

Diversidade dos noctúdeos (Lepidoptera, Noctuidae) em Salvador do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil

Alexandre Specht¹
Elio Corseuil²

ABSTRACT. Diversity of owlet-moth (Lepidoptera, Noctuidae) in Salvador do Sul, Rio Grande do Sul, Brazil. The purpose of this paper is to describe the Noctuidae community in Salvador do Sul, Rio Grande do Sul. Light traps captured the insects of this research. The quantitative data were collected through weekly sampling, during one year (1994-1995); the qualitative data were collected through non-systematic sampling, during four consecutive years. The community characterization was based on the richness, abundance, specific constancy, diversity indices and abundance distribution; also total richness estimates were calculated, by nonparametric statistical procedures. In the systematized collecting there were captured 4017 noctuids of 108 species, distributed in 14 subfamilies; in the non-systematized, another 189 additional species and two subfamilies. Amphipyriinae, Hadeninae and Ophiderinae had the largest species richness. The more constant species were noctuids of great economic importance; the accessories were related to specific vegetable groups; the accidentals have their host unknown. The accessories and accidental species were captured more in spring and summer; also in these periods were measured the highest values of richness, abundance and diversity. There was no fit between observed/calculated log normal and log series distribution models. The 2nd order Jackknife and Michaelis-Menten equation procedures estimated that the total richness values were close to the total number of the species in the studied area.

KEY WORDS. Biodiversity, community structure, light trap, species accumulation

A crescente perda global de diversidade tem alertado aos cientistas sobre a necessidade de fazer inventários e desenvolver modelos e critérios que possam ser utilizados para avaliar variações ambientais utilizando conhecimentos sobre a riqueza e a abundância das espécies no espaço e no tempo (REAKA-KUDLA *et al.* 1997). Os primeiros estudos desta natureza utilizaram basicamente vertebrados e vegetais superiores, requerendo altos custos e esforços a médio e longo prazo. Nas últimas décadas introduziu-se a utilização dos invertebrados, especialmente dos artrópodes ampliando-se as informações com grande redução de tempo e custo na obtenção dos dados (*e.g.* BROWN 1991; DEVRIES *et al.* 1997). A mega diversidade, a ocupação de muitos nichos funcionais e microhabitats e maior sensibilidade e rapidez para responder às mudanças ambientais faz com que os artrópodes se tornem uma valiosa ferramenta para os estudos de conservação dos ambientes. Além disso, os métodos de amostragens são rápidos, de

1) Curso de Agronomia, UNISUL. Caixa Postal 370, 88704-900 Tubarão, Santa Catarina, Brasil. E-mail: spechta@terra.com.br

2) Programa de Pós-Graduação em Biociências, PUCRS. Caixa Postal 1429, 90619-900 Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. E-mail: corseuil@puccs.br

fácil realização, simples e baratos (OLIVER & BEATTIE 1996). Os insetos se destacam entre os artrópodes por apresentarem espécies-chave para conservação, grupos indicadores de padrões de riqueza de espécies, beta-diversidade e endemismo e, como agentes para monitorar mudanças ambientais (FISHER 1998; MCGEOCH 1998). Além disso, coleções de referência são facilmente mantidas indefinidamente a baixos custos para estudos posteriores e, seus caracteres morfológicos permitem classificação e análises rápidas, especialmente em grupos taxonomicamente bem conhecidos como algumas famílias de Lepidoptera, Coleoptera, Hymenoptera e Odonata (KREMEN *et al.* 1993).

Os lepidópteros constituem uma das maiores ordens de insetos e, devido muitos de seus exemplares serem relativamente grandes (macrolepidópteros), de coloração vistosa e fácil captura, são muito utilizados para estudos de diversidade e conservação biológica (BROWN 1991; BROWN & FREITAS 2000). A maior parte dos estudos ecológicos é realizada com borboletas especialmente motivados pelo maior conhecimento deste grupo e por várias espécies serem muito vistosas o que lhes confere valor comercial (NEW 1997). A maioria destes estudos baseia-se em dados qualitativos (KREMEN 1992, 1994; BECCALONI & GASTON 1995;), exceto quando são coletadas por meio de armadilhas com atrativos (DAILY & EHRlich 1995; DEVRIES *et al.* 1997, 1999a,b)

O fato das mariposas serem atraídas por fontes luminosas sendo então coletadas em grande número de espécies e de indivíduos faz com que se tornem particularmente apropriadas para estudos de ecologia, desde os primeiros trabalhos sobre diversidade (FISHER *et al.* 1943; PRESTON 1948). Atualmente continuam sendo empregadas em estudos sobre diversidade (BARLOW & WOIWOD 1989; HOLLOWAY & BARLOW 1992; LIN 1995; CHEY *et al.* 1997; INTACHAT *et al.* 1997; USHER & KEILLER 1998; LANDAU *et al.* 1999; KITCHING *et al.* 2000) e detecção de mudanças ambientais (WOIWOD 1997).

A maior representatividade dos lepidópteros encontra-se na região Neotropical, sendo Noctuidae a família mais rica, representada por 8.539 espécies (HEPPNER 1991). Noctuidae é composta por mariposas de todos os tamanhos, variando desde muito grandes, chegando a 30 cm, até microlepidópteros com menos de 15 mm de envergadura. As diferentes espécies se relacionam com diversos ambientes e recursos, especialmente no período larval, agindo como lagartas filófagas, brocas de caules e brotos, comedoras de raízes, flores, frutos, sementes, detritos e algumas predadoras. Várias espécies, por se alimentarem de plantas cultivadas, são de extrema importância econômica. Esta grande diversidade diferencia os noctuídeos de outros grupos (*e.g.* Geometridae, Notodontidae e Bombycidae) relacionados com determinados ambientes e recursos alimentares (HOLLOWAY *et al.* 1992).

Os noctuídeos constituem a maior proporção dos lepidópteros amostrados com armadilhas luminosas (GASTON 1988; BARLOW & WOIWOD 1989; CHEY *et al.* 1997) e os dados assim obtidos têm sido usados para amostragens de populações de espécies praga, estudos de dinâmica, ecologia de populações, migração, aspectos comportamentais de vôo e relacionamento com as plantas hospedeiras (CHEY *et al.* 1997; USHER & KEILLER 1998).

A informação obtida a partir de determinados grupos pode prever a riqueza total de espécies da área e discriminar mudanças ambientais provocadas pelo homem determinando sua utilização como indicadores; um dos requisitos mais importantes é a fidelidade com que retratam as condições ambientais (NOSS 1990; KREMEN *et al.* 1993). Neste contexto, os lepidópteros apresentam-se como grupo particularmente apropriado, entretanto, com relação às mariposas, as maiores restrições ainda encontram-se em relação à escassez de dados e caracterização das comunidades (NEW 1997).

Neste estudo foi feita a caracterização da comunidade de Noctuidae, em Salvador do Sul, Rio Grande do Sul, através de índices de diversidade, abundância específica, variação da riqueza e abundância ao longo do tempo e através da obtenção de riqueza máxima segundo os principais estimadores.

MATERIAL E MÉTODOS

As atividades de campo foram efetuadas no município de Salvador do Sul, Rio Grande do Sul em dois pontos (29°27'46''S; 51°30'12''W e 29°28'22''S; 51°31'27''W; altitude 610 m). A região pertence à zona fisiográfica da Encosta Superior do Nordeste cujo solo é de formação basáltica e o clima é de transição entre tropical e temperado, caracterizado por verões brandos e invernos mais acentuados devido à influencia da altitude. O regime de chuvas é bastante regular o ano inteiro (AREND 1990).

A vegetação original da área era Floresta Estacional Semidecidual Montana que se limita com a Floresta Ombrófila Mista Montana nas áreas mais elevadas caracterizada pela presença dos pinhais (TEIXEIRA & COURA NETO 1986) porém durante o processo de colonização, a partir de 1930, ocorreu a derrubada das árvores e ocupação das áreas menos inclinadas com cultivos para subsistência. Nas últimas décadas, devido ao aumento do valor comercial das essências florestais têm se intensificado a plantação de eucaliptos, acácia e, mais recentemente, *Pinus*. Assim a região é composta por faixas de floresta nativa nas áreas mais acidentadas, mata secundária que decorre do êxodo rural dos últimos anos, culturas de subsistência em minifúndios e áreas de reflorestamento com essências exóticas.

Os lepidópteros foram capturados com armadilhas luminosas INTRAL AL 012, correspondendo ao modelo Pensilvânia (FROST 1957), providas de lâmpadas fluorescentes ultravioleta F15 T12 LN, com comprimentos de onda variando de 290 a 450 e pico ao redor de 340 nanômetros. Optou-se pela utilização de tais lâmpadas principalmente pela vantagem de poderem ser operadas por baterias de 12 volts, em locais afastados da interferência de outras luzes. Em cada aparelho, foi usado um balde plástico de 3,5 litros de capacidade, fixado por um tronco de cone plástico, com maior diâmetro de 32cm e menor 16cm, empregando-se, em cada coleta, dois litros de álcool etílico 96° GL.

