



Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro Biomédico
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

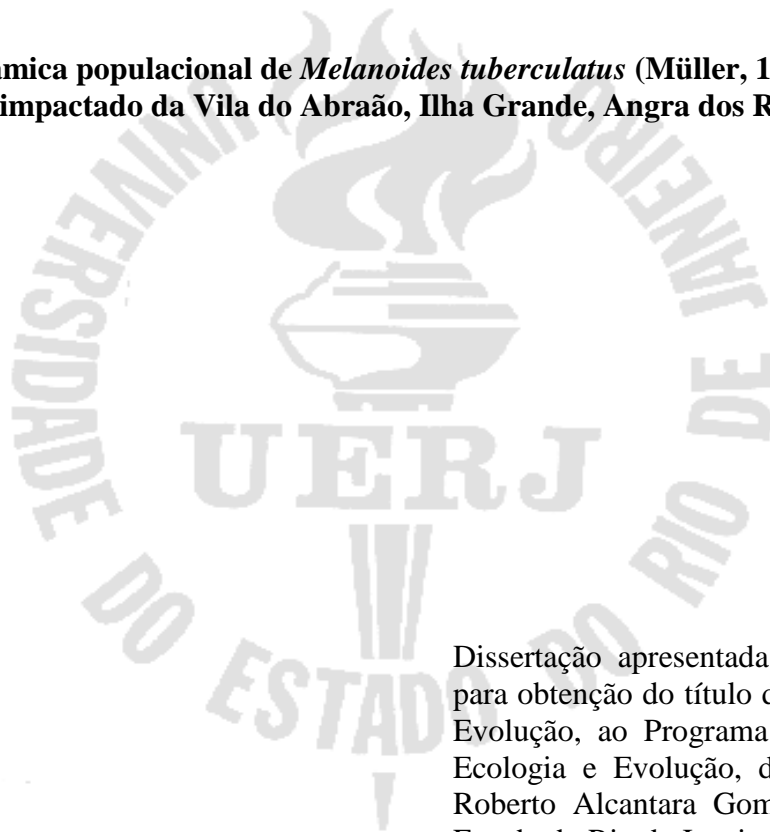
Igor Christo Miyahira

Dinâmica populacional de *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774) em um riacho impactado da Vila do Abraão, Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil

Rio de Janeiro
2010

Igor Christo Miyahira

Dinâmica populacional de *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774) em um riacho impactado da Vila do Abraão, Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil



Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Evolução, ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Evolução, do Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Orientadora: Prof^a Dr^a Sonia Barbosa dos Santos

Rio de Janeiro
2010

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC-A

M685 Miyahira, Igor Christo.
Dinâmica populacional de *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774)
em um riacho impactado da Vila do Abraão, Ilha Grande, Angra dos
Reis, RJ, Brasil / Igor Christo Miyahira. - 2010.
110 f. : il.
Orientadora: Sonia Barbosa dos Santos.
Banca Examinadora: Sonia Barbosa dos Santos, Timothy Peter
Moulton, Silvana Aparecida Rogel Carvalho Thiengo, Beatriz Grosso
Fleury, Sandra Aparecida Padilha Magalhães Fraga, Rosana Mazzoni
Buchas.
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de
Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.
Bibliografia: f. 98-110.
1. Caracol – Comportamento - Teses. 2. Gastrópode – Teses. I.
Santos, Sonia Barbosa dos. II. Universidade do Estado do Rio de
Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes. III. Título.

CDU 594.38

Autorizo para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação.

Assinatura

Data

Igor Christo Miyahira

Dinâmica populacional de *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774) em um riacho impactado da Vila do Abraão, Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Evolução, ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Evolução, do Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Aprovado em 26 de Fevereiro de 2010

Sonia Barbosa dos Santos – Orientadora
Departamento de Zoologia - UERJ

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Timothy Peter Moulton
Departamento de Ecologia – UERJ

Prof^a Dr^a Silvana Aparecida Rogel Carvalho Thiengo
Laboratório de Referência Nacional em Malacologia Médica – Fiocruz

Prof^a Dr^a Beatriz Grosso Fleury
Departamento de Ecologia – UERJ

Dr^a Sandra Aparecida Padilha Magalhães Fraga - Suplente
FarManguinhos – Fiocruz

Prof^a Dr^a Rosana Mazzoni Buchas - Suplente
Departamento de Ecologia – UERJ

Rio de Janeiro
2010

AGRADECIMENTOS

À meus pais e irmão pelo carinho de todo dia, por sempre estarem ao meu lado. Não me canso de agradecer pelo apoio e incentivo durante estes anos. Estendo estes agradecimentos também a meu avô, tios, e primos, que mesmo um pouco mais distantes não deixaram de participar, apoiar e compreender.

À Carla Freitas, que nesta nova fase de nossas vidas, com sua paciência, amor e carinho, continuam a me dar forças para lutar por nossos objetivos.

À minha orientadora, Prof^a Dra. Sonia B. dos Santos, que aceitou o desafio deste trabalho e esteve ao meu lado durante o processo com seus conselhos e ensinamentos. Mesmo com todas as dificuldades que a vida impõe continua a apoiar seus alunos.

Ao amigo e colega de laboratório, Luiz E.M. de Lacerda, por toda a ajuda e amizade ao longo destes anos.

À toda a equipe do Laboratório de Malacologia da UERJ, Gleisse K.M. Nunes, Tiago A. Viana, Amilcar B. Barbosa, Francielle C. da Fonseca, Jaqueline L. de Oliveira, Patrícia C. do Socorro, Claudia L. Rodrigues, Luciane Guilhermino, Mariana C. Vasconcellos, Renata Maia, Aline N. Silva e Luciana Terças, que ajudaram a coletar, medir, contar, tabular e mais algumas coisas. Agradeço não só pela ajuda “científica”, mas também pela amizade e apoio de vocês.

À Isabela B. Gonçalves e Renata F. Ximenes que fizeram tudo descrito no parágrafo anterior e ainda aceitaram carregar esse piano daqui para frente.

Aos amigos de graduação, pós e Lorena com os quais eu compartilhei agradáveis momentos estes anos.

Ao Prof. Dr. Timothy P. Moulton que gentilmente emprestou o pHmetro e o condutivímetro para este trabalho. Também agradeço por ter aceitado o convite para ser revisor desta dissertação, suas sugestões certamente engrandeceram o trabalho.

À Prof^a Dra. Silvana C. Thiengo pela autorização para realização dos testes parasitológicos no Laboratório de Referência Nacional em Malacologia Médica da Fundação Oswaldo Cruz. A toda a equipe do mesmo laboratório pelo auxílio nos testes, em especial: Aline C. Mattos, Marta C. Pinto, Linalva L. Souza, Ana Paula de Oliveira e Daniel Lago.

A todos os membros da banca que aceitaram o convite para participar, perdendo alguns instantes de suas atribuladas vidas lendo estas linhas.

A toda a equipe do Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável da Ilha Grande (CEADS) pelo apoio logístico e infra-estrutura.

Ao técnico Alan C.N. de Moraes pelas fotos de microscopia eletrônica de varredura e ao Prof. Dr. Jorge José de Carvalho pela permissão para utilização do Laboratório de Microscopia Eletrônica da UERJ.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da UERJ pelas aulas ministradas nestes dois anos.

Aos moradores da Vila do Abraão que permitiram que atravessássemos seus jardins para chegarmos até o riacho.

À pessoa que inadvertidamente despejou a água do seu aquário neste riacho e possibilitou que eu escrevesse essa dissertação. Bom para mim, ruim para o riacho.

À FAPERJ pelo apoio financeiro concedido.

A todos, muito obrigado!

Nós nos tornamos através do poder glorioso
de um acidente evolucionário chamado
inteligência, os administradores da
continuidade da vida na Terra. Nós não
pedimos este cargo, mas nós não podemos
abdicar dele. Nós podemos não ser
apropriados para ele, mas aqui estamos nós.

Stephen Jay Gould

Ilhas são paraísos e campos de produção
para o único e anômalo. Elas são
laboratórios naturais da extravagante
experimentação evolucionária.

David Quammen

RESUMO

MIYAHIRA, Igor Christo. *Dinâmica populacional de Melanoides tuberculatus (Müller, 1774) em um riacho impactado da Vila do Abraão, Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil*. 2010. 110 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

Melanoides tuberculatus (Müller, 1774) é um gastrópode dulceaquícola de origem afro-asiática, atualmente com uma distribuição cosmopolita, devido a seu comportamento invasivo. Utilizamos em nosso trabalho o nome *Melanoides tuberculatus* por acreditar ser o mais correto para a espécie, pois também é encontrado na literatura o nome *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774), combinação que não atende os preceitos do ICZN. Recuperamos registros em 52 países, sendo 25 na área nativa e 27 na área exótica de distribuição da espécie. Esta espécie foi recentemente introduzida em um riacho na Vila do Abraão (Ilha Grande), possivelmente através do despejo de água de aquário. O objetivo do trabalho foi avaliar a dinâmica populacional deste caramujo neste novo ambiente, assim como seus efeitos sobre a fauna acompanhante, durante dois anos, de julho/2006 até maio/2008, com coletas bimensais. O riacho foi dividido em oito pontos de coleta (P1, o mais a montante até P8, mais a jusante). As coletas foram realizadas através de duas metodologias, coleta direta e *Surber*. Os animais coletados foram triados, contados e identificados na menor categoria taxonômica possível. Fatores ambientais foram mensurados em cada ponto de coleta. Os testes parasitológicos e identificação do sexo foram realizados com os animais provenientes da coleta direta. Os exemplares de *M. tuberculatus* foram divididos em quatro classes de tamanho (CL) de acordo com a largura do animal (CL1 – 0,01 até 2,99 mm; CL2 – 3,00 até 5,99 mm; CL3 – 6,00 até 8,99 mm e CL4 – >9,00 mm). Os dados foram analisados usando planilha Excel e o pacote estatístico SYSTAT 12. A população de *M. tuberculatus* apresentou um crescimento em quatro fases: *lag*, crescimento exponencial, queda e estabilização, diferindo do encontrado nos demais moluscos deste riacho, que apresentaram flutuações populacionais irregulares. O pico populacional foi em novembro/2007 com 3156 exemplares. A espécie se reproduz o ano todo, porém com um pico entre maio/2007 e novembro/2007, quando os indivíduos da CL1 representaram mais de 50% do total. A mortalidade se concentra nos indivíduos maiores (CL3 e CL4), a CL4 sempre representando menos de 5% dos animais coletados. Os testes parasitológicos foram todos negativos, não sendo encontradas interações com a helmintofauna. Observamos apenas fêmeas na população, tratando-se possivelmente de uma população inteiramente partenogenética. A espécie formou grandes agregados populacionais, com uma densidade máxima estimada de 47555 ind./m², sendo o trecho onde a espécie foi primariamente detectada (P6-P8) o que apresentou as maiores densidades. A biomassa retirada foi de 4,578 kg e foram observados dois picos de biomassa, em março/2007 e novembro/2007. A dispersão de *M. tuberculatus* neste riacho foi predominantemente ativa, em um processo contra a corrente: em julho/2006 a espécie só ocorria entre o P6 e o P8, em setembro/2006 a identificamos no P5 e em maio/2007 no P4. As médias de tamanho nos pontos de coleta recém colonizados eram sempre maiores que nos pontos colonizados há mais tempo. O agrupamento obtido na Análise Discriminante com os dados da comunidade de macroinvertebrados reflete a alteração da comunidade provocada por *M. tuberculatus*, juntando os pontos de coleta onde não há a presença da espécie exótica e em outro grupo os pontos onde a espécie já ocorre, entre estes dois extremos ficaram os pontos colonizados durante o estudo. Foi observado o efeito negativo de *M. tuberculatus* sobre Chironomidae, Odonata e *Pisidium punctiferum* (Guppy, 1867) (regressões com tendência negativa e $p < 0,05$). Estas espécies também foram menos abundantes nos pontos de coleta nos quais a espécie exótica ocorria. Efeitos não conclusivos foram observados sobre outros grupos.

Concluimos que *M. tuberculatus* apresentou um crescimento populacional em quatro fases, como o demonstrado para outras espécies exóticas invasoras; sua dispersão ao longo do riacho ocorre de forma ativa e, alterou a estrutura da comunidade afetando negativamente outras espécies.

Palavras-chave: *Melanoides tuberculatus*. Gastrópodes exóticos. Invasões biológicas. Dinâmica populacional. Competição. Ilha Grande. Rio de Janeiro.

ABSTRACT

Melanooides tuberculatus (Müller, 1774) is an afro-asiatic freshwater gastropod but nowadays with a cosmopolitan distribution, due his invasive behavior. In this study are used the name *Melanooides tuberculatus*, it is also found in literature the name *Melanooides tuberculata* (Müller, 1774), this last name is not in accordance with ICZN rules. We found reports of this species in 52 countries, 25 in native area of distribution and 27 in exotic area. This species was recently introduced in a stream in Vila do Abraão (Ilha Grande), possibly by an aquarist. The aim of this work was to evaluate *M. tuberculatus* population dynamics in the new habitat, as also the effects of this snail over the fauna. The study was conducted between July/2006 and May/2008 with collections every two months. The stream was divided in eight collecting stations, being P1 the most upstream and P8 the most upstream. In each collecting station were performed two collecting methodologies, timed search and *Surber*. Collected animals were screened, counted, measured and identified to the lowest possible taxonomic level. Environmental factors were measured in each collection station. *Melanooides tuberculatus* specimens were divided in four size classes (CL) according to the animal width (CL1 – 0.01 to 2,99 mm; CL2 – 3.00 to 5.99 mm; CL3 – 6.00 to 8.99 mm e CL4 – >9.00 mm). Data analysis was done in Excel and SYSTAT 12. The *M. tuberculatus* population showed a four stages growth: lag, exponential growth, falling and stabilization, a pattern different from others freshwater snails in this stream. Population maximum size was reached in November/2007, when was collected 3156 snails. This species reproduced along the year but with a reproduction peak from May/2007 to September/2007, when CL1 represented more than 50% of collected snails. Mortality was concentrated in biggest specimens (CL3 e CL4), CL4 represented less than 5% of collected snails. All parasitological tests were negative, so interactions with helminthes in the study period are nonexistent. Males are not observed in this population, being a entire partenogenetic population. *Melanooides tuberculatus* reached a dense population in this stream; maximum estimated density was 47555 snails/m² on the place that this snail was first observed (P6-P8). Estimated removed biomass was 4,578 kg and was observed two biomass peaks in March/2007 and November/2007. *Melanooides tuberculatus* dispersal in this stream was active going upstream, reaching P5 in September/2006 and P4 in May/2007. The average size in recently colonized collection stations was bigger than in the other collection stations at the same time. Community composition groups obtained in Discriminant Analysis was influenced by distribution of *M. tuberculatus* in the stream, in one group was joined the collection stations without *M. tuberculatus*, in other group the stations with *M. tuberculatus*. The negative effect of this species was observed over Chironomidae, Odonata and *Pisidium punctiferum* (Guppy, 1867) (regression with negative tendencies and $p < 0,05$). This species were less abundant in collect stations where *M. tubercuatus* occurs. Finally, we conclude that *M. tuberculatus* had a population growth in four stages, as described for other exotic invasive species; dispersion in this stream was active and changed community structure with negative effects over other species.

Keywords: *Melanoides tuberculatus*. Exotic snails. Biological invasions. Population dynamics. Competition. Ilha Grande. Rio de Janeiro.

LISTA DE FIGURAS

	Descrição	Página
Figura 1	Caracterização de <i>Melanoides tuberculatus</i> (Müller, 1774) da Vila do Abraão, Ilha Grande. Animais de diversos tamanhos ilustrando diversidade de cores e ornamentações.....	16
Figura 2	Caracterização de <i>Melanoides tuberculatus</i> (Müller, 1774) da Vila do Abraão, Ilha Grande. Fotomicrografia eletrônica de varredura de um exemplar jovem de <i>M. tuberculatus</i> , sobressaindo-se os detalhes das costelas e estrias.....	17
Figura 3	Número de países com distribuição nativa e exótica de <i>Melanoides tuberculatus</i> (Müller, 1774) ao redor do mundo com base nos registros da literatura.....	23
Figura 4	Localização da Ilha Grande e da Vila do Abraão.....	35
Figura 5	Imagem de satélite da Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ, com o riacho delimitado e os pontos de coleta indicados com suas respectivas coordenadas geográficas.....	36
Figura 6	Pontos de coleta no riacho da Vila do Abraão, Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil. A – P1, B – P2, C – P3, D – P4.....	39
Figura 7	Pontos de coleta no riacho da Vila do Abraão, Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil. E – P5, F – P6, G – P7 e H – P8.....	40
Figura 8	Exemplar de <i>Melanoides tuberculatus</i> (Müller, 1774) coletado na Vila do Abraão ilustrando como eram feitas as medidas de altura e largura.....	41
Figura 9	Crescimento do tamanho da população de <i>M. tuberculatus</i> (Müller, 1774) em um riacho impactado da Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ....	50
Figura 10	Crescimento da população de <i>M. tuberculatus</i> (Müller, 1774) em cada ponto de coleta da Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ.....	51
Figura 11	Sucessão das classes de tamanho de <i>M. tuberculatus</i> (Müller, 1774) em um riacho impactado da Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ ao longo do tempo.....	51
Figura 12	Variação das médias de altura e largura de <i>M. tuberculatus</i> (Müller, 1774) coletados em um riacho impactado da Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ.....	53
Figura 13	Relação entre altura e largura de todas as medidas obtidas de 21708 exemplares de <i>M. tuberculatus</i> (Müller, 1774) oriundos da Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ.....	53
Figura 14	Análise de variância (ANOVA) do diâmetro e da altura de exemplares de <i>M. tuberculatus</i> coletados em um riacho da Vila do Abraão.....	54
Figura 15	Variação do diâmetro dos indivíduos de <i>M. tuberculatus</i> (Müller, 1774) da Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ; em cada um dos oito pontos de coleta estudados.....	55
Figura 16	Mortalidade da população de <i>M. tuberculatus</i> na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ; vista através da abundância de cada classe de tamanho.....	56
Figura 17	Relação entre biomassa úmida e largura de <i>M. tuberculatus</i> capturados na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ.....	57

Figura 18	Biomassa úmida estimada total e por classe de tamanho de <i>M. tuberculatus</i> na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ.....	58
Figura 19	Exemplar de <i>M. tuberculatus</i> (Müller, 1774) coletado na Vila do Abraão (Ilha Grande, RJ) com grande quantidade de algas aderidas....	59
Figura 20	Variações das médias dos fatores abióticos em um riacho impactado da Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ; por expedição de coleta, ou seja, ao longo do tempo.....	61
Figura 21	Variações das médias dos fatores ambientais em um riacho impactado da Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ; por ponto de coleta, ou seja, ao longo do riacho.....	62
Figura 22	Expedições de coleta (EXP) agrupadas segundo os fatores ambientais com base nas duas principais funções discriminantes.....	64
Figura 23	Pontos de coleta agrupados em função dos fatores ambientais do riacho em estudo na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ; com base nas duas principais funções discriminantes.....	65
Figura 24	Variação das abundâncias de moluscos de água doce encontrados na Vila do Abraão (Ilha Grande, RJ) agrupados pelas expedições de coleta.....	66
Figura 25	Distribuição espacial dos moluscos de água doce encontrados na Vila do Abraão (Ilha Grande, RJ) agrupados por ponto de coleta.....	67
Figura 26	Gráfico de dispersão mostrando a relação entre as expedições de coleta realizadas na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ; com base na fauna de moluscos de água doce.....	69
Figura 27	Distribuição dos pontos de coleta delimitados na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ; com base nas duas principais funções discriminantes geradas a partir da composição da fauna de moluscos de água doce encontrados.....	70
Figura 28	Regressões entre as abundâncias de <i>Melanoides tuberculatus</i> e os demais moluscos de água doce encontrados na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ.....	71
Figura 29	Análise de componentes principais (PCA) relacionando os fatores abióticos com a composição da fauna de moluscos de água doce encontradas na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ.....	73
Figura 30	Regressões entre as abundâncias <i>M. tuberculatus</i> e as demais táxons obtidos com o coletor <i>Surber</i> no riacho da Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ.....	75
Figura 31	Abundância, em diversas situações, de <i>Pisidium punctiferum</i> , Chironomidae e Odonata, com <i>Melanoides tuberculatus</i> na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ.....	77
Figura 32	Abundância, em diversas situações, de <i>B. tenagophila</i> , Ancyliidae e Empididae, com <i>M. tuberculatus</i> na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ.....	78
Figura 33	Gráfico de dispersão com as duas principais funções discriminantes classificando as expedições de coleta realizadas na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ; com base na fauna de macroinvertebrados coletados com o <i>Surber</i>	80
Figura 34	Análise discriminante classificando os pontos de coleta com base nos macroinvertebrados bentônicos da Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ....	79
Figura 35	Regressões comparando as metodologias de coleta empregadas no riacho da Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ.....	80

LISTA DE TABELAS

	Descrição	Página
Tabela 1	Registros da distribuição de <i>M. tuberculatus</i> no mundo.....	24
Tabela 2	Características que a aumentam a invasividade das espécies e a invasibilidade dos ambientes.....	29
Tabela 3	Datas das expedições de coletas realizadas na Vila do Abraão na Ilha Grande com o objetivo de acompanhar a população de <i>Melanoides tuberculatus</i>	37
Tabela 4	Comparação dos parâmetros ambientais entre o nosso estudo e o de outros autores.....	60
Tabela 5	Matriz de classificação da análise discriminante para os fatores ambientais mensurados na Vila do Abraão (Ilha Grande, RJ) entre as expedições de coleta.....	61
Tabela 6	Matriz de classificação da análise discriminante dos pontos de coleta em função dos fatores ambientais mensurados no riacho em estudo na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ.....	62
Tabela 7	Matriz de classificação da análise discriminante com base na composição da fauna de moluscos de água doce coletados na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ; agrupados por expedição de coleta.....	66
Tabela 8	Matriz de classificação dos pontos de coleta com base na composição da fauna de moluscos de água doce do riacho em estudo na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ; segundo o resultado da análise discriminante.....	67
Tabela 9	Resultados das regressões entre <i>M. tuberculatus</i> (Müller, 1774) e os demais moluscos oriundos da coleta direta realizada na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ.....	70
Tabela 10	Resultados das regressões realizadas entre <i>M. tuberculatus</i> (Müller, 1774) e os outros 12 taxa mais abundantes no riacho.....	73
Tabela 11	Maior densidade observada em 0,09m ² na Vila do Abraão e densidade extrapolada para 1m ² com base no valor observado.....	77
Tabela 12	Matriz de classificação das expedições de coleta (EXP) com base na fauna de macroinvertebrados obtidos com o <i>surber</i> realizado na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ.....	77
Tabela 13	Matriz de classificação da análise discriminante, classificando os pontos em função da fauna de macroinvertebrados coletado com o <i>surber</i> na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ.....	79
Tabela 14	Comparação entre as metodologias de coleta através da média total de moluscos de água doce coletados na Vila do Abraão e a respectiva porcentagem.....	80
Tabela 15	Resultados das regressões entre as abundâncias dos animais oriundos da coleta direta contra os do <i>surber</i>	65

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
1.1	Características da espécie	15
1.2	Considerações taxonômicas	17
1.3	O problema das espécies exóticas	18
1.4	Vias e vetores de introdução	20
1.5	Distribuição de <i>Melanoides tuberculatus</i>	21
1.6	Ciclo populacional de espécies introduzidas	24
1.7	Estudos populacionais de <i>M. tuberculatus</i>	25
1.8	Processo de invasão	27
1.9	O efeito das espécies invasoras em comunidades biológicas	28
1.10	Parasitologia	30
1.11	Relevância	31
2	OBJETIVOS	32
2.1	Objetivo geral	32
2.2	Objetivos específicos	32
3	MATERIAL E MÉTODOS	33
3.1	Área de estudo	33
3.2	Coletas	35
3.3	Dados ambientais	36
3.4	Conquiliometria	37
3.5	Triagem das amostra de <i>Surber</i>	39
3.6	Testes parasitológicos	39
3.7	Identificação dos sexos	40
3.8	Anestesia e fixação	40
3.9	Análise de dados	41
3.9.1	Dados populacionais de <i>M. tuberculatus</i>	41
3.9.2	Fatores ambientais	43
3.9.3	<u>Comunidade de moluscos de água doce da Vila do Abraão</u>	43
3.9.4	<u>Influência dos fatores abióticos sobre os moluscos</u>	44
3.9.5	<u>Amostrador <i>Surber</i></u>	44
3.9.6	<u>Avaliação das metodologias de coleta</u>	45
4	RESULTADOS	47
4.1	Crescimento populacional	47
4.2	Classes de tamanho	48
4.3	Medidas de altura e largura	50
4.4	Mortalidade	53
4.5	Dispersão	53
4.6	Biomassa úmida	54
4.7	Testes parasitológicos	56
4.8	Identificação dos sexos	57
4.9	Outras interações	57
4.10	Fatores ambientais	57
4.11	Comunidade de moluscos de água doce	63
4.12	Relação entre fatores abióticos e bióticos	70
4.13	Amostrador <i>Surber</i>	70
4.14	Avaliação das metodologias de coleta	79
5	DISCUSSÃO	82
6	CONCLUSÕES	96

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	97
---	-----------

1 INTRODUÇÃO

1.1 Características da espécie

Melanooides tuberculatus (Müller, 1774) é uma espécie partenogenética de gastrópode de água doce, da família Thiaridae (Mollusca: Gastropoda: Caenogastropoda: Cerithioidea). A espécie é altamente polimórfica (Fig. 1), sendo que diversos morfotipos foram descritos como espécies ou subespécies, criando uma lista sinonímica imensa (Pilsbry & Bequaert, 1924; Benthem-Jutting, 1956; Brandt, 1974). A concha é moderadamente grossa, alongada, turriforme, com 12-16 voltas, ápice e voltas pós-nucleares frequentemente erodidas ou descoloradas. As voltas são convexas ou quase planas, crescendo regularmente em tamanho. A base da concha é arredondada. O umbílico é fechado. O perióstraco é amarronzado, amarelado ou oliváceo. São comuns flâmulas e bandas marrons ornamentando a concha. Pode existir na volta corporal uma banda de cor marrom (banda columelar). A escultura da concha consiste de cristas ou estrias espirais (horizontais), as quais são frequentemente cortadas por costelas obtusas (verticais) (Fig. 2). A abertura é oval, o perístoma é afiado e a columela curvada (Benthem-Jutting, 1956; Brandt, 1974). A fórmula radular é 2.1.1.1.2 (Brandt, 1974), ou seja, rádula do tipo tenioglossa. Benthem-Jutting (1956) fornece a fórmula radular com a indicação do número de denticulos em cada dente, sendo esta C 4-1-4, L 1-1-4, M₁ 9, M₂ 10. Opérculo córneo, oval, paucispiral e de cor marrom-escuro. O animal apresenta cor cinza escura com pontos amarelados. O bordo do manto é franjado (Benthem-Jutting, 1956; Brandt, 1974). Dorsalmente, posterior a cabeça, existe o marsúpio, onde são encontrados jovens com até seis voltas (Ben-Ami & Hodgson, 2005). O tamanho desta espécie fornecido por Brandt (1974) é 22-42 mm de altura e 7-14 mm de diâmetro; e por Benthem-Jutting (1956) é de 30-35 mm de altura, 10-12 mm de largura e 8-10 mm de altura da abertura. Detalhes anatômicos são fornecidos em Berry & Kadri (1974) e Simone (2001).

Os sexos nesta espécie são separados, porém é uma espécie partenogenética, com muitas populações na qual o macho não é encontrado (Berry & Kadri, 1974; Livshits *et al.* 1984). A proporção macho/fêmea nas populações varia muito (Ben-Ami & Heller, 2005; Facon *et al.* 2005).

Trata-se de uma espécie bentônica que rasteja sobre substratos duros e inconsolidados. O hábito alimentar é constituído de algas verdes e matéria orgânica em decomposição (Benthem-Jutting, 1956; Beeston & Morgan, 1979). Elkarmi & Ismail (2007) estimou o tempo de vida máxima de *M. tuberculatus* em cinco anos. Pointier *et al.* (1992) observou o

mesmo tempo de vida com base em estudos laboratoriais. Dudgeon (1986) fez uma estimativa mais modesta, de dois anos, a partir de observações de campo.



Figura 1 – Caracterização de *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774) da Vila do Abraão, Ilha Grande. Animais de diversos tamanhos ilustrando diversidade de cores e ornamentações. Fotos: I.C. Miyahira.

Esta espécie ocorre em ambientes lênticos (Dudgeon, 1986; Vaz *et al.* 1986; Paz *et al.* 1995; Pereira, 2000) e lóticos (Duggan, 2002; Giovanelli *et al.* 2005; Santos *et al.* 2007). Tolerância à salinidade, ocorrendo em áreas de estuário (Bentham-Jutting, 1956; Dundee & Paine, 1977; Santos *et al.* 2007; Barroso & Matthews-Cascon, 2009), e até em águas consideradas salgadas (>33ppt) (Wingard *et al.* 2006). Também pode ocorrer em riachos termais na qual a temperatura da água ultrapassa os 30°C (Duggan, 2002) ou até mesmo 35°C (Bentham-Jutting, 1956). Também suporta águas ricas em iodo e a altitude máxima na qual há registro da espécie é de 1600m no Monte Malabar, na ilha de Java (Bentham-Jutting, 1956). Estes fatos demonstram a generalidade desta espécie em relação às preferências ambientais.

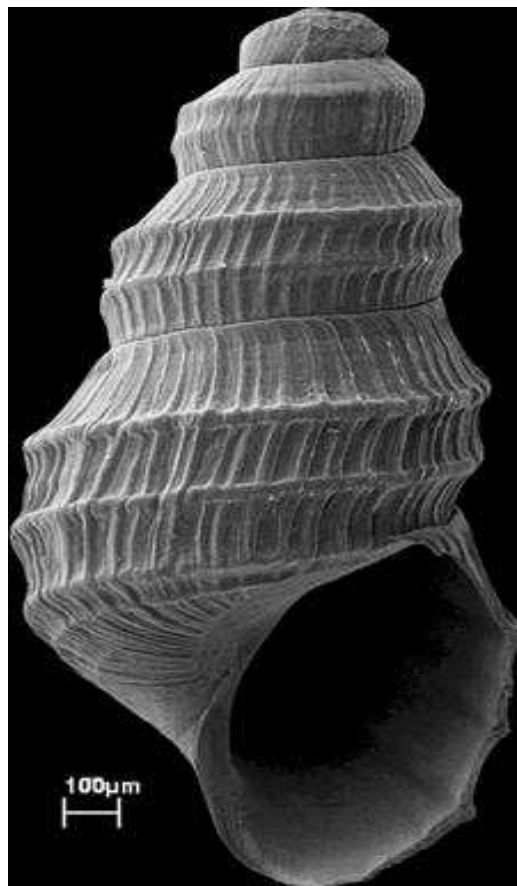


Figura 2 – Caracterização de *Melanooides tuberculatus* (Müller, 1774) da Vila do Abraão, Ilha Grande. Fotomicrografia eletrônica de varredura de um exemplar jovem de *M. tuberculatus*, sobressaindo-se os detalhes das costelas e estrias. Foto: A.C.N. de Moraes (Laboratório de Microscopia Eletrônica da UERJ).

Melanooides tuberculatus é capaz de formar grandes agregados populacionais (Dudgeon, 1986; Pointier, 2001; Duggan, 2002; Santos *et al.* 2007). Esta característica é vista por Darrigran & Damborenea (2006) como associada ao comportamento de espécies invasoras, pois outros moluscos invasores também possuem esta capacidade como *Corbicula fluminea* (Müller, 1774), *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) e *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771). Não há concordância sobre épocas reprodutivas para a espécie. Berry & Kadri (1974) afirmam que é contínua ao longo do ano, pois se encontram jovens no marsúpio durante o ano todo. Dudgeon (1986) observou uma época preferencial indo de julho a novembro. Ismail & Arif (1993) identificaram duas épocas reprodutivas, uma em maio e outra em outubro. É estimado que um indivíduo de *M. tuberculatus*, consiga liberar 365 jovens em um ano (Keller *et al.* 2007).

1.2 Considerações taxonômicas

Na literatura recente sobre esta espécie percebemos a utilização de dois nomes, *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774) e *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774). Como não pode haver dois nomes corretos para a mesma espécie, só um dos dois usos se apresenta correto. A espécie em estudo foi descrita originalmente por Müller em 1774 com o nome de *Nerita tuberculata* Müller, 1774; posteriormente ela foi retirada deste gênero, *Nerita* L., 1758; e colocada no gênero *Melania* Lamarck, 1799 e depois no gênero *Thiara* Röding, 1798 (Bentham-Jutting, 1956; Brandt, 1974). O Código Internacional de Nomenclatura Zoológica prediz no seu artigo 34 que o epíteto específico deve combinar em gênero (masculino, feminino ou neutro) com o gênero (categoria taxonômica) na qual ele é inserido, sendo a autoria preservada (ICZN, 1999). Após a descrição original a espécie foi inserida no gênero *Melania* e depois em *Thiara*, todas as três palavras eram femininas não havendo problemas nas combinações resultantes, *Melania tuberculata* (Müller, 1774) e *Thiara tuberculata* (Müller, 1774), respectivamente. Por fim, a espécie foi removida do gênero *Thiara* e colocado em *Melanoides* Oliver, 1804; formando *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774). Neste caso há um conflito com as normas do código como explicitado no artigo 34 (ICZN, 1999). *Melanoides* é uma palavra masculina e *tuberculata*, feminina, sendo inválida a combinação *Melanoides tuberculata*. Desta forma deveria haver uma modificação da terminação de *tuberculata* de modo a concordar com *Melanoides*. Assim, acreditamos que a combinação *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774) é a mais apropriada para esta espécie e é o nome que utilizamos no decorrer deste trabalho. Simone (2001) já havia debatido este problema de forma mais sucinta, chegando à mesma conclusão.

