effect. *Forest Ecology and Management*, 157: 23-37.
- Malcolm, J. R. 1994. Edge effects in Central Amazonian forest fragments. *Ecology*, 75: 2438-2445.
- Marchand, P. & G. Houle. 2006. Spatial patterns of plant species richness along a forest edge: What are their determinants? *Forest Ecology and Management*, 223: 113-124.
- Ganho, N. G. & R. C. Marinoni. 2003. Fauna de Coleoptera no Parque Estadual de Vila Velha, Ponta Grossa, Paraná, Brasil: abundância e riqueza das famílias capturadas através de armadilhas de solo. *Revista Brasileira de Zoologia*, 20(4): 727-736.
- Marinoni, R.C. & N.G. Ganho. 2003. Sazonalidade de *Nyssodrysinia lignaria* (Bates) (Coleoptera, Cerambycidae, Lamiinae), no Estado do Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 20(1): 141-152.
- Marinoni, R. C., N. G. Ganho, M. L. Monné, & J. R. M. Mermudes. 2001. Hábitos alimentares em Coleoptera (INSECTA). Holos Editora. Ribeirão Preto, SP. 64p.
- Martinez-Ramos, M., E. Alvarez-Buylla & J. Sarukhan. 1989. Tree demography and gap dynamics in a tropical rain Forest. *Ecology*, 70: 555-558.
- Mattos, C.C.L.V. de. 2006. Mesoclima da cidade do Rio de Janeiro. *Floresta e Ambiente Série Técnica*. pp. 01-22.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2004. Parque Nacional da Tijuca é ampliado. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/ascom/ultimas/index.cfm>> [8.x.2009].
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 10(2): 58-62.
- Oliveira, R. R. & L. D. Lacerda. 1988. Contaminação por chumbo na serapilheira do Parque Nacional da Tijuca. *Acta Botanica Brasílica*, 1(2): 165-169.
- Pohl, G. R., D. W. Langor & J. R. Spence. 2007. Rove beetles and ground beetles (Coleoptera: Staphylinidae, Carabidae) as indicators of harvest and regeneration practices in western Canadian foothills forests. *Biological Conservation*. 137(2): 294-307.
- Ramos, F. N. & F. A. M. Santos. 2006. Microclimate of Atlantic forest fragments: regional and local scale heterogeneity. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 49: 935-944.
- Rodrigues, P. J. F. P. & M. T. Nascimento. 2006. Fragmentação florestal: breves considerações teóricas sobre efeitos de borda. *Rodriguésia*, 57(1): 63-74.
- Sobek, S., I. Steffan-Dewenter, C. Scherber & T. Tscharrntke. 2009. Spatiotemporal changes of beetle communities across a tree diversity gradient. *Diversity and Distributions*, 15: 660-670.
- Spector, S & S. Ayzama. 2003. Rapid Turnover and Edge Effects in Dung Beetle Assemblages (Scarabaeidae) at a Bolivian Neotropical Forest-Savanna Ecotone. *Biotropica*, 35(3): 394-404.
- Tabanez, A. A. J., V.M Viana & A. D. S. Dias. 1997. Consequências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto de Piracicaba, SP. *Revista Brasileira de Biologia*, 57(1): 47-60
- Tscharrntke, T., I. Steffan-Dewenter, A. Kuress & C. Thies. 2002. Characteristics of insect populations on habitat fragments: A mini review. *Ecological Research*, v. 17.
- Turton, S. M. & H. J. Freiburger. 1997. Edge and aspect effects on the microclimate of a small tropical forest remnant on the Atherton Tableland, northeastern Australia. p.45-54. In: Laurence, W. F. & R. O. Bierregaard (Eds.) *Tropical forest remnants*. Chicago: The University of Chicago.
- Wink, C., J. V. C. Guedes, C. K. Fagundes & A. P. Rovedder. 2005. Insetos edáficos como indicadores da qualidade ambiental. *Revista de Ciências Agroveterinárias*, 4(1): 60-71.
- Zaú, A. S. 1994. Cobertura vegetal: transformações e resultantes microclimáticas e hidrológicas superficiais na vertente norte do Morro do Sumaré, Parque Nacional da Tijuca-RJ. Dissertação de mestrado. PPGG / CCMN / UFRJ. 197 p.
- Zaú, A. S. 1998. Fragmentação da Mata Atlântica: aspectos teóricos. *Floresta e ambiente*. 5(1): 160-170.

Recebido em: 12/07/2010

Aceito em: 28/08/2010

\*\*\*\*\*

#### Como citar este artigo:

Beiroz, W., A.S. Zaú & E. Castro Jr., 2010. Impacto das Estradas na Distribuição de Besouros em um Fragmento de Mata Atlântica de Encosta no Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro, RJ. *EntomoBrasilis*, 3(3): 64-68. [www.periodico.ebras.bio.br/ojs](http://www.periodico.ebras.bio.br/ojs)