Cada aparelho foi instalado a 2,7m do nível do solo ficando ligado do ocaso até o início da manhã seguinte quando se verteu o álcool com os insetos coletados para recipientes devidamente etiquetados.

As amostragens foram realizadas simultaneamente utilizando uma armadilha luminosa em cada ponto de coleta. O experimento constou de capturas sistematizadas feitas semanalmente de 22 de julho de 1994 até 15 de julho de 1995 e de capturas esporádicas, visando eventual complementação do inventariamento, nos mesmos locais, de setembro de 1995 até dezembro de 1999.

Com o intuito de minimizar os efeitos dos fatores bióticos sobre as coletas, as amostragens foram realizadas com aparelhos iguais, em áreas com condições florísticas semelhantes durante a noite inteira. Para evitar o efeito negativo da luminosidade durante as fases lunares com maior iluminação as amostragens foram realizadas, preferencialmente, em noites de tempo encoberto. Em relação ao efeito da temperatura, todas as coletas foram efetuadas com temperatura inicial superior a 15°C.

Exemplares representativos de cada espécie (morfoespécie) foram montados em alfinetes entomológicos, os demais foram conservados em álcool 96° GL, todos incorporados à coleção de Entomologia (MCTP) do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS. A identificação foi realizada com base na coleção de referência formada por estudos de inventariamento faunístico regional do MCTP (SPECHT & CORSEUIL 1996, 1998, 2001), Coleção Biezanko da UFPel e obras de referência (HAMPSON 1903-1913; SEITZ 1919-1944). Utilizou-se a sistemática proposta por LAFONTAINE & POOLE (1991) para *Plusiinae* e POOLE (1989) para as demais subfamílias.

Para efeitos de análise, os dados das coletas sistematizadas foram unidos de quatro em quatro semanas, cujos agrupamentos expressam as coletas de um ciclo lunar completo e foram denominados pelas letras A até M. Suas relações com as estações do ano estão representadas na figura 1.

Calculou-se a porcentagem das espécies presentes nos levantamentos através da constância de cada conjunto de quatro semanas em relação ao total do período classificando-se as espécies em, constantes quando presentes em mais de 50% das coletas, acessórias quando presentes em 25-50% das coletas e acidentais quando presentes em menos de 25% das coletas (segundo Bodenheimer em DAJÓS 1973).

A comunidade foi caracterizada através da riqueza de espécies (S) e número de indivíduos (N) bem como a constante α , gerada em função da distribuição de seus valores numa série logarítmica (FISHER *et al.* 1943); índice de diversidade (H') e de uniformidade (J') de Shannon-Wiener e índice de diversidade de Brillouin (H); as comparações entre os valores de H' foram feitas pelo teste "*t*" de Student (BROWER *et al.* 1998).

Para o cálculo do logaritmo (base 2) do fatorial necessário para a obtenção do índice de Brillouin foi aplicado o método descrito em DUTRA (1995), quando este não podia ser obtido diretamente pela planilha de cálculo.

A distribuição de abundância foi avaliada agrupando-se as espécies segundo logaritmo na base 3, por não superestimar as espécies raras, ou violar a independência da posição dos dados nos intervalos subsequentes (DEVRIES *et al.* 1997, 1999b). A partir dos dados transformados determinaram-se as curvas Log-Normal e Gamma (série logarítmica) segundo MAGURRAN (1988) e KREBS (1999). A adequação dos valores observados com os gerados pelos modelos de distribuição foi avaliada utilizando-se o teste de qui-quadrado.

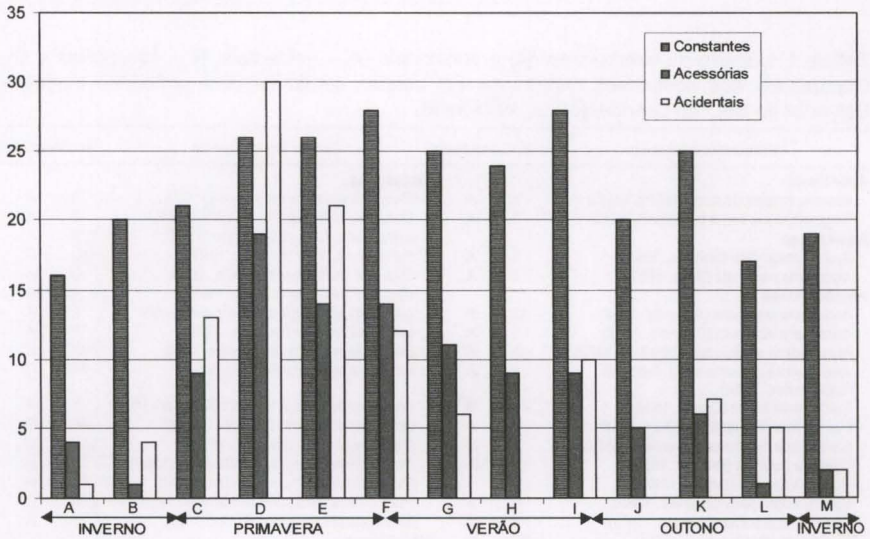


Fig. 1. Número de espécies segundo a constância em cada conjunto de quatro semanas (A-M) e suas relações com as estações do ano. Salvador do Sul, Rio Grande do Sul, 1994/1995.

Através do programa "Estimates Richness Estimator" versão 6.0b1 (COLWELL 2000) foram geradas estimativas de riqueza de espécies Jackknife de primeira e segunda ordens, Bootstrap e Michaelis-Menten, empregando-se 100 casualizações com abundância de classes igual a 10.

Os cálculos de distribuição foram realizados para os dados totais das coletas sistematizadas e para a soma das coletas efetuadas nos agrupamentos C, D e E (veja comentários no texto).

Os cálculos de distribuição foram realizados para os dados totais das coletas sistematizadas e para a soma das coletas efetuadas nos agrupamentos C, D e E (veja comentários no texto).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nas coletas sistematizadas (Tab. I) foram amostrados 4.017 noctúdeos, pertencendo a 108 espécies, distribuídas em 13 subfamílias; nas demais (Tab. II), de caráter apenas qualitativo, foram capturadas mais 189 espécies distribuídas em 14 subfamílias.

A proporção de espécies dos noctúdeos capturados nas coletas sistematizadas (36,2%) em relação ao total observado na área (Tab. III) é similar aos resultados de BARLOW & WOJWOD (1989) na Malásia cujas diferenças relacionadas ao número de espécies podem ser atribuídas à diferença de latitude. O fato das espécies coletadas em um ano representarem apenas pouco mais de um terço das demais indica que para efeito de inventariamento e, mesmo para amostragens com a finalidade de fazer análises ecológicas se faz necessária a obtenção de amostragens robustas, quer pelo aumento do número de armadilhas ou de coletas. Este fenômeno é explicado, pelo menos em parte, pela reduzida capacidade de atração da luz, em apenas alguns metros (MCGEACHIE 1988; MUIRHEAD-THOMPSON 1991).

Tabela I. Número de exemplares (N) e constância (A – Acidentais, B – Acessórias e C – Constantes) dos noctuídeos capturados em coletas semanais com armadilha luminosa. Salvador do Sul, Rio Grande do Sul, 1994/1995.