1.3 O problema das espécies exóticas

Antes de se penetrar na problemática das espécies exóticas, são pertinentes algumas considerações sobre a nomenclatura utilizada no campo das invasões biológicas. Lockwood *et al.* (2005a) fizeram uma comparação muito apropriada dizendo que nos perdemos em uma teia nomenclatural que nós mesmos criamos. Existe uma grande gama de termos que na maioria das vezes não possuem um sentido claro (Richardson *et al.* 2000; Colautti & MacIsaac, 2004; Lockwood *et al.* 2005a). Existem algumas tentativas de padronizar estes termos através de esquemas e modelos. A maioria destas tentativas é baseada em “filtros” ou “barreiras”, estes funcionariam como estágios pela qual a espécie deveria passar neste novo

ambiente. Por exemplo, na maioria dos esquemas temos filtros “ambientais” e “reprodutivos”, estes são referentes a suportar as condições ambientais e a reproduzir no novo ambiente. Superando um ou mais filtros a espécie receberia uma nova nomenclatura em função deste fato. Assim, os termos utilizados no campo das invasões biológicas seriam menos aleatórios (Colautti & MacIsaac, 2004; Lockwood *et al.* 2005a). Colautti & MacIsaac (2004) propuseram uma nomenclatura neutra, com cinco estágios, para definir espécies exóticas e invasoras. No esquema destes autores, espécies exóticas seriam todas as que ocorrem fora de sua abrangência natural, incluindo todos os estágios por eles apresentados. Espécies invasoras seriam só as espécies que atingissem o estágio IVa ou V, que envolve a superação de filtros ambientais e reprodutivos. Richardson *et al.* (2000), tratando de plantas exóticas, sugeriram que espécies invasoras seriam aquelas que conseguissem se reproduzir e dispersar à distâncias consideráveis da planta mãe, no novo ambiente, ultrapassando assim as seis barreiras por eles propostas. Além das barreiras ambientais e reprodutivas já citadas, estes autores também citam barreiras geográficas, de dispersão, de resistência a ambientes impactados e resistência a ambientes preservados. No nosso trabalho usamos estes conceitos, considerando espécies exóticas aquelas fora de sua área natural de distribuição e invasoras, aquelas que além de fora de sua área natural de distribuição, reproduzem-se e se dispersam neste novo ambiente. Também reduzimos o número de termos a serem utilizados, usamos somente exótica, introduzida e invasora e; evitando outros termos como alienígena, peste, praga, não-indígena, estrangeira, entre outros.

A questão das espécies exóticas e invasoras foi levantada pela primeira vez de forma organizada por Elton (1958) em seu clássico livro “*The ecology of invasions by animals and plants*”, sendo até hoje uma das referências mais citadas no campo das invasões biológicas (Richardson & Pysek, 2008). Neste trabalho pioneiro foram abordadas questões relativas às espécies invasoras como os problemas econômicos, ecológicos e de saúde pública atrelados a elas. Desde então a literatura sobre espécies exóticas tem aumentado enormemente (Lockwood *et al.* 2005a; Richardson & Pysek, 2008), porém com estudos concentrados na América do Norte e Europa (Pysek *et al.* 2008).

As espécies invasoras podem vir a causar prejuízos ecológicos através da competição, predação ou parasitismo (Elton, 1958; Gould, 1993; Cowie, 2001; Prenter *et al.* 2004). *Melanoides tuberculatus* foi introduzido de forma intencional em ilhas do Caribe com o intuito de controlar biologicamente as espécies vetoras da esquistossomose, *Biomphalaria tenagophila* (d’Orbigny, 1835), *Biomphalaria glabrata* (Say, 1818) e *Biomphalaria straminea* (Dunker, 1848) (Pointier & McCullough, 1989; Pointier *et al.* 1989, 1993). A finalidade desta

introdução era se aproveitar da semelhança na preferência alimentar entre o tiarídeo e as espécies vetoras (Madsen, 1992) e da grande capacidade reprodutiva de *M. tuberculatus*, que acabaria deslocando as espécies vetoras. Uma revisão feita por Cowie (2001) conclui que o controle biológico realizado por *M. tuberculatus* pode ocorrer em alguns casos, porém não em todos os casos. Problemas de saúde pública podem estar atrelados as espécies exóticas quando estas são vetoras de alguma doença. Um caso emblemático é o da epidemia de malária no nordeste brasileiro decorrente da introdução de *Anopheles gambiae* Giles, 1926 (Elton, 1958). O próprio *M. tuberculatus* pode atuar como vetor de doenças, como será detalhado a seguir, porém sem casos no Brasil. Entre os problemas de ordem econômica podemos citar o caso de moluscos bivalves como *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) que pode entupir sistema de captação e filtração de água de indústrias e represas (Darrigran & Damborenea, 2006).

Apesar destes problemas, as espécies exóticas também podem oferecer oportunidades para o estudo de ecologia e evolução (Lodge, 1993; Sax *et al.* 2007).

1.4 Vias e vetores de introdução

A introdução de espécies pode ocorrer de uma forma intencional ou acidental. No primeiro caso temos a introdução de espécies com fins alimentares, ornamentais e de controle biológico. No segundo caso se enquadram as introduções devido à água de lastro, descuidos no comércio de aquário e piscicultura. As introduções acidentais de espécies são associadas com falhas administrativas e de fiscalização (Darrigran & Damborenea, 2006). Lockwood *et al.* (2005a) definem como “vetores” das espécies exóticas o meio de transporte que elas utilizam para chegar a sua nova área de distribuição e “via” como o trajeto percorrido pelas espécies. Porém, o conhecimento sobre as vias e vetores de introdução são pouco compreendidos mesmo em locais bem estudados como as ilhas de Pacífico (Cowie & Robinson, 2003). Entre as espécies que são introduzidas, apenas um pequeno número se estabelece na nova área de ocorrência; muitas não sobrevivem nem ao transporte (Carlton, 1996; Darrigran & Damborenea, 2006). Só para ilustrar a quantidade de espécies transportadas ao redor do globo, Carlton & Geller (1993) identificaram 367 *taxa* na água de lastro de 159 navios.

Quando tratamos de *M. tuberculatus* vemos que o controle biológico foi o vetor intencional de introdução em alguns países. O comércio de aquário é reconhecido como fonte de introdução intencional e acidental de diversas espécies de moluscos (Cowie & Robinson, 2003), e com *M. tuberculatus* esta é a forma mais comum de vetor acidental de introdução

desta espécie (Vaz *et al.* 1986; Fernandez *et al.* 2003; Santos *et al.* 2007; Gregoric *et al.* 2007). Jovens recém liberados podem facilmente passar despercebidos por um aquarífilo desavisado. Além disto, a característica partenogenética da espécie permite uma introdução de sucesso a partir de um único indivíduo. A introdução deste tiarídeo em alguns casos pode também estar associada ao comércio de conchas e com a piscicultura (Vaz *et al.* 1986, Thiengo *et al.* 1998). Desta forma acreditamos que o comércio de peixes ornamentais é uma boa explicação para a dispersão de *M. tuberculatus* a longas distâncias (Vaz *et al.* 1986; Fernandez *et al.* 2003; Gregoric *et al.* 2007), porém dentro de um mesmo corpo hídrico movimentos ativos poderiam ter importância na dispersão da espécie (Miyahira *et al.* 2009). Associado a estes fatos, este tiarídeo apresenta uma boa resistência à dessecação (Facon *et al.* 2004), capacidade que poderia contribuir com a dispersão da espécie, pois ela poderia viajar aderida a um animal, como aves aquáticas, por um longo período. Existem registros do transporte de moluscos aderidos a aves e insetos (Rees, 1965).

Vias de introdução e número de vezes que a espécie foi introduzida foram estudadas com base no polimorfismo da espécie e mais recentemente com base em marcadores moleculares, sendo sugeridas ao menos seis introduções independentes no neotrópico (Facon *et al.* 2003). O polimorfismo da espécie gera morfotipos que muitas vezes representam linhagens inteiramente clonais (Samadi *et al.* 1999; Facon *et al.* 2003; Facon *et al.* 2005). Foi demonstrado que espécimes de diferentes morfotipos, ou vias de introdução, podem hibridizar dando origem a novos morfotipos (Facon *et al.* 2005; Hufbauer, 2008). Este fato contraria Benthem-Jutting (1956) que afirma que o macho teria gônadas não-funcionais.

1.5 Distribuição de *Melanooides tuberculatus*

A localidade-tipo da espécie indicada por Müller (1774) é na costa Coromandel no sudeste da Índia. A distribuição original desta espécie englobava somente o norte e leste da África, Oriente Médio e sul da Ásia, incluindo a Indonésia (Pilsbry & Bequaert, 1927). Facon *et al.* (2003) apresentaram um mapa um pouco diferente para a área original da espécie incluindo a África em sua totalidade e a Oceania. Benthem-Jutting (1956) apresentou uma distribuição similar a de Facon *et al.* (2003), porém incluindo somente o norte da Austrália. Glaubrecht *et al.* (2009) trataram *M. tuberculatus* como uma espécie exótica na Austrália, citando que ela só foi recentemente encontrada naquele país. A distribuição atual da espécie é bem mais ampla, pois foi introduzida em diversas localidades e, atualmente, é dito que sua distribuição é tropical e subtropical (Madsen & Fradsen, 1989; Pointier, 1993; Pointier, 1999;

Giovanelli *et al.* 2005); alguns acreditam que ela seja mais ampla, classificando-a como cosmopolita (Ismail & Arif, 1993; Elkarmi & Ismail, 2007). O primeiro registro para o Brasil é da década de 60 em Santos, litoral de São Paulo (Vaz *et al.* 1986). O primeiro registro para o Rio de Janeiro é provavelmente da década de 70 (Thiengo *et al.* 1998). No começo do século XXI a espécie foi registrada na Ilha Grande (Santos *et al.* 2007; Miyahira, 2009; Miyahira *et al.* 2009).

Até o presente momento não existia uma compilação dos registros de ocorrência da espécie, estando o conhecimento limitado a citações de ocorrência em determinadas localidades (*e.g.* Abbott, 1973; Vaz *et al.* 1986; Duggan, *et al.* 2002; Paz *et al.* 1995, Santos *et al.* 2007). Distribuições mais abrangentes se enquadram no escopo de um único país (Fernandez *et al.* 2003). Desta forma compilamos os dados de distribuição de *M. tuberculatus* com base nos registros disponíveis de forma a contribuir com a solução deste problema. Procuramos selecionar os artigos mais representativos (*i.e.* que apresentavam um maior número de localidades) de forma a não inflacionar a tabela com registros sobrepostos. O intuito não foi selecionar todos os artigos disponíveis, mas sim listar países onde havia registro. Muitos dos países apresentados possuem uma bibliografia mais extensa, principalmente os das ilhas do Caribe.

Classificamos os registros encontrados como sendo de distribuição “nativa” ou “exótica”. Para tal utilizamos como distribuição original o proposto por Pilsbry & Bequaert (1927) por ser a mais antiga, ou seja, anterior a grande expansão que a espécie conheceu a partir da década de 60. A distribuição destes autores também não é contradita por outros, como é o caso das distribuições de Benthem-Jutting (1956) e Facon *et al.* (2003) que entram em contradição com Glaubrecht *et al.* (2009).

A busca na literatura apontou o registro desta espécie em 52 países, sendo 25 (48,1%) dentro da área original de distribuição proposta por Pilsbry & Bequaert (1927) e 27 (51,9%) fora desta área (Fig. 3).

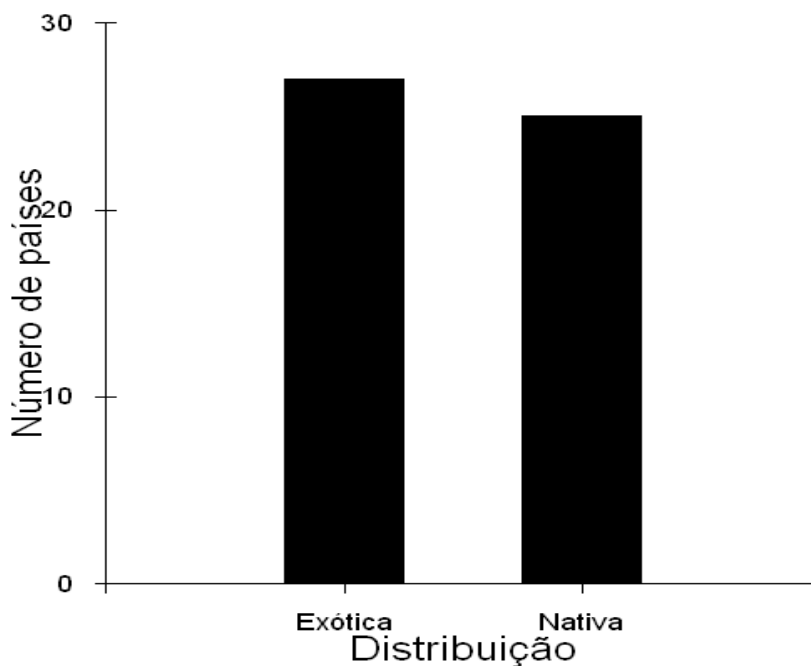


Figura 3 – Número de países com distribuição nativa e exótica de *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774) ao redor do mundo com base nos registros da literatura.

O primeiro registro de *M. tuberculatus* nas Américas foi feito por Murray (1964), logo após, em 1967, a espécie foi registrada no Brasil (Vaz *et al.* 1986), sendo estes os dois primeiros registros fora da área natural de ocorrência. Na década de 70 temos os outros registros para os EUA (Abbott, 1973; Dundee & Paine, 1977), o primeiro para o México e Panamá (Abbott, 1973). Durante a década de 80 a espécie passa a ser encontrada nas ilhas do Caribe (Samadi *et al.* 1999) e é feita a primeira tentativa de introdução com fins de controle biológico na mesma região (Pointier *et al.* 1989). A partir de então temos registros para a Europa (Stagl, 1993; Juricková, 2006) e para a Oceania (Duggan, 2002; Glaubrecht *et al.* 2009). No registro para a ilha de Malta, Schembri (1992) afirma que a espécie é endêmica. A linha de demarcação de distribuição da espécie traçada por Pilsbry & Bequaert (1927) passa ao norte do Egito e por cima das ilhas de Malta e no texto não fazem menção de distribuição da espécie na Europa, portanto consideramos este registro como sendo “exótica”. Detalhes dos países colonizados por esta espécie podem ser vistos na Tabela 1.

Em vista dos registros de distribuição apresentados pode se observar que a espécie não está mais restrita a região tropical, como era originalmente, sendo mais apropriado dizer que ela é cosmopolita, como sugerido por Ismail & Arif (1993) e Elkarmi & Ismail, 2007. Existem registros para todos os continentes a exceção da Antártida. A espécie não ocorre somente em áreas relacionadas com a influência humana (Dundee & Paine, 1977; Dudgeon,

1982; Vaz *et al.* 1986; Fernandez *et al.* 2001; Santos *et al.* 2007), mas também em áreas de preservação (Cruz-Ascencio *et al.* 2003; Santos *et al.* 2003; Bogéa *et al.* 2005), reforçando a idéia dos hábitos generalistas da espécie. O maior número de registros exóticos demonstra a grande dispersão da espécie a partir dos anos 60 do século XX. Porém, a espécie deve constituir um bom modelo de estudo, pois bons trabalhos foram realizados na área original de distribuição da espécie abordando os temas de ecologia, reprodução e parasitologia (Berry & Kadri, 1974; Dudgeon, 1986, 1989; Ismail & Arif, 1991, 1993). Grande parte dos artigos fora da área natural são registros de ocorrência (*e.g.* Abbott, 1973; Vaz *et al.* 1986; Gregoric *et al.* 2007; Santos *et al.* 2007) ou são trabalhos que tratam de controle biológico (Pointier *et al.* 1989, 1993; Pointier, 2001; Guimarães *et al.* 2001; Giovanelli *et al.* 2005).

Tabela 1 – Registros da distribuição de *M. tuberculatus* (Müller, 1774) no mundo. Os registros foram classificados como de distribuição nativa ou exótica de acordo com a área de ocorrência proposta por Pilsbry e Bequaert (1927).

País	Característica	Referência
Índia	Nativa	Müller, 1774; Mohandas, 1974
África do Sul	Exótica	Appleton, 1996; Wepner <i>et al.</i> 2005
Argentina	Exótica	Gregoric <i>et al.</i> 2007
Austrália	Exótica	Glaubrchet <i>et al.</i> 2009
Áustria	Exótica	Stagl, 1993
Brasil	Exótica	Samadi <i>et al.</i> 1999; Fernandez <i>et al.</i> 2003
Brunei	Nativa	Facon <i>et al.</i> 2003
Colômbia	Exótica	Facon <i>et al.</i> 2003; Vergara & Velásquez, 2009
Congo (Zaire)	Nativa	Pilsbry & Bequaert, 1927; Samadi <i>et al.</i> 1999
Costa do Marfim	Exótica	Samadi <i>et al.</i> 1999
Cuba	Exótica	Gutiérrez <i>et al.</i> 1997, Facon <i>et al.</i> 2003
Egito	Nativa	Yassen, 1996
Emirados Árabes Unidos	Nativa	Ismail & Arif, 1991, 1993
EUA	Exótica	Dundee & Paine, 1977; Harasewych, 1998; Wingard <i>et al.</i> 2008; Karatayev <i>et al.</i> 2009b
Filipinas	Exótica	Ito, 1977
França	Exótica	Facon <i>et al.</i> 2003
Guadalupe	Exótica	Samadi <i>et al.</i> 1999
Hong Kong	Nativa	Dudgeon, 1982, 1986
Indonésia	Nativa	Bentham-Jutting, 1956; Thornton & New, 1988
Israel	Nativa	Brande <i>et al.</i> 1996, Facon <i>et al.</i> 2003
Japão	Exótica	Mito & Uesugi, 2004
Jordânia	Nativa	Elkarmi & Ismail, 2007
Madagascar	Nativa	Samadi <i>et al.</i> 1999
Malásia	Nativa	Berry & Kadri, 1974
Malawi	Nativa	Genner <i>et al.</i> 2008
Malta	Exótica	Schembri, 1992

Marrocos	Nativa	Samadi <i>et al.</i> 1999
Martinica	Exótica	Samadi <i>et al.</i> 1999
México	Exótica	Abbott, 1973; Samadi <i>et al.</i> 1999; Scholz & Salgado-Maldonado, 2000; López-López <i>et al.</i> 2009
Micronésia	Exótica	Nelson <i>et al.</i> 1996
Namíbia	Exótica	Appleton, 1996
Nigéria	Exótica	Ndifon & Ukoli, 1989; Owojori <i>et al.</i> 2006
Nova Zelândia	Exótica	Duggan, 2002; Derraik, 2008
Omã	Nativa	Samadi <i>et al.</i> 1999
Panamá	Exótica	Abbott, 1973
Paquistão	Nativa	Haseeb, 1984
Peru	Exótica	Iannacone, 2006
Polinésia		
francesa	Exótica	Facon <i>et al.</i> 2003
Quênia	Nativa	Mkoji <i>et al.</i> 1992
Republica Dominicana	Exótica	Samadi <i>et al.</i> 1999; Reeves <i>et al.</i> 2008
República Tcheca	Exótica	Juricková, 2006
Ruanda	Nativa	Pilsbry & Bequaert, 1927
Santa Lúcia	Exótica	Pointier, 1993
Seychelles	Nativa	Facon <i>et al.</i> 2003
Suazilândia	Nativa	Schutte & Frank, 2006
Sudão	Nativa	Madsen, 1992
Tailândia	Nativa	Brandt, 1974; Ukong <i>et al.</i> 2007
Tanzânia	Nativa	Stothard <i>et al.</i> 2002
Turquia	Nativa	Kazanci, 2003
Venezuela	Exótica	Samadi <i>et al.</i> 1999
Vietnã	Nativa	Facon <i>et al.</i> 2003

1.6 Ciclo populacional de espécies introduzidas

O crescimento populacional de espécies exóticas tem sido associado com uma curva sigmóide onde poderiam ser diferenciadas três fases: *lag*, crescimento exponencial e estabilização (Mack *et al.* 2000). A fase *lag* é caracterizada por uma população formada por poucos indivíduos que mantém sua área de ocupação estável (Crooks, 2005). Nesta fase o crescimento populacional é lento ou inexistente. A duração desta fase é variável podendo ser curta ou praticamente inexistente ou longa e durar décadas (Schimitz *et al.* 1997; Crooks, 2005). Nesta fase as populações exóticas são dificilmente reconhecíveis devido ao pequeno tamanho. A maioria das populações introduzidas não ultrapassa esse estágio (Mack *et al.* 2000). Esta também é a fase na qual a espécie exótica é mais críptica, principalmente em se tratando de pequenos invertebrados, como é o caso de *M. tuberculatus*. A fase *lag* também poderia estar associada com a pressão de propágulo, esta envolvendo o tamanho do propágulo

(número de indivíduos) e número de introduções. Propágulos maiores tendem a ter fases *lag* menores, conseqüentemente se estabelecendo mais rápido (Lockwood *et al.* 2005a,b). Pointier *et al.* (1989, 1993) observaram um crescimento rápido de *M. tuberculatus* sem uma fase *lag*, isto possivelmente devido ao grande número de caramujos introduzidos em cada ponto, chegando até a 10.000 animais.

O próximo estágio é quando a população começa a crescer exponencialmente, formando por fim um grande agregado populacional. A formação destes agregados também vai permitir que a população se disperse para outras áreas. Por fim a população atinge a capacidade de suporte que o ambiente lhe oferece e nela se estabiliza, sendo esta a última fase. Juntando as três fases descritas temos a formação da curva sigmóide.

Outros autores (Hicks, 2004; Darrigran & Damborenea, 2006) sugerem uma curva diferente. Além destas três fases citadas teríamos o acréscimo de uma quarta fase. Após a fase *lag*, a população entraria no crescimento exponencial, mas este crescimento extrapolaria sua capacidade de suporte. Como predizem as equações de crescimento logístico com capacidade de suporte, a extrapolação desta capacidade conduz as populações a uma queda do tamanho da população (Krebs, 2001). Após a queda teríamos a população flutuando em torno de uma média de tamanho populacional abaixo do pico atingido. Por fim, a população atingiria a estabilização. Quedas dramáticas do tamanho de populações de espécies introduzidas bem estabelecidas foram observadas por Simberloff & Gibbons (2004) e foram por eles chamadas de *crash* populacional.

1.7 Estudos populacionais de *M. tuberculatus*

As populações deste tiarídeo foram estudadas por Dudgeon (1986), sendo este um dos trabalhos mais completos sobre o assunto, incluindo aspectos de crescimento dos indivíduos e da população, assim como biomassa e dados reprodutivos. Ismail & Arif (1993) apresentam aspectos da dinâmica de população relacionando-os com os parasitos encontrados. Berry & Kadri (1974) tratam dos aspectos populacionais relacionados com o ciclo reprodutivo. Em todos estes trabalhos a espécie é estudada dentro de sua área natural de ocorrência, sem inferência sobre comportamento invasor ou deslocamento de outras espécies. Os trabalhos abordando biologia de população realizados fora da área natural de ocorrência já apresentam, usualmente, o enfoque do controle biológico (Pointier *et al.* 1989, 1991, 1993; Pointier, 1993; Freitas & Santos, 1995; Giovanelli *et al.* 2005). Em comum podemos citar o fato de todos citarem que a espécie atinge grande agregados populacionais. A época em que é observado o

maior número de jovens foi por volta de julho (Dudgeon, 1982; Ismail & Arif, 1993), ambos os trabalhos realizaram um ano de acompanhamento. Pointier (1993a) executou um acompanhamento de três anos, e no primeiro ano de estudo observou o maior número de jovens no mês de julho, porém nos dois anos subsequentes isso não se repetiu. Giovanelli *et al.* (2005) viram o maior número de jovens nos meses de novembro e dezembro. Aparentemente fatores ambientais influenciam o ciclo da espécie, não tendo forte marcação genética. A abundância máxima também varia sendo apontada de julho a setembro (Dudgeon, 1986) e em março e abril (Giovanelli *et al.* 2005). Pointier *et al.* (1992) estudando o ciclo de vida de três morfotipos de *M. tuberculatus*, conclui que cada um deles apresentava diferenças em relação aos demais.

A estrutura das populações de *M. tuberculatus* também já foi estudada. Ben-Ami & Heller (2007) analisaram padrões de partenogênese de *M. tuberculatus* em duas localidades e sugeriram que estas populações se comportariam como uma metapopulação, segundo o modelo de Haag & Ebert (2004).

Pointier *et al.* (1991) comparando o crescimento de *M. tuberculatus* com espécies do gênero *Biomphalaria* Preston, 1910, concluiu que as espécies de *Biomphalaria* teriam um crescimento mais rápido, porém o tiarídeo atingiria um tempo de vida maior, e neste quesito conseguiria sua vantagem competitiva. Este atributo é característico de uma espécie K-selecionada, como sugerido pelo próprio autor. Porém, este é o único trabalho que chega a esta conclusão, os demais autores acreditam que *M. tuberculatus*, assim como outras espécies exóticas são r-selecionadas (ver “Processo de Invasão”). Dudgeon (1989) estudando aspectos ecológicos dos tiarídeos de Hong Kong observou que *M. tuberculatus* possui crescimento rápido, é predominantemente semélpara e investe alto em reprodução em comparação ao tamanho do corpo. Estes fatores somados ao fato que a espécie é partenogenética são características de espécies r-selecionadas (Dudgeon, 1989).

Como já explicitado no tópico “Características da espécie”, as populações de *M. tuberculatus* se apresentam generalistas frente aos fatores ambientais. Dudgeon (1982) apresentou algumas preferências em relação ao sedimento de fundo e em suspensão. Gutiérrez *et al.* (1997) e Samadi *et al.* (1997) apresentaram algumas relações com o ambiente físico e tipo do corpo hídrico onde a espécie é encontrada. Giovanelli *et al.* (2005) apresentaram algumas relações entre os fatores físico-químicos e o ambiente onde são encontradas as populações de *M. tuberculatus*.

1.8 Processo de invasão

Kolar & Lodge (2001) identificaram quatro estágios que uma espécie deve transpor para ser considerada invasora. Transpondo só alguns destes estágios ela seria considerada apenas exótica. Os estágios são: transporte, liberação, estabelecimento e dispersão. Sakai *et al.* (2001) propuseram um esquema com três fases; introdução, estabelecimento e dispersão, sendo que seu primeiro estágio equivale aos dois primeiros de Kolar & Lodge (2001). Outros esquemas dos processos de invasões já debatidos são o de Richardson *et al.* (2000) e Colautti & MacIsaac (2004). A questão do transporte já foi explanada no tópico que trata de “Vias e vetores de introdução”. O estabelecimento e posterior dispersão vão depender de características das espécies e do ambiente.

O processo de invasão se inicia com a chegada da espécie exótica em uma nova área. A sobrevivência ao transporte é a primeira etapa a ser vencida. A fase inicial da espécie no novo ambiente é o momento mais difícil para detectar as espécies exóticas (Kolar & Lodge, 2001; Puth & Post, 2005; Darrigran & Damborenea, 2006) e também é o menos estudado (Puth & Post, 2005), porém, é o melhor para serem executadas estratégias de controle (Simberloff, 2003).

O estabelecimento e dispersão das espécies têm sido associados com os conceitos de invasibilidade (*invasibility*) e invasividade (*invasiveness*) (Kolar & Lodge, 2001; Milbau & Nijs, 2004; Lockwood *et al.* 2005a; Richardson & Pysek, 2006; Darrigran & Damborenea, 2006). O primeiro diz respeito à suscetibilidade do ambiente a introdução e dispersão das espécies exóticas (Marco *et al.* 2002), quando uma série de características do ambiente permitiria ou não a introdução. A invasibilidade é fortemente influenciada por distúrbios e disponibilidade de recursos (Alpert *et al.* 2000), porém outros fatores podem atuar (Lonsdale, 1999). Existem listas de caracteres considerados como ideais para espécies exóticas, sendo que as espécies que possuíssem estas características aumentariam seu potencial invasivo (invasividade). Características ambientais que aumentam a probabilidade de um ambiente ser invadido aumentam a invasibilidade deste ambiente. Desta forma este ambiente estaria mais propenso ao estabelecimento de espécies exóticas. Algumas destas características são apresentadas na Tabela 2. Para uma espécie ser invasora ela não precisa necessariamente possuir todas estas características, na maioria das vezes elas possuem apenas algumas destas (Kolar & Lodge, 2001; Sakai *et al.* 2001).

Durante o estabelecimento é importante considerar a pressão de propágulo (Lockwood *et al.* 2005a,b). Quanto maior for a pressão mais fácil para uma população se estabelecer.

Tabela 2 - Características que a aumentam a invasividade das espécies e a invasibilidade dos ambientes. Compilado, com algumas modificações principalmente quando o artigo tratava de plantas, de Lodge, 1993; Lonsdale, 1999; Alpert *et al.* 2000; Milbau & Nijs, 2004; Erfmeier & Bruelheide, 2010; Karatayev *et al.* 2009a.

Invasividade (Espécies)	Invasibilidade (Ambiente)
Crescimento rápido	Recursos disponíveis
Alta taxa reprodutiva	Nichos vagos
Plasticidade fenotípica	Pouca biomassa nativa
Dispersão rápida	Ausência de predadores, parasitos e competidores
Grande faixa de distribuição nativa	Condições climáticas favoráveis
Baixa longevidade	Distúrbios humanos
Grupo funcional	História evolutiva
Grupo taxonômico	Fraca interação entre as espécies
História evolutiva	Baixa riqueza de espécies
Características diferentes das nativas	
Espécies <i>r</i> -selecionadas	

1.9 O efeito das espécies invasoras em comunidades biológicas

O efeito das espécies invasoras sobre as espécies presentes nas comunidades invadidas já foi abordado por diversos autores (*e.g.* Elton, 1958; Carlton, 1996; Sakai *et al.* 2001; Shea & Chesson, 2002; Lockwood *et al.* 2005a). Em geral a introdução é vista como danosa para as comunidades invadidas, embora alguns autores acreditem que esta influência, em alguns casos, não seja tão grande (MacDougall & Turkington, 2005).

A interação das espécies introduzidas com as espécies nativas e com o ambiente leva a modificações com influência sobre as três partes. Uma espécie exótica não deveria, ao menos teoricamente, ter vantagem sobre espécies nativas, pois estas últimas evoluíram no ambiente invadido (Byers, 2002), porém o que se observa é justamente o oposto. O grande número de espécies introduzidas demonstra que, em muitos casos, estas levam vantagens sobre as espécies nativas, podendo levar a extinção das mesmas. A introdução de *Euglandina rosea* (Férussac, 1821) no Taiti acarretou a extinção de grande número de caracóis da família Partulidae, espécies estas endêmicas desta localidade (Gould, 1993). O próprio *M. tuberculatus* levou crédito no controle de espécies de *Biomphalaria* (Pointier, 1993; Pointier,

2001; Guimarães *et al.* 2001; Giovanelli *et al.* 2001), deslocando estas últimas através de um processo de competição. Porém, este controle nem sempre ocorre da forma planejada e muitas vezes sua eficácia já foi colocada em dúvida (Mjoki *et al.* 1992; Cowie, 2001; Giovanelli *et al.* 2005). Nestes trabalhos foi avaliada somente a influência do tiarídeo invasor sobre as espécies vetoras da esquistossomose, sendo deixadas de lado as interações com as demais espécies presentes.

A hibridização de espécies pode ocorrer em plantas e animais (Rhymer & Simberloff, 1996; Vilà & Garcia-Berthou, 2009), esta seria outra forma de perda de diversidade, neste caso genética. Vilà & Garcia-Berthou (2009) afirmaram que a hibridização entre *M. tuberculatus* e espécies nativas do mesmo gênero é possível, porém estes autores não citam a referência da qual foi retirada esta informação. Este é um problema que não deve ocorrer no Brasil, pois não existem outras espécies do gênero *Melanoides* em nossas águas. Devido à grande variação polimórfica de *M. tuberculatus* existem diferentes morfotipos (Samadi *et al.* 1999; Facon *et al.* 2005). Os morfotipos deste tiarídeo podem ser identificados molecularmente e morfológicamente (Facon *et al.* 2005). A hibridização de morfotipos é possível, desde que existam machos nas populações e estas estejam em contato. Os morfotipos híbridos possuem características intermediárias entre os morfotipos “pais” (Facon *et al.* 2005; Hufbauer, 2008). Hibridização é normalmente definido como o cruzamento entre espécies diferentes, porém esse conceito pode ser entendido de maneira mais ampla como o cruzamento de populações diferentes (Rhymer & Simberloff, 1996). No segundo caso apresentado não temos espécies diferentes e sim variantes genéticas de uma mesma espécie. Os morfotipos de *M. tuberculatus* apresentam características moleculares e morfológicas distintas (Samadi *et al.* 1999; Facon *et al.* 2005). Dentro deste conceito, parece apropriado falar em hibridização dos morfotipos de *M. tuberculatus*.

1.10 Parasitologia

Em sua área natural de distribuição *M. tuberculatus* pode atuar como hospedeiro intermediário de *Paragonimus westermani* (Kebert, 1878) (Platyhelminthes: Trematoda: Digenea: Paragonimidae) e *Clonorchis sinensis* (Cobbold, 1875) (Platyhelminthes: Trematoda: Digenea: Opisthorchiidae), causadores, respectivamente, da paragonimíase e da clonorquíase no homem. Ambas as doenças dependem de um segundo hospedeiro intermediário: no caso da primeira, um caranguejo de água doce e, no da segunda, um peixe de água doce (Brown, 1977). Até o presente momento não foram identificados exemplares de

M. tuberculatus infectados por estes parasitos no Brasil. Porém já foram identificados imigrantes no Brasil provenientes do Oriente com a presença de *C. sinensis* (Leite *et al.* 1989). Como salientado por Vaz *et al.* (1986) esta doença é a que tem maior possibilidade de se estabelecer entre nós devido a presença de diversos peixes da família Cyprinidae (o segundo hospedeiro intermediário) em nossas águas, o mesmo não ocorrendo com os caranguejos de água doce. Outro fator que facilita a instalação da clonorquíase é o habito introduzido do oriente de se comer peixe cru.

A interação de *M. tuberculatus* com outros parasitos já foi estudada em sua área natural de distribuição e fora dela. Ismail & Arif (1993) reportam que de 3737 caramujos examinados, 2760 estavam contaminados com sete tipos diferentes de cercárias, sendo uma *Xiphidocercaria*, duas *Pleurolophocercus cercariae*, três *Gymnocephalous cercariae* e uma *Brevifurcate cercariae*. Este estudo mostrou infecções duplas e até triplas nesta população. Ilustrações e medidas morfométricas destas cercárias são apresentadas em Ismail & Arif (1991). Ito (1977), estudando a espécie nas Filipinas, encontrou um número ainda maior de parasitos, tendo este chegado a 13, incluindo espécies de importância médica. As taxas de prevalência são variáveis, indo de 0,4% (Haseeb, 1984) até 73,6% (Ismail & Arif, 1993). As taxas de parasitose podem influenciar na estrutura das populações (Lively & Jokela, 2002).