Subfamília e espécie	N	Constância	Subfamília e espécie	N	Constância
Acontiinae			Hadeninae		
<i>Acontia ardoris</i> (Hübner, [1827-1831])	1	A	<i>Eriopyga approximans</i> Jones, 1908	5	A
<i>Trogotoma persecta</i> Hampson, 1910	3	A	<i>Eriopyga niveipuncta</i> (Schaus, 1894)	3	A
Agaristinae			<i>Eriopyga punctulum</i> Guenée, 1852	2	A
<i>Aucula magnifica</i> (Schaus, 1904)	1	A	<i>Faronta albilinea</i> (Hübner, 1827)	59	C
<i>Neotuerta platensis</i> (Berg, 1882)	1	A	<i>Hypotrix carneigera</i> Guenée, 1852	3	A
Amphipyriinae			<i>Hypotrix flavigera</i> Guenée, 1852	4	B
<i>Antachara denterna</i> (Guenée, 1852)	12	B	<i>Leucania albifasciata</i> (Hampson, 1905)	2	A
<i>Antachara diminuta</i> (Guenée, 1852)	1	A	<i>Leucania hildrani</i> (Schaus, 1938)	2	A
<i>Argyrostickia aurifundens</i> (Walker, 1858)	5	B	<i>Leucania humidicola</i> Guenée, 1852	183	C
<i>Argyrostickia decumana</i> (C. Felder & Rogenhöfer, 1874)	2	A	<i>Leucania jaliscana</i> Schaus, 1898	76	C
<i>Bryolymnia bicon</i> (Druce, 1889)	6	B	<i>Leucania latiuscula</i> Herrich-Schäffer, 1868	1	A
<i>Callopietria fimbripes</i> (Walker, 1858)	1	A	<i>Orthodes curvirena</i> (Guenée, 1852)	46	C
<i>Callopietria floridensis</i> (Guenée, 1852)	7	B	<i>Orthodes infirma</i> Guenée, 1852	516	C
<i>Condica concisa</i> (Walker, 1856)	2	A	<i>Proteinaina achaitioides</i> (Guenée, 1852)	14	B
<i>Condica samula</i> (Druce, 1898)	3	A	<i>Pseudaletia adultera</i> (Schaus, 1894)	77	B
<i>Condica stelligera</i> (Guenée, 1852)	8	B	<i>Pseudaletia sequax</i> Franclemont, 1951	676	C
<i>Condica subaurea</i> (Guenée, 1852)	4	A	<i>Xanthopastis timais</i> (Cramer, 1780)	1	A
<i>Condica sutor</i> (Guenée, 1852)	67	C	Heliothinae		
<i>Elaphria apicalis</i> (Schaus, 1898)	1	A	<i>Helicoverpa zea</i> (Boddie, 1850)	90	C
<i>Elaphria deltooides</i> (Möschler, 1880)	245	C	<i>Heliothis tergemina</i> (C. Felder & Rogenhöfer, 1874)	5	B
<i>Elaphria ditrigona</i> (Jones, 1908)	1	A	<i>Heliothis virescens</i> (Fabricius, 1777)	1	A
<i>Elaphria jonea</i> (Schaus, 1906)	3	A	Hermiinae		
<i>Elaphria subobliqua</i> (Walker, 1858)	74	C	<i>Bleptina confusalis</i> Guenée, 1854	9	A
<i>Elaphria villicosta</i> (Walker, 1858)	39	C	Noctuinae		
<i>Hampsonodes bilineata</i> (Maassen, 1890)	1	A	<i>Agrotis ipsilon</i> (Hüfnagel, 1766)	51	C
<i>Hampsonodes naevia</i> (Guenée, 1852)	65	C	<i>Agrotis malefida</i> Guenée, 1852	12	B
<i>Hampsonodes xanthia</i> (Jones, 1903)	51	C	<i>Agrotis subterranea</i> (Fabricius, 1794)	3	A
<i>Heterochroma chlorographa</i> Hampson, 1908	2	A	<i>Anicla ignicans</i> (Guenée, 1852)	94	C
<i>Heterochroma eriopioides</i> Guenée, 1852	1	A	<i>Anicla infecta</i> (Ochsenheimer, 1816)	7	A
<i>Magusa orbifera</i> (Walker, 1857)	70	B	<i>Anicla temperata</i> (Schaus, 1894)	5	A
<i>Perigea glaucoptera</i> (Guenée, 1852)	1	A	<i>Peridroma saucia</i> (Hübner, 1808)	32	C
<i>Perigea xylophasioides</i> Guenée, 1852	31	C	<i>Pseudoleucania butleri</i> (Schaus, 1898)	3	A
<i>Phosphila lacruma</i> (Schaus, 1894)	4	A	<i>Tripseuxoa strigata</i> Hampson, 1903	6	B
<i>Sidemia calidipes</i> (Guenée, 1852)	2	A	Ophiderinae		
<i>Spodoptera dolichos</i> (Fabricius, 1794)	42	C	<i>Anomis edlrix</i> (Guenée, 1852)	5	A
<i>Spodoptera eridania</i> (Stoll, 1782)	28	C	<i>Anomis erosa</i> Hübner, 1816	4	B
<i>Spodoptera frugiperda</i> (J.E. Smith, 1797)	239	C	<i>Anticarsia gemmatalis</i> Hübner, 1818	42	C
<i>Spodoptera latifascia</i> (Walker, 1856)	84	C	<i>Ascalapha odorata</i> (Linnaeus, 1758)	9	B
<i>Spodoptera marima</i> (Schaus, 1904)	68	B	<i>Cyclopis caecutiens</i> Hübner, 1821	3	A
<i>Trachea anguliplaga</i> (Walker, 1858)	3	A	<i>Encriphion leena</i> (Druce, 1898)	1	A
Bagisarinae			<i>Gonodonta sicheas</i> (Cramer, 1777)	3	A
<i>Bagisara repanda</i> (Fabricius, 1793)	226	C	<i>Hemicephalis agenoria</i> (Druce, 1898)	4	A
Catocalinae			<i>Hypocala andremona</i> (Stoll, 1781)	5	A
<i>Achaea ablunaris</i> (Guenée, 1852)	5	A	<i>Letis mineis</i> (Geyer, [1827])	2	A
<i>Mocis latipes</i> (Guenée, 1852)	51	C	<i>Melipotis fasciolans</i> (Hübner, 1831)	1	A
<i>Ophisma aeolida</i> Druce, 1890	31	A	<i>Melipotis perpendicularis</i> (Guenée, 1852)	18	B
<i>Ophisma tropicalis</i> Guenée, 1852	88	B	<i>Oraesia argyrosema</i> (Hampson, 1926)	6	B
<i>Perasia helvina</i> (Guenée, 1852)	23	C	<i>Peteroma jarinta</i> Schaus, 1901	3	A
<i>Ptichodes basilans</i> (Guenée, 1852)	12	C	<i>Selenisa sueroides</i> (Guenée, 1852)	2	A
<i>Zale exhausta</i> (Guenée, 1852)	7	B	Plusiinae		
<i>Zale pachystrigata</i> (Hampson, 1915)	3	A	<i>Argyrogramma verruca</i> (Fabricius, 1794)	2	A
<i>Zale setipes</i> (Guenée, 1852)	4	A	<i>Autographa bonaerensis</i> (Berg, 1882)	5	A
<i>Zale viridans</i> (Guenée, 1852)	16	B	<i>Autoplusia egena</i> (Guenée, 1852)	4	A
Cucullinae			<i>Pseudoplusia includens</i> (Walker, 1858)	9	B
<i>Cucullia argyrina</i> Guenée, 1852	1	A	<i>Plusia adnomens</i> Walker, 1858	8	B
<i>Cucullia heinrichi</i> Köhler, 1952	4	A	<i>Rachiplusia nu</i> (Guenée, 1852)	176	C
Hadeninae			<i>Trichoplusia ni</i> (Hübner, 1802)	5	A
<i>Chabuata major</i> (Guenée, 1852)	31	C	Sarothriphinae		
<i>Dargida jucunda</i> (Maassen, 1890)	1	A	<i>Iscadia aperta</i> Walker, 1857	5	A
<i>Dargida meridionalis</i> (Hampson, 1905)	24	B	<i>Iscadia canalalis</i> (Schaus, 1938)	1	A

Os dados específicos de um ano de coleta (Tab. I) são semelhantes aos encontrados por TARRAGÓ *et al.* (1975) em Santa Maria, Rio Grande do Sul. Assim, esta comunidade é constituída, na maioria, pelas mesmas espécies, porém, com maior proporção de espécies e indivíduos por subfamília. Apesar das diferentes épocas, com condições ambientais próprias, influenciarem as características de cada uma destas comunidades, entende-se que a vegetação predominante e a ocupação agrícola na área constituem os fatores determinantes destas diferenças, como demonstrado através do uso de índices fisiográficos (SILVEIRA NETO *et al.* 1976).

O maior número de espécies por subfamília (Tab. III) foi observado em Amphipyridae, Hadeninae e Ophiderinae tanto durante as coletas sistematizadas como para o total (1994/1999), perfazendo 63,89% e 70,5%, respectivamente; esta maior representatividade também foi observada em Santa Maria, Rio Grande do Sul (LINK 1977). Observa-se que, de maneira geral, em relação ao total das espécies coletadas por subfamília, houve expressivo acréscimo das espécies destacando-se Acontiinae, Amphipyridae, Herminiinae e Ophiderinae com os maiores aumentos. Adicionalmente, nas coletas esporádicas foram adicionadas Acronictinae e Nolinae com uma espécie e Euteliinae com quatro (Tab. II). Em relação à abundância (Tab. III) destacaram-se Hadeninae com a maior proporção de indivíduos, cujas espécies, na maioria são hóspedes de gramíneas e, Amphipyridae com a grande contribuição por parte dos gêneros *Condica*, *Elaphria*, *Hampsonodes*, *Magusa* e *Spodoptera*. O grupo Ophiderinae, destacou-se por apresentar abundância extremamente pequena em relação à riqueza.

Das espécies capturadas nas coletas sistematizadas (Tab. I) 28 foram constantes, 23 acessórias e 57 acidentais. O grupo das constantes foi formado, principalmente, por pragas-chave ou secundárias de culturas, destacando-se as incluídas nos gêneros *Agrotis*, *Anicla*, *Anticarsia*, *Helicoverpa*, *Leucania*, *Mocis*, *Pseudaletia*, *Rachiplusia* e *Spodoptera* (LIMA & RACCA FILHO 1996). Estes dados indicam que 25,9% das espécies encontram condições favoráveis ao seu desenvolvimento durante o ano inteiro, provavelmente por serem polípagas e associadas a grupos de plantas cultivadas, concordando com LARA *et al.* (1977) que relacionam o maior número de espécies constantes a regiões com maior ocupação agrícola. Cabe ressaltar que das sete espécies mais abundantes, *Leucania humidicola*, *Pseudaletia sequax*, e *Spodoptera frugiperda* constam como pragas de gramíneas e, *Rachiplusia nu*, de hortaliças e leguminosas (LIMA & RACCA FILHO 1996), as demais, *Elaphria deltoides* e *Orthodes infirma* também são hóspedes eventuais de gramíneas (LINK & COSTA 1988) enquanto *Bagisara repanda* é hospede de guanchuma, *Sida* sp. (observação pessoal) que é uma planta invasora de diversas culturas. De qualquer forma, a maioria dos exemplares coletados pertencem a espécies associadas às gramíneas, especialmente devido ao azevém (*Lolium multiflorum* Lam.) que ocorre espontaneamente em todas áreas abertas na primavera (SPECHT & CORSEUIL 2002).