No Brasil foi encontrada a interação de *M. tuberculatus* com alguns trematódeos, entre eles, uma espécie não identificada de Heterophyidae (Bogéa *et al.* 2005) e *Pleurolophocercus cercaria* (Thiengo *et al.* 2001, 2006; Boaventura *et al.* 2002). Aparentemente essas descobertas relatam parasitos sem importância médica, mas evidenciando outra forma como as espécies exóticas podem interferir na comunidade na qual são inseridas, através da interação com parasitos nativos e trazendo possíveis problemas de saúde pública.

No México, *M. tuberculatus*, junto com o comércio de peixes, foi o dispersor do trematódeo exótico *Centrocestus formosanus* (Nishigori, 1924) (Digenea: Heterophyidae), que tem como hospedeiro intermediário secundário peixes e como hospedeiro definitivo, aves. Esta espécie pode parasitar um grande número de peixes havendo registros para 39 espécies no México (Scholz & Salgado-Maldonado, 2000). Ortega *et al.* (2009) faz o registro para mais algumas espécies de peixes e relata que mais de 50% das fazendas de criação de peixes investigados estão contaminadas. A distribuição deste parasito exótico no México é atrelada a presença do também exótico *M. tuberculatus*.

1.11 Relevância

Como tem se visto recentemente o número de espécies transportadas de uma localidade a outra só tem aumentado, levando a uma homogeneização das biotas, com sérias conseqüências para a diversidade (Elton, 1958; Rahel, 2002; Olden *et al.* 2004). As espécies exóticas têm diversas interações nas comunidades onde elas são introduzidas e que precisam ser melhor compreendidas. Atualmente tem se produzido um grande número de listas de espécies exóticas e invasoras, porém tem se gerado poucos dados quantitativos e qualitativos sobre as invasões (Carlton, 1996). Destes artigos, com dados quantitativos e qualitativos, grande parte são publicações sobre as espécies exóticas do hemisfério norte (Psyek *et al.* 2008). Estudos que apresentem o ciclo completo das espécies introduzidas no novo ambiente e principalmente os estágios iniciais são raros (Puth & Post, 2005). Neste estudo apresentamos dados populacionais empíricos de *M. tuberculatus*, sendo este o primeiro estudo populacional em um riacho insular e um dos poucos a apresentar efeitos sobre outras espécies que não às vetoras da esquistossomose.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Aumentar o conhecimento sobre a espécie exótica *M. tuberculatus* no Brasil, através de um estudo populacional desta espécie recém introduzida na Vila do Abraão, Ilha Grande, Angra dos Reis, Rio de Janeiro, Brasil.

2.2 Objetivos específicos

Acompanhar a dinâmica populacional de *M. tuberculatus*, assim como seu comportamento invasor, em um riacho impactado na Vila do Abraão;

Verificar a presença de parasitos nesta população de *M. tuberculatus*;

Avaliar o impacto de *M. tuberculatus* sobre as demais espécies ocorrentes no riacho em estudo.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

A Ilha Grande é a maior ilha do Estado do Rio de Janeiro com aproximadamente 193 km² e esta localizada no sul do estado, no município de Angra dos Reis. O riacho em estudo está localizado na Vila do Abraão, maior vilarejo da Ilha Grande (Fig. 4), com aproximadamente 1500 habitantes (IBGE, 2000). Não utilizamos um nome para tratar do riacho, pois não conseguimos descobrir o nome correto do mesmo. O prof. Dr. Timothy Peter Moulton (Lab. De Ecologia de Rios e Córregos) utiliza o nome de “Bicão” para este riacho, porém também sem saber precisar a fonte. A subprefeitura da Ilha Grande e nos mapas disponíveis não consta o nome dele. O Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Angra dos Reis (SAAE), em sua sub-sede da Ilha Grande, também não soube informar o nome do riacho. Perguntas aos moradores também retornaram respostas negativas. O trecho inicial escolhido para os estudos ocorreu em função da presença de *Melanoides tuberculatus*, identificada em um trabalho prévio (Santos *et al.* 2007). Este mesmo trabalho identificou também a ocorrência de *Biomphalaria tenagophila*, outra espécie introduzida na Ilha Grande. Detalhes sobre as demais espécies encontradas neste riacho e na Ilha Grande em geral podem ser vistas em Miyahira (2009). O riacho é de pequeno porte com a largura variando de um a quatro metros, atingindo cerca de seis metros de largura no trecho próximo a foz; a profundidade média varia em torno de 20 cm. O trecho estudado compreende a porção intermediária-final do riacho, estando toda em uma área de planície. A corrente do rio não é forte. Apresenta poucas áreas de rápidos predominando os poços. Existem poucos seixos no riacho sendo o fundo do rio composto por sedimento arenoso com áreas de fundo lodoso principalmente no trecho próximo ao estuário. Este riacho recebe esgoto de origem doméstica, evidenciado pelos sumidouros e canos em suas margens, sendo este seu principal impacto. Os moradores de suas margens também descartam restos de comida no riacho. Em um determinado trecho (P4-P5, ver siglas a seguir) existe um criadouro de patos, marrecos e galinhas na margem. A água de refugo deste viveiro cai diretamente no rio. O percurso do riacho encontra-se alterado devido à retificação de suas margens e, devido a isso, a vegetação marginal é reduzida, composta principalmente por plantas exóticas, entre elas jaqueira, mangueira, bananeira e jambeiro. Algumas poucas plantas aquáticas são encontradas neste riacho, sendo elas encontradas principalmente nos pontos superiores.

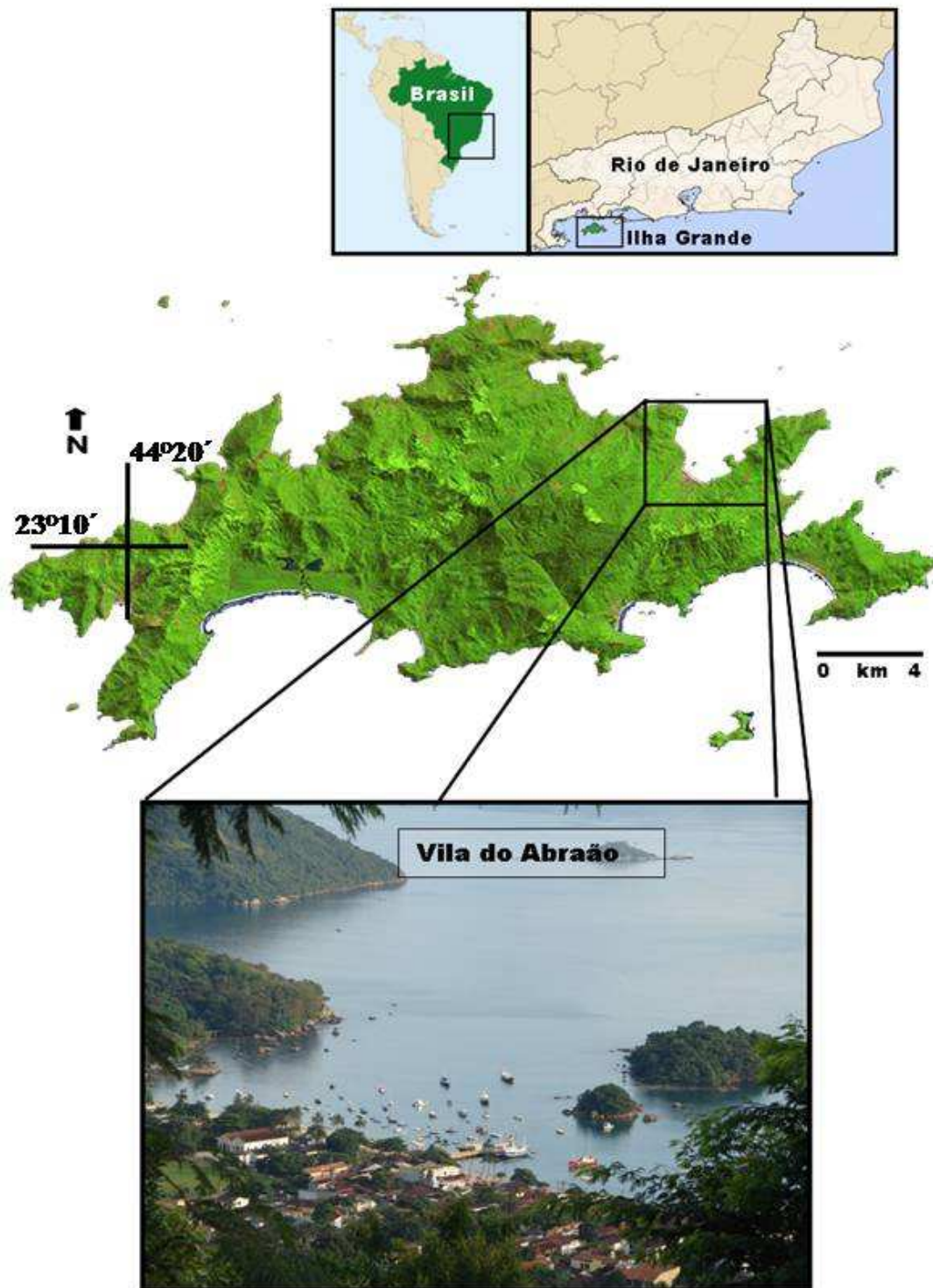


Figura 4 – Localização da Ilha Grande e da Vila do Abraão. Na parte superior é apresentada a localização do estado do Rio de Janeiro no Brasil; e a localização da Ilha Grande no contexto do estado do Rio de Janeiro. Foto em destaque mostrando uma vista panorâmica da Vila do Abraão e a localização desta na Ilha Grande. Observa-se um grande número de embarcações e construções, indicando um alto fluxo de pessoas. Foto: I.C. Miyahira.

Este riacho, apesar de não estar inserido em uma grande cidade parece se ajustar bem a descrição da *urban stream syndrome* de Walsh *et al.* (2005), que tem entre seus sintomas a alteração da morfologia do rio, entrada (*input*) de matéria orgânica e contaminantes e predomínio de espécies resistentes.

3.2 Coletas

O trecho do rio estudado (aproximadamente 250 m) foi dividido em oito trechos de aproximadamente 30 m cada, doravante denominados pontos de coleta, sendo o ponto de coleta um (P1) o mais a montante e, o ponto de coleta oito (P8), o mais a jusante, próximo à foz do rio (Fig. 5). Os pontos de coleta são contínuos, ou seja, assim que acaba o P1, se inicia o P2 e assim por diante. A continuidade entre os pontos de coleta facilita a avaliação da dispersão de *M. tuberculatus*. Visualmente se observa um acúmulo dos impactos do P1 em direção ao P8. Uma caracterização fotográfica de cada ponto de coleta é apresentada (Fig. 6 e 7), onde é possível observar alguns impactos antrópicos ocorrentes neste riacho, como a retificação das margens, introdução de espécies vegetais exóticas, supressão da vegetação marginal nativa, descarte de matéria orgânica e casas ao redor do riacho.

Utilizamos neste trabalho duas metodologias de coleta. A primeira era constituída da procura pelos moluscos por três coletores por 15 minutos, com auxílio de uma concha de captura de moluscos, perfazendo um esforço total de 45 minutos por ponto de coleta. Foram utilizados os mesmos três coletores durante todo o trabalho. Esta metodologia de coleta constitui uma adaptação de Olivier & Schneiderman (1956). Todos os moluscos encontrados foram acondicionados em frascos plásticos com pouca quantidade de água (o suficiente para manutenção da umidade) e transportados para o laboratório, onde foram mantidos vivos para a realização das avaliações e posteriormente, procedimentos de curadoria. Na segunda metodologia foi utilizado um amostrador *Surber* (30 cm² x 30 cm², malha de 250µm). O *Surber* foi posicionado em áreas de substrato inconsolidado e foi coletada a camada superficial de substrato com profundidade de aproximadamente 2 cm. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos previamente identificados e posteriormente fixadas em álcool 70°GL. Foram coletadas três amostras por ponto de coleta, perfazendo um total de 24 amostras por expedição. A amostragem no *Surber* também era sempre feita pelas mesmas pessoas. Foram realizadas coletas bimensais, para ambas as metodologias, no período de julho de 2006 a maio de 2008. Durante o texto chamamos as coletas de expedições de coleta e em alguns gráficos elas são codificadas com números como descrito na Tabela 3.

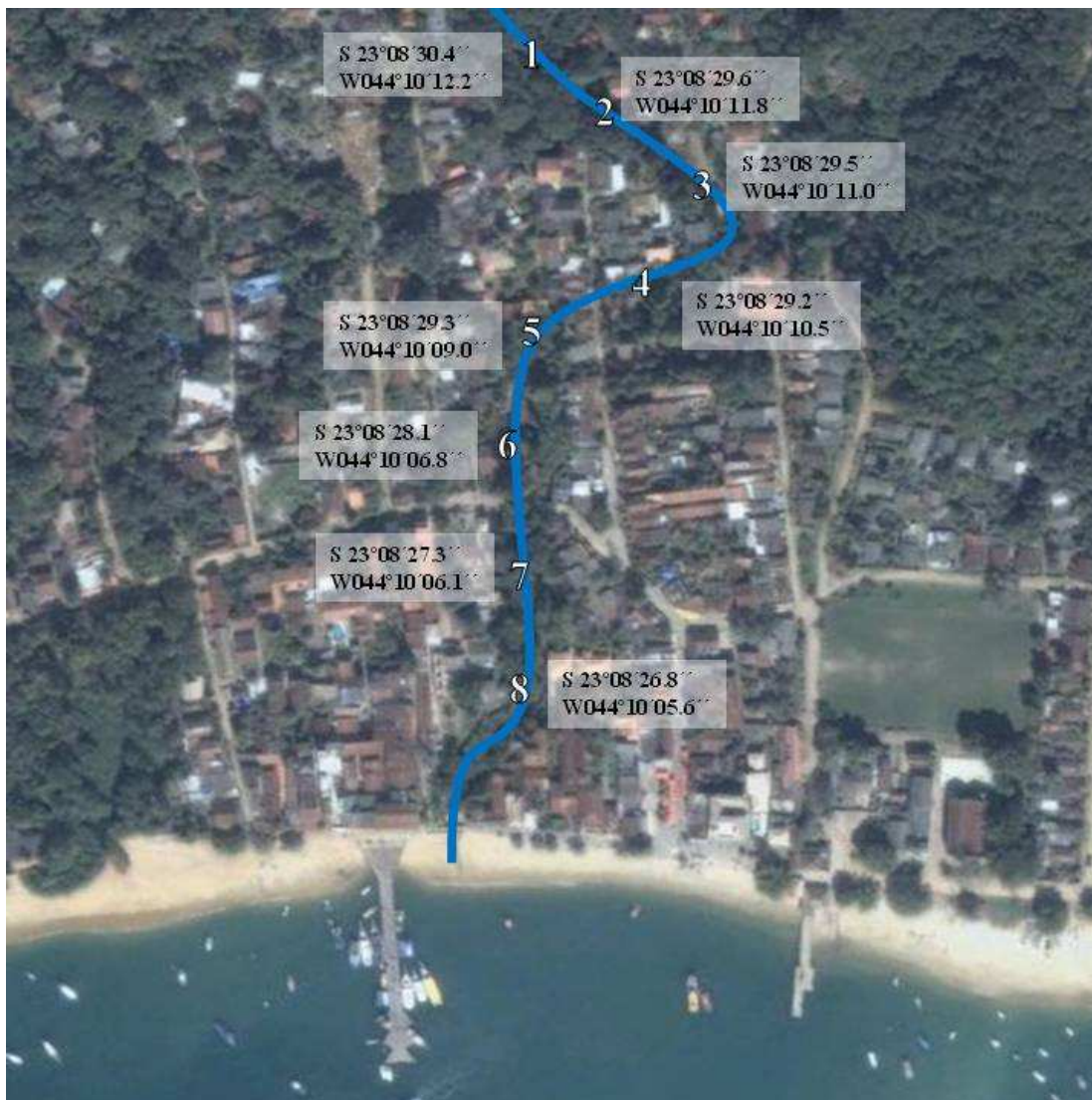


Figura 5 – Imagem de satélite da Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ, com o riacho delimitado e os pontos de coleta indicados com suas respectivas coordenadas geográficas. A imagem de satélite foi extraída do Google Earth.

3.3 Dados ambientais

Foram mensurados os seguintes parâmetros físico-químicos: temperatura ambiente (mínima, média e máxima), umidade relativa do ar (mínima e máxima), luminosidade, temperatura da água, condutividade, pH, salinidade e profundidade do riacho. O método de medição da salinidade, por refração da luz, acabou se mostrando inadequado e as mensurações não foram utilizadas. As medidas foram realizadas em todos os pontos de coleta,

sendo realizadas três réplicas de cada mensuração e repetidas em todas as expedições de coleta. O posicionamento geográfico de cada ponto de coleta foi marcado com o auxílio de um GPS Garmin 60CSx. Não medimos fatores importantes em ambientes aquáticos como nitrato, nitrito, fosfato e coliformes. Porém, os impactos no riacho são claro como observado pela alteração da cor da água, acúmulo de substrato fino e lodoso, presença de sumidouros (Fig. 6 e 7), além da observação dos descartes. Miyahira (2009) aplicou o protocolo de avaliação rápida de Callisto *et al.* (2002) e concluiu que o riacho se enquadrava na categoria “intermediário”, próximo do limite inferior desta categoria, sendo um dos locais mais impactados da Ilha Grande.

3.4 Conquiliometria

Os exemplares de *Melanoides tuberculatus* capturados foram contados e medidos (altura e largura) com paquímetro de precisão de 0,05 mm. As medidas foram mensuradas conforme a Fig. 8.

Para uma melhor compreensão dos dados relativos ao tamanho dos animais, separamos as medidas em classes de tamanho. Essas classes foram baseadas na largura do animal, pois em *M. tuberculatus*, assim como em várias espécies de Thiaridae, a porção apical da concha é erodida (Bentham-Jutting, 1956; Brandt, 1974). Esta perda faz com que as medidas de altura não correspondam ao tamanho real que o animal teria, distorcendo os dados; sendo assim, consideramos a largura a medida mais fiel para representar o desenvolvimento do animal. Dudgeon (1986) usa a mesma abordagem, porém sem explicitar seus motivos. Foram eleitas quatro classes de tamanho com intervalos de três milímetros, a classe 1 vai de 0,01 mm até 2,99 mm; a classe 2 de 3,00 até 5,99 mm; a classe 3 de 6,00 até 8,99 mm e a classe 4 sendo maior que 9,00 mm. Essas classes abrangem toda a amplitude de medidas observadas. A escolha das classes de tamanho tem relação com a biologia da espécie. Os indivíduos da classe 1 são os animais que ainda não reproduzem, visto que Dudgeon (1989) indica que 3,5 mm (classe 2) é o tamanho inicial para a reprodução. A partir da classe 2 seriam animais que já entraram em estágio reprodutivo. Os indivíduos da classe 3 são animais adultos e os da classe 4, animais senis que alcançaram a segunda época reprodutiva (Dudgeon, 1989).

Utilizamos um dimensionamento amostral para saber quantos indivíduos eram necessários medir. Inicialmente medimos todos os animais, porém a partir de certo momento esta tarefa se tornou impossível, pois a população se tornou muito grande. Utilizamos o

programa DIMAM (Arango, 2005) para avaliar a quantidade de indivíduos que eram necessários medir sem alterar a precisão desejada. Para avaliar se o resultado da análise do programa é condizente com a realidade realizamos um teste t entre as médias do total de indivíduos na amostra com a média do número de indivíduos que o programa sugeriu na mesma amostra. O número sugerido foi de 270 indivíduos e o teste t mostrou que as diferenças eram não significativas. Para evitar a tendência de medirmos os indivíduos maiores primeiro, quando todos os animais são expostos de uma única vez, retirávamos os animais aos poucos dos potes plásticos vindos do campo.



Figura 6 – Pontos de coleta no riacho da Vila do Abraão, Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil. A – P1, B – P2, C – P3, D – P4. Fotos: I.C. Miyahira.



Figura 7 – Pontos de coleta no riacho da Vila do Abraão, Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil. E – P5, F – P6, G – P7 e H – P8. Fotos: I.C. Miyahira.

3.5 Triagem das amostras de *Surber*

As amostras provenientes do *Surber* foram triadas sob lupa e todos os macroinvertebrados bentônicos foram separados e fixados em álcool 70°GL. Estes também foram quantificados. Os animais foram identificados até o menor nível taxonômico possível. Utilizamos para a identificação Costa *et al.* (2006) e Froehlich (2007).

Tabela 3 – Datas das expedições de coletas realizadas na Vila do Abraão na Ilha Grande com o objetivo de acompanhar a população de *Melanooides tuberculatus*. As expedições de coleta foram bimensais.

Expedição de coleta	Data
1	Julho / 2006
2	Setembro / 2006
3	Novembro / 2006
4	Janeiro / 2007
5	Março / 2007
6	Maiio / 2007
7	Julho / 2007
8	Setembro / 2007
9	Novembro / 2007
10	Janeiro / 2008
11	Março / 2008
12	Maiio / 2008

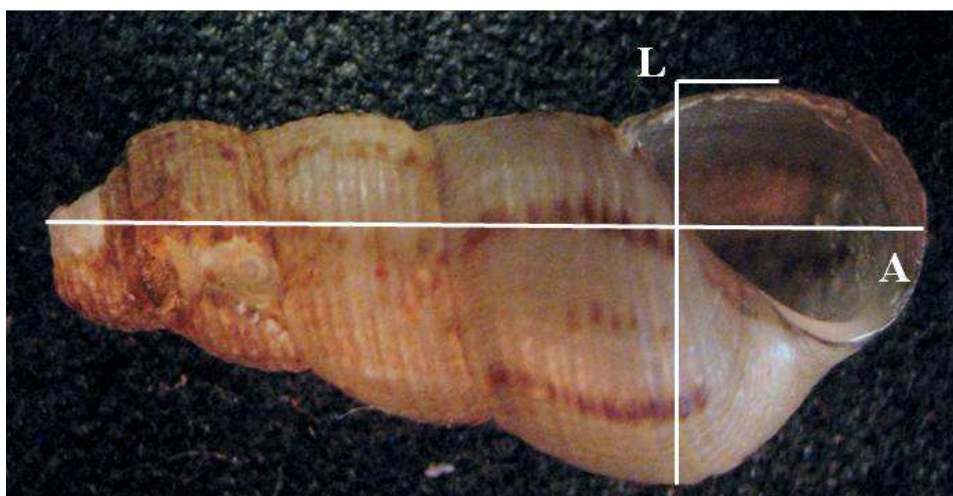


Figura 8 – Exemplar de *Melanooides tuberculatus* (Müller, 1774) coletado na Vila do Abraão ilustrando como eram feitas as medidas de altura e largura. A – altura e L – largura. Foto: I.C. Miyahira.

3.6 Testes parasitológicos

Os testes parasitológicos foram conduzidos no Laboratório de Referência Nacional em Malacologia Médica da Fiocruz no Rio de Janeiro. Em um primeiro momento os animais foram colocados em potes de vidro de 20 ml, com um número variável de indivíduos por pote

dependendo do tamanho dos exemplares. Quando os indivíduos eram menores conseguíamos colocar mais indivíduos em um mesmo pote. Após foi acrescido água filtrada a todos os potes. Os potes foram expostos a luz (colocados a 30 cm de uma lâmpada incandescente de 60W) durante seis horas; após este tempo, os potes foram observados sob lupa para verificar se houve liberação de cercárias. Estas têm uma forma de nadar característica e seu movimento pode ser observado na coluna d' água. Depois os potes tiveram a água trocada e permaneceram aproximadamente 15 horas no escuro. Novamente os potes foram observados sob lupa em busca de cercárias. Havendo liberação de cercarias em qualquer um dos ciclos de exposição, os indivíduos do pote na qual havia cercarias, eram separados um a um. Após esta separação o processo acima descrito era repetido para esses animais. A separação de um animal por pote permite a contagem precisa do número de indivíduos parasitados, pois os animais que liberarão cercarias da primeira vez possivelmente liberarão da segunda vez. A outra etapa dos testes parasitológicos consistiu da retirada do animal da concha, através de fragmentação da mesma (esmagamento), para observação das partes moles, em busca de outros estágios larvares. Era observada apenas a parte externa não sendo o exemplar dissecado. Foram examinados 10% dos indivíduos procedentes de cada ponto de coleta nesta segunda metodologia.

3.7 Identificação dos sexos

Na identificação do sexo foram utilizados 10% de cada amostra, sendo este o mesmo material utilizado para a verificação dos cistos na parte mole (Testes Parasitológicos). A identificação foi efetuada avaliando a morfologia do sistema reprodutor (Berry & Kadri 1974, Heller & Farstay 1989) e a presença do marsúpio acima da cabeça das fêmeas. Detalhes anatômicos desta estrutura podem ser visto em Ben-Ami & Hodgson (2005).

3.8 Anestesia e Fixação

O processo de anestesia para os exemplares de *M. tuberculatus* foi feito segundo uma adaptação do método usualmente empregado para *Biomphalaria* spp. desenvolvido por W.L. Paraense e descrito em Thiengo (1995). Essa modificação se fez necessária devido à grande resistência de *M. tuberculatus* aos anestésicos, como Nembutal e Mentol. Inicialmente, o ápice do animal foi submerso em água a 70°C por 10 segundos; após este tempo o animal inteiro foi mergulhado por mais 10 segundos. Este tempo pode variar em função do tamanho

do exemplar. Em seguida, o animal foi imerso em água fria, onde foi realizada a separação da parte mole da concha com uma pinça de ponta fina. A etapa que não foi realizada foi justamente a anestesia dos animais, anterior a separação da parte mole-concha. Para os demais moluscos foi seguido o processo padrão (Thiengo, 1995). As conchas dos animais foram preservadas a seco, enquanto as partes moles foram preservadas parte em álcool 90% e parte em solução de Railliet-Henry. Inicialmente alguns lotes de *M. tuberculatus* foram fixados em Railliet-Henry, mas este não é indicado para esta espécie devido à presença de jovens com conchas nos marsúpios, as quais são atacadas pelo ácido acético da fórmula deste fixador. Se houver a intenção de se realizar um estudo posterior com estes jovens presentes no marsúpio, este fixador não deve ser utilizado. Atualmente só indivíduos da classe 1 tem uma parte fixada em Railliet-Henry para corrosão da concha devido à impossibilidade de separação da concha da parte mole nestes indivíduos, devido ao seu pequeno tamanho.

3.9 Análise dos dados

3.9.1 Dados populacionais de *M. tuberculatus*

As análises a seguir foram realizadas com os animais obtidos com a metodologia de coleta direta. O total de animais coletados foi 31891 exemplares, destes foram medidos 21708.

Para avaliação do comportamento desta população foi calculada a média de animais coletados por ponto. A média de cada ponto foi somada para se obter o total da expedição de coleta. Os valores totais de cada expedição foram plotados contra o tempo. Avaliamos também o crescimento da população em cada ponto de coleta para avaliar a distribuição das espécies ao longo do riacho.

A média do tamanho dos animais (altura e largura) de determinada expedição de coleta é a média do tamanho de todos os animais medidos naquela expedição. A variação das médias de tamanho dos animais (altura e largura) foi calculada ao longo do tempo. A significância nas diferenças das médias entre as expedições de coleta foi testada com uma ANOVA seguida do pós-teste de Tukey. Os valores utilizados na ANOVA foram transformados pela fórmula $x' = \log(x)$.

Foi feita uma regressão da altura contra a largura para avaliar se estas duas medidas crescem na mesma proporção. Foi inserida uma curva de tendência assim com a fórmula e o valor de r^2 .

A média de tamanho dos indivíduos (altura e largura) também foi avaliada por ponto, ou seja, foi calculada a média de tamanho por ponto ao longo do tempo e estes plotados independentemente. O intuito desta análise era verificar os padrões de dispersão da espécie, observando se os indivíduos jovens ou os adultos chegam primeiro ao ponto recém colonizado. Observamos o padrão de variação do tamanho ao longo do tempo, sendo também feita esta análise em cada ponto de coleta separadamente para avaliar se o comportamento em cada ponto de coleta era igual ao padrão geral.

Avaliamos a abundância de cada classe de tamanho nesta população de *M. tuberculatus* ao longo do tempo. Geramos um gráfico com um número de indivíduos em cada classe de tamanho por expedição de coleta. Avaliando assim se havia a prevalência de alguma classe ao longo do tempo e quando ocorria a predominância dos indivíduos jovens, indicando assim a época reprodutiva.

A mortalidade da espécie no riacho da Vila do Abraão foi feita com base nas classes de tamanho. Em uma tabela foram condensados todos os dados sobre as classes de tamanho, somando todos os indivíduos de cada classe em todas as expedições de coleta, com o eixo y em *log*, contra a classe de tamanho. Esta metodologia foi adaptada de Dudgeon (1989).

Para avaliar a biomassa utilizamos uma fórmula obtida através de dados observados. Não fizemos pesagens diretas para obtenção de biomassa para evitar um risco de introdução da espécie em outra localidade da Ilha Grande. As coletas eram feitas na Vila do Abraão e todo o processamento e as medições na Vila Dois Rios no laboratório do Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável (CEADS), que possui caixas de decantação para tratamento de esgoto. Porém, acreditamos que *M. tuberculatus* poderia sobreviver nestas caixas sendo por fim despejados no Córrego Andorinhas. Junto dos animais coletados vinha grande quantidade de sedimentos e matéria orgânica, o que exigiria que os animais fossem lavados para pesagem. Os jovens poderiam passar despercebidos pela trama das peneiras, atingindo o Córrego Andorinhas.

Para o cálculo da biomassa úmida foi separado um lote de 26 indivíduos de *M. tuberculatus* coletados após a realização deste estudo, coletados no mesmo riacho. As medidas de altura e largura destes animais foram feitas como descrito na seção “Conquiliometria”. A pesagem dos animais foi realizada em balança com precisão de quatro casas decimais. Limpamos os moluscos de forma a retirar a maior parte dos detritos que se encontravam sobre os animais. O excesso de água na parte externa do animal foi retirado com papel absorvente. Cada animal foi pesado individualmente para obtenção da biomassa úmida total de cada animal. Por fim fizemos um gráfico de biomassa úmida contra a largura, neste

obtivemos a curva de tendência que melhor se adaptava, assim como a sua fórmula e o valor de r^2 . Testamos diversas relações entre os dados, utilizando a curva e fórmula da relação com maior valor de r^2 . Com esta fórmula podemos relacionar a biomassa com as medidas de largura feitas ao longo de todo o estudo. A simples aplicação direta da fórmula aos indivíduos medidos geraria uma distorção, pois parte dos animais coletados não foram medidos, como explicado no item “Coletas”. Calculamos a biomassa úmida para todos os indivíduos medidos e com base na proporção das classes de tamanho em cada expedição de coleta, calculamos o número de indivíduos que cada classe teria se todos os animais tivessem sido medidos. Por fim fizemos uma regra de três com a biomassa dos animais medidos e o número de indivíduos totais em cada classe de tamanho, em cada expedição de coleta. A biomassa úmida em cada expedição de coleta foi obtida através do somatório dos valores das classes de tamanho.

Neste bloco a maioria dos gráficos foi construída em planilha de Microsoft Excel 2007, sendo os demais feitos no SYSTAT 12. Quando da utilização do Excel “conferimos” os resultados no SYSTAT. Por exemplo, a regressão entre a largura e altura, o gráfico que consta nesta dissertação foi feito no Excel. Os valores das constantes a e b gerados pelo Excel e pelo SYSTAT foram exatamente os mesmos.

3.9.2 Fatores ambientais

Primeiramente elaboramos gráficos de linha para acompanhar os padrões de variação dos fatores abióticos mensurados. Fizemos esta análise agrupando as medidas por ponto de coleta e por expedição de coleta.

Para avaliar a homogeneidade das medidas ambientais entre as expedições de coleta e entre os pontos de coleta foram realizadas duas análises discriminantes. A análise discriminante verifica se os grupos informados são agrupamentos reais (Manly, 2008). Na primeira análise usamos como variável de agrupamento “expedição de coleta”; logo haveria 12 subgrupos dentro deste grupo, cada um representando uma expedição de coleta, avaliando a homogeneidade dos fatores ambientais dentro de cada expedição de coleta. Nesta primeira análise o ponto de coleta não era importante. Na segunda análise discriminante utilizamos como variável de agrupamento “ponto de coleta”; neste caso haveria oito subgrupos, cada um representando um ponto de coleta, avaliando a homogeneidade dentro de cada ponto de coleta. Agora, a expedição de coleta não era importante. Todas as medidas ambientais foram transformadas pela fórmula $x' = \sqrt{x+0,5}$. Ao final das análises discriminantes salvamos as duas principais funções discriminantes de cada uma delas. A expectativa é que estas funções

sejam responsáveis pela maior parte da variação observada em cada uma das análises (Manly, 2008). A partir destes valores foram elaborados dois gráficos de dispersão (*scatterplot*), na qual a função discriminante 1 foi alocada no eixo x e a função discriminante 2 no eixo y, sendo um para cada análise.

Algumas medições não foram realizadas em determinadas expedições devido à falha nos aparelhos. Neste caso computamos para cada ponto de coleta, na expedição em que ocorreu o problema, o valor da média do ponto de coleta, pois a utilização de um valor zero comprometeria a análise.

3.9.3 Comunidade de moluscos de água doce da Vila do Abraão

Nas análises a seguir usamos os dados da coleta direta.

Assim como feito para *M. tuberculatus*, o comportamento populacional das demais espécies de moluscos de água doce foi observado com gráficos de linha. Fizemos a avaliação por ponto de coleta e por expedição de coleta.

Para avaliar se os pontos de coleta e/ou as expedições de coleta tinham uma unidade em relação à fauna de moluscos usamos a mesma metodologia descrita para os fatores ambientais. Assim, realizamos duas análises discriminantes usando as mesmas variáveis de agrupamento. A abundância dos moluscos foi transformada segundo fórmula $x' = \log(x+1)$. Esta fórmula foi utilizada pois a forma mais simples, $x' = \log x$, não é apropriada quando temos valores iguais a zero na tabela, pois não é possível obter o *log* de zero.

Para avaliar o efeito de *M. tuberculatus* sobre as demais espécies de moluscos de água doce, realizamos regressões utilizando o tiarídeo exótico como a variável independente e os outros moluscos como a variável dependente, sendo realizada uma regressão para cada espécie. Nesta análise só utilizamos os valores do P4 e P5, pois estes foram os pontos colonizados durante o trabalho. Nestes pontos a probabilidade do efeito observado ser em função de *M. tuberculatus* é maior. Em P6, P7 e P8 as outras espécies ocorrem muito raramente, porém é difícil afirmar que é devido a uma influência de *M. tuberculatus*, pois não observamos a situação neste ponto antes da introdução, por isso estes pontos não foram incluídos. Em P1, P2 e P3 não há a presença de *M. tuberculatus*, logo estes não foram incluídos para não interferir na análise.