Entre as acessórias predominaram espécies de menor importância agrícola na região (*Agrotis malefida*, *Pseudaletia adultera*, *Spodoptera marima*, *Pseudoplusia includens*), algumas oligófagas (*Anomis erosa*, *Argyrostickta aurifundens*, *Ascalapha odorata*, *Callopietria floridensis*, *Dargida meridionalis*, *Heliopsis tergemina*,

Tabela II. Noctúdeos coletados com armadilha luminosa, em coletas esporádicas ainda não capturados nas sistematizadas. Salvador do Sul, Rio Grande do Sul, 1995/1999.

Subfamília e espécie	Subfamília e espécie
Acontiinae	Amphipyriinae morfoespécie 3
<i>Acontia morides</i> Schaus, 1894	Amphipyriinae morfoespécie 4
<i>Acontia ruffinelli</i> Biezanko (1959)	Amphipyriinae morfoespécie 5
<i>Cydosia rimata</i> Draudt, 1927	Amphipyriinae morfoespécie 6
<i>Drobeta carneopicta</i> (Hampson, 1910)	Catocalinae
<i>Drobeta ithaca</i> Druce, 1889	<i>Acanthodica lignaris</i> Schaus, 1894
<i>Drobeta</i> sp.	<i>Acanthodica penicillum</i> (C. Felder & Rogenhofer, 1874)
<i>Lithacodia mella</i> Schaus (1894)	<i>Herminocala pallidoides</i> Poole, 1989
<i>Micrantha janeira</i> (Schaus, 1904)	<i>Metria divaricata</i> (Schaus, 1901)
<i>Micrantha</i> sp.	<i>Ophisma tecta</i> Schaus, 1894
Acronictinae	<i>Ophisma variata</i> Schaus, 1901
<i>Calymniodes conchylis</i> (Guenée, 1852)	<i>Perasia ora</i> (Cramer, 1776)
Agaristinae	<i>Ramphia albizona</i> (Latreille, 1817)
<i>Euscirrhopterus discifera</i> Hampson, 1901	<i>Zale janisca</i> (Schaus, 1901)
Amphipyriinae	<i>Zale strigimacula</i> Guenée, 1852
<i>Amolita irrorata</i> Hampson, 1910	Catocalinae morfoespécie 1
<i>Amolita</i> sp.	Cuculiinae
<i>Condica albiger</i> (Guenée, 1852)	<i>Neogalea sunia</i> (Guenée, 1852)
<i>Condica chiuna</i> (Schaus, 1933)	Euteliinae
<i>Condica cupentia</i> (Cramer, 1780)	<i>Eutelia abscondens</i> (Walker, 1858)
<i>Condica selenosa</i> (Guenée, 1852)	<i>Paectes arcigera</i> (Guenée, 1852)
<i>Condica vacillans</i> (Walker, 1858)	<i>Paectes devincta</i> (Walker, 1858)
<i>Cropia plumbicincta</i> Hampson, 1908	<i>Paectes</i> sp.
<i>Cropia</i> sp. 1	Hadeninae
<i>Cropia</i> sp. 2	<i>Chabuata albirenoides</i> Poole, 1989
<i>Elaphria agrotina</i> (Guenée, 1852)	<i>Chabuata associata</i> Draudt, 1924
<i>Elaphria atrisigna</i> (Hampson, 1909)	<i>Chabuata poliosigma</i> Jones, 1908
<i>Elaphria devara</i> (Druce, 1898)	<i>Chabuata</i> sp. 1
<i>Elaphria jalapensis</i> (Schaus, 1894)	<i>Chabuata</i> sp. 2
<i>Elaphria lentilinea</i> (Hampson 1909)	<i>Chabuata</i> sp. 3
<i>Elaphria marmorata</i> (Schaus, 1894)	<i>Chabuata</i> sp. 4
<i>Elaphria subrubens</i> (Guenée, 1852)	<i>Eriopyga ditissima</i> (Walker, 1857)
<i>Elaphria</i> sp. 1	<i>Eriopyga epipsilina</i> Draudt, 1924
<i>Elaphria</i> sp. 2	<i>Eriopyga</i> sp.
<i>Elaphria</i> sp. 3	<i>Hypotrix proxima</i> (Draudt, 1924)
<i>Elaphria</i> sp. 4	<i>Hypotrix purpurigera</i> Guenée, 1852
<i>Elaphria</i> sp. 5	<i>Hypotrix sedecens</i> (Schaus, 1903)
<i>Emarginea combusta</i> (Walker, [1858])	<i>Hypotrix</i> sp.
<i>Emarginea</i> sp.	<i>Lasiestra consectatrix</i> Draudt, 1924
<i>Galgula castra</i> Schaus, 1898	<i>Leucania cinereicolis</i> Walker, 1858
<i>Gonodes liquida</i> (Möschler, 1886)	<i>Leucania microsticha</i> (Hampson, 1905)
<i>Gonodes</i> sp.	<i>Leucania polystrota</i> (Hampson, 1905)
<i>Hampsonodes grandimacula</i> (Guenée, 1852)	<i>Leucania pyrastis</i> (Hampson, 1905)
<i>Hampsonodes infirma</i> (Schaus, 1894)	<i>Leucania rivorum</i> Guenée, 1852
<i>Hampsonodes latifascia</i> (Walker, 1865)	<i>Leucania</i> sp. 1
<i>Heterochroma albipuncta</i> Jones, 1908	<i>Leucania</i> sp. 2
<i>Heterochroma beryllus</i> (Guenée, 1852)	<i>Polia marea</i> (Schaus, 1894)
<i>Heterochroma hadenoides</i> Guenée, 1852	<i>Polia paranica</i> (Schaus, 1903)
<i>Heterochroma scuroba</i> Schaus, 1898	<i>Polia pennitarsis</i> (Walker, 1858)
<i>Macapta lurida</i> (Schaus, 1898)	<i>Polia subjecta</i> (Walker, 1857)
<i>Macapta marginata</i> (Schaus, 1904)	<i>Scriptania nordenskjöldi</i> (Staudiger, 1899)
<i>Macapta mursa</i> (Schaus, 1894)	Hermiiniinae
<i>Macapta obliqua</i> Jones, 1915	<i>Rejectaria coccytalis</i> Guenée, 1854
<i>Macapta</i> sp.	<i>Rejectaria pharusalis</i> (Walker, [1859] 1858)
<i>Perigea berinda</i> Druce, 1889	<i>Scopifera menippusalis</i> (Walker, [1859] 1858)
<i>Perigea hippia</i> Druce, 1889	Herniniinae morfoespécie 1
<i>Perigea secorva</i> Schaus, 1906	Herniniinae morfoespécie 2
<i>Phuphena fuspennnis</i> Walker, 1858	Herniniinae morfoespécie 3
<i>Phuphena petrovna</i> (Schaus, 1894)	Herniniinae morfoespécie 4
<i>Phuphena transversa</i> (Schaus, 1894)	Herniniinae morfoespécie 5
<i>Pseudina vellerea</i> Guenée, 1852	Noctuininae
<i>Selambina trajiciens</i> Walker, 1858	<i>Agrotis anteposita</i> (Guenée, 1852)
<i>Selambina trajiciens</i> Walker, 1858	<i>Agrotis brachystris</i> (Hampson, 1903)
Amphipyriinae morfoespécie 1	<i>Agrotis carolia</i> (Schaus, 1929)
Amphipyriinae morfoespécie 2	<i>Agrotis gypaetina</i> Guenée, 1852

Continua na segunda coluna

Continua na próxima página

Tabela II. Continuação.

Subfamília e espécie	Subfamília e espécie
Noctuinae	<i>Gonodonta chorinea</i> (Stoll, 1782)
<i>Ochropleura cirphisoides</i> Köhler, 1955	<i>Gonodonta ditissima</i> Walker, 1858
<i>Pseudoleucania minna</i> (Butler, 1882)	<i>Gonodonta lecha</i> Schaus, 1911
<i>Tripseuxoa deeringi</i> Schaus, 1929	<i>Gonodonta pyrgo</i> (Cramer, 1777)
Nolinae	<i>Hemeroblemma mexicana</i> (Guenée, 1852)
<i>Nola</i> sp.	<i>Hemeroblemma rengus</i> (Poey, 1832)
Ophiderinae	<i>Hemicephalis alesa</i> (Druce, 1890)
<i>Alabama argillacea</i> (Hübner, 1823)	<i>Hemicephalis laronia</i> (Druce, 1899)
<i>Anoba pohly</i> (C. Felder & Roggenhofer, 1874)	<i>Hemicephalis rufipes</i> (C. Felder & Roggenhofer, 1874)
<i>Anomis illita</i> Guenée, 1852	<i>Herminodes lignea</i> Schaus, 1904
<i>Antiblemma harmodia</i> (Schaus, 1901)	<i>Herminodes renicula</i> C. Felder & Roggenhofer, 1874
<i>Antiblema quarima</i> (Schaus, 1901)	<i>Latebraria amphipyroides</i> Guenée, 1852
<i>Athyra misera</i> Butler, 1879	<i>Lesmone formularis</i> (Geyer, 1837)
<i>Athyra nodosa</i> Möschler, 1880	<i>Letis hypnois</i> (Hübner, 1821)
<i>Baniana suggesta</i> (Walker, 1858)	<i>Licha undilinealis</i> Walker, 1850
<i>Baniana ypita</i> Schaus, 1901	<i>Makapta argentescens</i> Schaus, 1904
<i>Ceroctena amynta</i> (Stoll, 1782)	<i>Metalata distincta</i> (Schaus, 1901)
<i>Ceroctena</i> sp.	<i>Oxidercia toxea</i> (Stoll, 1782)
<i>Coenipeta albidentina</i> Schaus, 1906	<i>Peteroma lignea</i> Schaus, 1906
<i>Coenipeta bibitrix</i> (Hübner, 1823)	<i>Rhosologia tripuncta</i> Schaus, 1901
<i>Coenipeta ocellata</i> (Walker, 1865)	<i>Sosxetra grata</i> Walker, 1862
<i>Coenipeta zenobina</i> Massen, 1890)	<i>Thysania zenobia</i> (Cramer, 1777)
<i>Cromobergia teichii</i> (Berg, 1885)	<i>Ypsora lepraota</i> (Hampson, 1928)
<i>Dyops chromatophila</i> (Walker, 1858)	Ophiderinae morfoespécie 1
<i>Epitausea flagrans</i> (Walker, 1869)	Ophiderinae morfoespécie 2
<i>Epitausea prona</i> (Möschler, 1880)	Ophiderinae morfoespécie 3
<i>Euclystis guerini</i> (Guenée, 1852)	Ophiderinae morfoespécie 4
<i>Eudocima matema</i> (Linnaeus, 1767)	Plusiinae
<i>Eudocima procus</i> (Cramer, 1777)	<i>Autoplusia phytolacca</i> (Sepp, [1848])
<i>Eudocima serpentina</i> (Walker, [1858] 1857)	<i>Ctenoplusia oxygramma</i> (Geyer, 1832)
<i>Eulepidotis detracta</i> (Walker, 1858)	<i>Mouralia tinctoides</i> (Guenée, 1852)
<i>Eulepidotis hemileuca</i> (Guenée, 1852)	<i>Plusia caudata</i> Schaus, 1906
<i>Eulepidotis rectimargo</i> (Guenée, 1852)	<i>Plusia</i> sp.
<i>Gabara grisea</i> (Schaus, 1894)	Sarrothripinae
<i>Goniohelia gallinago</i> (C. Felder & Roggenhofer, 1874)	<i>Iscadia candezei</i> (Druce, 1898)
<i>Gonodonta biarmata</i> Guenée, 1852	<i>Iscadia</i> sp. 1
<i>Gonodonta bidens</i> Geyer, 1832	<i>Iscadia</i> sp. 2

Magusa orbifera, *Melipotis perpendicularis*, *Ophisma tropicalis*, *Tripseuxoa strigata*) e o restante sem conhecimento de plantas hospedeiras (*Antachara denterna*, *Bryolymnia bicon*, *Condica stelligera*, *Hypotrix flavigera*, *Oraesia argyrosema*, *Proteinaina achaitioides*, *Plusia adnomens*, *Zale exhausta*, *Zale viridans*) (BIEZANKO *et al.* 1957, 1974; SILVA *et al.* 1968).

O grupo das acidentais que representou 52,8% das espécies foi formado, na maioria, por espécies que não se conhecem as plantas hospedeiras, pois os dados relativos às plantas hospedeiras dos noctuídeos, em sua maioria, restringem-se às espécies de importância econômica o que impede maiores relacionamentos (SILVA *et al.* 1968).

Conforme a representação da constância de cada agrupamento (Fig. 1) observou-se que 16 das 28 espécies constantes mantiveram-se presentes durante todo o período, entretanto, tanto os números das acessórias quanto das acidentais variaram muito, com os maiores valores ocorrendo na primavera e início do verão (C, D, E e F). Desta forma, estes noctuídeos de frequência inferior a 50%, que representam a maioria das espécies, especialmente as acidentais, estabelecem os padrões sazonais de ocorrência e abundância próprios do ambiente estudado.

Tabela III. Proporção do número (N) de espécies e indivíduos entre as subfamílias de Noctuidae para os dados das coletas sistematizadas e do total. Salvador do Sul, Rio Grande do Sul. 1994/1995.

Subfamília	Coletas sistematizadas (1994/95)				Total (1994/99)	
	Espécies		Indivíduos		Espécies	
	N	%	N	%	N	%
Acontiinae	2	1,85	4	0,10	11	3,70
Acronictinae	–	–	–	–	1	0,34
Agaristinae	2	1,85	2	0,05	3	1,01
Amphipyridae	34	31,48	1173	29,20	88	29,63
Bagisarininae	1	0,93	226	5,63	1	0,34
Catocalinae	10	9,26	240	5,97	21	7,07
Cucullinae	2	1,85	5	0,12	3	1,01
Euteliinae	–	–	–	–	4	1,35
Hadeninae	20	18,52	1726	42,97	47	15,82
Heliothinae	3	2,78	96	2,39	3	1,01
Hermiinae	1	0,93	9	0,22	9	3,03
Noctuidae	9	8,33	213	5,30	16	5,39
Nolinae	–	–	–	–	1	0,34
Ophiderinae	15	13,89	108	2,69	72	24,24
Plusiinae	7	6,48	209	5,20	12	4,04
Sarothriphinae	2	1,85	6	0,15	5	1,68
Total	108	–	4017	–	297	–

Os resultados relativos à constância e abundância reduzidas da maioria das espécies de Noctuidae, neste estudo provavelmente reflete a situação real do ambiente. Estes resultados são similares aos de BARBOSA *et al.* (2000) que analisando as lagartas hospedes de duas espécies de árvores, observaram que a maioria dos macrolepidópteros, especialmente Noctuidae, tiveram baixa abundância e frequência ao longo dos anos.

Os maiores números de espécies acidentais, que ocorreram na primavera, motivaram uma análise mais detalhada dos agrupamentos C, D e E. O número de espécies amostradas neste conjunto (92) representou 85,2% das coletadas durante todo ano enquanto que os indivíduos (2214) somam 55,1% do total. Destas, 26 foram constantes, 21 acessórias e 45 acidentais. A maior contribuição no número de espécies coletadas em uma época restrita indica que, como sugerido por LANDAU *et al.* (1999), se fossem concentrados esforços no sentido de intensificar coletas nestes períodos muito mais espécies acessórias e, especialmente, acidentais seriam coletadas.

A tabela IV expressa o número de espécies, indivíduos e os respectivos índices ecológicos para cada agrupamento de quatro semanas sendo que, os maiores valores de riqueza e abundância foram observados durante a primavera e início do verão. Isto evidencia o efeito da sazonalidade regional destacada por AREND (1990), sobre o desenvolvimento da vegetação e, conseqüentemente, do ciclo de vida destes insetos. Entretanto em Santa Maria, LINK (1977) observou este fenômeno no final do verão e início do outono, em dois anos consecutivos. A diferença entre as observações destas duas comunidades indica que a época de maior riqueza ou abundância pode não estar ligada somente a sazonalidade, mas também às condições climáticas peculiares que ocorreram durante o desenvolvimento de cada trabalho.

A maior riqueza ocorreu no agrupamento de maior abundância (Tab. IV) corroborando a idéia de LANDAU *et al.* (1999) que, para maximizar a representatividade de coletas intensivas deve-se efetuá-las em períodos em que espera maior abundância de mariposas. Ao contrário disso, em LINK (1977) nem sempre se observa a maior riqueza em períodos de maior abundância.

Tabela IV. Número de espécies (S), de indivíduos (N), índices de diversidade Shannon-Wiener (H'), Brillouin (H), constante da distribuição logarítmica da abundância (α) e índice de uniformidade de Shannon (J') nos agrupamentos de quatro semanas e no total. Salvador do Sul, Rio Grande do Sul, 1994/1995.