3.9.4 Influência dos fatores abióticos sobre os moluscos

Realizamos uma Análise de Componentes Principais (PCA) para avaliar se os fatores abióticos possuem variação semelhante aos dos fatores bióticos. Uma variação de um fator abiótico na mesma direção de um fator biótico indicaria uma relação entre esses fatores (Manly, 2008). Os dados relativos aos fatores ambientais e a malacofauna foram transformados pelas fórmulas já mencionadas. Mais uma vez os dados referentes aos moluscos foram os oriundos da coleta direta. O PCA reduz a variação observada a um número x de fatores principais. Utilizamos dois fatores principais para permitir uma representação gráfica da variação.

3.9.5 Amostrador *Surber*

Foram utilizados nestas análises os 12 táxons com maior representatividade no riacho. Os demais táxons, raros ou com registros esporádicos, foram retirados para maior clareza das análises. Com as coletas do *Surber* averiguamos os efeitos de *M. tuberculatus* sobre as demais espécies presentes no riacho, incluindo todos os macroinvertebrados bentônicos. A partir das três amostras de *Surber* retiradas em cada ponto de coleta foi feita a média de cada ponto de coleta. Como a área do *Surber* era de $0,09 \text{ m}^2$, obtivemos assim a média de animais coletados por ponto de coleta em $0,09 \text{ m}^2$. Os valores apresentados vão ser sempre referentes a estas médias. Os dados do *Surber* foram transformados com base na fórmula $x' = \log(x+1)$.

Inicialmente realizamos regressões lineares colocando *M. tuberculatus* como variável independente e outros táxons como variável dependente. As regressões foram realizadas em separado para cada espécie. Foram também adicionadas linhas de tendência e foi calculado o valor de r^2 e p . As relações que apresentaram linhas de tendência negativas e um valor de p significativo, constituíam um bom indicador da influência de *M. tuberculatus*. Após este primeiro resultado, averiguamos se ambas as espécies ocorriam na mesma área e investigamos o relacionamento entre elas em diversas situações.

Outra vantagem desta metodologia era conseguir um valor direto de densidade dos animais. Utilizamos estes dados para fazer uma estimativa da densidade dos moluscos encontrados neste riacho. O amostrador *Surber* retorna a densidade para uma área de $0,09 \text{ m}^2$. O valor mais alto encontrado para cada espécie foi utilizado para extrapolação da densidade para 1 m^2 ; neste caso não trabalhamos com a média por ponto de coleta e sim buscamos a densidade mais alta encontrada nas amostras.

Com os dados provenientes do *Surber* realizamos duas análises discriminantes da mesma forma como descrito para os moluscos da coleta direta e para os fatores ambientais.

Ou seja, uma análise avaliando a composição da fauna de macroinvertebrados obtidos com o *Surber*, classificada em ponto de coleta, e outra classificando a fauna em expedições de coleta.

3.9.6 Avaliação das metodologias de coleta

Para comparar a eficiência entre as duas metodologias, coleta direta e *Surber*, utilizamos o mesmo procedimento empregado por Braun (2005) em sua dissertação. O objetivo era avaliar se ambas as metodologias capturavam a mesma riqueza e abundância de moluscos. Não podemos fazer esta comparação para os demais grupos capturados com o *Surber*, pois os mesmos não foram quantificados na coleta direta. O método consistiu da realização de uma regressão que tinha em seu eixo x os valores de coleta direta e no eixo y os valores do *Surber*. Foram adicionadas linhas de tendência lineares, sendo a regressão do mesmo tipo. Foi necessário unir os valores de *Gundlachia ticaga* e *Ferrissia* sp. oriundos da coleta direta em uma única variável denominada apenas Ancyliidae, pois não foi possível separar as duas espécies de ancilídeos nas amostras do *Surber*. A grande quantidade de matéria orgânica presente nas amostras do *Surber* liberava ácidos que atacavam as partes inorgânicas das conchas dos moluscos. Como as conchas dos ancilídeos são de extrema delicadeza, estas eram logo corroídas, restando apenas à parte orgânica da concha (perióstraco) e as partes moles. A identificação destas espécies no *Surber* era feita justamente pela localização destas duas partes. Todas as variáveis foram transformadas segundo a fórmula: $x' = \log(x+1)$.

4 RESULTADOS

4.1 Crescimento populacional

Foram coletados nos dois anos de trabalho um total de 31891 exemplares de *M. tuberculatus* somente na coleta direta. Deste total, foram medidas a altura e a largura de 21708 animais. O número menor de indivíduos medidos é devido ao dimensionamento amostral realizado. Como detalhado no Material e Métodos, tínhamos três coletores em cada ponto de coleta, obtivemos assim a média de animais por ponto de coleta. Somando a média de cada ponto de coleta em uma determinada expedição de coleta, obtivemos o somatório que representa esta expedição de coleta. A soma dos valores de todas as expedições de coleta, temos o total de 10403 animais. A partir deste momento os valores apresentados são relativos às médias por ponto de coleta, como explanado no Material e Métodos. Os valores das médias formam arredondados de forma aos números ficarem inteiros.

A Figura 6 apresenta o crescimento populacional de *M. tuberculatus* na Ilha Grande. A população encontra-se bem estabelecida no riacho em estudo. Santos *et al.* (2007) quando da notificação da introdução desta espécie na Ilha Grande relataram que foram coletados poucos exemplares, 86 em duas coletas, sendo uma em agosto e outra em outubro de 2005. No início do presente estudo, em julho/2006 foram coletados mais exemplares de *M. tuberculatus* do que o relatado por Santos *et al.* (2007), porém foram poucos animais se comparados com o observado posteriormente. O crescimento da população foi lento, aumentando pouco em número, como observado nas quatro primeiras expedições de coleta (Fig. 9). A partir de janeiro/2007 a população passou por um crescimento acelerado e atingiu o pico populacional em novembro/2007 com 3156 exemplares coletados. Este valor representa aproximadamente 30% do total de 10403 animais. Após este pico ocorreu uma redução drástica da população, passando a 680 exemplares em janeiro/2008. A partir de janeiro/2008, já no final do estudo, a população estabilizou seu tamanho. Apesar desta queda, o número de espécimes coletados no final do estudo ainda foi elevado, atingindo 812 indivíduos na última expedição de coleta (maio/2008).

Quando avaliamos o comportamento da população em cada ponto de coleta observamos que a maior parte da população ficou concentrada em P6, P7 e P8, com destaque para os dois últimos pontos (Fig. 10). O pico populacional em novembro/2007 (Fig. 9) foi em grande parte sustentado por um aumento no P7 e principalmente no P8. A estabilização do tamanho da população apresentado na Fig. 9 também é vista no gráfico por ponto de coleta,

sendo este um indicativo de que a população se comportou de maneira uniforme no final do trabalho. A dinâmica no P5, ponto em que a introdução foi acompanhada desde o começo, reproduz em menor escala o comportamento da população como um todo. Houve um período de pouco ou nenhum crescimento entre setembro/2006 e maio/2007. A expedição de coleta seguinte (julho/2007) apresentou um crescimento acelerado atingindo o pico em novembro/2007, com posterior decréscimo da população. Nas últimas expedições de coleta foi observada a tendência a estabilização do tamanho populacional.

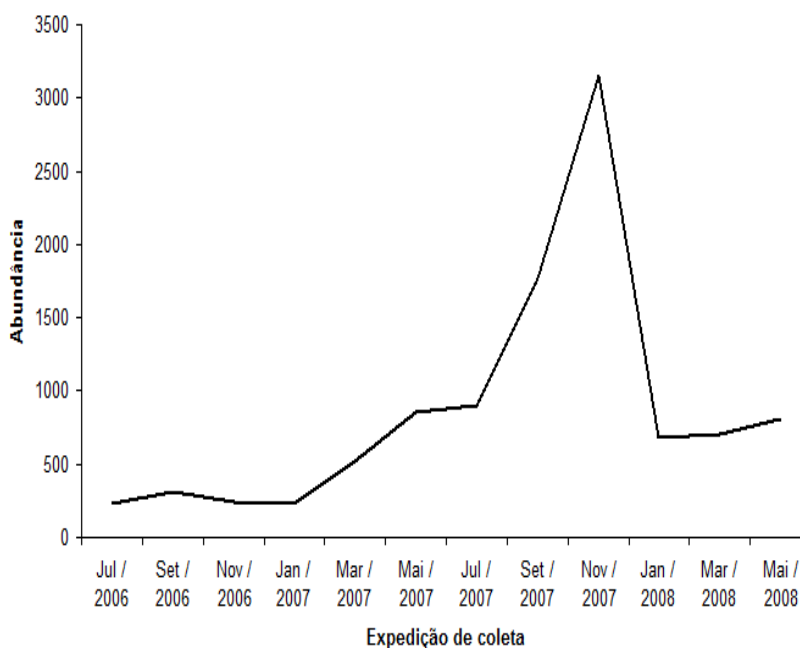


Figura 9 – Crescimento do tamanho da população de *M. tuberculatus* (Müller, 1774) em um riacho impactado da Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ. A abundância se refere ao somatório das médias de animais coletados nos pontos de coleta em cada expedição de coleta.

4.2 Classes de tamanho

A separação em classes de tamanho possibilitou o acompanhamento das classes dissociadas do crescimento geral (Fig. 11). As definições das classes podem ser vistas no Material e Métodos.

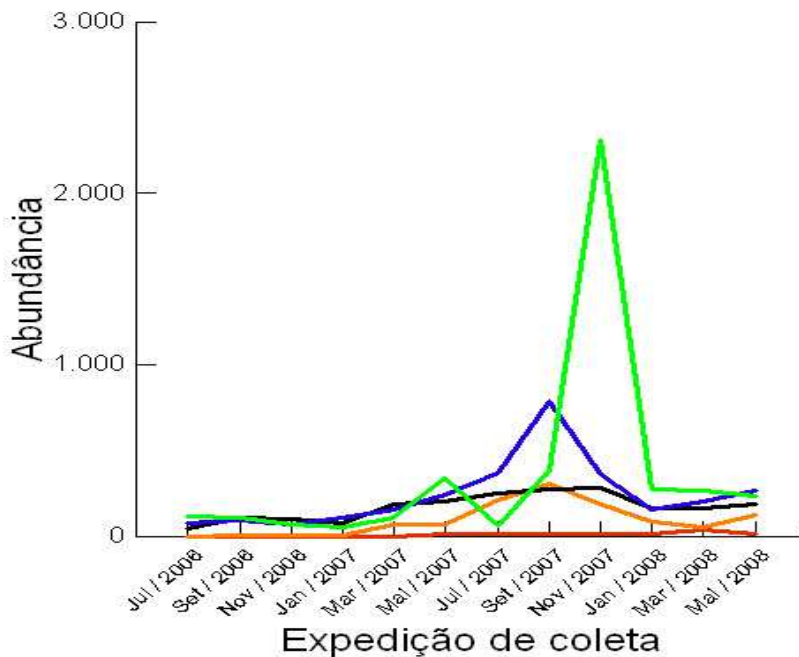


Figura 10 – Crescimento da população de *M. tuberculatus* (Müller, 1774) em cada ponto de coleta da Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ. A abundância é referente ao somatório das médias dos pontos de coleta em cada expedição de coleta. São ilustrados apenas os pontos onde existe a presença da espécie. P4 – vermelho, P5 – laranja, P6 – preto, P7 – azul e P8 – verde.

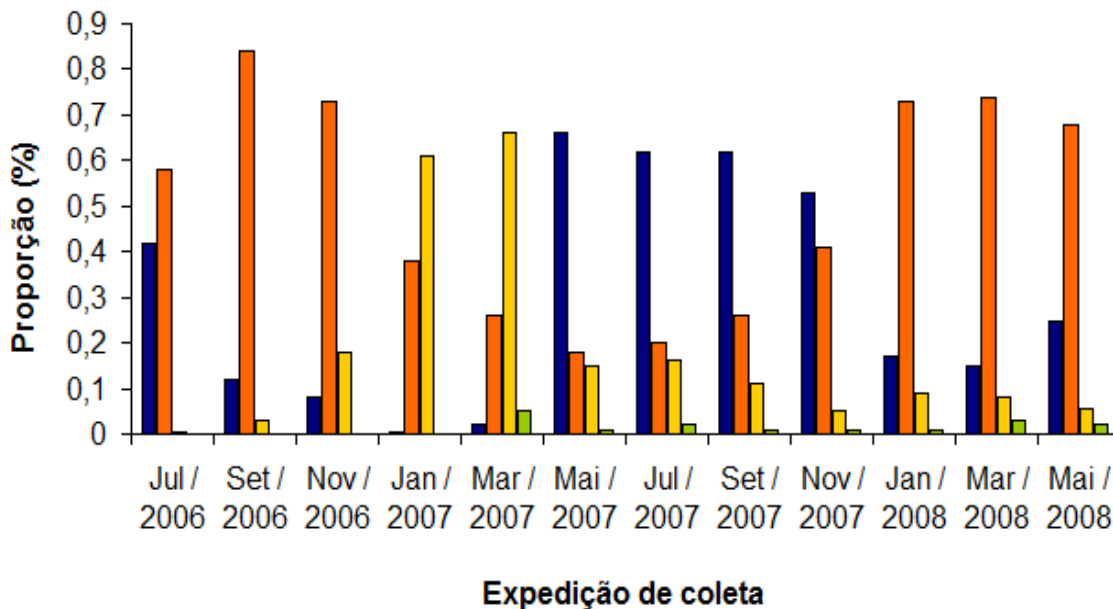


Figura 11 – Sucessão das classes de tamanho de *M. tuberculatus* (Müller, 1774) em um riacho da Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ ao longo do tempo. A proporção é em relação ao total de exemplares de *M. tuberculatus* coletados em cada expedição de coleta. Classe 1 (0,01 – 2,99 mm) – Azul; Classe 2 (3,00 – 5,99 mm) – Laranja, Classe 3 (6,00 – 8,99 mm) – Amarela e Classe 4 (>9,00 mm) – Verde.

No início das coletas (julho/2006 até setembro/2006) observamos um predomínio da classe 2, uma quantidade menor da classe 1, poucos da classe 3 e 4, não havendo nenhum desta última classe de tamanho na primeira expedição de coleta. Neste mesmo período ocorreu a diminuição gradativa da classe 1 e recrutamento destes na classe 2 que seguiu predominando. A partir de novembro/2006 a classe 2 começou a diminuir e os indivíduos da classe 3 começaram a crescer, ou seja, recrutamento de uma classe para a outra. Este grande número de animais da classe 3 de janeiro a março de 2007 resultou na liberação de muitos jovens (classe 1) de maio/2007 a novembro/2007. No mesmo período a classe 2 começou a subir com posterior queda da classe 1. De janeiro/2008 até o final das coletas é vista a mesma situação do início, predomínio da classe 2 com menor quantidade da classe 1. A classe 4 representou uma pequena parte da população durante todo o período de estudo, predominando as classes 1 e 2.

4.3 Medidas de altura e largura

A largura dos animais variou de 0,88 até 11,90 mm, com média de $3,90 \pm 1,97$ mm. A altura variou de 1,50 até 31,40 mm, com média de $10,11 \pm 5,14$ mm. As flutuações das medidas de larguras e altura podem ser vistas na Fig. 12. Foram observados dois picos, nos quais foram registradas as maiores médias de largura e altura. As flutuações das duas medidas são coincidentes. A maior média foi observada em março/2007 e a menor em novembro/2007.

As médias variam da mesma forma, o que foi demonstrado através de uma regressão com todas as medidas de largura e altura disponíveis ($r^2=0,9608$ e $p=0,000$), conforme o gráfico da Fig. 13.

A significância das diferenças entre as médias foi obtida através de uma ANOVA realizada separadamente para altura e largura (Fig. 14). O pós-teste de Tukey apresentou diferença significativa para a maioria das relações entre as expedições. As que não apresentaram significância para o diâmetro foram: 1x7, 1x9, 2x10, 2x11, 4x5, 6x8, 7x9, 8x9 e 10x12. Entre a altura, um menor número de relações foi não significante: 2x11, 4x5, 6x7, 6x8, 7x8 e 10x12. A maioria das diferenças entre as expedições foi significativa indicando que as flutuações observadas nas figuras 9 e 11 são válidas.

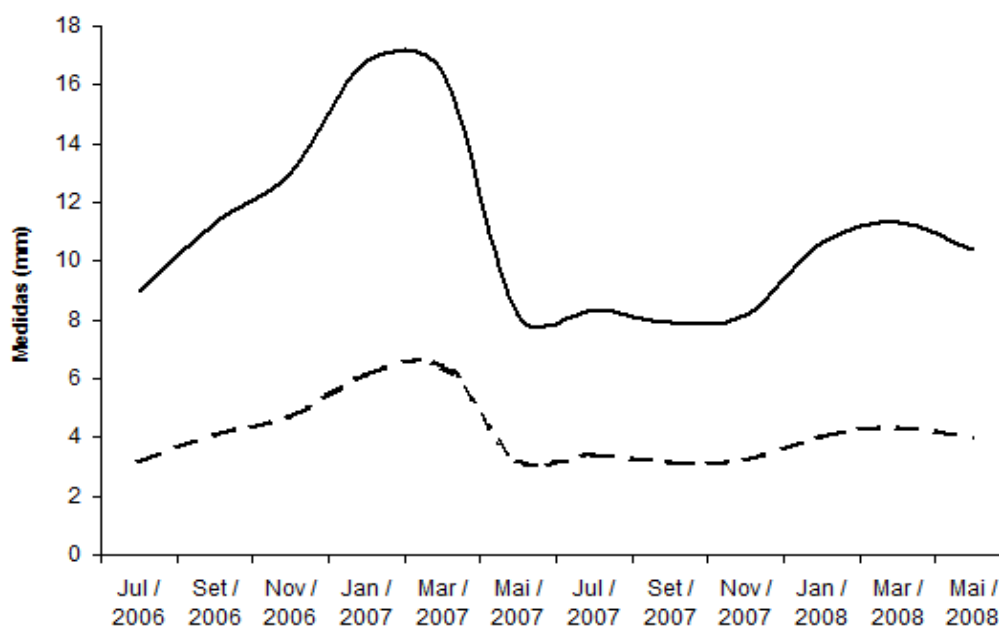


Figura 12 – Variação das médias de altura e largura de *M. tuberculatus* (Müller, 1774) coletados em um riacho impactado da Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ. Altura - linha contínua e Largura – linha pontilhada.

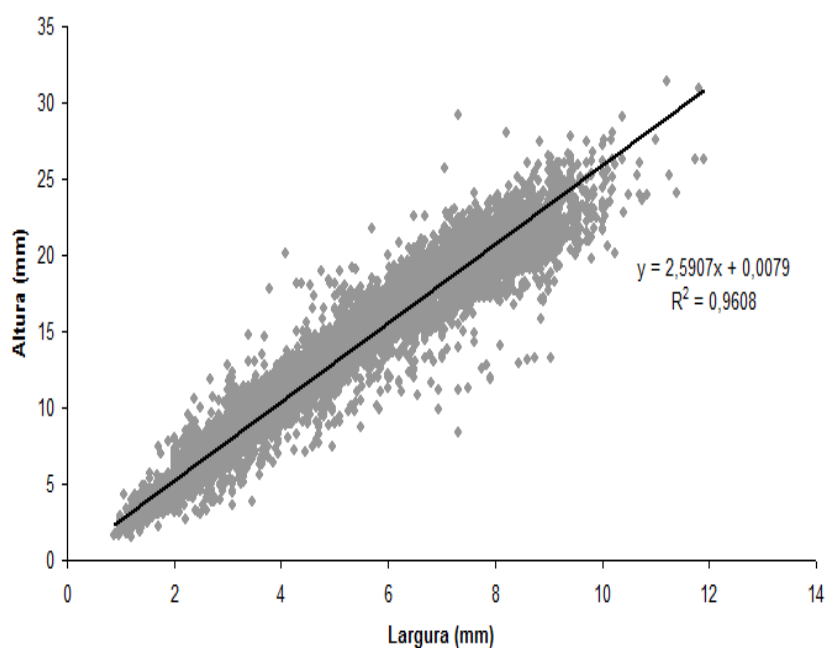


Figura 13 – Relação entre altura e largura de todas as medidas obtidas de 21708 exemplares de *M. tuberculatus* (Müller, 1774) oriundos da Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ.

Avaliamos a variação do diâmetro de *M. tuberculatus* em função dos pontos de coleta (Fig. 15). O intuito era ver se a população tinha um comportamento uniforme ou se variava

por ponto. Em P6, P7 e P8 o comportamento das médias foi semelhante durante todo o estudo. Estes pontos se encontram colonizados desde o início do trabalho. Os pontos de coleta colonizados durante a pesquisa (P4 e P5) apresentam um comportamento destoante dos demais (P6-P8), com médias de tamanho maiores. No P5, colonizado há mais tempo que o P4, as médias eram inicialmente maiores, porém com o passar do tempo a média deste ponto igualou-se a dos demais, em um processo que durou pouco mais de um ano. O P4 teve comportamento similar ao P5, porém até o final das observações (maio/2008) apresentava médias maiores que os demais pontos, mas com tendência à estabilização observada no P5. As áreas recém colonizadas apresentam animais com médias de diâmetro maiores, porém com o passar do tempo essas médias se aproximam dos valores do restante da população.

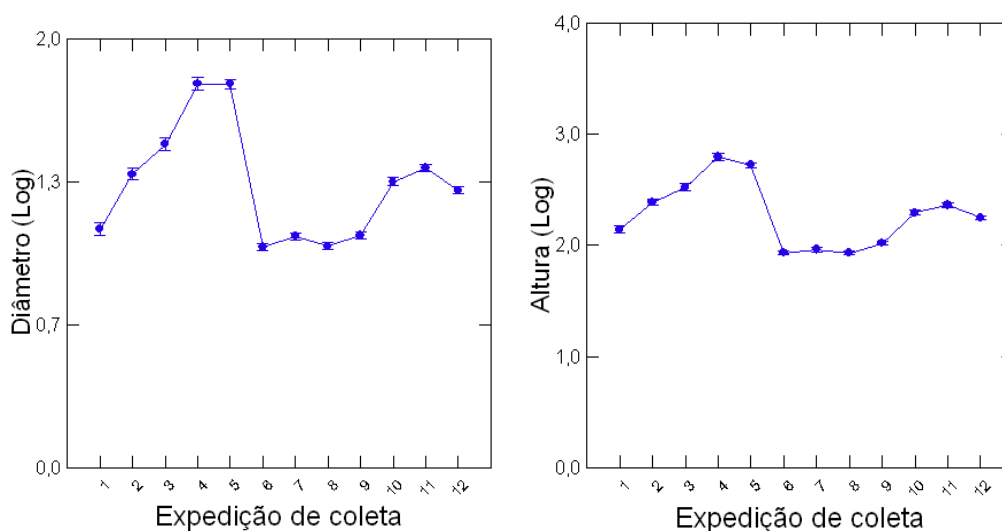


Figura 14 – Análise de variância (ANOVA) do diâmetro e da altura de exemplares de *M. tuberculatus* coletados em um riacho da Vila do Abraão. Os valores foram transformados segundo a fórmula $\log(x)$. As barras indicam o desvio padrão. A numeração do eixo x é relativa às datas de coleta; 1 – julho/2006; 2 – setembro/2006; 3 – novembro/2006; 4 – janeiro/2007; 5 – março/2007; 6 – maio/2007; 7 – julho/2007; 8 – setembro/2007; 9 – novembro/2007; 10 – janeiro/2008; 11 – março/2008 e 12 – maio/2008.

4.4 Mortalidade

A mortalidade estimada para esta espécie na Vila do Abraão é apresentada na Fig. 16. No mesmo gráfico é apresentado o valor de r^2 e a fórmula da reta. Este gráfico trabalha com a abundância total. A mortalidade é mínima na passagem da classe 1 para classe 2. Uma diminuição da população é observada na passagem da classe 2 para a classe 3. Percebe-se que

uma pequena proporção dos animais alcança a classe 3. Um número ainda menor atinge a classe 4, como também é visto na Fig. 11, onde esta classe tem pouca representatividade.

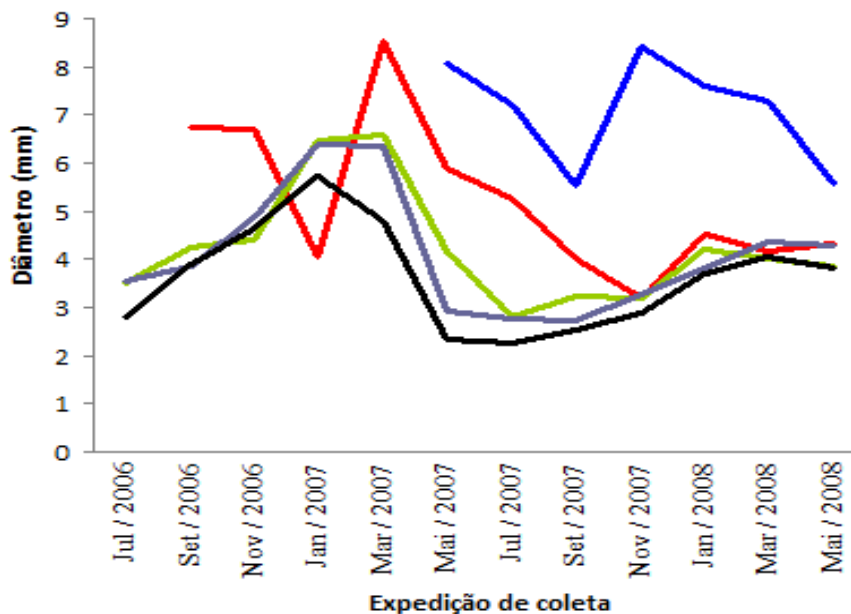


Figura 15 – Variação do diâmetro dos indivíduos de *M. tuberculatus* (Müller, 1774) da Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ; em cada um dos oito pontos de coleta estudados. P4 – azul, P5 – vermelho, P6 – verde, P7 – roxo e P8 – preto.

4.5 Dispersão

Inicialmente a população foi encontrada por Santos *et al.* (2007) no que equivale ao P6 e P7 deste estudo. Na primeira expedição de coleta (julho/2006) identificamos a população também no P8, possivelmente ela já ocorria nesta área, pois existia um grande número de indivíduos. Desta forma no início do trabalho o tiarídeo exótico ocorria em P6, P7 e P8. Em setembro/2006 identificamos a população ocorrendo no P5. Apesar da expansão de área de ocorrência o crescimento do tamanho da população não acompanhou esta expansão (Fig. 9). Em um período menor que um ano, em maio/2007, a espécie passou a ser encontrada no P4. Desta vez a expansão de área foi acompanhada por um crescimento da população (Fig. 9). De setembro/2006 a maio/2007, *M. tuberculatus* colonizou uma área de aproximadamente 60m, isto acompanhado de um grande incremento da população. Esta expansão foi no sentido contra corrente, indicando uma dispersão ativa (Miyahira *et al.* 2009).

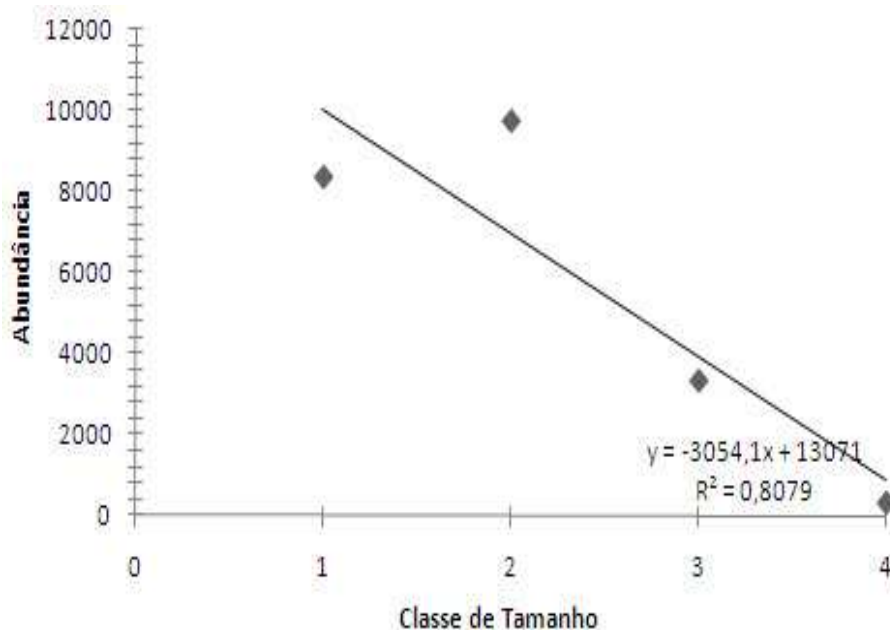


Figura 16 – Mortalidade da população de *M. tuberculosis* (Müller, 1774) na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ; vista através da abundância de cada classe de tamanho. A numeração no eixo x indica cada classe de tamanho. Classe 1 (0,01 – 2,99mm); Classe 2 (3,00 – 5,99mm), Classe 3 (6,00 – 8,99mm) e Classe 4 (9,00 – 11,99mm).

4.6 Biomassa úmida

A relação entre biomassa úmida e largura teve como melhor curva de tendência a curva potência (Fig. 17) com $r^2 = 0,9905$. A relação linear teve um $r^2 = 0,9026$, a exponencial teve $r^2 = 0,9574$ e a polinomial de ordem 2, teve $r^2 = 0,9867$. Usamos a fórmula apresentada no gráfico da Fig. 17 para o cálculo da estimativa de biomassa. O valor de r^2 foi bem alto, indicando que os valores estimados através desta fórmula são bem próximos dos reais.

Estimamos a biomassa retirada em 4,578 kg de *M. tuberculosis* ao longo do acompanhamento. Inicialmente pode parecer um valor baixo, mas levando-se em consideração que um animal da classe 2 pesa, em média, apenas 0,12g, a significância deste valor aumenta.

A Fig. 18 ilustra a variação de biomassa úmida total e por classe de tamanho. Ao contrário do observado no crescimento populacional (Fig. 9), neste gráfico existem dois picos. O primeiro pico equivale ao período onde havia predominância dos animais da classe 3 (Fig. 11). Apesar de não serem muitos em número ($n=344$), eles contribuem consideravelmente para a biomassa. O segundo pico é coincidente com o pico do crescimento populacional em novembro/2007. Neste período havia predomínio de animais das classes 1 e 2, que apesar de

não terem um peso tão expressivo, eram muitos em quantidade. Ao grande número de indivíduos destas duas classes soma-se os indivíduos da classe 3 que também foram em quantidade considerável. Assim como no crescimento populacional (Fig. 9) que se estabilizou no final das observações, a biomassa apresenta o mesmo padrão.

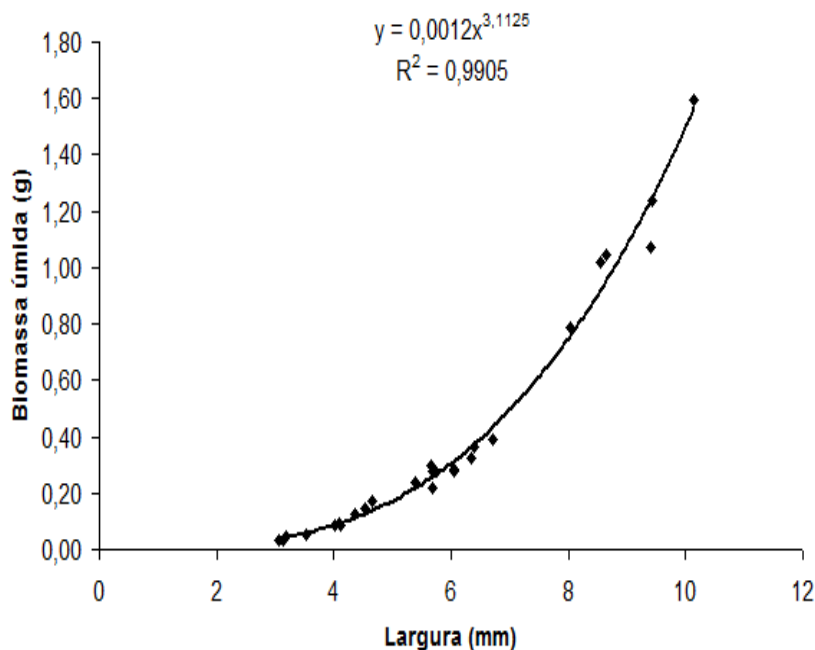


Figura 17 – Relação entre biomassa úmida e largura de *M. tuberculatus* (Müller, 1774) capturados na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ. No gráfico são apresentadas a fórmula e o valor de r^2 .

4.7 Testes parasitológicos

Os resultados dos testes parasitológicos foram negativos. Não houve a liberação de cercárias e tampouco foi observada a presença de cistos na parte mole dos animais. Em algumas amostras não foi possível realizar os testes parasitológicos, pois os animais morreram no transporte da Ilha Grande até o Rio de Janeiro. Encontramos vivendo sobre *M. tuberculatus*, aderido às conchas do molusco uma espécie não identificada de nematódeo. Inicialmente, pensamos se tratar de um parasito do tiarídeo, mas uma avaliação detalhada indicou tratar-se de indivíduos adultos e de vida livre, os quais certamente estão usando as conchas somente como substrato de apoio.

Após o término deste estudo a população continuou sendo acompanhada e alguns outros aspectos desta população estão sendo estudados por outros alunos do Laboratório de Malacologia Límnica e Terrestre da UERJ. Nos estudos sobre as taxas e ciclo reprodutivo de

M. tuberculatus foram encontradas cercárias ainda sem identificação dentro do marsúpio. Estes dados fazem parte da monografia de Bacharelado de Renata F. Ximenes a ser defendida em meados de 2010.