Grupos	S	N	H' (log2)	H (log2)	α	J'
A	21	106	3,61	3,23	7,85	0,54
B	25	95	3,66	3,20	11,06	0,56
C	43	414	3,57	3,36	18,09	0,41
D	75	1323	4,37	4,23	17,22	0,42
E	61	477	4,57	4,30	18,58	0,51
F	54	277	4,80	4,41	20,02	0,59
G	42	177	4,44	3,99	17,41	0,59
H	33	386	4,23	4,02	8,63	0,49
I	47	378	4,49	4,22	14,15	0,52
J	25	115	4,01	3,59	9,84	0,59
K	38	126	4,75	4,18	18,48	0,68
L	23	55	4,06	3,38	14,86	0,70
M	23	88	4,04	3,55	10,13	0,63
Total	108	4017	4,86	4,78	20,43	0,41

Existe um grande número de medidas de diversidade, mas recomenda-se, uma maior concentração nos índices de Simpson, considerado por muitos ecologistas como um índice de dominância e, portanto não utilizado neste estudo e, os "índices de informação teórica" que estão relacionados com o conceito de incerteza (BROWER *et al.* 1998). O primeiro, índice de Shannon-Wiener (H'), é muito utilizado e pressupõe que os dados foram obtidos a partir de uma amostra aleatória de indivíduos obtidos a partir de amostras permitindo a comparação através do teste *t* de Student. O segundo, índice de Brillouin (H), é considerado o mais adequado para indicar a diversidade de insetos capturados com armadilhas luminosas mas, por considerar que o produto da captura é a própria população, e não uma amostra, não é possível fazer comparações estatísticas entre seus valores, que são automaticamente considerados significativamente diferentes entre si (MAGURRAN 1988).

Os maiores valores do índice de Shannon-Wiener ocorreram em F, K e E, observando-se grande influência da uniformidade, desta forma, o agrupamento K que apresentou quase um terço a menos de espécies que F teve um índice quase igual (Tab. IV). Através da comparação entre os agrupamentos (Tab. V) observa-se que as maiores diferenças estão relacionadas aos maiores índices, o que indica uma maior diferença entre as épocas com maior diversidade e riqueza. Os maiores valores do índice de Brillouin ocorreram em F, E e D e, mesmo que inversamente proporcionais, corresponderam às maiores riquezas, sendo menos influenciados pela uniformidade (Tab. IV). Como já verificado por outros autores (*e.g.* MAGURRAN 1988) houve uma melhor adequação dos valores, especialmente quando comparado em função da riqueza de espécies.

Tabela V. Comparação dos índices de diversidade H' (Shannon-Wiener), através do teste t de Student entre os treze agrupamentos de espécies (A-M), Salvador do Sul, Rio Grande do Sul, 1994/1995.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
A	-	0,22 ns	0,23 ns	5,07 **	6,00 **	7,14 **	4,51 **	4,03 **	5,58 **	2,29 *	6,68 **	2,22 *	2,43 *
B		-	0,44 ns	3,99 **	4,89 **	5,93 **	3,76 **	3,16 *	4,50 **	1,77 ns	5,57 **	1,80 ns	1,90 ns
C			-	6,79 **	7,63 **	8,86 **	5,47 **	5,34 **	7,18 **	2,94 *	8,22 **	2,71 *	3,10 *
D				-	2,04 *	3,93 **	0,52 ns	1,47 ns	1,28 ns	2,83 *	3,29 **	1,90 ns	2,59 *
E					-	1,82 ns	0,93 ns	3,13 **	0,73 ns	4,05 **	1,34 ns	3,00 **	3,82 **
F						-	2,38 *	4,83 **	2,55 *	5,42 **	0,38 ns	4,19 **	5,20 **
G							-	1,45 ns	0,38 ns	2,58 *	1,98 *	1,95 *	2,40 *
H								-	2,46 *	1,68 ns	4,20 **	1,04 ns	1,45 ns
I									-	3,54 **	2,03 *	2,55 *	3,30 **
J										-	4,92 **	0,26 ns	0,18 ns
K											-	3,81 **	4,70 **
L												-	0,11 ns
M													-

O valor do índice de Shannon-Wiener obtido para o conjunto formado pelos agrupamentos C, D e E, mencionado anteriormente foi $H' = 4,44$, com diferença altamente significativa ($p < 0,01$; $t = 61,05$) em relação ao valor obtido para o total das coletas; Brillouin, $H = 4,62$ foi bastante semelhante ao obtido para o total (Tab. IV).

Os valores da constante α como é conhecido variaram em função da proporção entre o número de espécies e de indivíduos, mesmo assim o maior valor foi observado em F como nos demais índices (Tab. IV).

Apesar da influência da abundância específica, verificada através da uniformidade sobre os índices de diversidade, os maiores valores foram observados nos agrupamentos com maior riqueza, apesar do agrupamento com maior número de espécies (D) não apresentar os maiores índices de diversidade.

A distribuição das espécies segundo a abundância foi incongruente em relação ao modelo log-normal, tanto para o total das coletas sistematizadas com $X^2 = 87,210$ (número de classes = 6, média = 1,910, variância = 2,309, número de espécies estimadas = 124,49) quanto para o conjunto dos agrupamentos C, D e E, $X^2 = 75,798$ (número de classes = 6, média = 1,533, variância = 2,027, número de espécies estimadas = 115,29).

Entre várias formas de caracterização das comunidades utilizadas para medir as perturbações ambientais destacam-se os modelos de distribuição da abundância das espécies, que surpreendentemente têm recebido pouca atenção até hoje, pois podem prover uma indicação quase instantânea do estado de conservação dos ambientes (HILL & HAMER 1998). Estes modelos foram desenvolvidos há bastante tempo (FISHER *et al.* 1943; PRESTON 1948) e a experiência têm demonstrado que as comunidades em ambientes intocados se distribuem conforme uma função log-normal tanto em regiões de clima temperado (PRESTON 1948; MAGURRAN 1988), tropical (BARLOW & WOIWOD 1989; HILL & HAMER 1998) e equatorial (DEVRIES *et al.* 1997; 1999a, b). Adicionalmente, a distribuição log-normal fornece uma estimativa do número de espécies quando a comunidade for suficientemente amostrada (PRESTON 1948). Infelizmente, neste estudo, a não adequação da distribuição da abundância das espécies segundo este modelo implica no descrédito do número de espécies estimadas.

A não adequação da distribuição das espécies deste estudo ao modelo normal, entretanto, pode estar relacionada a fatores como os relacionados por HILL & HAMER (1998). O primeiro seria relacionado ao tamanho insuficiente das amostragens pois os modelos não podem ser bem diferenciados caso a comunidade não tenha sido adequadamente amostrada. O número de espécies das amostragens analisadas neste estudo representou pouco mais de um terço das espécies coletadas no resto do experimento e, portanto não se chegou à moda da curva o que dificulta a apropriação do método (PRESTON 1948; MAGURRAN 1988). De fato, os estudos que utilizam insetos coletados com armadilha luminosa analisam dezenas ou centenas de milhares de exemplares.

O grupo a ser estudado é fator determinante para a obtenção dos dados sendo preferida à utilização de guildas como borboletas atraídas por alimento (DEVRIES *et al.* 1997; 1999a,b) ou mariposas atraídas pela luz (*e.g.* PRESTON 1948; BARLOW & WOIWOD 1989). A subtração de um grupo pertencente a uma destas guildas, como por exemplo, Noctuidae, pode violar ou modificar classes de distribuição da abundância, vindo a prejudicar as análises.

A mistura de ambientes com profundas alterações antrópicas como lavouras, áreas de reflorestamento, áreas intocadas e outras em diferentes estágios de regeneração com certeza influenciam a distribuição das espécies. Deve-se salientar ainda, que muitos noctuídeos têm suas flutuações populacionais estreitamente relacionadas com culturas (SILVEIRA NETO *et al.* 1976; HOLLOWAY *et al.* 1992).

HILL & HAMER (1998) trabalhando em regiões tropicais, destacam as variações temporais em relação à falta de uniformidade da presença de borboletas ao longo dos anos. Os dados obtidos neste estudo demonstram que os noctuídeos também estão sujeitos à mesma influência, como visualizado pelo acréscimo de espécies ao longo do tempo, e das variações sazonais, características das regiões com estações bastante pronunciadas, especialmente sobre as espécies de menor abundância e constância.

A distribuição logarítmica do total das espécies teve parâmetro $\alpha = 20,43$ e $x = 0,994$ e, para o conjunto dos agrupamentos de C, D e E, $\alpha = 19,43$ e $x = 0,991$. Os valores de qui-quadrado referentes a adequação dos dados observados aos calculados foram, respectivamente, $X^2 = 24,44$ e $X^2 = 6,853$. Apenas os dados das espécies do conjunto dos agrupamentos C, D e E mostraram alguma adequação para distribuição logarítmica ($p < 0,30$), indicando alteração ambiental. Como já discutido anteriormente são vários os fatores que interferem na distribuição das espécies, o fato de haver alguma adequação para a distribuição obtida a partir do grupo de amostragens da primavera indica a importância da sazonalidade. Cabe mencionar a necessidade de estudos mais aprofundados, especialmente de coletas mais consistentes e em ambientes com maior área preservada, especialmente devido a grande capacidade de dispersão dos noctuídeos (HOLLOWAY *et al.* 1992). Este estudo, também chama a atenção sobre os cuidados a cerca do uso do parâmetro α , conhecido como índice de diversidade de Fisher ou de Williams, independente da adequação da distribuição (FISHER *et al.* 1943).