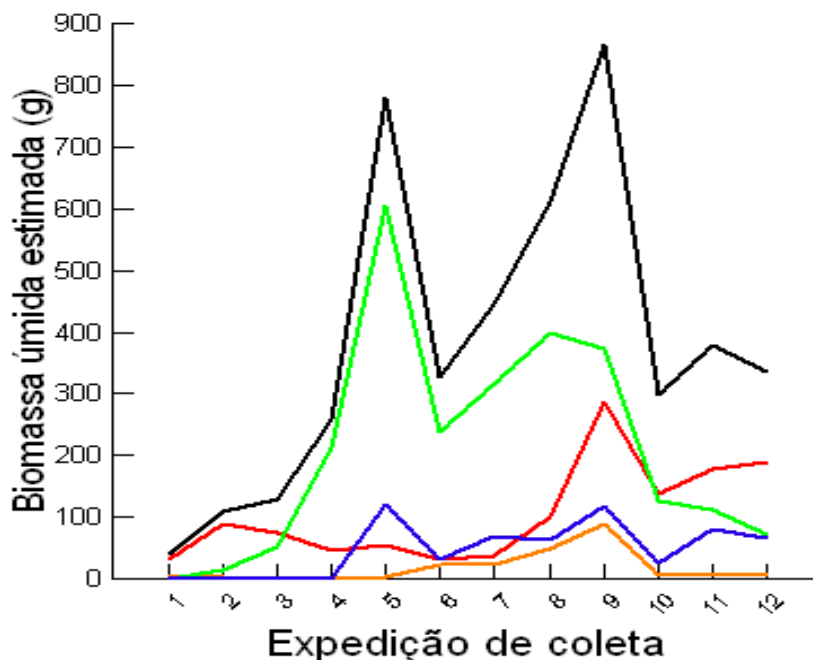


Figura 18 – Biomassa úmida estimada total e por classe de tamanho de *M. tuberculatus* (Müller, 1774) na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ. Biomassa total – preto, Classe 1 – laranja, Classe 2 – vermelho, Classe 3 – verde e Classe 4 – azul. A numeração do eixo x é relativa às datas de coleta; 1 – julho/2006; 2 – setembro/2006; 3 – novembro/2006; 4 – janeiro/2007; 5 – março/2007; 6 – maio/2007; 7 – julho/2007; 8 – setembro/2007; 9 – novembro/2007; 10 – janeiro/2008; 11 – março/2008 e 12 – maio/2008.

4.8 Identificação dos sexos

Os indivíduos observados quanto ao sexo eram todas fêmeas. Desta forma, possivelmente a população é inteiramente partenogenética.

4.9 Outras interações

Não foi observado nenhum predador desta população. O riacho é de pequeno porte e não sustenta peixes de maior porte. Algumas aves como garças e anus-pretos visitam frequentemente o riacho, porém não há evidências de que eles se alimentem da espécie. Em

outras populações já foi observada a predação de *M. tuberculatus* por uma espécie de peixe (Quintana *et al.* 2001).

A título de curiosidade, além das características já descritas, uma grande quantidade de algas filamentosas fica aderida sobre as conchas da espécie em estudo (Fig. 19). Essas algas se entrelaçam formando uma rede, estabelecendo agregados impressionantes de *M. tuberculatus*. Essa interação é observada principalmente no P6.

4.10 Fatores ambientais

As médias encontradas para os fatores ambientais foram computados por expedição de coleta (Fig. 20) e por ponto de coleta (Fig. 21).

O resultado por expedição de coleta mostra uma grande variação entre elas para a maioria das variáveis. Não foi observada uma correlação entre as variações dos fatores ambientais. A condutividade apresentou a menor variação, a exceção de um pico em setembro/2006.

A variação, quando os dados foram analisados por pontos de coleta, foi menor (Fig. 21), indicando que existe uma homogeneidade dentro de cada ponto. As medidas de temperatura ambiental, umidade e pH praticamente não variam no ao longo do riacho. Variações um pouco maiores são observadas em umidade máxima e luminosidade. As medidas de temperatura da água e condutividade aumentaram do P1 para o P8.



Figura 19 – Exemplar de *M. tuberculatus* (Müller, 1774) coletado na Vila do Abraão (Ilha Grande, RJ) com grande quantidade de algas aderidas.

Apresentamos na Tabela 4 alguns parâmetros ambientais obtidos por outros autores em ambientes onde ocorre esta espécie e comparamos com os resultados obtidos por nós. Com esta comparação pretendemos observar a faixa de tolerância para alguns fatores ambientais que esta espécie suporta. Giovanelli *et al.* (2005) compararam os fatores ambientais com os moluscos encontrados, porém estes autores não forneceram os valores das variáveis ambientais, fornecendo só os resultados das análises estatísticas.

A análise discriminante para os fatores ambientais visava analisar se as expedições de coleta poderiam ser agrupadas por elas mesmas. O resultado do teste foi significativo (Wilks's Lambda = 0,001 e $p < 0,000$).

A matriz de classificação apresenta quantas observações foram classificadas corretamente indicando se os grupos sugeridos na análise são reais (Tabela 5). O alto valor de acerto no total da matriz (93%) indica que as expedições de coleta realmente apresentam características ambientais diferentes.

Os autovalores (*eigenvalues*) das duas primeiras funções discriminantes são responsáveis por 56,60% (12,36) e 19% (4,151) da variação observada, somando 75,60%.

A Fig. 22 apresenta um gráfico de dispersão utilizando as duas principais funções discriminantes. Apesar da sobreposição da maioria das expedições de coleta, percebe-se que os pontos de cada expedição encontram-se próximos, indicando que apesar da sobreposição de pontos, cada expedição possui um conjunto homogêneo de pontos. Este resultado está de acordo com a observação da variação dos fatores ambientais por expedição de coleta (Fig. 20) que apresentam uma grande variação de uma expedição para a outra.

Realizamos análises discriminantes com o intuito de agrupar os pontos de coleta em função dos fatores ambientais. Neste caso, também obtivemos um valor significativo (Wilks's Lambda = 0,266 e $p = 0,001$). A matriz de classificação retornou um total de acerto de 46% (Tab. 6). A variação dos fatores ambientais por ponto de coleta (Fig. 21) já havia fornecido um indicativo deste resultado, pois a variação entre os pontos de coleta foi pequena. Desta forma, a distinção de cada ponto de coleta é difícil, havendo assim uma homogeneidade entre elas.

Nesta análise discriminantes, os autovalores (*eigenvalues*) das duas primeiras funções discriminantes (1,242 e 0,303) são responsáveis por 68,70% da variação observada.

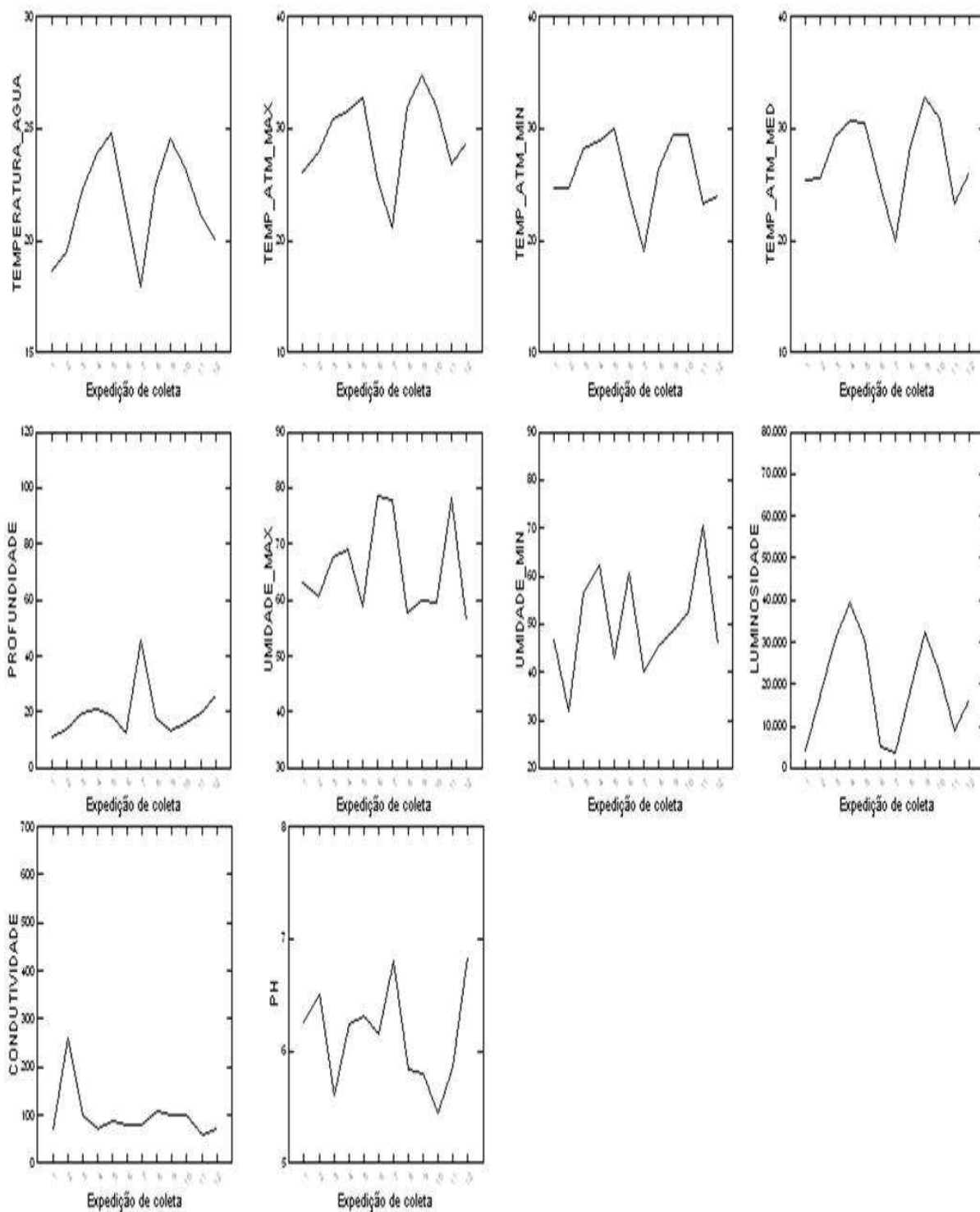


Figura 20 – Variações das médias dos fatores abióticos em um riacho impactado da Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ; por expedição de coleta, ou seja, ao longo do tempo. O valor de cada expedição de coleta representa a média dos oito pontos de coleta. Cada quadro representa um fator ambiental, estando este discriminado no eixo y. A numeração do eixo x é relativa às datas de coleta; 1 – julho/2006; 2 – setembro/2006; 3 – novembro/2006; 4 – janeiro/2007; 5 – março/2007; 6 – maio/2007; 7 – julho/2007; 8 – setembro/2007; 9 – novembro/2007; 10 – janeiro/2008; 11 – março/2008 e 12 – maio/2008.

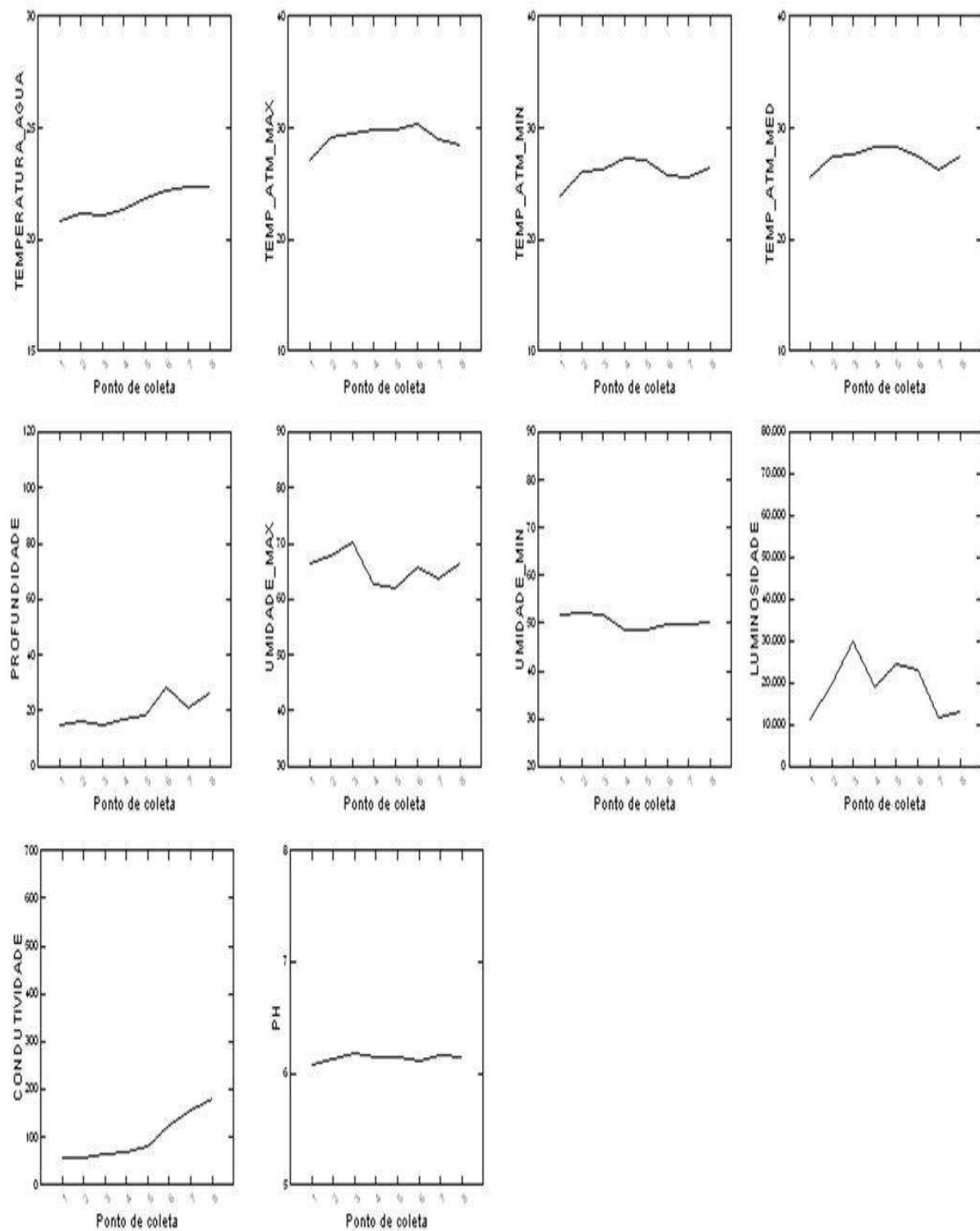


Figura 21 – Variações das médias dos fatores ambientais em um riacho impactado da Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ; por ponto de coleta, ou seja, ao longo do riacho. O valor em cada ponto de coleta representa a média neste mesmo ponto de coleta em todas as expedições de coleta. Cada quadro representa um fator ambiental que está discriminado no eixo y.

Tabela 4 – Comparação dos parâmetros ambientais entre o nosso estudo e o de outros autores.

Referência	Temperatura água (°C)	Temperatura atmosférica med. (°C)	Umidade (%)	Profundidade (cm)	Condutividade	pH
Dudgeon (1986)	30	-	-	-	-	6,79
Ismail & Arif (1993)	21-31	18,3-36°C	74,0±12,0	-	-	7,71±0,39
Duggan (2002)	29-30,4	-	-	-	797-851	6,44-7,47
Dundee & Paine (1977)	20,5-25,0	-	-	10-40	-	7,5
Este estudo	21,64±2,34	27,30±4,07	65,62±10,14	19,51±17,24	98,46±90,33	6,13±0,48

Tabela 5 – Matriz de classificação da análise discriminante para os fatores ambientais mensurados na Vila do Abraão (Ilha Grande, RJ) entre as expedições de coleta (EXP). A numeração é referente às datas de coleta. 1 – julho/2006; 2 – setembro/2006; 3 – novembro/2006; 4 – janeiro/2007; 5 – março/2007; 6 – maio/2007; 7 – julho/2007; 8 – setembro/2007; 9 – novembro/2007; 10 – janeiro/2008; 11 – março/2008 e 12 – maio/2008.

EXP	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Acerto (%)
1	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100
2	2	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	75
3	0	0	7	0	0	0	0	0	0	1	0	0	88
4	0	0	0	7	1	0	0	0	0	0	0	0	88
5	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	100
6	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	100
7	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	100
8	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	100
9	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	100
10	0	0	1	0	0	0	0	0	0	7	0	0	88
11	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	6	0	75
12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	100
Total	10	6	8	7	9	10	8	8	8	8	6	8	93

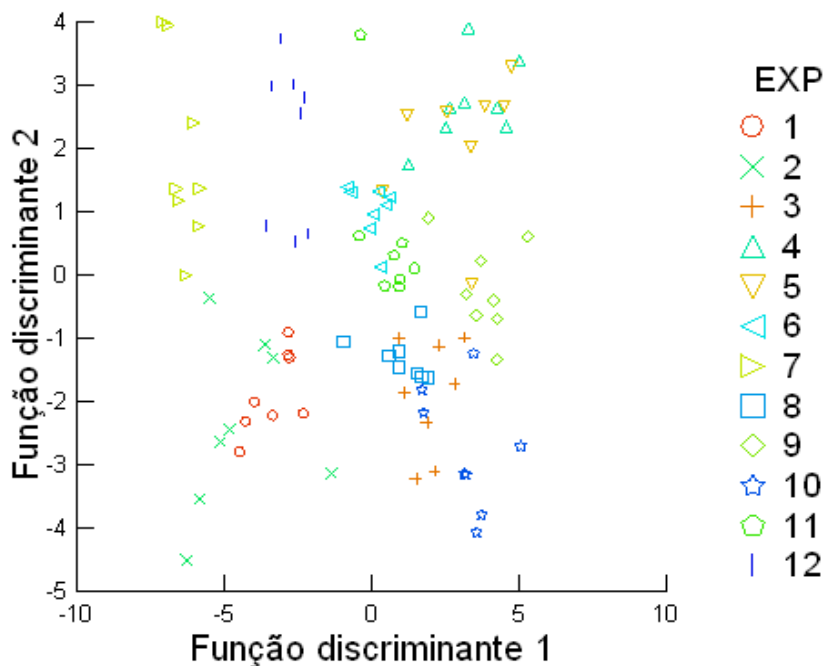


Figura 22 – Expedições de coleta (EXP) agrupadas segundo os fatores ambientais com base nas duas principais funções discriminantes. A numeração é referente às datas das expedições de coleta; 1 – julho/2006; 2 – setembro/2006; 3 – novembro/2006; 4 – janeiro/2007; 5 – março/2007; 6 – maio/2007; 7 – julho/2007; 8 – setembro/2007; 9 – novembro/2007; 10 – janeiro/2008; 11 – março/2008 e 12 – maio/2008.

Tabela 6 - Matriz de classificação da análise discriminante dos pontos de coleta em função dos fatores ambientais mensurados no riacho em estudo na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ.

PONTO	1	2	3	4	5	6	7	8	Acerto (%)
1	9	3	0	0	0	0	0	0	75
2	2	2	3	3	2	0	0	0	17
3	2	2	6	0	2	0	0	0	50
4	2	1	2	5	2	0	0	0	42
5	3	0	2	4	3	0	0	0	25
6	0	0	1	1	1	5	2	2	42
7	1	0	0	0	1	2	6	2	50
8	1	0	0	0	0	1	2	8	67
Total	20	8	14	13	11	8	10	12	46

A Fig. 23 apresenta um gráfico de dispersão (*scatterplot*) com as duas principais funções discriminantes obtida na análise. Podemos observar dois agrupamentos neste gráfico, do lado esquerdo temos uma grande parte dos pontos de coleta sobrepostos. No lado direito temos P7, P8 e parte de P6, indicando que estes pontos de coleta possuem características

ambientais diferentes dos demais. Na Fig. 21 observamos que estes pontos têm em comum maiores valores de condutividade, temperatura da água e profundidade.

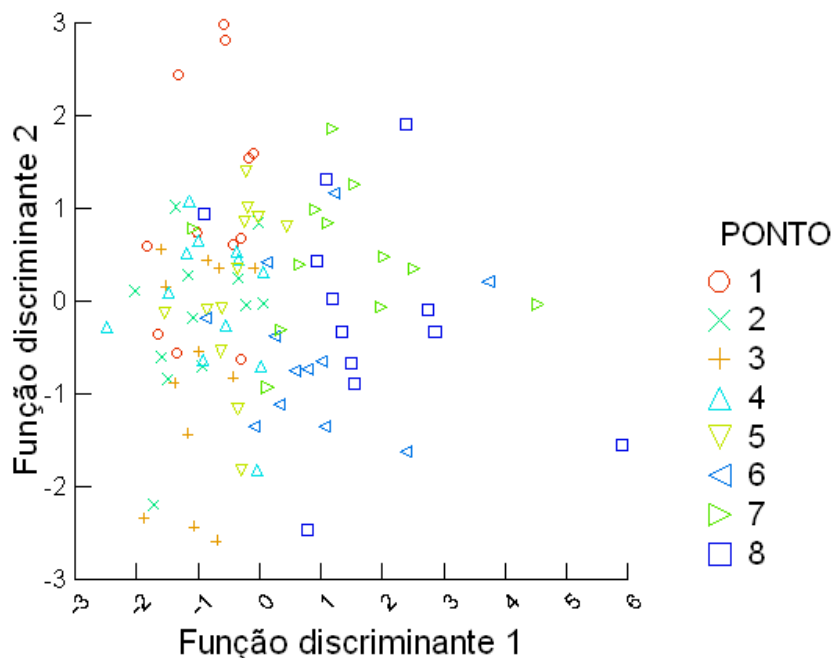


Figura 23 – Pontos de coleta agrupados em função dos fatores ambientais do riacho em estudo na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ; com base nas duas principais funções discriminantes. A numeração corresponde aos pontos de coleta.

4.11 Comunidade de moluscos de água doce

Anteriormente exploramos a variação da população de *M. tuberculatus*, nesta seção estão os dados referentes às outras espécies encontradas. Além do tiarídeo foram encontrados no riacho da Vila do Abraão, *B. tenagophila* (Planorbidae), *Heleobia australis* (d'Orbigny, 1835) (Hydrobiidae), *Gundlachia ticaga* (Marcus & Marcus, 1962) (Ancyliidae), *Ferrissia* sp. (Ancyliidae) e *Pisidium punctiferum* (Guppy, 1867) (Sphaeriidae), sendo as quatro primeiras espécies de gastrópodes e a última um bivalve. Esta riqueza representa mais da metade das espécies de moluscos de água doce encontradas na Ilha Grande. Além destas existe o registro de *Uncancylus concentricus* (d'Orbigny, 1835) (Ancyliidae), *Antillorbis nordestensis* (Lucena, 1954) (Planorbidae), *Gundlachia* sp. (Ancyliidae) e *Heleobia* sp. (Hydrobiidae) (Santos *et al.* 1999; Thiengo *et al.* 2004; Santos *et al.* 2009; Miyahira, 2009). A abundância dos moluscos encontrados foi plotada contra as expedições de coleta (Fig. 24) e contra os pontos de coleta (Fig. 25). A população destas espécies variou de forma acentuada entre as expedições de

coleta, demonstrando a sazonalidade destas espécies. Porém alguns padrões foram observados: todas as espécies, com maior ou menor intensidade, possuem aumentos populacionais coincidentes. Podemos observar em novembro/2006 um crescimento do tamanho populacional pelo qual todas as espécies do riacho passaram. Outros picos podem ser observados por volta de maio/2007 e em janeiro/2008. A população que se mostrou mais estável foi a de *H. australis*, que manteve uma densidade baixa durante o trabalho, porém apresentou um pico populacional em concordância com as demais espécies (janeiro/2008). A variação em *M. tuberculatus* segue um padrão diferente dos demais moluscos, como já foi descrito no tópico referente à sua dinâmica de população.

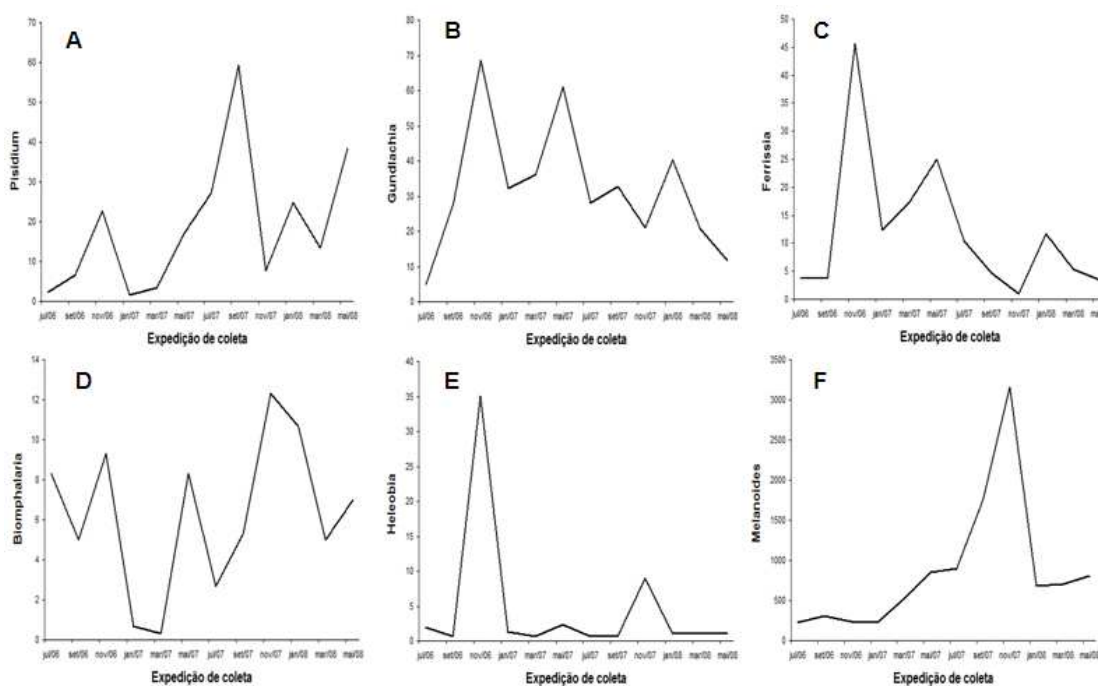


Figura 24 – Variação das abundâncias (média de animais coletados/15 minutos) de moluscos de água doce encontrados na Vila do Abraão (Ilha Grande, RJ) agrupados pelas expedições de coleta. A dinâmica de *M. tuberculatus* (Müller, 1774) é novamente apresentada para facilitar as comparações. A – *Pisidium punctiferum* (Guppy, 1867), B – *Gundlachia ticaga* (Marcus & Marcus, 1962), C – *Ferrissia* sp., D – *Biomphalaria tenagophila* (d’Orbigny, 1835), E – *Heleobia australis* (d’Orbigny, 1835), F – *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774).

A análise por ponto de coleta observamos dois padrões de distribuição de abundância. No primeiro padrão temos as espécies concentradas entre o P1 e o P5. Neste caso se enquadraram a maioria das espécies do riacho: *G. ticaga*, *Ferrissia* sp., *B. tenagophila* e *P. punctiferum*. *Biomphalaria tenagophila* ainda ocorre no P6 em menor abundância que no trecho entre P1 e P5. Nenhuma destas espécies ocorreu no P7 ou no P8. Estes dados são

referentes à coleta direta, quando da análise dos dados do *Surber* veremos algumas diferenças. *Heleobia australis* e *M. tuberculatus* apresentam um comportamento diferente, tendo sua abundância crescendo do P6 em direção ao P8. Logo a espécie exótica em questão só ocorreu em concomitância com as demais espécies citadas, a exceção de *H. australis*, no intervalo entre o P4 e P6. *Biomphalaria tenagophila* também foi introduzida recentemente na Ilha Grande (Santos *et al.* 2007), porém esta espécie apresenta um comportamento diferente de *M. tuberculatus*, não só na avaliação por ponto de coleta assim como na avaliação por expedição de coleta.

Tanto por expedição de coleta (Fig. 24) quanto por ponto de coleta (Fig. 25) o tamanho da população de *M. tuberculatus* é sempre muito superior aos das demais.

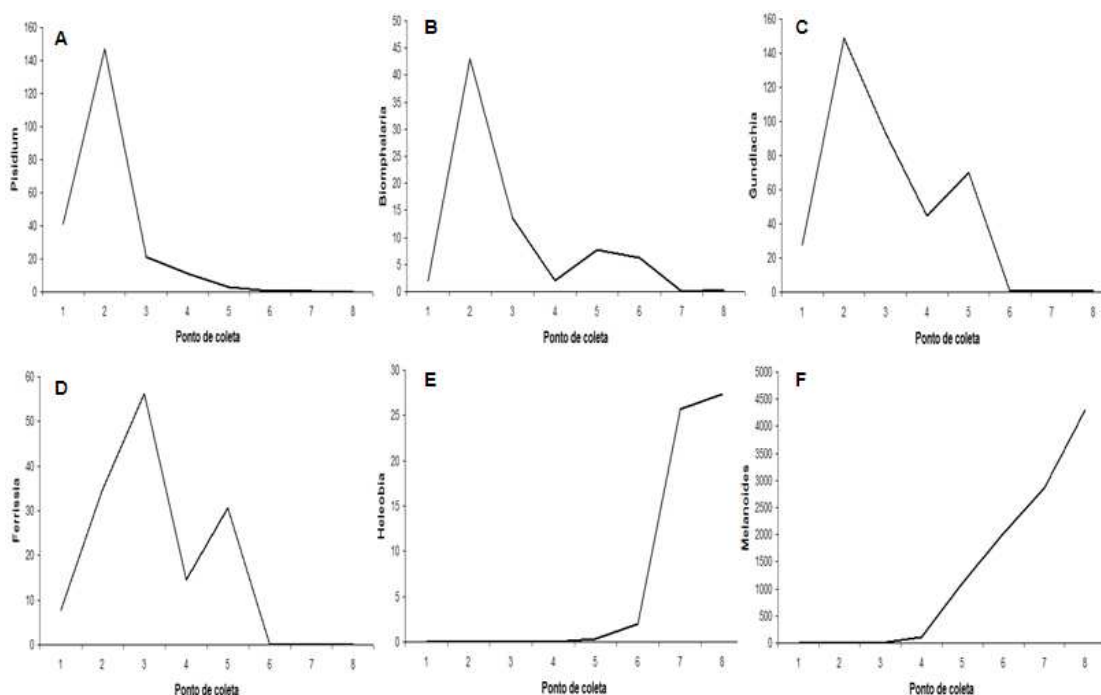


Figura 25 – Distribuição espacial dos moluscos de água doce encontrados na Vila do Abraão (Ilha Grande, RJ) agrupados por ponto de coleta. No eixo y esta a abundância (média de animais coletados/ 15 minutos) da espécie identificada neste mesmo eixo. A – *Pisidium punctiferum* (Guppy, 1867), B – *Gundlachia ticaga* (Marcus & Marcus, 1962), C – *Ferrissia* sp., D – *Biomphalaria tenagophila* (d’Orbigny, 1835), E – *Heleobia australis* (d’Orbigny, 1835), F – *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774).

Assim como feito com os fatores ambientais, realizamos duas análises discriminantes, a primeira visava agrupar as expedições de coleta e a segunda os pontos de coleta.

A primeira análise discriminante retornou um resultado significativo (Wilks’s Lambda = 0,249 e $p < 0,000$). Apesar disto, a matriz de classificação (Tab. 7) retornou uma porcentagem de acerto baixa (31%).

A primeira função discriminante explicou 44,40% (autovalor = 0,758) da variação observada, ao passo que a segunda função explicou 27,10% (autovalor = 0,462). A distribuição dos pontos segundo as duas principais funções discriminantes pode ser vista na Fig. 26. Não percebemos um padrão claro havendo diversos pontos sobrepostos indicando uma pequena diferença entre eles. Os demais pontos se encontram dispersos pelo gráfico, porém sem formar agrupamentos claros. Logo, não podemos classificar as expedições de coleta no tocante a fauna de moluscos de água doce. Assim, concluímos que a variação entre as expedições de coleta existe como indicado pelo valor significativo, mas essa variação não forma um padrão claro.

Tabela 7 – Matriz de classificação da análise discriminante com base na composição da fauna de moluscos de água doce coletados na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ; agrupados por expedição de coleta (EXP). A numeração indica a expedição de coleta; 1 – julho/2006; 2 – setembro/2006; 3 – novembro/2006; 4 – janeiro/2007; 5 – março/2007; 6 – maio/2007; 7 – julho/2007; 8 – setembro/2007; 9 – novembro/2007; 10 – janeiro/2008; 11 – março/2008 e 12 – maio/2008.

EXP	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Acerto (%)
1	5	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	63
2	4	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3	0
3	0	0	4	1	0	1	1	0	0	0	0	1	50
4	0	0	1	4	1	0	0	0	0	0	1	1	50
5	0	1	0	1	2	1	0	0	0	0	0	3	25
6	0	0	1	0	1	1	0	0	0	2	0	3	13
7	0	0	0	0	0	0	3	2	0	0	1	2	38
8	0	0	0	0	0	0	1	3	0	1	0	3	38
9	0	0	1	0	0	0	0	1	2	2	0	2	25
10	0	0	1	1	0	0	1	0	2	0	2	1	0
11	1	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	3	13
12	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	5	63
Total	10	2	9	8	5	3	6	7	5	7	6	28	31

Os dados seguintes são referentes à classificação dos pontos de coleta. A análise discriminante apresentou um resultado significativo (Wilks's Lambda = 0,035 e $p < 0,000$). Logo, existe uma diferença entre a composição na fauna de moluscos entre os pontos.

A matriz de classificação dos pontos de coleta com base nos moluscos de água doce (Tab. 8) apresentou um número relativamente alto de acerto (58%). A primeira função discriminante explica 87,4% (autovalor = 8,967) da variação observada. A segunda função discriminante explica 6,7% (autovalor = 0,690) desta variação.

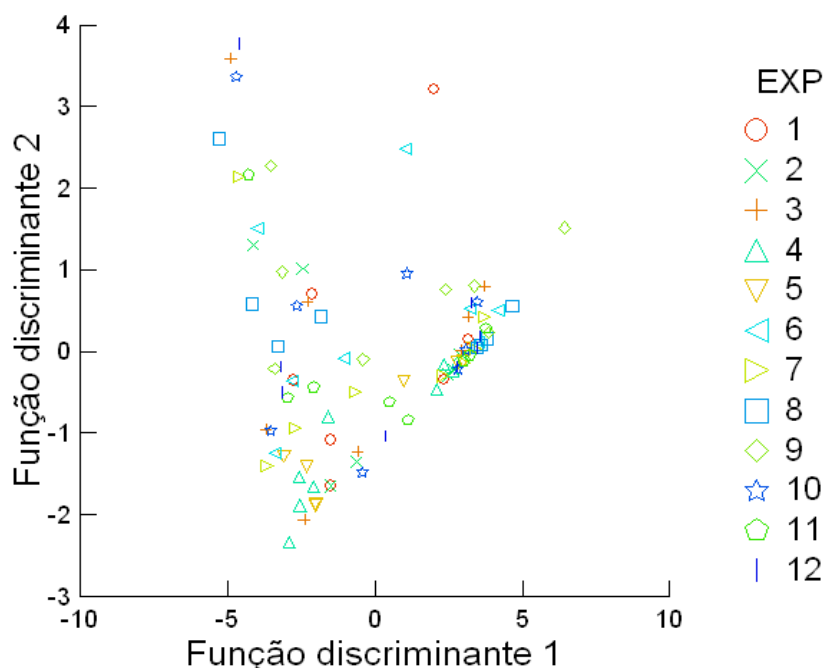


Figura 26 – Gráfico de dispersão mostrando a relação entre as expedições de coleta (EXP) realizadas na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ; com base na fauna de moluscos de água doce. A numeração é referente às datas de coleta. 1 – julho/2006; 2 – setembro/2006; 3 – novembro/2006; 4 – janeiro/2007; 5 – março/2007; 6 – maio/2007; 7 – julho/2007; 8 – setembro/2007; 9 – novembro/2007; 10 – janeiro/2008; 11 – março/2008 e 12 – maio/2008.

Tabela 8 - Matriz de classificação dos pontos de coleta com base na composição da fauna de moluscos de água doce do riacho em estudo na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ; segundo o resultado da análise discriminante.

Pontos	1	2	3	4	5	6	7	8	Acerto(%)
1	8	0	2	2	0	0	0	0	67
2	0	9	2	1	0	0	0	0	75
3	3	1	6	2	0	0	0	0	50
4	1	0	0	9	2	0	0	0	75
5	0	0	0	4	4	4	0	0	33
6	0	0	0	0	0	10	1	1	83
7	0	0	0	0	0	6	4	2	33
8	0	0	0	0	0	3	3	6	50
Total	12	10	10	18	6	23	8	9	58

A distribuição dos pontos em função das duas principais funções discriminantes (Fig. 27) apresentou um padrão de distribuição fortemente influenciado pela composição de moluscos em cada ponto de coleta. Avaliando o gráfico da esquerda para direita podemos

tirar algumas importantes conclusões já que este eixo explica a maior parte da variação (87,4%). Na parte esquerda vemos um conjunto de pontos, na qual predomina P1, P2 e P3. Na parte central do gráfico vemos os pontos referentes ao P4 e P5. Estes dois pontos foram colonizados por *M. tuberculatus* durante o trabalho. Na parte direita temos os pontos referentes ao P6, P7 e P8. A abundância das espécies de moluscos classificadas por ponto (Fig. 25) também suporta este resultado já que tinha sido observado que os ancilídeos, *B. tenagophila* e *P. punctiferum* se encontravam principalmente nos primeiros pontos. A composição destes moluscos agrupou P1, P2 e P3 (Fig. 27). Em P4 e P5 temos os moluscos anteriormente citados, mas já temos a presença de *M. tuberculatus*, dando a estes pontos de coleta uma composição intermediária entre P1-P3 e P6-P8. O trecho final do riacho (P6-P8) tem como composição característica a alta abundância de *M. tuberculatus* e a presença de *H. australis*.

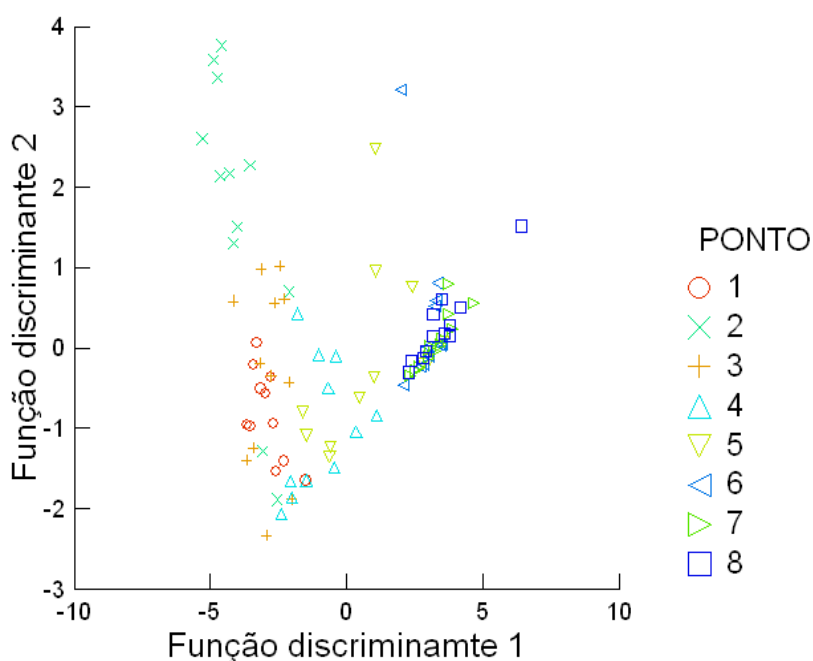


Figura 27 – Distribuição dos pontos de coleta delimitados na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ; com base nas duas principais funções discriminantes geradas a partir da composição da fauna de moluscos de água doce encontrados.

Na avaliação do efeito *M. tuberculatus* sobre os demais moluscos, as regressões (Fig 25) tiveram um resultados com valores de r^2 baixo (Tab. 9), sendo todos $<0,02$. A maioria das regressões apresentou um valor de p não significativo, a exceção foi a regressão com *Ferrissia* sp. que apresentou significância estatística ($p = 0,028$). As maiores abundâncias de *M.*

tuberculatus, em todos os gráficos, ocorreram sobre o eixo x, indicando regiões sem as outras espécies, porém também observamos números altos de *M. tuberculatus* ocorrendo com valores altos de *B. tenagophila*, *G. ticaga* e *P. punctiferum*. *Heleobia australis* foi rara nos pontos analisados (P4 e P5). Na verdade a reta apresentada é sustentada por um único ponto no canto superior esquerdo; retirando este ponto, a reta de tendência fica sobre o eixo x. Somente com *Ferrissia* sp. o resultado foi significativo e a tendência negativa. Neste caso existe a suspeita da influência de *M. tuberculatus* sobre esta espécie. Ironicamente, *M. tuberculatus*, sugerido como controle biológico de planorbídeos em diversas localidades (e.g. Pointier *et al.* 1989; Pointier, 1993; Guimarães *et al.* 2001; Giovanelli *et al.* 2003) apresentou uma relação positiva com *B. tenagophila*, apesar da mesma não ser significativa. O mesmo fato foi observado em relação à *P. punctiferum*.

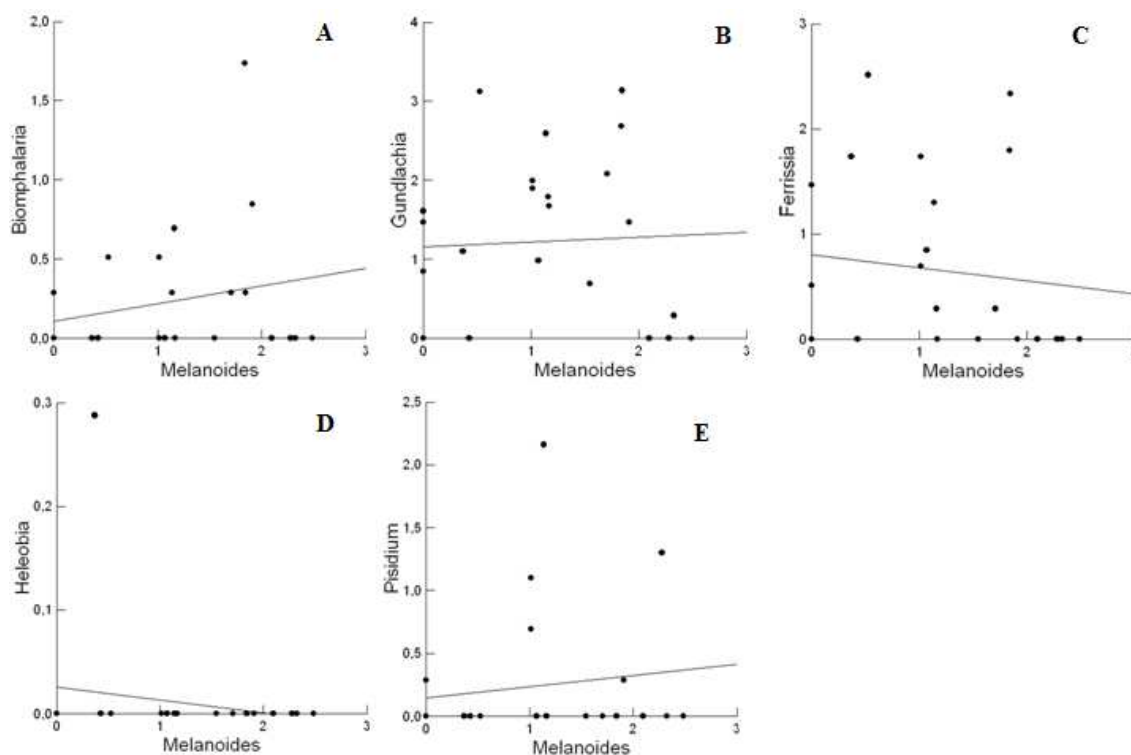


Figura 28 – Regressões entre as abundâncias (média de animais coletados/15 minutos transformados pela fórmula $\log(x+1)$) de *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774) e os demais moluscos de água doce encontrados na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ. O tiarídeo foi sempre colocado variável independente. Os valores de r^2 e p se encontram na Tab. 9. A – *Biomphalaria tenagophila* (d’Orbigny, 1835), B – *Gundlachia ticaga* (Marcus & Marcus, 1962), C – *Ferrissia* sp., D – *Heleobia australis* (d’Orbigny, 1835), E – *Pisidium punctiferum* (Guppy, 1867).

A variação do tamanho populacional das demais espécies quando comparado com *M. tuberculatus* não foi significativa, apesar da população do tiarídeo ser sempre maior.

A ANOVA para identificar os efeitos de *M. tuberculatus* somente no P4 foi infrutífera, pois *Biomphalaria tenagophila* e *Heleobia australis* não ocorriam neste ponto antes do aparecimento de *M. tuberculatus*. Esta observação contraria a literatura, que afirma que *M. tuberculatus* é um bom controle biológico de *B. tenagophila*, porém na Vila do Abraão, o planorbídeo só aparece neste ponto de coleta depois da presença do tiarídeo exótico.

Tabela 9 – Resultados das regressões entre *M. tuberculatus* (Müller, 1774) e os demais moluscos oriundos da coleta direta realizada na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ. As regressões se encontram na Fig. 28. São fornecidos os valores de r^2 e p. * - valores significantes, $p < 0,05$.

Efeito	r^2	p
<i>B. tenagophila</i>	0,054	0,275
<i>H. australis</i>	0,032	0,514
<i>G. ticaga</i>	0,003	0,814
<i>Ferrissia sp.</i>	0,194	0,028*
<i>P. punctiferum</i>	0,020	0,514

4.12 Relação entre fatores bióticos e abióticos

A análise de componentes principais (PCA) conseguiu revelar poucas relações diretas entre os fatores ambientais mensurados e a distribuição dos moluscos de água doce (Fig. 29). Os moluscos *B. tenagophila*, *G. ticaga*, *P. punctiferum* e *Ferrissia sp.*, que ocorrem majoritariamente entre P1 e P4 (Fig. 25), formando um grupo na parte superior do gráfico. As medidas de temperatura ambiente e luminosidade formam outro agrupamento. A condutividade esta relacionada com as distribuições de *M. tuberculatus* e *H. australis*, sendo esta a única variação semelhante entre fatores ambientais e bióticos.

4.13 Amostrador Surber

A maioria dos animais utilizados na análise com os dados do Surber foram classificados em famílias, porém existem exceções em níveis taxonômicos maiores ou menores. Os táxons utilizados foram os seguintes: *M. tuberculatus*, *B. tenagophila*, *H. australis*, *P. punctiferum*, Ancyliidae, Chironomidae (Hexapoda: Diptera), Empididae (Hexapoda: Diptera), Simulidae (Hexapoda: Diptera), Tabanidae (Hexapoda: Diptera),

Hemiptera (Hexapoda), Odonata (Hexapoda), Hidroacarina (Acari) e Hirudinea (Annelida). Estes foram os grupos mais abundantes, as espécies raras foram retiradas da análise para maior clareza das mesmas. As espécies utilizadas ocorreram durante todo o período do estudo, não observamos a extinção de nenhum táxon encontrado no *Surber*. Esta afirmação é válida principalmente para as espécies mais abundantes, pois fazer inferências sobre os táxons mais raros é difícil, devido à baixa abundância natural destas espécies.

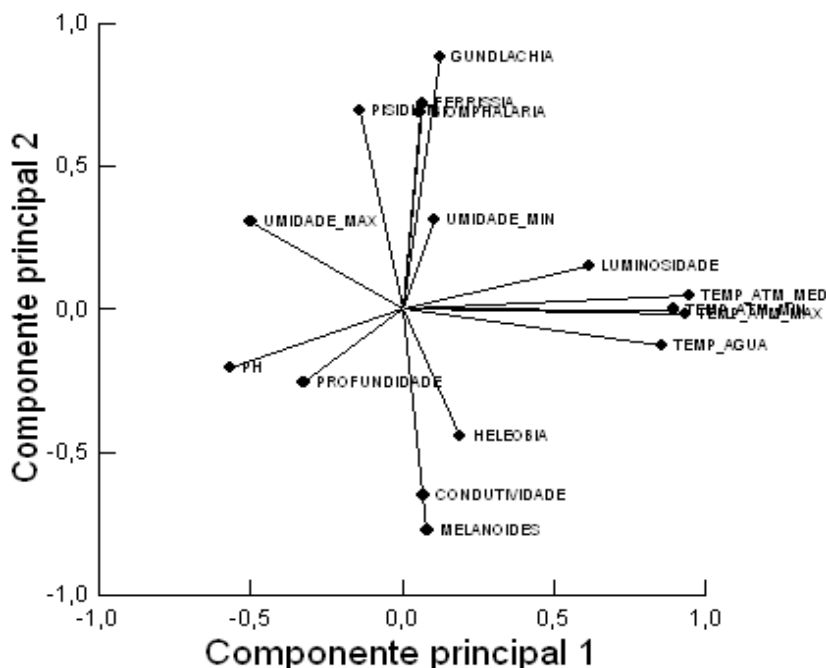


Figura 29 – Análise de componentes principais (PCA) relacionando os fatores abióticos com a composição da fauna de moluscos de água doce encontradas na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ.

As regressões obtidas entre *M. tuberculatus* e as demais espécies podem ser vistas na Fig. 30 e os valores das regressões na Tab. 10. Todos os valores de r^2 foram baixos indicando que os pontos não se ajustam bem às retas. O maior valor observado nas regressões foi entre *M. tuberculatus* e *H. australis* (Fig. 30c), nesta vemos uma correlação positiva e significativa entre os dois. O mesmo ocorreu entre *M. tuberculatus* e os hirudíneos (Fig. 30l). Grande parte das regressões apresentaram resultados não significativo e sem uma tendência clara. Porém, algumas relações apresentaram resultado significativo e tendência negativa, sendo considerados estes indicativos da influência de *M. tuberculatus*. Essas relações foram observadas em *B. tenagophila* (Fig. 30a), *P. punctiferum* (Fig. 30b), Ancyliidae (Fig. 30d), Chironomidae (Fig. 30e), Empididae (Fig. 30i) e Odonata (Fig. 30m). Consideramos estas relações para a investigação subsequente. Separamos estas espécies em dois grupos por dois

motivos, clareza no gráfico e qualidade da evidência. As espécies com distribuição mais ampla, *P. punctiferum*, Chironomidae e Odonata (Fig. 34), permitem fazer uma comparação entre os pontos de coleta onde ocorre o tiarídeo exótico e onde não ocorre. As demais espécies são mais restritas as áreas onde *M. tuberculatus* não ocorre, mas podemos fazer ponderações interessantes.

A Fig. 31 apresenta o detalhamento da dinâmica de *P. punctiferum*, Chironomidae e Odonata ao longo do riacho e os compara com *M. tuberculatus*. Quando avaliamos a distribuição espacial das espécies ao longo do riacho, notamos claramente o declínio das outras espécies nos pontos de coleta onde *M. tuberculatus* é mais abundante (Fig 28a). Na Fig. 31b podemos ver a dinâmica das populações ao longo do tempo, não percebemos um padrão claro de relacionamento entre o aumento das populações de *M. tuberculatus* e diminuição das outras. O predomínio das populações de Chironomidae sobre as populações do tiarídeo é visto na maioria das situações estudadas. Quando avaliamos os pontos de coleta na qual não há a presença de *M. tuberculatus* (Fig. 31c) vemos valores altos de *P. punctiferum* e Odonata, predominando mais uma vez Chironomidae. Nos pontos de coleta colonizados durante o trabalho (Fig. 31d) o tamanho da população de Chironomidae é levemente menor, as populações de *P. punctiferum* e Odonata têm tamanhos semelhantes as das situações apresentadas anteriormente, entretanto todas as três populações apresentam flutuações mais bruscas e concomitantes e a população de *M. tuberculatus* cresce continuamente. Nos pontos de coleta colonizados desde o início deste trabalho (Fig. 31e), a população de *M. tuberculatus* é superior a população de Chironomidae. A população de Odonata é quase imperceptível nestes pontos de coleta (P6-P8) e *P. punctiferum* aparece em número menor que nos pontos anteriores (P1-P5). Quando do crescimento acentuado de *M. tuberculatus* neste ponto de coleta (P6-P8), Chironomidae teve também um declínio acentuado. Logo após, uma diminuição da população de *M. tuberculatus* foi acompanhada pelo aumento da população de Chironomidae e de *P. punctiferum* (Fig. 31e).

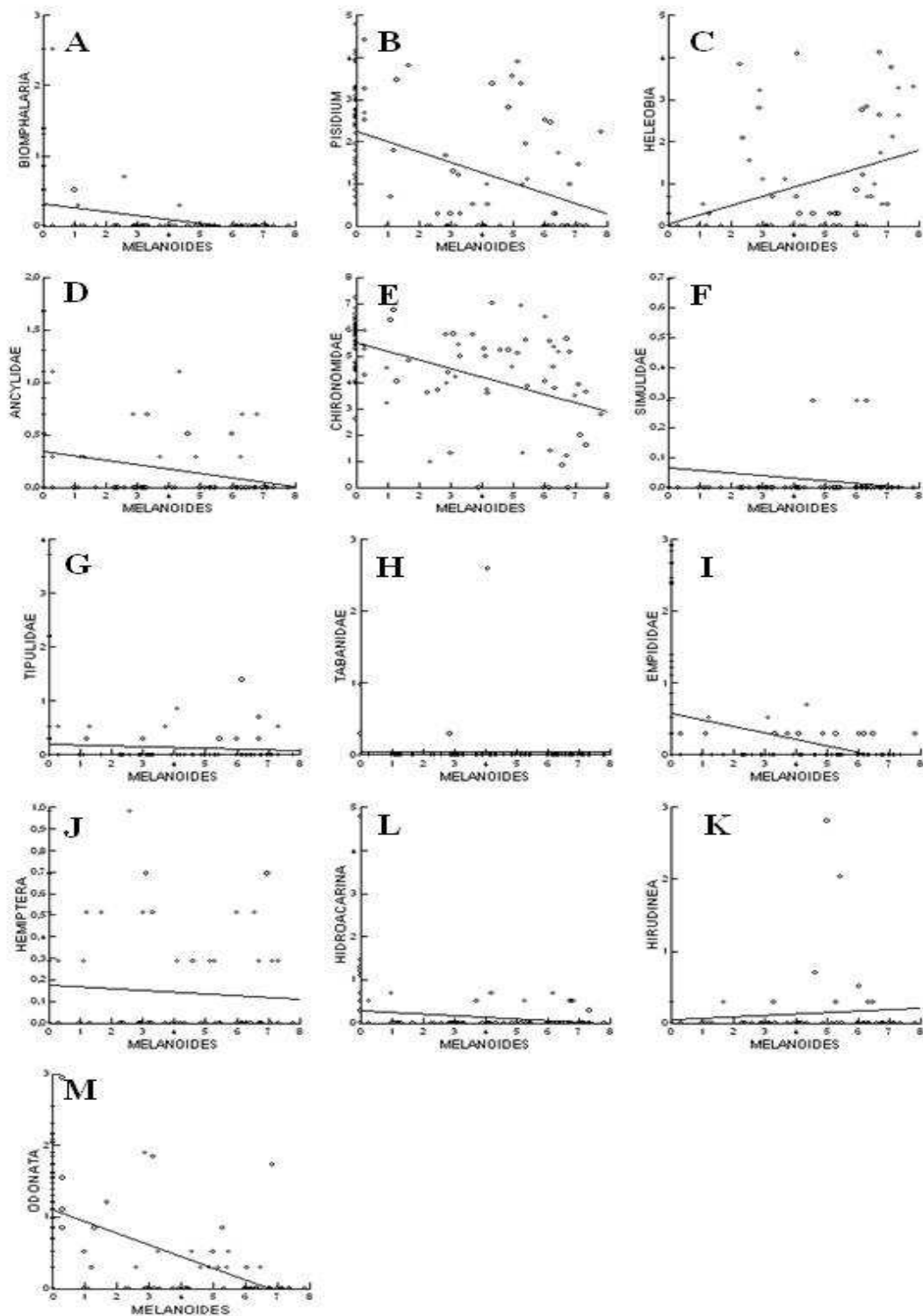


Figura 30 – Regressões entre as abundâncias (média de animais/0.09 m²) *M. tuberculatus* e as demais táxons obtidos com o coletor *Surber* no riacho da Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ. *Melanoïdes tuberculatus* (Müller, 1774) foi sempre colocado como a variável independente. Como variável dependente temos: A – *Biomphalaria tenagophila* (d’ Orbigny, 1835); B – *Pisidium punctiferum* (Guppy, 1867); C – *Heleobia australis* (d’ Orbigny, 1835); D – Ancylidae; E – Chironomidae; F – Simuliidae; G – Tipulidae; H – Tabanidae; I – Empididae; J - Hemíptera; K – Hidroacarina; L – Hirudínea; M – Odonata.

Tabela 10 – Resultados das regressões realizadas entre *M. tuberculatus* (Müller, 1774) e os outros 12 *taxa* mais abundantes no riacho. Na coluna “efeito” é apresentado os 12 *taxa*. São fornecidos os valores de r^2 e p. * - valores significantes, $p < 0,05$.

Efeito	r^2	p
<i>Biomphalaria</i>	0,011	0,001*
<i>Pisidium</i>	0,235	0,000*
<i>Heleobia</i>	0,289	0,000*
Ancylidae	0,096	0,002*
Chironomidae	0,262	0,000*
Simulidae	0,032	0,082
Tipulidae	0,006	0,445
Tabanidae	0,000	0,932
Empididae	0,138	0,000*
Hidroacarina	0,030	0,093
Hirudinea	0,021	0,154
Odonata	0,363	0,000*
Hemiptera	0,009	0,362

Quando nos referimos a dinâmica detalhada de *B. tenagophila*, Ancylidae e Empididae (Fig. 32), algumas diferenças e semelhanças podem ser notadas em relação a Fig. 31. Na Fig. 32a, observamos que nos pontos de coleta onde essas três espécies são mais abundantes (P1-P3), *M. tuberculatus* não ocorre. Quando acompanhamos as populações ao longo do tempo (Fig. 32b) não reconhecemos um padrão claro de relacionamento entre as flutuações, como já havia sido observado na figura anterior (Fig. 31b). Na Fig. 32c não observamos a presença de *M. tuberculatus* no trecho entre P1 e P3, enquanto as demais espécies apresentaram flutuações concomitantes, a exceção do primeiro pico de Empididae. Com base nos dados do P4-P5 (Fig. 32d), notamos uma abundância menor das populações e a extinção de *B. tenagophila* nestes pontos após a expedição de coleta 4 (janeiro/2007). Nos últimos pontos de coleta (P6-P8), *M. tuberculatus* atingiu grandes agregados populacionais e as demais populações apresentaram populações de número reduzido (Fig. 32e).

Outra vantagem do *Surber* foi permitir um cálculo direto das densidades das espécies encontradas. A partir da área do *Surber* que era de $0,09\text{m}^2$, extrapolamos estes valores para 1m^2 . A amostra individual de *Surber* com mais indivíduos de *M. tuberculatus* foi coletada em

novembro/2007, no P8, com 4280 animais, quando a população atingiu o pico (Fig. 9). Extrapolando este número para 1m^2 temos 47555 animais. A Tabela 11 fornece outros detalhes sobre as densidades dos moluscos de água doce no riacho da Vila do Abraão. O único grupo que rivalizou em densidade com *M. tuberculatus* foram os quironomídeos com densidade estimada de 34611 ind/m^2 .

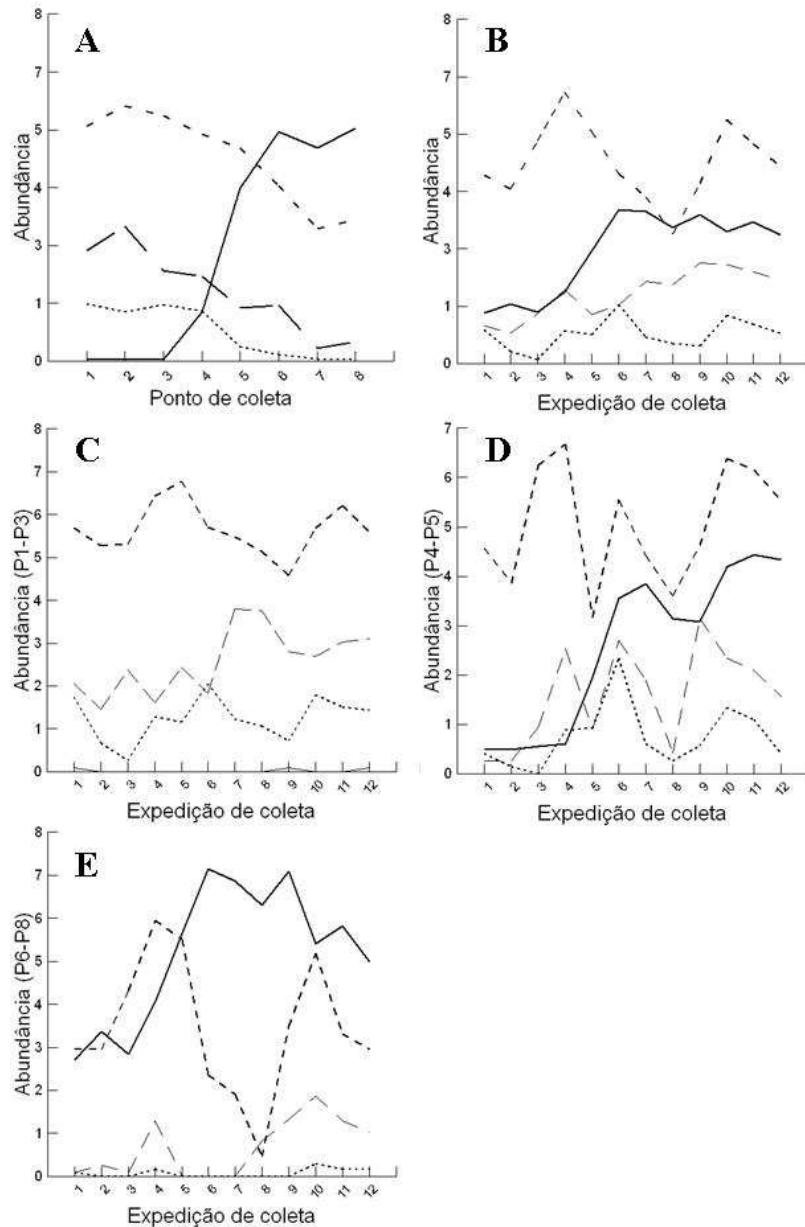


Figura 31 – Abundância (média de animais/ $0,09\text{ m}^2$), em diversas situações, de *Pisidium punctiferum* (Guppy, 1867), Chironomidae e Odonata, com *Melanooides tuberculatus* (Müller, 1774) na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ. Os dados encontram-se transformados pela fórmula de $\log(x+1)$. A – Abundância total ao longo do riacho; B – Abundância total ao longo do tempo; C – Abundância ao longo do tempo com os dados do P1 ao P3; D – Abundância ao longo do tempo com os dados do P4 e do P5; E – Abundância ao longo do tempo com os dados do P6 ao P8. Linha contínua – *M.*

tuberculatus; tracejado longo – *P. punctiferum*; tracejada curto – Chironomidae e; pontilhado – Odonata.

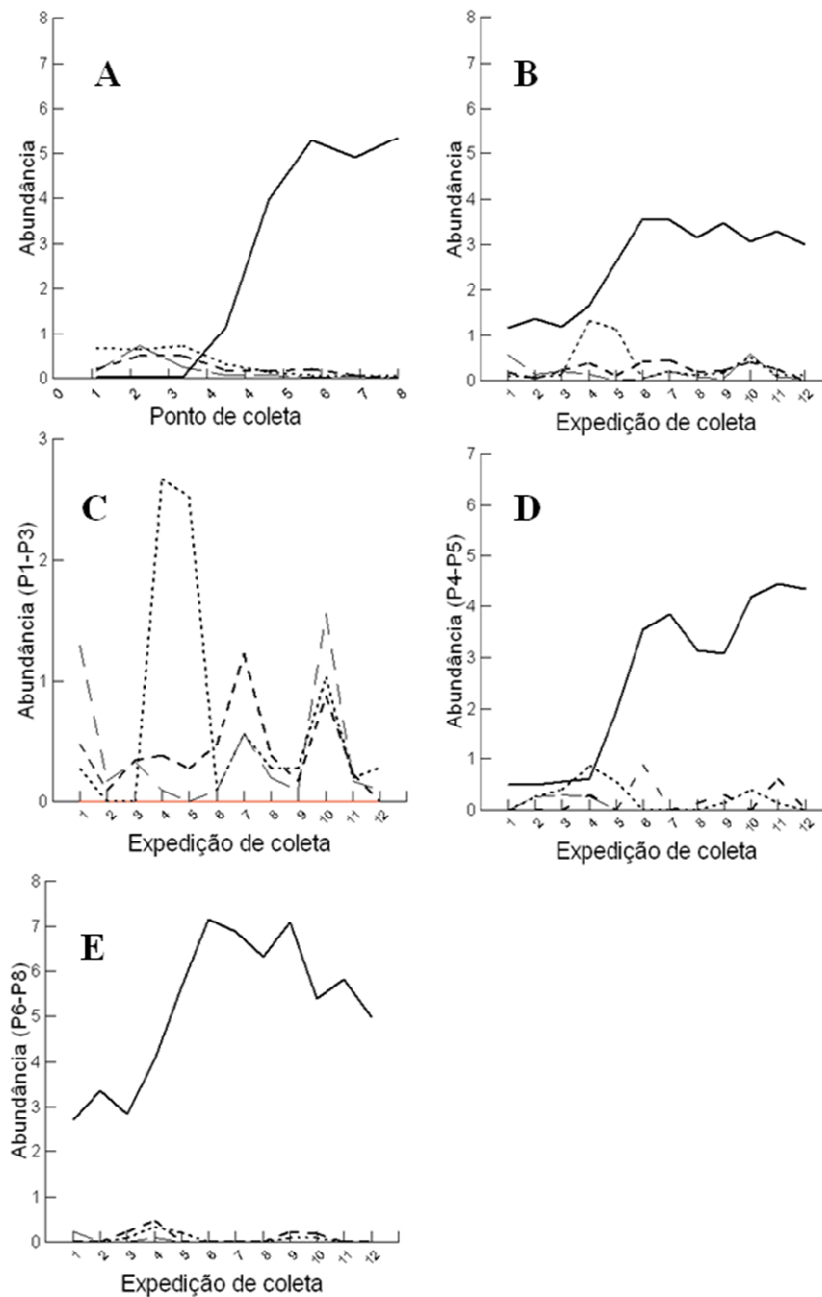


Figura 32 – Abundância (média de animais/0,09 m²), em diversas situações, de *B. tenagophila* (d'Orbigny, 1835), Ancyliidae e Empididae, com *M. tuberculatus* na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ. Os dados encontram-se transformados pela fórmula de $\log(x+1)$. A – Abundância total ao longo do riacho; B – Abundância total ao longo do tempo; C – Abundância ao longo do tempo com os dados do P1 ao P3; D – Abundância ao longo do tempo com os dados do P4 e do P5; E – Abundância ao longo do tempo com os dados do P6 ao P8. Linha contínua – *Melanoides tuberculatus*; tracejado longo – *Biomphalaria tenagophila*; tracejada curto – Ancyliidae e; pontilhado – Empididae.

Tabela 11 – Maior densidade observada em 0,09m² com o coletor *Surber* na Vila do Abraão e densidade extrapolada para 1m² com base no valor observado.

Espécie	Densidade observada (0,09 m ²)	Densidade calculada (1 m ²)
<i>M. tuberculatus</i>	4280	47555
<i>B. tenagophila</i>	27	300
<i>H. australis</i>	180	2000
<i>P. punctiferum</i>	261	2900
Ancylidae	11	122

Os resultados a seguir são dos agrupamentos da comunidade de moluscos de água doce com os dados do *Surber*. A primeira análise discriminante é referente à classificação por expedição de coleta. O resultado da análise foi significativo (Wilks's Lambda = 0,013; $p < 0,000$). A matriz de correlação apresentou um acerto total de 60% (Tab. 12).

Tabela 12 – Matriz de classificação das expedições de coleta (EXP) com base na fauna de macroinvertebrados obtidos com o *Surber* realizado na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ. A numeração é referente às datas de coleta; 1 – julho/2006; 2 – setembro/2006; 3 – novembro/2006; 4 – janeiro/2007; 5 – março/2007; 6 – maio/2007; 7 – julho/2007; 8 – setembro/2007; 9 – novembro/2007; 10 – janeiro/2008; 11 – março/2008 e 12 – maio/2008.

EXP	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Acerto (%)
1	3	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	38
2	1	4	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	50
3	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100
4	0	0	3	4	0	0	0	0	1	0	0	0	50
5	0	0	0	1	6	0	0	1	0	0	0	0	75
6	0	0	0	0	0	6	0	1	0	1	0	0	75
7	0	0	0	0	0	1	4	0	2	1	0	0	50
8	0	1	0	0	0	0	0	4	2	0	0	1	50
9	0	0	1	0	0	0	0	1	5	0	1	0	63
10	0	0	0	0	0	1	0	0	1	4	1	1	50
11	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	5	0	63
12	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	5	63
Total	4	9	14	5	6	9	4	10	12	7	8	8	60

A Fig. 33 apresenta um gráfico de dispersão de pontos que classifica as expedições de coleta com base na fauna de macroinvertebrados do *Surber* a partir dos dados da Análise Discriminante. A primeira função discriminante explica 37,6% (autovalor = 2,492) e a

segunda função discriminante explica 19,7% (autovalor = 1,306). Semelhante ao que ocorreu com a análise discriminante da fauna de moluscos de água doce da coleta direta, não foi encontrado um padrão claro de organização apesar do valor significativo. Apesar dos pontos referentes à mesma expedição estarem próximos.