O rápido decréscimo da diversidade, sobretudo de grupos pouco conhecidos demanda a utilização de ferramentas que auxiliam na estimativa da riqueza total das

espécies que ocorrem nos ambientes. De posse de dados quantitativos, como melhor alternativa para estimar a riqueza total de uma série de dados aparece a utilização de estimativas não paramétricas de curvas assintóticas de acumulação de espécies (SOBERÓN & LLORENTE 1993; COLWELL & CODDINGTON 1994; LEÓN *et al.* 1998; LANDAU *et al.* 1999; KREBS 1999; COLWELL 2000).

As curvas de acumulação das espécies observadas e através dos quatro estimadores estão representadas na figura 2. Os valores máximos estimados pelo Jackknife de primeira e segunda ordem foram, respectivamente, 214,96 e 320,88 espécies. O procedimento de Bootstrap estimou 147,54 e a curva de Michaelis Menten, 325,81 espécies.

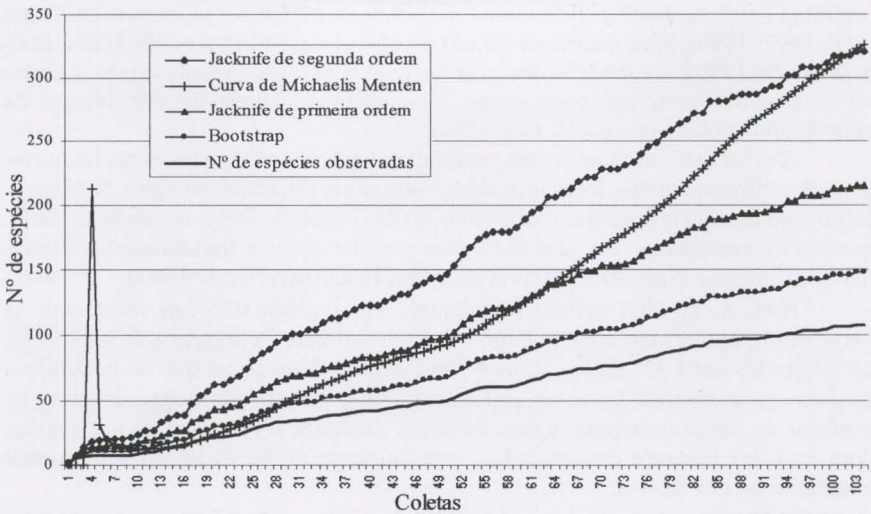


Fig. 2. Curvas de acumulação das espécies e estimativas de riqueza empregando os dados das coletas sistematizadas, Salvador do Sul, Rio Grande do Sul, 1994/1995.

O conhecimento de 189 espécies adicionais, obtido pelas coletas esporádicas indicou serem mais adequados os valores obtidos pela curva de Michaelis-Menten e Jackknife de segunda ordem. A curva de Michaelis-Menten é indicada como a melhor alternativa por LEÓN *et al.* (1998) para estimar a riqueza de esfingídeos e o Jackknife de segunda ordem, que leva em conta o número de espécies representadas por um único e dois indivíduos tem sua utilização recomendada por PALMER (1991) e foi responsável pela maior estimativa de mariposas no estudo de LANDAU *et al.* (1999).

Em relação aos baixos valores estimados pelo procedimento de Bootstrap e Jackknife de primeira ordem, KREBS (1999) salienta que seus valores máximos estimados limitam-se a duas vezes o valor de espécies presentes no total das amostragens. Assim, deixam de ser recomendados para comunidades insuficientemente amostradas, como é o caso.

CONCLUSÕES

O estudo da comunidade de Noctuidae, em Salvador do Sul, nas condições especificadas, permitiu concluir: a) o número de noctúdeos ocorrentes em Salvador do Sul é de, pelo menos, 297 espécies que, em relação à constância específica, agruparam-se em constantes constituídas por pragas-chave de culturas, polífagas ou hóspedes de gramíneas; acessórias, espécies de importância econômica reduzida ou relacionadas a grupos vegetais restritos (famílias) e, acidentais, mariposas cujas plantas hospedeiras da maioria são desconhecidas; b) a sazonalidade influencia grandemente a abundância e diversidade de espécies, destacando-se a maior ocorrência das espécies acessórias e acidentais durante a primavera e início do verão, período em que foram observados os maiores valores dos índices de diversidade; c) os procedimentos Jackknife de Segunda Ordem e Curva de Michaelis-Mentem foram os estimadores cujos números de espécies estimados foram maiores e mais apropriados; d) para fins de inventariamento de Noctuidae é necessário que sejam feitas amostragens por períodos superiores a um ano com grande número de oportunidades ou de armadilhas, especialmente na primavera e início do verão, quando ocorre a maioria das espécies menos frequentes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AREND, L.M. 1990. Geografia Física, p. 22-53. *In*: G.R. HOFFMANN; L.M. AREND; J.C.B. DA SILVEIRA; H.R. BELLOMO & J.L.M. NUNES (Eds). **Rio Grande do Sul – aspectos da Geografia**. Porto Alegre, Martins Livreiro, 104p.
- BARBOSA, P.; A. SEGARRA & P. GROSS. 2000. Structure of two macrolepidopteran assemblages on *Salix nigra* (Marsh) and *Acer negundo* L.: abundance, diversity, richness, and persistence of scarce species. **Ecol. Entomol.**, Oxford, **25**: 374-379.
- BARLOW, H.S. & I.P. WOIWOD. 1989. Moth diversity of a tropical forest in Peninsular Malaysia. **Jour. Trop. Ecol.**, Cambridge, **5**: 37-50.
- BECCALONI, G.W. & K.J. GASTON. 1995. Predicting the species richness of neotropical forest butterflies: Ithomiinae (Lepidoptera: Nymphalidae) as indicators. **Biol. Conserv.**, Oxford, **71**: 77-86.
- BIEZANKO, C.M.; A. RUFFINELLI & C.S. CARBONELL. 1957. Lepidoptera del Uruguay – Lista anotada de especies. **Revta Fac. Agron.**, Montevideo, **46**: 1-156.
- BIEZANKO, C.M.; A. RUFFINELLI & D. LINK. 1974. Plantas y otras sustancias alimenticias de las orugas de lo lepidopteros uruguayos. **Rev. Centro Ciências Rurais**, Santa Maria, **4** (2): 107-148.
- BROWER, J.E.; J.H. ZAR & C.N. VON ENDE. 1998. **Field and laboratory methods for general Ecology**. Boston, McGraw-Hill, 4th ed., IX+279p.
- BROWN JR., K.S.. 1991. Conservation of Neotropical Environments: Insects as indicators, p. 349-404. *In*: N.M. COLLINS & J.A. THOMAS (Eds). **The conservation of insects and their habitats**. London, Royal Entomological Society Symposium XV, Academic Press, 450p.
- BROWN JR., K.S. & A.V.L. FREITAS. 2000. Atlantic forest butterflies: indicators for landscape conservation. **Biotropica**, Washington, DC, **32** (4b): 934-956.
- CHEY, V.K.; J.D. HOLLOWAY & M.R. SPEIGHT. 1997. Diversity of moths in forest plantations and natural forests in Sabah. **Bull. Entomol. Res.**, Canterbury, **87**: 371-385.
- COLWELL, R.K. 2000. Estimates: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 6.0b1, online user's guide draft 20 september 2000, published at: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates6>.
- COLWELL, R.K. & J.A. CODDINGTON. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Phil. Trans. R. Soc. Lond. B**, London, **345**: 101-118.
- DAILY, C.G. & P.R. EHRLICH. 1995. Preservation of biodiversity in small rainforest patches: rapid evaluations using butterfly trapping. **Biodiv. Conserv.**, London, **4**: 35-55.