A análise discriminante seguinte foi realizada por ponto de coleta e retornou um resultado semelhante ao obtido com os moluscos na coleta direta. O resultado obtido foi significativo (Wilks's Lambda = 0,034; $p < 0,000$). A matriz de classificação teve um acerto total de 59% (Tab. 13).

A organização dos pontos de coleta (Fig. 33) seguiu o mesmo padrão da análise com os moluscos da coleta direta. Observando-se a esquerda, temos uma concentração dos pontos mais altos do riacho (P1-P3), uma área intermediária (P4-P5) e a direita ficaram os pontos abaixo no rio (P6-P8). A primeira função discriminante explica 76% da variação (autovalor = 5,759) e a segunda função discriminante explica outros 11,2% (autovalor = 0,849). Assim como na análise discriminante com os dados da coleta direta a função discriminante 1 responde por grande parte da variação (>75%).

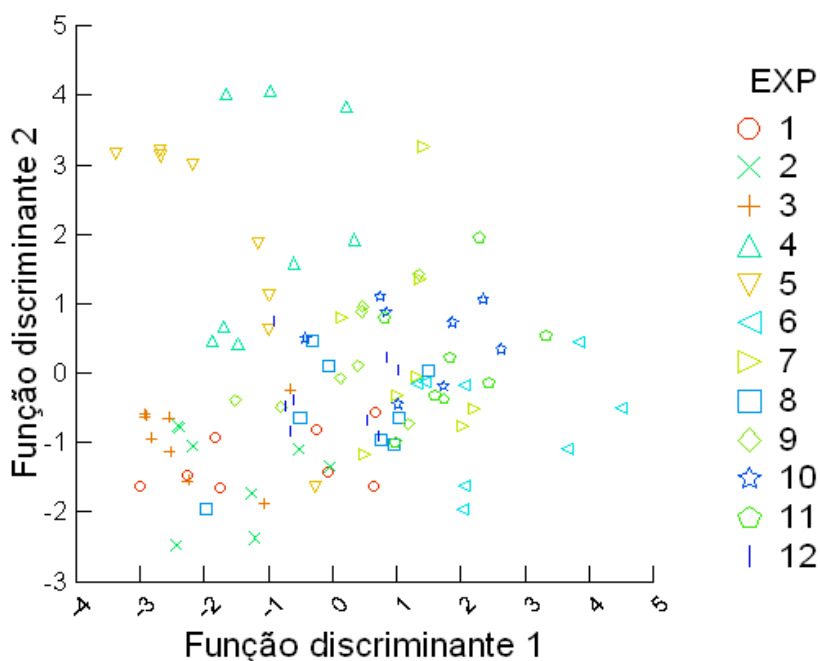


Figura 33 – Gráfico de dispersão com as duas principais funções discriminantes classificando as expedições de coleta (EXP) realizadas na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ; com base na fauna de macroinvertebrados coletados com o *Surber*. A numeração é referente às datas de coleta; 1 – julho/2006; 2 – setembro/2006; 3 – novembro/2006; 4 – janeiro/2007; 5 –

março/2007; 6 – maio/2007; 7 – julho/2007; 8 – setembro/2007; 9 – novembro/2007; 10 – janeiro/2008; 11 – março/2008 e 12 – maio/2008.

Tabela 13 – Matriz de classificação da análise discriminante, classificando os pontos em função da fauna de macroinvertebrados coletado com o *Surber* na Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ.

Ponto	1	2	3	4	5	6	7	8	Acerto(%)
1	8	2	1	1	0	0	0	0	67
2	1	7	3	1	0	0	0	0	58
3	1	1	8	2	0	0	0	0	67
4	1	0	2	8	1	0	0	0	67
5	0	0	0	2	7	2	1	0	58
6	0	0	0	0	4	5	2	1	42
7	0	0	0	0	3	0	5	4	42
8	0	0	0	0	0	2	1	9	75
Total	11	10	14	14	15	9	9	14	59

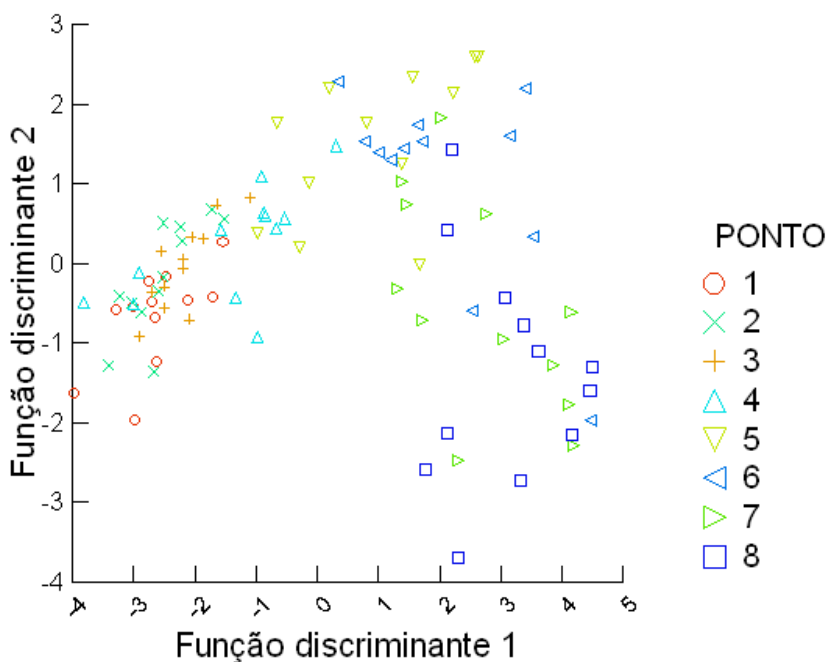


Figura 34 – Análise discriminante classificando os pontos de coleta com base nos macroinvertebrados bentônicos da Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ, coletado com o *Surber*.

4.14 Avaliação das metodologias de coleta

Ambas as metodologias de coleta retornaram a mesma riqueza de moluscos de água doce, isto é, as mesmas espécies foram capturadas em ambas as metodologias. Apesar de no *Surber* não termos conseguido separar as espécies de Ancyliidae, provavelmente ambas as

espécies foram capturadas nesta metodologia. A abundância variou entre as metodologias como podemos observar na tabela 14 que apresenta o número de indivíduos coletados (somatório da média de cada ponto de coleta, em cada expedição) e a porcentagem que cada grupo representou.

As regressões apresentaram resultados similares aos dispostos na Tabela 14. Valores altos de r^2 e p significante indicariam um bom relacionamento entre as metodologias. As duas espécies de ancilídeos e *B. tenagophila* ocorreram em maior abundância na coleta direta (Fig. 34). A coleta direta e o *Surber* tiveram eficiência similar para coleta de *M. tuberculatus*, demonstrado pelo alto valor de r^2 (Tab. 14), indicando um alto ajustamento da reta para com os pontos. *Pisidium punctiferum* e *Heleobia australis* foram mais abundantes no *Surber*. Todas as regressões apresentadas foram significantes.

Tabela 14 – Comparação entre as metodologias de coleta através da média total de moluscos de água doce coletados na Vila do Abraão e a respectiva porcentagem.

	Coleta (n)	Direta (%)	Coleta (n)	Direta (%)	<i>Surber</i> (n)	<i>Surber</i> (%)
<i>M. tuberculatus</i>	10403,13	92,17			20175	92,63
<i>B. tenagophila</i>	75	0,66			40,33	0,18
<i>H. australis</i>	55,33	0,49			396	1,81
<i>P. punctiferum</i>	224,33	1,98			1131,67	5,19
Ancylidae	529,33	4,68			35,33	0,16

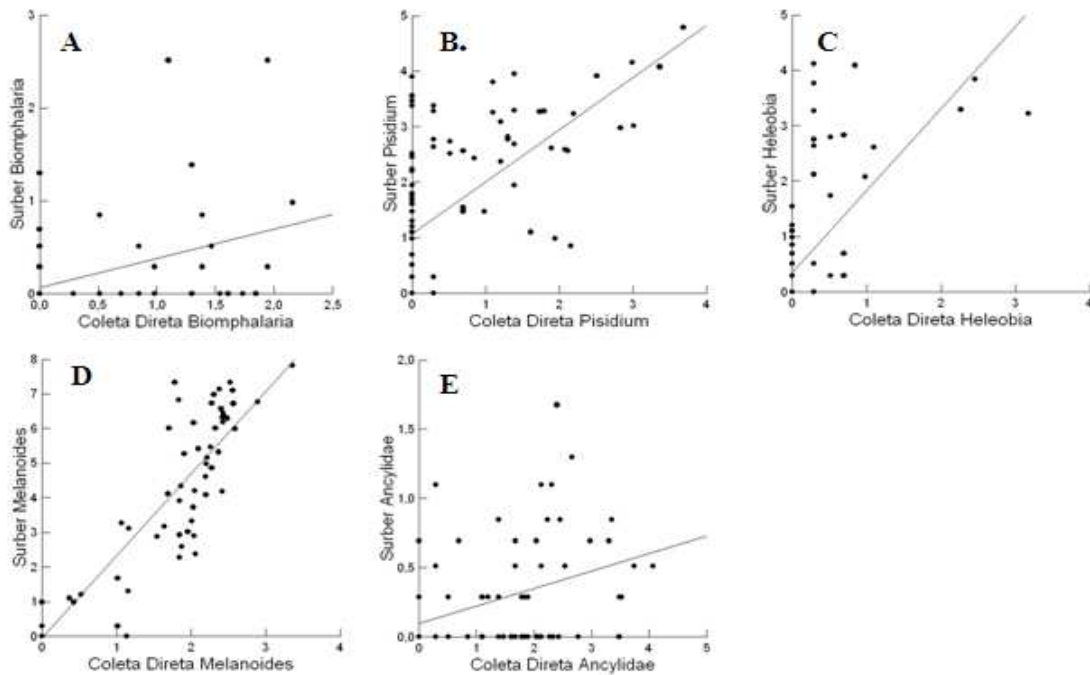


Figura 35– Regressões comparando as metodologias de coleta empregadas no riacho da Vila do Abraão, Ilha Grande, RJ. A espécie avaliada em cada regressão é identificada nos eixos. A – *Biomphalaria tenagophila* (d’Orbigny, 1835), B – *Pisidium punctiferum* (Guppy, 1867), C – *Heleobia australis* (d’Orbigny, 1835), D – *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774) e, E – Ancyliidae.

Tabela 15 – Resultados das regressões entre as abundâncias dos animais oriundos da coleta direta contra os do Surber. * - resultado significativo, $p < 0,05$.

Coleta direta x Surber	r^2	p
<i>B. tenagophila</i>	0,179	0,000*
<i>M. tuberculatus</i>	0,882	0,000*
<i>H. australis</i>	0,443	0,000*
<i>P. punctiferum</i>	0,381	0,000*
Ancyliidae	0,175	0,000*

5 DISCUSSÃO

O crescimento populacional de *M. tuberculatus* apresentou um comportamento em quatro fases, este tipo de comportamento já havia sido relacionado com outras espécies exóticas (Hicks, 2004; Darrigran & Damborenea, 2006). A diferença da dinâmica sugerida por estes autores para a curva sigmóide clássica também associada a espécies exóticas (Mack *et al.* 2000) é a queda acentuada da população antes da estabilização da mesma. Na população estudada ocorreu uma diminuição severa da população semelhante a um *crash* populacional (Simberloff & Gibbons, 2004), que talvez seja característico de espécies com um crescimento rápido que consigam ultrapassar a capacidade de suporte (K), porém pressões ambientais e a própria capacidade de suporte regulariam a população. A diminuição das populações quando extrapolam a capacidade de suporte, está previsto nas equações de crescimento logístico com este fator regulador (Krebs, 2001). A estabilização das populações é prevista em ambos os modelos de comportamento de populações exóticas (Mack *et al.* 2000; Hicks, 2004; Darrigran & Damborenea, 2006). Somando evidências do crescimento populacional (Fig. 9) e da variação da média de tamanho (Fig. 12) percebemos que a população se estabilizou no riacho da Vila do Abraão. Tanto o número de indivíduos coletados como a média de tamanho deles esta estável. Pointier *et al.* (1989) observou desde o início um crescimento acentuado das populações por ele estudadas com posterior estabilização. Este autor não observou uma fase *lag*, talvez devido ao grande número de exemplares introduzidos. Um trabalho posterior (Pointier *et al.* 1993) obteve as mesmas conclusões em algumas das populações estudadas. Em nosso estudo, porém foi observada uma fase de crescimento lento no início das observações (*lag*). Estas diferenças nos permitem fazer inferências sobre o número de indivíduos introduzidos (pressão de propágulo). Como observamos uma fase *lag* de ao menos alguns meses podemos supor que foram introduzidos poucos animais. Este fato é condizente com uma introdução acidental por água de aquário. Dudgeon (1986) não observou padrões de curvas semelhante ao nosso ou ao de Pointier *et al.* (1989), havendo flutuações em torno da média, comportamento típico de populações mais estáveis. Porém este crescimento por nós observado (crescimento acentuado com posterior decréscimo) pode ser uma característica da espécie coincidente com o comportamento das espécies invasoras, pois Ismail & Arif (1993) relatam a mesma curva na área natural de distribuição da espécie. Estes autores não fazem menção sobre a estabilidade do ambiente por eles estudado. No Brasil, Giovanelli *et al.* (2005) observou um crescimento contínuo da população em um período superior a um ano. A população analisada por Freitas *et al.* (1987) na Lagoa da Pampulha (MG) também teve

comportamento semelhante ao de Giovanelli *et al.* (2005). Por outro lado, Guimarães *et al.* (2001) encontraram um comportamento semelhante a uma curva sigmóide clássica como a sugerida por Mack *et al.* (2000). Desta forma o comportamento populacional por nós observado esta em consonância com o esperado para espécies invasoras (Hicks, 2004; Darrigran & Damborenea, 2006), porém este tipo de comportamento populacional deve ter uma marcação genética, pois foi observado na área nativa de distribuição da espécie.

Nosso trabalho constitui o acompanhamento de mais longo prazo com intervalo curto entre as coletas. Guimarães *et al.* (2001) acompanhou populações de *M. tuberculatus* por nove anos, porém com intervalo de seis meses entre as coletas. Freitas *et al.* (1987) acompanhou populações de caramujos na Lagoa da Pampulha por um ano com intervalos mensais.

O crescimento rápido é uma característica associada com as espécies invasoras que *M. tuberculatus* possui. Este crescimento deve ser parte do sucesso desta espécie em colonizar novos ambientes. Houve um predomínio dos indivíduos menores (classe 1 e classe 2) nesta população (Fig. 11). A presença de indivíduos da classe 1 durante todo o acompanhamento é uma evidência da reprodução contínua ao longo do ano. Berry & Kadri (1974), em experimentos laboratoriais, também observaram a liberação contínua de jovens. Ismail & Arif (1993) observaram dois meses com maior reprodução, porém apareceram jovens em outros meses. Dudgeon (1986) apresenta uma única época reprodutiva nos meses de julho e agosto, nos demais meses de acompanhamento aparece uma menor quantidade de indivíduos jovens, mas estes aparecem durante o ano todo. A época reprodutiva fornecida por Dudgeon (1986) é coincidente com a preferencial para a população de *M. tuberculatus* na Ilha Grande. Mais uma vez percebemos características da espécie se mantendo em ambientes diferentes, na área natural e exótica de distribuição. Pointier *et al.* (1993) apresenta uma reprodução ao longo do ano, porém não de forma contínua, ocorrendo em meses diferentes nos três anos de suas observações. O único dos autores brasileiros a analisar as populações sobre esta perspectiva foi Giovanelli *et al.* (2005) que verificou um número de jovens durante todo o experimento, sem uma época preferencial, assim como na Ilha Grande. Dudgeon (1989) destaca que a espécie é em sua maioria semélpara com alguns indivíduos iteróparos, sendo estes os que chegariam à segunda estação reprodutiva (>9 mm de largura). Na população da Ilha Grande este padrão parece se repetir, pois temos um grande número de indivíduos menores (classe 1 e classe 2) e poucos com mais de 9 mm (classe 4). Logo, nesta população há um grande esforço na reprodução e maturidade sexual prematura. Dudgeon (1989) avaliou que a espécie se tornava madura com 3,5mm de largura, valor que se encaixa na classe 2 do presente estudo. Em função destes dados, apontamos que a espécie se reproduz ao longo do ano, porém na

maioria dos casos apresentados com uma época preferencial para a reprodução. Ao contrário dos dados do crescimento populacional (Fig. 9) e das médias de largura e altura (Fig. 12), nas proporções das classes de tamanho não foi observada uma estabilização dos valores. Desta forma, podemos supor que a sucessão de classes não é fortemente influenciada pelo tamanho populacional.

As variações de altura e largura no nosso trabalho foram maiores que as observadas por outros autores (Brandt, 1974; Ismail & Arif, 1993; Elkarmi & Ismail, 2007), sendo menor que o indicado por Benthem-Jutting (1956). Elkarmi & Ismail (2007) estudaram duas populações e forneceram mensurações de altura. A primeira ocorria em um riacho termal (5,50 até 30,00 mm, com média de $16,30 \pm 3,7$ mm) e outra em um oásis (1,5 até 19,60 mm, com média de $7,8 \pm 5,4$ mm). A amplitude da variação das medidas de altura por nós observada (1,50 até 31,40 mm, com média de $10,11 \pm 5,14$ mm) engloba toda a variação observada por Elkarmi & Ismail (2007), porém a média e o desvio padrão se aproxima mais da população do oásis. Possivelmente existe uma relação entre o ambiente (lótico ou lêntico) e o tamanho que os animais atingem. Uma lagoa artificial, rica em CaCO_3 , no Parque Paleontológico de São José de Itaboraí sustenta uma população de *M. tuberculatus* com conchas íntegras (*i.e.* sem a perda do ápice) e grandes (observação pessoal). Animais com conchas íntegras raramente foram observados na Vila do Abraão, ocorrendo só jovens com a concha íntegra. Esta perda do ápice leva a distorções na relação entre altura e largura, o que pode ser observado através dos pontos que se destacam da linha principal da correlação entre altura e largura (Fig. 13). Mesmo com esses *outliners*, as medidas de altura e largura apresentaram uma alta correlação linear. Elkarmi & Ismail (2007) trabalhando na área natural de distribuição da espécie encontrou o mesmo tipo de relação. Esta relação positiva e constante indica que altura e largura crescem na mesma proporção ao longo do tempo, não mudando a proporção do investimento que o animal faz em seu crescimento no estágio jovem e adulto. A este fenômeno se dá o nome de isometria. As variações do tamanho dos animais (Fig. 12), apresentam dois picos, o primeiro equivale ao período em que dominavam indivíduos da classe 3 na população (Fig. 11). Em novembro/2007 época do pico populacional, na qual predominaram indivíduos da classe 1 as médias de altura e largura foram as menores.

A Fig. 10 mostra que os pontos colonizados durante o experimento (P4 e P5) inicialmente apresentam médias de tamanho maior que as dos demais pontos. Acreditamos que a chegada aos pontos de coleta recém colonizados, seja através de uma dispersão ativa, feita inicialmente pelos indivíduos maiores. A dispersão é considerada ativa, pois é feita

contra a corrente e não passivamente riacho abaixo, como é usualmente considerada (Myers *et al.* 2000; Bilton *et al.* 2001). Conforme estes exemplares se reproduzem neste “novo” trecho as médias de largura e altura se igualam a dos demais, ao final de aproximadamente um ano, como ocorreu em P5 e foi a tendência do P4 ao final do estudo. Desta forma, um ano parece ser um valor mínimo de tempo para o pleno estabelecimento de uma população. Processos dispersivos nesta espécie foram pouco estudados, porém acreditamos que a dispersão ativa é importante nesta população (Miyahira *et al.* 2009). Na dispersão a longas distâncias existe a dependência do vetor humano e é sempre sugerida a introdução através do comércio de aquários (*e.g.* Vaz *et al.* 1986; Fernandez *et al.* 2003). No caso da Ilha Grande parece não ter sido diferente (Santos *et al.* 2007). Dudgeon (1989) menciona que a espécie pode colonizar áreas recém alagadas com maior eficiência que *Thiara scabra* (Müller, 1774) e *Brotia hainanensis* (Brot, 1872). Esta é mais uma característica desta espécie relacionada com as espécies invasoras que já era observada na distribuição nativa da espécie. Pointier *et al.* (1989, 1993) também relatou a rápida colonização de diversos corpos hídricos por *M. tuberculatus*.

A mortalidade nesta população se mostrou pronunciada nas classes de tamanho maiores, sendo praticamente imperceptível nas classes menores (Fig. 16). A análise da mortalidade indica que poucos indivíduos passam da classe 2 para a classe 3, indicando uma mortalidade nesta passagem. Dudgeon (1989) também observou uma mortalidade mais acentuada nos indivíduos maiores de *M. tuberculatus* e *T. scabra*. Esse padrão de mortalidade se assemelha as curvas de sobrevivência do tipo I. Pointier *et al.* (1993) apresentou uma mortalidade para *M. tuberculatus* contínua ao longo do tempo, mesmo padrão de *B. hainanensis* (Dudgeon, 1989), ou seja, curvas do tipo II. Esta mortalidade alta nas classes de tamanho maiores é refletida na baixa proporção destas na sucessão das classes de tamanho (Fig. 11). Porém, este resultado de mortalidade precisa de um estudo mais detalhado, principalmente a partir do estabelecimento da relação entre tamanho e idade dos animais, sendo assim possível calcular uma taxa de mortalidade. Desta forma, consideramos este resultado da mortalidade como preliminar.

A biomassa nesta população depende do tamanho dos animais e do tamanho da população (Fig. 18). Porém a biomassa é mais influenciada pelos indivíduos maiores (principalmente classe 3) que contribuem de forma mais significativa para biomassa. Dudgeon (1986) avaliando biomassa seca observou dois picos de biomassa, em meses coincidentes com o do nosso estudo, março/1982 e novembro/1983, havendo uma estabilização dos valores de biomassa ao final do estudo. O mesmo autor indicou um elevado recrutamento quando da queda da biomassa. Em nosso estudo observamos o oposto, estando o

recrutamento associado com um dos picos de biomassa (novembro/2008). A biomassa que esta população atinge certamente promove alterações das dinâmicas de nutrientes tendo em vista que antes da invasão por esta espécie estes recursos estavam disponíveis no ambiente. A produção de material fino particulado e a liberação de partículas de blocos compactos, ou seja, alteração de processos de sedimentação e turbação é comprovada para *M. tuberculatus* (Dudgeon, 1982).

O tempo de introdução desta espécie ainda não foi suficiente para ela interagir com os parasitos nativos. Ao menos não foi possível observar essa interação pelas metodologias empregadas no decorrer do presente estudo. Porém, esta não é uma situação incomum, pois é estimado que as populações nativas tenham até duas vezes mais parasitos que as exóticas (Torchin *et al.* 2003), ocorrendo diversos parasitos nas populações nativas de *M. tuberculatus* (Ismail & Arif, 1991,1993). Um tempo mínimo é necessário para os parasitos nativos se adaptarem ao hospedeiro exótico, no Brasil este tempo mínimo ainda não foi estabelecido visto que nos registros de parasitismo em *M. tuberculatus* não há dados sobre o tempo de introdução (Boaventura *et al.* 2002; Bogéa *et al.* 2005). As outras interações de *M. tuberculatus*, com algas filamentosas e nematódeos, podem levar a alterações na comunidade e dispersão destas espécies. A dispersão ativa pode levar os nematódeos associados a exemplares de *M. tuberculatus* para trechos do riacho onde não estavam presentes, ou onde não conseguiriam chegar por conta própria. A associação de *M. tuberculatus* com as algas filamentosas (Fig. 19) formando grandes agregados entrelaçados que dificultam a sobrevivência de outras espécies bentônicas debaixo destes agregados. Rocha-Miranda & Martins-Silva (2006) também observaram a associação de *M. tuberculatus* com algas verdes. A possibilidade de *M. tuberculatus* alterar a dinâmica de sedimentação (Dudgeon, 1982), associado aos grandes agregados observados, possivelmente altera a dinâmica hídrica, de sedimentação e biótica no bentos.

Inserindo o riacho em estudo nos conceitos de ecologia de comunidade e oportunidade de nicho (Shea & Chesson, 2002) percebemos diversos fatores que favorecem a introdução e proliferação de *M. tuberculatus*. A introdução desta espécie na Ilha Grande através do despejo da água de aquário (Santos *et al.* 2007) demanda que as falhas administrativas que permitiram essa introdução sejam sanadas a fim de evitar outras introduções. Se estas medidas não forem tomadas veremos um processo de repetidas introduções. Medidas sanitárias precisam ser adotadas visando acabar com a livre entrada de plantas e animais na Ilha Grande. A degradação ambiental do local de estudo (Fig. 6, 7 e 21) possivelmente facilitou a permanência de *M. tuberculatus* na Ilha Grande, já que esta tem sido associada com espécies

exóticas (Sakai *et al.* 2001; Byers, 2002; Shea & Chesson, 2002). A degradação que houve no passado recente da Ilha Grande em decorrência de plantações, presídios e fábricas de processamento de sardinha (Mello, 1987) é outro fator agravante. A ausência de predadores e parasitos desta espécie no riacho também facilitou a permanência desta espécie e sua dispersão, já que estes fatores têm sido associados com o sucesso de espécies exóticas (Kolar & Lodge, 2001; Sakai *et al.* 2001; Torchin *et al.* 2003). Existiam poucas espécies de moluscos bentônicos no riacho antes da introdução desta espécie (Santos *et al.* 2007), podendo ser citado *Heleobia australis* (d'Orbigny, 1835), *Gundlachia ticaga* (Marcus & Marcus, 1962) e *Ferrissia* sp. (Miyahira, 2009), deixando assim um nicho vago para esta espécie e uma gama de recursos disponíveis. Em Lassance, área rural e mais preservada no interior de Minas Gerais, *Aylacostoma* sp. ocorre em grandes agregados e poucos *M. tuberculatus* são encontrados junto a estes (observação pessoal). Porém, Fernandez *et al.* (2003) reporta interações competitivas entre o tiarídeo exótico e conseqüente deslocamento da espécie nativa, *Aylacostoma tenuilabris* (Reeve, 1860). O deslocamento do também prosobrânquio, *Pomacea lineata* (Spix, 1827), por *M. tuberculatus* no campus da Fundação Oswaldo Cruz foi observado por Fernandez *et al.* (2001). No primeiro caso, *M. tuberculatus* tinha menos recursos disponíveis, uma população bem estabelecida e uma área com poucos impactos, fato que não se repete no segundo exemplo. Este é outro conceito associado com o sucesso das exóticas (Karatayev *et al.* 2009a). Além dos fatores ambientais podemos associar o sucesso de *M. tuberculatus* neste riacho a características invasivas desta espécie, como maturidade sexual prematura, prole grande, período de vida curto, tamanho corporal pequeno, semelparidade, poucos indivíduos senis, ampla tolerância de fatores ambientais, mortalidade catastrófica e formação de grande agregados populacionais. Todas essas são características relacionadas a espécies *r*-selecionadas (Pianka, 1970). Dudgeon (1989) ainda acrescenta a esta lista crescimento rápido e partenogenecidade. Como vimos muitas destas características são vistas também na área natural de distribuição da espécie. Logo, podemos elaborar preditores de quais espécies tem potencial a ser tornarem invasoras estudando-as também em sua área natural de distribuição.

A análise dos fatores ambientais quando classificados por ponto de coleta mostraram pouca variação, porém algumas destas explicam os padrões observados. A condutividade, a temperatura da água e a profundidade crescem do P1 em direção ao P8 (Fig. 21) e a análise discriminante com os fatores ambientais em função das expedições de coleta agrupa os últimos pontos do riacho (Fig. 23). Estes possuem características ambientais diferenciadas dos demais pontos de coleta, como os maiores valores de profundidade, condutividade e

temperatura da água. A variação das populações de moluscos de água doce agrupados pelos pontos de coleta apresenta um padrão similar (Fig. 25). As espécies de ancilídeos, *B. tenagophila* e *P. punctiferum* ocorrem na região do riacho que análise discriminante não conseguiu separar, tendo assim requisitos ambientais semelhantes. As outras duas espécies de moluscos (*H. australis* e *M. tuberculatus*) ocorrem nos pontos de coleta separados pela análise discriminante, P7 e P8 (Fig. 23). Logo, os valores altos de condutividade, temperatura da água e profundidade coincidem com o local original de introdução desta espécie exótica e onde encontramos as maiores densidades. O PCA apresentou uma relação de condutividade com *M. tuberculatus* (Fig. 29). O tiarídeo tem se dispersado para os demais pontos de coleta na qual os valores de condutividade não são tão altos quanto no trecho final do riacho. Desta forma, a condutividade não deve ser um limitante a distribuição desta espécie. Porém quando se trata de *H. australis* esta limitação a este trecho do rio parece real. Esta espécie é característica de ambientes estuarinos (Rios, 1994), logo ambientes ricos em sais dissolvidos. Estes pontos de coleta, P7 e P8, realmente correspondem ao trecho mais próximo à foz (Fig. 5). Com o passar do tempo essa relação da condutividade com *M. tuberculatus* deve desaparecer. A resistência de *M. tuberculatus* a uma amplitude de variação dos fatores ambientais permitiu sua proliferação neste riacho.

A análise discriminante realizada com os fatores ambientais agrupados por expedição de coleta mostrou uma forte diferenciação entre elas (Fig. 22), indicando assim uma sazonalidade que possivelmente influencia as populações de moluscos de água doce, a exceção de *M. tuberculatus* e *H. australis*. As últimas espécies citadas não possuem flutuações constantes em suas dinâmicas, logo não sendo afetada por esta sazonalidade. A abundância das espécies de moluscos de água doce neste riacho possivelmente recebe influência dos fatores físico-químicos. O pico populacional observado em todas as espécies de moluscos (novembro/2006) foi logo em seguida a um pico de condutividade (Fig. 20 e 24). Moluscos de água doce dependem de valores mínimos de alguns fatores físico-químicos, entre eles a condutividade para poderem formar a sua concha (Macan, 1961; Dillon, 2000). Os riachos da Ilha Grande, e do Rio de Janeiro como um todo, têm sua origem em gnaisse ou granitos, rochas duras que liberam poucos nutrientes para a água. O aumento da condutividade por algum fator externo como, por exemplo, um alto despejo de matéria orgânica no riacho, pode favorecer a sobrevivência dos moluscos. Contudo não devem ser esquecidas as variações inerentes a história de vida de cada espécie. Pointier *et al.* (1992) observou histórias de vida diferentes em três morfotipos de *M. tuberculatus*.

A diferença do comportamento populacional de *M. tuberculatus* em relação aos demais moluscos (Fig. 24 e 25) se deve a introdução recente neste ambiente (Santos *et al.* 2007). A tendência atualmente é de estabilização da população de *M. tuberculatus*, como observado nos últimos meses do trabalho (Fig. 9). Outro fator para esta dinâmica populacional diferenciada é o comportamento invasor deste tiarídeo. *Biomphalaria tenagophila* também foi introduzida neste riacho (Santos *et al.* 2007) e não apresentou o mesmo tipo de comportamento populacional, tendo uma flutuação populacional mais parecida com as das demais espécies (Fig. 24). A abundância maior de *M. tuberculatus* no trecho final do riacho é um forte indício de que a introdução da espécie foi realmente nesta área (Fig. 25). O P5 no qual acompanhamos a introdução desde o começo apresentou uma população pequena nos primeiros meses de ocupação (julho/2006 até maio/2007) crescendo com o passar do tempo (Fig. 10). Podemos concluir assim, que esta espécie, neste riacho, demorou aproximadamente um ano para atingir os grandes agregados populacionais, atualmente observados no P5. Certamente a dinâmica populacional das demais espécies de moluscos de água doce da Vila do Abraão merece um estudo mais pormenorizado. Os dados referentes aos ancilídeos estão sendo tratados por L.E.M. de Lacerda do Laboratório de Malacologia Límnica e Terrestre da UERJ.

As estimativas de densidade para *M. tuberculatus* na Vila do Abraão indicam um população extremamente densa (Tab. 11). Ismail & Arif (1993) observou densidade de 5096 em $0,1\text{m}^2$, ou seja, 50960 ind./m^2 . Neste estudo, assim como no nosso, depois do maior valor de densidade houve um grande decréscimo da população. Estes dados indicam um controle densidade-dependente das populações, mesmo sendo os trabalhos em ambientes diferentes, podemos supor que esta espécie ultrapassou a capacidade de suporte nestes ambientes. A grande densidade influenciaria negativamente a reprodução da espécie levando a um *crash* populacional (Simberloff & Gibbons, 2004). Valores menores de densidade foram registrados por outros autores. Dundee & Paine (1977) reportaram uma população americana com densidade de 2700 ind./m^2 e Dudgeon (1986) encontrou densidades de 636 ind./m^2 . O número coletado por Duggan (2002) nos riachos termais da Nova Zelândia é bem menor sendo de no máximo 58 animais utilizando-se da metodologia *kick* por 3 minutos, porém nesta metodologia não há uma relação direta entre número de indivíduos e área. Entretanto, números ainda menores foram registrados, Rocha-Miranda & Martins-Silva (2006) observaram densidades em diferentes localidades da bacia do rio Paranã, indo de apenas 2 animais/ m^2 até $\sim 350\text{ animais/m}^2$. O pequeno tamanho populacional pode estar relacionado a uma introdução recente, como é o caso de Duggan (2002); Santos *et al.* (2007) reportaram a

coleta de 82 animais em duas expedições de coleta no mesmo riacho estudado nesta dissertação, reforçando esta hipótese. Percebe-se uma grande variação da densidade das populações de *M. tuberculatus*. Também não foi observada relação direta entre a distribuição exótica (nosso estudo; Dundee & Paine, 1977; Duggan, 2002; Santos *et al.* 2007) e nativa (Dudgeon, 1986; Ismail & Arif, 1993) e populações grandes e pequenas. Existem populações grandes e pequenas tanto na distribuição nativa quanto na distribuição exótica. A densidade por nós observada é um dos maiores valores registrados, indicando mais uma vez o estabelecimento recente desta população na Vila do Abraão.