- DAJÓS, R. 1973. *Ecologia Geral*. Petrópolis, Vozes, 472p.
- DEVRIES, P.J.; D. MURRAY & R. LANDE. 1997. Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest. *Biol. Jour. Linn. Soc.*, London, **62**: 343-364.
- DEVRIES, P.J.; R. LANDE & D. MURRAY. 1999a. Associations of co-mimetic ithomiine butterflies on small spatial and temporal scales in a neotropical rainforest. *Biol. Jour. Linn. Soc.*, London, **67**: 73-85.
- DEVRIES, P.; T.R WALLA & H.F. GREENEY. 1999b. Species diversity in spatial and temporal dimensions of fruit-feeding butterflies from two Ecuadorian rainforests. *Biol. Jour. Linn. Soc.*, London, **68**: 333-353.
- DUTRA, R.R.C. 1995. Um procedimento para o cálculo do índice de diversidade de Brillouin. *Revta bras. Zool.*, Curitiba, **12** (4): 1025-1028.
- FISHER, B.L. 1998. Insect behavior and ecology in conservation: Preserving functional species interactions. *Ann. Entomol. Soc. Amer.*, Washington, DC, **91** (2): 155-158
- FISHER, R.A.; A.S. CORBET & C.B. WILLIAMS. 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *Jour. Anim. Ecol.*, London, **12**: 42-58.
- FROST, S.W. 1957. The Pennsylvania Insect Light Trap. *Jour. Econ. Entomol.*, College Park, **50** (3): 287-292.
- GASTON, K.J. 1988. Patterns in the local and regional dynamics of moths populations. *Oikos*, Copenhagen, **53**: 49-57.
- HAMPSON, G.F. 1903-1913. *Catalogue of the Lepidoptera Phalaenae in the Britihs Museum*. London: Taylor and Francis, V. 4-13. Pranchas 55-239.
- HEPPNER, J.B. 1991. Faunal regions and the diversity of Lepidoptera. *Trop. Lep.*, Gainesville, **2** (supl.):1-85.
- HILL, J.K. & K.C. HAMER. 1998. Using abundance models as indicators of habitat disturbance in tropical forests. *Jour. Appl. Entomol.*, Hamburg, **35**: 458-460
- HOLLOWAY, J.D. & H.S. BARLOW. 1992. Potential for loss of biodiversity in Malaysia, illustrated by the moth fauna, p. 293-311. *In*: A. AZIZ; S.A. KADIR & H.S. BARLOW (Eds). *Pest management and the environment in 2000*. Wallingford, CAB International & Agricultural Institute of Malaysia, 401p.
- HOLLOWAY, J.D.; J.D. BRADLEY & D.J. CARTER. 1992. *II E Guides to Insects of Importance to Man. I. Lepidoptera*. London, The Natural History Museum, 263p.
- INTACHAT, J.; J.D. HOLLOWAY & M.R. SPEIGHT. 1997. The effects of different forest management practices on geometroid moth populations and their diversity in peninsular Malaysia. *Jour. Trop. Forest Sci.*, Kuala Lumpur, **9** (3): 411-430.
- KITCHING, R.L.; A.G. ORR; L. THALIB; H. MITCHELL; M.S. HOPKINS & A.W. GRAHAM. 2000. Moth assemblages as indicators of environmental quality in remnants of upland Australian rain forest. *Jour. Appl. Ecol.*, Oxford, **37**: 284-297.
- KREBS, C.J. 1999. *Ecological Methodology*. Mento Park, Benjamin Cummings. 2nd ed., 620p.
- KREMEN, C. 1992. Assessing the indicator proprieties of species assemblages for natural areas monitoring. *Ecol. Appl.*, Washington, DC, **2** (2): 203-217.
- . 1994. Biological inventory using target taxa: a case study of the butterflies of Madagascar. *Ecol. Appl.*, Washington, DC, **4** (3): 407-422.
- KREMEN, C.; R.K. COLWELL; T.L. ERWIN; D.D. MURPHY; R.F. NOSS & M.A. SANJAYAN. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: Their use in conservation planning. *Conserv. Biol.*, New York, **7** (4): 796-808.
- LAFONTAINE, J.D. & R.W. POOLE. 1991. *Noctuoidea: Noctuidae (part.): Plusiinae*. Washington, DC, The Wedge Entomological Research Foundation, 182p. [Série: The moths of America North of Mexico, including Greenland; fasc. 25.1].
- LANDAU, D.; D. PROWELL & C.E. CALTON. 1999. Intensive versus long-term sampling to assess lepidopteran diversity in a Southern Mixed Mesophytic Forest. *Ann. Entomol. Soc. Amer.*,

- Washington, DC, **92** (3): 435-441.
- LARA, F.M.; S. SILVEIRA NETO & L.C. FORTI. 1977. Constância e diversidade de espécies de noctuídeos coletados em Jaboticabal e Piracicaba com auxílio de armadilhas luminosas. **Científica**, Jaboticabal, **5** (2): 144-151.
- LEÓN-C, J.L.; J. SOBERÓN-M. & J. LLORENTE-B. 1998. Assessing completeness of Mexican sphinx moth inventories through species accumulation functions. **Diversity and Distributions**, London, **4**: 37-44.
- LIMA, A.F. & F. RACCA FILHO. 1996. **Manual de pragas e praguicidas – Receituário Agrônômico**. Rio de Janeiro, EDUR, 818p.
- LIN, C.S. 1995. Macroheteroceran diversity variation in agricultural/forestry systems at Meifeng. **Jour. Taiwan Mus.**, Taipei, **48** (1): 25-38.
- LINK, D. 1977. Abundância relativa de alguns Noctuidae, em armadilha luminosa, em Santa Maria, RS. **Revta Centro Ciências Rurais**, Santa Maria, **7** (4): 331-351.
- LINK, D. & E.C. COSTA. 1988. Aspectos biológicos das lagartas do trigo. **Rev. Centro Ciências Rurais**, Santa Maria, **18** (2): 99-105.
- MAGURRAN, A.E. 1988. **Ecological diversity and its measurement**. New Jersey, Princeton University Press, 179p.
- MCGEACHIE, W.J. 1988. A remote sensing method for the estimation of light-trap efficiency. **Bull. Entomol. Res.**, Canterbury, **78**: 379-385.
- MCGEOCHE, M.A. 1998. The selection testing and application of terrestrial insects as bioindicators. **Biol. Rev.**, Cambridge, **73**: 181-201.
- MUIRHEAD-THOMPSON, R.C. 1991. **Trap responses of flying insects. The influence of trap design on capture efficiency**. London, Academic Press, 287p.
- NEW, T.R. 1997. Are Lepidoptera an effective 'umbrella group' for biodiversity conservation? **Jour. Insect Conserv.**, Dordrecht, **1**: 5-12.
- NOSS, R.F. 1990. Indicators for Monitoring biodiversity: A hierarchical approach. **Conserv. Biol.**, New York, **4** (4): 354-364.
- OLIVER, I. & A.J. BEATTIE. 1996. Designing a cost-effective invertebrate survey: a test of methods for rapid assessment of biodiversity. **Ecol. Appl.**, Washington, DC, **6** (2): 594-607.
- PALMER, M.W. 1991. Estimating species richness: The second-order jackknife reconsidered. **Ecology**, New York, **72** (4): 1512-1513.
- PRESTON, F.W. 1948. The commonness and rarity of species. **Ecology**, New York, **29**: 254-283.
- POOLE, R.W. 1989. Noctuidae. In: J.B. HEPPNER (Ed.) **Lepidopterorum Catalogus**. New York, Brill, 1314p.
- REKA-KUDLA, M.L.; D.E. WILSON & O. WILSON. 1997. **Biodiversity II**. Washington, DC, Joseph Henry Press, 551p.
- SEITZ, A. 1919-1944. **Die Gross-Schmetterlinge der Erde. Abteilung II – Die Gross-Schmetterlinge des Amerikanischen Faunengebietes. Band 7: Eulenartige Nachtfalter**. Stuttgart, Alfred Kernen, 508p.
- SILVA, A.G.A.; C.R. GONÇALVES; D.M. GALVÃO; A.J.L. GONÇALVES; J. GOMES; M.N. SILVA & L. SIMONI. 1968. **Quarto Catálogo dos Insetos que vivem nas Plantas do Brasil. Seus parasitos e predadores**. Parte II, 1º tomo, Insetos, hospedeiros e inimigos naturais. Rio de Janeiro, Ministério de Agricultura, 622p.
- SILVEIRA NETO, S.; O. NAKANO; D. BARBIN & N.A. VILLA NOVA. 1976. **Manual de ecologia dos insetos**. São Paulo, CERES, 419p.
- SOBERÓN-M., J. & J. LLORENTE-B. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. **Conserv. Biol.**, New York, **7** (3): 480-488.
- SPECHT, A. & E. CORSEUIL. 1996. Lista documentada dos noctuídeos (Lepidoptera: Noctuidae) ocorrentes no Rio Grande do Sul, Brasil. **Biociências**, Porto alegre, **4** (2): 131-170.
- . 1998. Novas ocorrências de noctuídeos (Lepidoptera, Noctuidae) no Rio Grande do Sul, Brasil. **Biociências**, Porto alegre, **6** (1): 123-129.

- SPECHT, A. & E. CORSEUIL. 2001. Ocorrência de noctuídeos, (Lepidoptera, Noctuidae) no Rio Grande do Sul, Brasil. Nota suplementar I. **Biociências**, Porto alegre, 9 (2): 97-103.
- . 2002. Avaliação populacional de lagartas e inimigos naturais em azevém, com rede de varredura. **Pesq. Agropec. Bras.**, Brasília, 37 (1): 1-6.
- TARRAGÓ, M.F.S.; S. CARVALHO & D. LINK. 1975. Levantamento da família Noctuidae, através de armadilhas luminosas, em Santa Maria, RS. **Revta Centro Ciências Rurais**, Santa Maria, 5 (2): 125-130.
- TEIXEIRA, M.B. & A.B. COURA NETO. 1986. Vegetação – as regiões fitoecológicas, sua natureza e seus recursos econômicos. Estudo fitogeográfico, p. 541-632. *In*: **Folha SH. 22-Porto Alegre e parte das folhas SH. 21-Uruguaiana e SI. 22-Lagoa Mirim: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra**. Rio de Janeiro, IBGE, 796p. [Levantamento de Recursos Naturais, volume 33].
- USHER, M.B. & S.W.J. KEILLER. 1998. The macrolepidoptera of farm woodlands: determinants of diversity and community structure. **Biodiv. Conserv.**, London, 7: 725-748.
- WOIWOD, I.P. 1997. Detecting the effects of climate change on Lepidoptera. **Jour. Insect Conserv.**, Dordrecht, 1: 149-158.

Recebido em 11.III.2002; aceito em 02.VII.2002.