As densidades de *P. punctiferum* observadas na literatura também variaram, tendo registro de 1021 animais/m² (Mansur *et al.* 1994) e 2025 animais/m² (Mansur *et al.* 2001). Logo, o valor por nós observado está de acordo com o já descrito (2900 animais/m²). Apesar de termos encontrado *H. australis* em baixas densidades, Figueiredo-Barros *et al.* (2006) relataram densidade de até 111066 animais/m² em uma lagoa costeira do Rio de Janeiro, porém, isto não ocorre em todas as populações. Gonçalves *et al.* (1998) reportaram uma densidade máxima de 4696 animais/m². Valor este mais baixo mas ainda mais alto que o observado em nosso estudo (2000 animais/m²). Freitas *et al.* (1987) citou 170 animais/m² para *B. tenagophila*, metade do valor por nós estimado.

A análise discriminante com os moluscos da coleta direta não formou grupos quando avaliado as expedições de coleta, contudo o agrupamento por pontos de coleta foi mais interessante (Fig. 26 e 27). O agrupamento dos pontos de coleta (Fig. 27) pode ser explicado pela distribuição de *M. tuberculatus* no riacho, que formou um gradiente. Os pontos de coleta riacho acima estavam livres da espécie (P1, P2 e P3), dois pontos intermediários tinham a presença da espécie (P4-P5) enquanto que os pontos finais (P6-P7-P8) mostraram grandes agregados da espécie, indicando uma clara alteração da estrutura da comunidade deste riacho em função da presença do molusco exótico. A análise discriminante com os dados do *Surber* apresentou resultado semelhante à indicada pela análise discriminante da coleta direta (Fig. 25 e 33), apesar do maior número de táxons empregados no *Surber*. Estes fatos indicam que a presença de *M. tuberculatus* provocou modificações na comunidade.

Os efeitos de *M. tuberculatus* sobre outras espécies obtidos com as regressões dos dados da coleta direta (Fig. 28) mostraram pouca ou nenhuma influência do tiarídeo sobre os demais moluscos. Foi observado um efeito significativo somente sobre *Ferrissia* sp. Esta espécie de ancilídeo, assim como *G. ticaga*, tem uma variação grande mês a mês (Fig. 24). De posse somente dos dados apresentados neste estudo acreditaria na influência do tiarídeo sobre este ancilídeo. Porém ao final deste estudo, continuamos a acompanhar estas populações,

tendo sido observado que as populações de ancilídeos passam por flutuações naturais, como as já observadas no período desta dissertação (Fig. 24). Em fevereiro/2009, os ancilídeos tiveram um pico populacional maior que os apresentados neste estudo e atualmente (fevereiro/2010) a densidade se encontra baixa. Pode ter ocorrido uma simples coincidência entre os vales nas flutuações de *Ferrissia* sp. e as expansões de *M. tuberculatus*. Desta forma, o efeito real de *M. tuberculatus* sobre *Ferrissia* sp. ainda está em aberto e deve ser objeto de mais estudos. Vale ressaltar que apesar de não termos observado a eliminação de nenhuma espécie no riacho o tamanho populacional de *M. tuberculatus* é muito superior ao das demais espécies. A experiência que nos temos de outras localidades da Ilha Grande é que as populações de moluscos de água doce são geralmente de baixa densidade, a exceção é uma população de *Heleobia* sp. na Lagoa do Sul que é bastante densa (Miyahira, 2009), como observado em outras populações de hidrobiídeos lagunares (Gonçalves *et al.* 1998; Figueiredo-Barros *et al.* 2006).

Assim como nas regressões da coleta direta (Fig. 28), as regressões obtidas com os dados do *Surber* (Fig. 30) também mostrou uma relação positiva entre *Heleobia australis* e *M. tuberculatus*. Como já explanado, *H. australis* tem por habitat preferencial a área onde *M. tuberculatus* foi inicialmente encontrada sendo uma dos motivos desta correlação. Foi comum encontrar durante as coletas exemplares de *H. australis* vivendo no meio de *M. tuberculatus*. Como as duas espécies possuem hábitos alimentares diferentes, sendo o hidrobiídeo bacteriófago (Rios, 1994), não haveria competição por alimento, permitindo a convivência das duas espécies. Em relação às outras espécies, elas não correm em abundância no P6, P7 e P8 porque *M. tuberculatus* as deslocou ou elas nunca existiram nestes pontos? Infelizmente não temos dados prévios sobre estes pontos de coleta. Porém, podemos fazer algumas considerações com base na nossa experiência prévia na Ilha Grande (Miyahira, 2009). Por exemplo, as espécies de moluscos de água doce da Ilha Grande ocorrem preferencialmente nos trechos de baixadas dos riachos. Portanto, existe a possibilidade de algumas das espécies presentes no riacho ter ocorrido em maior profusão no trecho final do riacho (P6-P8). Segundo as regressões, as espécies que estavam sofrendo influência negativa e com valor de *p* significativo foram os quironomídeos, os odonatos e o bivalve *P. punctiferum* (Fig. 30). A análise detalhada da distribuição destas espécies ao longo do riacho e ao longo do tempo indica que *M. tuberculatus* tenha uma influência sobre esses grupos (Fig. 31). Nos pontos de coleta onde não ocorre *M. tuberculatus*, as outras espécies ocorrem em maior abundância. Desta forma, *M. tuberculatus* exerce seu efeito sobre essas espécies, principalmente quando em grande densidade populacional. Acreditamos que Chironomidae, Odonata e *P.*

punctiferum não atinjam uma maior abundância, como no trecho entre P1 e P5, devido a uma competição com *M. tuberculatus*. Chironomidae e Sphaeriidae assim como *M. tuberculatus*, são grupos usualmente relacionados a impactos antrópicos (Metcalf-Smith, 1994; Moreno & Callisto, 2006; Santos *et al.* 2007) e certamente tolerantes aos fatores ambientais encontrados no P7 e no P8 como já indica os dados do *Surber* (Fig. 31). Braun (2005) obteve um resultado diferente, encontrando *P. punctiferum* somente nos trechos não impactados do Parque Estadual da Pedra Branca (PEPB). Os quironomídeos apresentaram a distribuição mais ampla no riacho ocorrendo em todos os pontos de coleta. Nos pontos de coleta P4 e P5, colonizados durante o trabalho, notamos valores menores das três populações, quando comparados ao trecho entre P1-P3, porém sem a queda brusca do tamanho quando comparado ao trecho que possui os grandes agregados de *M. tuberculatus*. Outra evidência é que o aumento acentuado da população de *M. tuberculatus* no trecho final do rio ocorre em concomitância com a diminuição das populações de Chironomidae e de *P. punctiferum* (Fig. 31). As espécies sobre qual o efeito foi observado são espécies que dependem intimamente do substrato. Os grandes agregados de *M. tuberculatus* cobrem o fundo do riacho e alteram a dinâmica de sedimentação (Dudgeon, 1982), impedindo que a matéria orgânica chegue ao fundo. Logo, *M. tuberculatus* dificulta o estabelecimento dos quironomídeos no fundo do riacho e a alimentação destes animais, ocorrendo o mesmo com *P. punctiferum*. Os odonatos são predadores (Borror & DeLong, 1969; Costa *et al.* 2006) e possivelmente tem entre as suas presas neste riacho os quironomídeos. A observação da predação de larvas de mosquito e de Chironomidae por larvas de Odonata não é nova (Alencar *et al.* 1999; Costa *et al.* 2006). A queda de Chironomidae nos últimos pontos tem como consequência o declínio da população de Odonata. Outro fator de influência é que algumas espécies de Odonata enterram-se nos substratos lodosos (Borror & DeLong, 1969), comportamento observado neste riacho.

No caso de *Biomphalaria tenagophila*, Ancyliidae e Empididae (Fig. 32) acreditamos que a evidência é um pouco mais fraca, pois essas populações têm abundâncias menores e pouco contato com *M. tuberculatus*. Notamos também a diminuição destas populações quando em contato com *M. tuberculatus* (Fig. 32d,e). Porém, como essas populações têm em todos os pontos de coleta baixas densidades, não podemos fazer inferências conclusivas. A extinção de *B. tenagophila* no P4-P5 (Fig. 32d) pode ter outra explicação. Em janeiro/2007 (expedição de coleta 4) o INEA fez uma limpeza da vegetação marginal, retirando plantas exóticas para controle das mesmas. Porém, estas, apesar de exóticas, constituem importante fonte de nutrientes e refúgios para os moluscos. A retirada da vegetação aquática, ambiente preferencial de *B. tenagophila*, neste riacho, certamente prejudicou sua população. Todas as

três populações (Fig. 32) diminuem acentuadamente nos pontos de coleta onde ocorre *M. tuberculatus*. De qualquer forma, parece haver o efeito de *M. tuberculatus* sobre essas três populações.

Este é o primeiro efeito documentado de *M. tuberculatus* sobre macroinvertebrados bentônicos. Até o momento só tinha sido observado o efeito sobre outros moluscos (Freitas *et al.* 1987; Pointier, 1989; Cowie, 2001; Fernandez *et al.* 2001; Giovanelli *et al.* 2003, 2005).

Outros moluscos, como *Potamopyrgus antipodarum* (Gray, 1843) tem efeito sobre a fauna de macroinvertebrados (Kerans *et al.* 2005), esta população chega a impressionantes 299.000 animais/m². Esta espécie também é partenogenética. A alta densidade e a reprodução partenogenética são características coincidentes com *M. tuberculatus*. Estas informações são úteis com o intuito de se identificar e prever futuras espécies exóticas e invasoras.

Ambas as metodologias foram eficazes para coleta dos moluscos de água doce neste riacho (Fig. 34). Se o intuito for avaliar somente a riqueza, ambas as metodologias retornaram igual resultado. Como já mencionado foi impossível a separação entre *Gundlachia* e *Ferrissia* nas amostras do *Surber*. Talvez se as triagens fossem realizadas logo após as expedições de coletas não haveria este problema. Em riachos do PEPB, Braun (2005) comparou a coleta direta (*timed serach*) e *Surber*, encontrando duas espécies a mais na coleta direta. Observamos diferenças na abundância entre as metodologias. Uma possível explicação para maior abundância dos ancilídeos e *B. tenagophila* nas amostras da coleta direta é que estas espécies ocorrem em folhas em decomposição e na vegetação aquática. Esta metodologia pode ser direcionada para incluir também este tipo de ambiente. O *Surber* não é apropriado para coleta sobre a vegetação aquática por isso a eficiência menor com estas espécies. *Pisidium punctiferum* vive enterrado nos substratos inconsolidados, logo a triagem minuciosa deste sob lupa facilita o encontro principalmente dos indivíduos menores. Na coleta direta esta espécie não foi observada no trecho final do riacho, porém no *Surber* conseguimos localizar esta espécie nesta área (Fig. 31). Os grandes agregados de *M. tuberculatus* mascaravam estes pequenos bivalves. *Heleobia australis* tinha problema semelhante, pois elas ficavam “miméticas” no meio dos agregados de *M. tuberculatus*, dificultando o seu encontro. Braun (2005) encontrou resultado um pouco diferente, entre as espécies encontradas por esta autora, apenas *P. punctiferum* teve uma maior abundância no *Surber*. Ambas as metodologias mostraram prós e contras. Se for possível um estudo pormenorizado e longo, o *Surber* apresenta vantagens no retorno da abundância dos moluscos estritamente bentônicos como é o caso de *P. punctiferum*. Porém este não é um padrão para todos os bivalves de água doce, Mansur *et al.* (1987) argumenta que as espécies maiores são

melhores coletadas através da coleta direta e manual. Apesar de o *Surber* retornar um resultado mais eficiente no tocante à abundância de alguns dos moluscos, o tempo consumido com a triagem é muito grande. A coleta direta abrange uma maior gama de ambientes, retornando uma maior abundância para as espécies que não são estritamente bentônicas. Se for necessário a utilização de um único amostrador a escolha deve ser feita com base na espécie a ser estudada e o objetivo do mesmo. A principal espécie em estudo, *M. tuberculatus*, teve eficiência similar nas duas metodologias. As proporções de cada espécie no total coletado em cada metodologia também foram semelhantes. Ambos reconheceram o grande predomínio de *M. tuberculatus* sobre as demais espécies.

6 CONCLUSÕES

A população de *M. tuberculatus* esta bem estabelecida na Vila do Abraão, sendo esta composta inteiramente de fêmeas, com predominância de indivíduos jovens e mortalidade concentrada nos animais maiores. A espécie se reproduziu durante todo o trabalho, porém com um pico entre maio e novembro de 2007.

A população de *M. tuberculatus* apresentou um crescimento populacional semelhante ao descrito para outras espécies exóticas. Possui um comportamento invasor no riacho estudado se dispersando ativamente e atingindo grandes agregados populacionais.

A biomassa de *M. tuberculatus* teve dois picos ao longo do estudo, sendo o segundo coincidente com o pico de crescimento populacional.

As outras espécies de moluscos de água doce encontradas apresentaram comportamento populacional diferente de *M. tuberculatus*, os quais flutuaram ao longo do tempo, sem um padrão definido. A espécie exótica em estudo foi encontrada principalmente na porção final do riacho, enquanto as demais espécies, a exceção de *H. australis*, ocorreram preferencialmente na porção inicial.

Observamos uma sazonalidade dos fatores abióticos e uma relativa homogeneidade dos mesmos dentro de cada ponto de coleta. Entre estes, podemos relacionar o aumento da condutividade com a presença *M. tuberculatus*.

Registramos neste estudo uma das maiores densidades populacionais já reportadas para esta espécie, sendo esta de 47555 animais/m².

Durante este estudo não encontramos interações entre *M. tuberculatus* e a helmintofauna.

Através dos dados obtidos inferimos um efeito negativo de *M. tuberculatus* sobre *P. punctiferum*, Chironomidae e Odonata. Efeitos não conclusivos foram observados para *B. tenagophila*, Ancyliidae e Empididae. Desta forma, *M. tuberculatus* representa sério risco as espécies nativas insulares, principalmente se atingir áreas importantes da Ilha Grande, como a Lagoa do Sul.

Ambas as metodologias de coleta, coleta direta e *Surber*, apresentaram vantagens e desvantagens, porém foram suficientes na detecção dos padrões gerais de riqueza e abundância.

A equipe do Laboratório de Malacologia continua a trabalhar neste riacho acompanhando as populações de moluscos de água doce, totalizando quase quatro anos de estudos.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abbott, R.T. 1973. Spread of *Melanooides tuberculata*. **The Nautilus** **87**(1): 29.
- Alpert, P.; E. Bone & C. Holzapel. 2000. Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics** **3** (1): 52-66.
- Amaral, Y.B.; N. Hamada & S. Magni-Darwich. 1999. Stomach content analysis of potential predators of Simuliidae (Diptera: Nematocera) in two lowland forest streams, central Amazonia, Brazil. **Anais da Sociedade Entológica do Brasil** **28** (2): 327-332.
- Appleton, C.C. 1996. **Freshwater mollusks of southern Africa**. University of Natal Press, Pietermaritzburg. 64 p.
- Arango, H.G. 2005. **Bioestatística: Teórica e Computacional**. Editora Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, 423p.
- Bentham-Jutting, W.S.S. 1956. Systematic studies on the non-marine Mollusca of the Indo-Australian archipelago. V – Critical revision of the Javanese freshwater gastropods. **Treubia** **23**: 259-477.
- Ben-Ami, F. & A.N. Hodgson. 2005. Ovoviviparity and the structure of the brood pouch in *Melanooides tuberculata* (Gastropoda: Prosobranchia: Thiaridae). **Journal of Morphology** **263**: 322-329.
- Ben-Ami, F. & J. Heller. 2005. Spatial and temporal patterns of parthenogenesis and parasitism in the freshwater snail *Melanooides tuberculata*. **Journal of Evolutionary Biology** **18**: 138-146.
- Ben-Ami, F. & J. Heller. 2007. Temporal patterns of geographic parthenogenesis in a freshwater snail. **Biological Journal of the Linnean Society** **91**: 711-718.
- Berry, A.J. & A.B.H. Kadri. 1974. Reproduction in the Malayan freshwater cerithiacean gastropod *Melanooides tuberculata*. **Journal of Zoology** **172**: 369-381.
- Beeston, D.C. & E. Morgan. 1979. A crepuscular rhythm of locomotor activity in the freshwater prosobranch, *Melanooides tuberculata* (Müller). **Animal Behaviour** **27** (1): 284-291.
- Bilton, D.T.; J.R. Freeland & B. Okamura. 2001. Dispersal in freshwater invertebrates. **Annual Review of Ecology and Systematics** **32**: 159-181.
- Bogéa, T.; F.M. Cordeiro & J.S. Gouveia. 2005. *Melanooides tuberculatus* (Gastropoda: Thiaridae) as intermediate host of Heterophyidae (Trematoda: Digenea) in Rio de Janeiro metropolitan area, Brazil. **Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo** **47**: 87-90.

Boaventura, M.F.; M.A. Fernandez; S.C. Thiengo; R.E. Silva & A.L. Melo. 2002. Formas larvais de Trematoda provenientes de gastrópodes límnicos da microrregião Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. **Lundiana** 3 (1): 45-49.

Borror, D.J. & D.M. DeLong. 1969. **Introdução ao estudo dos insetos**. Editora Edgard Blücher, São Paulo. 653p.

Brande, S.; M. Turner; J. Heller & O. Nen-Yehuda. 1996. Statistical discrimination of sex in *Melanooides tuberculata* (Gastropoda: Thiariidae). **Biological Journal of the Linnean Society** 59: 87-112.

Brandt, R.A. 1974. The non-marine aquatic Mollusca of Thailand. **Archiv für Molluskenkunde** 105 (1-4): 1-423.

Braun, B.S. 2005. **Comunidade de moluscos em córregos impactados da microbacia das lagoas costeiras de Jacarepaguá, RJ**. Dissertação de Mestrado em Biologia. UERJ. 84p.

Brown, H.W. 1977. **Parasitologia Clínica**. Editora Interamericana, Rio de Janeiro. 296 p.

Byers, J.E. 2002. Impact of non-indigenous species on native enhanced by anthropogenic alteration of selection regimes. **Oikos** 97 (3): 449-458.

Callisto, M; W.R. Ferreira; P. Moreno; M. Goulart & M. Petrucio. 2002. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividade de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia** 14 (1): 91-98.

Carlton, J.T. 1996. Pattern, process, and prediction in marine invasion ecology. **Biological Conservation** 78: 97-106.

Carlton, JT & J.B. Geller. 1993. Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. **Science** 261: 78-82.

Colautii, R.I. & H.J. MacIsaac. 2004. A neutral terminology to define 'invasive' species. **Diversity and Distribution** 10: 135-141.

Costa, C.; S. Ide & C.E. Simonka. 2006. **Insetos imaturos: metamorfose e identificação**. Holos Editora, Ribeirão Preto. 249p.

Cowie, R.H. 2001. Can snails ever be effective and safe biocontrol agents? **International Journal of Pest Management** 47 (1): 23-40.

Cowie, R.H. & D.G. Robinson. 2003. Pathways of introduction of nonindigenous land and freshwater snails and slugs, pp. 93-122. *In*: Ruiz, G.M. & J.T. Carlton. Invasive species: vectors and management strategies. Island Press, Washington, 484p.

Crooks, J.A. 2005. Lag times and exotic species: The ecology and management of biological invasions in slow-motion. **Ecoscience** 12 (3): 316-329.

Cruz-Ascencio, M.; R. Florido; A. Contreras-Arquieta & A.J. Sánchez. 2003. Registro del caracol exótico *Thiara (Melanoides) tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda: Thiaridae) en La Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. **Universidad y Ciencia** **19** (38): 101-103.

Darrigran, G. & C. Damborenea. 2006. **Bio-invasión del mejillón dorado em el continente americano**. Editorial de la Universidad de La Plata. 219p.

Derraik, J.G.B. 2008. The potential significance to human health associated with the establishment of the snail *Melanoides tuberculata* in New Zealand. **The New Zealand Medical Journal** **121** (1021): 25-32.

Dillon, R.T. 2000. **The ecology of freshwater molluscs**. Cambridge University Press, Cambridge, 524p.

Dudgeon, D. 1982. An investigation into some physical and biotic effects of flooding on reservoir mud previously subjected to a period of aerial exposure. **Hydrobiologia** **97**: 27-35.

Dudgeon, D. 1986. The life cycle, population dynamics and productivity of *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda: Prosobranchia: Thiaridae) in Hong Kong. **Journal of Zoology** **208**: 37-53.

Dudgeon, D. 1989. Ecological strategies of Hong Kong Thiaridae (Gastropoda: Prosobranchia). **Malacological Review** **22**: 39-53.

Duggan, I.C. 2002. First record of a wild population of the tropical snail *Melanoides tuberculata* in New Zealand natural waters. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research** **36**: 85-89.

Dundee, D.S. & A. Paine. 1977. Ecology of the snail *Melanoides tuberculata* (Müller), intermediate host of human liver fluke (*Opisthorchis sinensis*) in New Orleans, Louisiana. **The Nautilus** **91** (1): 17-20.

Elkarmi, A.Z. & N.S. Ismail. 2007. Growth models and shell morphometrics of two populations of *Melanoides tuberculata* (Thiaridae) living in hot springs and freshwater pools. **Journal of Limnology** **66** (2): 90-96.

Elton, C.S. 1958. **The ecology of invasions by animals and plants**. University of Chicago Press, 181p.

Erfmeier, A. & H. Bruehlheide. 2010. Invasibility or invasiveness? Effects of habitat, genotype, and their interaction on invasive *Rhododendron ponticum* populations. **Biological Invasions** – Online first.

Facon, B.; J.P. Pointier; M.O. Glaubrecht; C. Poux; P. Jarne & P. David. 2003. A molecular phylogeography approach to biological invasions of the New World by parthenogenetic thiarid snails. **Molecular Ecology** **12**: 3027-3039.

Facon, B.; E. Machline; J.P. Pointier & P. David. 2004. Variation in desiccation tolerance in freshwater snails and its consequences for invasion ability. **Biological Invasions** **6**: 283-293.

Facon, B.; P. Jarne; J.P. Pointier & P. David. 2005. Hybridization and invasiveness in the freshwater snail *Melanooides tuberculata*: hybrid vigour is more important than increase in genetic variance. **Journal of Evolutionary Biology** **18**: 524-535.

Fernandez, MA; S.C. Thiengo & M.F. Boaventura. 2001. Gastrópodes límnicos do Campus de Manguinhos, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, RJ. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical** **34** (3): 279-282.

Fernandez, M.A.; S.C. Thiengo & L.R.L. Simone. 2003. Distribution of the introduced freshwater snail *Melanooides tuberculatus* (Gastropoda: Thiaridae) in Brazil. **Nautilus** **117**: 78-82.

Figueiredo-Barros, M.P.; J.J.F. Leal; F.A. Esteves; A.M. Rocha & R.L. Bozelli. 2006. Life cycle, secondary production and nutrient stock in *Heleobia australis* (d'Orbigny, 1835) (Gastropoda: Hydrobiidae) in a tropical coastal lagoon. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** **69**: 87-95.

Freitas, J.R.; L.C. Bedê; P. Marco Jr; L.A. Rocha & M.B.L. Santos. 1987. Population dynamics of aquatic snails in Pampulha reservoir. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz** **82** (Suppl. IV): 299-305.

Freitas, J.R. & M.B.L. Santos. 1995. Current advances on the study of snail-snail interactions, with special emphasis on competition process. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz** **90** (2): 261-269.

Froehlich, C.G. (org.). 2007. **Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo**. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline> [Acessado em dezembro/2009].

Genner, M.J.; E. Michel & J.A. Todd. 2008. Resistance of an invasive gastropod to an indigenous trematode parasite in Lake Malawi. **Biological Invasions** **10** (1): 41-49.

Giovanelli, A.; M.V. Vieira & C.L.P.A.C. Silva. 2003. Apparent competition through facilitation between *Melanooides tuberculatus* and *Biomphalaria tenagophila* and the control of schistosomiasis. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz** **98** (3): 429-431.

Giovanelli, A.; C.L.P.A.C. Silva; G.B.E. Leal & D.F. Baptista. 2005. Habitat preference of freshwater snails in relation to environmental factors and the presence of the competitor snail *Melanooides tuberculatus* (Müller, 1774). **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz** **100**: 169-176.

Glaubrecht, M.; N. Brinkmann & J. Pöppe. 2009. Diversity and disparity 'down under': Systematics, biogeography and reproductive modes of the 'marsupial' freshwater Thiaridae (Caenogastropoda, Cerithioidea) in Austrália. **Zoosystematics and Evolution** **85** (2): 199-275.

Gonçalves, J.E.; J.J. Foncesca & M.F.P. Callisto. 1998. Population dynamics of *Heleobia australis* (Gastropoda) in a coastal lagoon (Rio de Janeiro, Brazil). **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie** **26**: 2056-2057.

Gould, S.J. 1993. Anoitecer desencantado, pp. 21-38. *In*: Dedo mindinho e seus vizinhos: ensaios de história natural. Companhia das Letras, São Paulo, 492p.

Gregoric, D.E.G.; V. Núñez; N.S. Ferrando & A. Rumi. 2007. First Record of invasive snail *Melanoides tuberculatus* (Müller) (Gastropoda: Prosobranchia: Thiariidae) for the Iguazú river basin, Argentina-Brazil. **Comunicaciones de la Sociedad Malacológica del Uruguay** 9 (90): 109-112.

Guimarães, C.T.; C.P. Souza & D.M. Soares. 2001. Possible competitive displacement of planorbids by *Melanoides tuberculatus* in Minas Gerais, Brazil. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz** 96 (Suppl.): 173-176.

Gutiérrez, A.; G. Perera; M. Yong & J.A. Fernandez. 1997. Relationships of the prosobranch snails *Pomacea paludosa*, *Tarebia granifera* and *Melanoides tuberculata* with the abiotic environment and freshwater snail diversity in the central region of Cuba. **Malacological Review** 30: 39-44.

Haag, C.R. & D. Ebert. 2004. A new hypothesis to explain geographic parthenogenesis. **Annales Zoologici Fennici** 41: 539-544.

Heller, J. & V. Farstay. 1989. A field method to separate males and females of the freshwater snail *Melanoides tuberculata*. **Journal of Molluscan Studies** 55: 427-429.

Hicks, G. 2004. Turning the tide: is aquatic bioinvaders research heading in the right direction? **Aquatic Invaders** 15 (1): 9-20.

Harasewych, M.G. 1998. Trauma-induced, in utero hyperstrophy in *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774). **Journal of Molluscan Studies** 64: 404-405.

Haseeb, M.A. 1984. Studies on larval trematodes infecting freshwater snails in Pakistan. X. Non virgulate xiphidiocercariae. **Zeitschrift für Parasitenkunde** 70: 637-654.

Hufbauer, R.A. 2008. Biological invasions: paradox lost and paradise gained. **Current Biology** 18 (6): 246-247.

Iannacone, J. 2006. Dos casos de espécies exóticas invasoras em el Peru. **Biologist (Lima)** 4 (2): 18-19.

ICZN (International Commission on Zoological Nomenclature). 1999. **International Code on Zoological Nomenclature – 4ª Edição**. Disponível em: <http://www.iczn.org/iczn/index.jsp> [Acessado em: dezembro/2009].

Ismail, N.S. & M.S. Arif. 1991. Larval trematodes of *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774) (Gastropoda: Prosobranchia) in a brackish spring, United Arab Emirates. **Japanese Journal of Parasitology** 40 (2): 157-169.

Ismail, N.S. & M.A.S. Arif. 1993. Population dynamics of *Melanoides tuberculata* (Thiariidae) snails in a desert spring, United Arab Emirates and infection with larval trematodes. **Hydrobiologia** 257: 57-64.

Itagaki, H.; N. Suzuki; Y. Ito; T. Hara & T. Wonde. 1975. Study on the Ethiopian freshwater molluscs, especially on the identification, distribution and ecology of vector snails of human schistosomiasis. **Japanese Journal of Tropical Medicine and Hygiene** 3 (2): 107-134.

IBGE, 2000. **Censo demográfico de 2000**. Disponível em: http://www.angra.rj.gov.br/asp/municipio/muni_popu.asp. [Acessado em: Dezembro/2009]

Ito, J. 1977. Studies on the fresh water cercariae in Leyte island, Philippines. 3. Cercariae from Thiaridae. **The Japanese Journal of Experimental Medicine** 47(4): 223-48.

Juricková, L. 2006. *Subulina octona* (Bruguière, 1798) – a new greenhouse species for the Czech Republic (Mollusca: Gastropoda: Subulinidae). **Malacologica Bohemoslovaca** 5 (1): 1-2.

Karatayev, A.Y.; L.E. Burlakova; D.K. Padilla; S.E. Mastitsky & S. Olenin. 2009a. Invaders are not a random selection of species. **Biological Invasions** 11: 2009-2019.

Karatayev, A.Y.; L.E. Burlakova; V.A. Karatayev & D.K. Padilla. 2009b. Introduction, distribution, spread, and impacts of exotic freshwater gastropods in Texas. **Hydrobiologia** 619: 181-194.

Kazanci, N.; D. Oguzkurt; S. Girgin & M. Dügel. 2003. Distribution of benthic macroinvertebrates in relation to physico-chemical properties in the Köycegiz-Dalyan estuarine channel system (Mediterranean Sea, Turkey). **Indian Journal of Marine Science** 32 (2): 141-146.

Keran, B.L.; M.F. Dybdahl; M.M. Gangloff & J.E. Jannot. 2005. *Potamopyrgus antipodarum*: distribution, density, and effects on native macroinvertebrate assemblages in the Greater Yellowstone Ecosystem. **Journal of North American Benthological Society** 24 (1): 123-138.

Keller, R.P.; J.M. Drake & D.M. Lodge. 2007. Fecundity as a basis for risk assessment of nonindigenous freshwater mollusks. **Conservation Biology** 21 (1): 191-200.

Kolar, C.S. & D.M. Lodge. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders **Trends in Ecology and Evolution** 16 (4): 199-204.

Krebs, C.J. 2001. **Ecology – 5th edition**. Benjamin Cummings. 608p.

Leite, O.H.M.; Y. Higaki; S.L.P. Serpentine; S.A. Carvalho; V.A. Neto; D.M.A. Torres; R.M.D.S. Dias & P.P. Chieffi. 1989. Infecção por *Clonorchis sinensis* em imigrantes asiáticos no Brasil. Tratamento com praziquantel. **Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo** 31 (6): 416-422.

Lively, C.M. & J. Jokela. 2002. Temporal and spatial distributions of parasites and sex in a freshwater snail. **Evolutionary Ecology Research** 4: 219-226.

Livshits, G.; L. Fishelson & G.S. Wise. 1984. Genetic similarity and diversity of parthenogenetic and bisexual populations of the freshwater snail *Melanoides tuberculata* (Gastropoda: Prosobranchia). **Biological Journal of the Linnean Society** **23**: 41-54.

Lockwood, J.; M. Hoopes & M. Marchetti. 2005a. **Invasion Ecology**. Blackwell Publishing. 312 p.

Lockwood, J.L.; P. Cassey & T. Blackburn. 2005b. The role of propagule pressure in explaining species invasions. **Trends in Ecology and Evolution** **20** (5): 223-228.

Lodge, D.M. 1993. Biological invasions: lessons for ecology. **Trends in Ecology and Evolution** **8** (4): 133-136.

Lonsdale, W.M. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invisibility. **Ecology** **80** (5): 1522-1536.

López-López, E.; E. Sedeño-Díaz; P.T. Vega & E. Oliveros 2009. Invasive mollusks *Tarebia granifera* Lamarck, 1822 and *Corbicula fluminea* Müller, 1774 in the Tuxpam and Tecolutla rivers, Mexico: spatial and seasonal distribution patterns. **Aquatic Invasions** **4** (3): 435-450.

Macan, T.T. 1961. Factors that limit the range of freshwater animals. **Biological Review** **36**: 151-198.

MacDougall, A.S. & R. Turkington. 2005. Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? **Ecology** **86** (1): 42-55.

Mack, R.N.; D. Simberloff; W.M. Lonsdale; H. Evans; M. Clout & F. Bazzaz. 2000. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences and control. **Issues in Ecology** **5**: 2-19.

Madsen, H. 1992. Food selection by freshwater snails in the Gezira irrigation canals, Sudan. **Hydrobiologia** **228**: 203 – 217.

Madsen, H. & F. Fradsen. 1989. The spread of freshwater snails including those of medical and veterinary importance. **Acta Tropica** **46**: 139-146.

Manly, B.J.F. 2008. **Métodos estatísticos multivariados – 3ª Edição**. Artmed, Porto Alegre, 229p.

Mansur, M.C.D.; C. Schulz & L.M.M.P. Garces. 1987. Moluscos de bivalve de água doce: identificação dos gêneros do sul e do leste do Brasil. **Acta Biológica Leopoldensia** **9** (2): 181-202.

Mansur, M.C.D.; R.M. Valer & N.C.M. Aires. 1994. Distribuição e preferências ambientais dos moluscos bivalves do açude do Parque de Proteção Ambiental COPESUL, município de Triunfo, Rio Grande do Sul. **Biociências** **2** (1): 27-45.

Mansur, M.C.D.; L.M. Anflor-de-Oliveira & J.E.M. Almeida-Caon. 2001. *Pisidium punctiferum* (Bivalvia, Sphaeriidae) – Dados ecológicos e densidade populacional no arroio Bom Jardim, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biociências** 9 (1): 81-97.

Marco, D.E.; S.A. Paez & S.A. Cannas. 2002. Species invasiveness in biological invasions: a modelling approach. **Biological Invasions** 4: 193-205.

Mello, C.E.H.V. 1987. **Apontamentos para servir à história fluminense (Ilha Grande) Angra dos Reis. Rio de Janeiro.** Prefeitura Municipal de Angra dos Reis. 116p.

Metcalf-Smith, 1994. Biological water-quality assessment of rivers: use of macroinvertebrates communities. *In*: Calow, P. & G.E. Petts (Eds) *The Rivers Handbook: Hydrological and Ecological Principles*. Blackwell Science. Cambridge. 522p.

Milbau, A. & I. Nijs. 2004. The Role of Species Traits (Invasiveness) and Ecosystem Characteristics (Invasibility) in Grassland Invasions: A Framework. **Weed Technology** 18: 1301-1304.

Mito, T. & T. Uesugi. 2004. Invasive alien species in Japan: the status quo and the new regulation for prevention of their adverse effects. **Global Environmental Research** 8 (2): 171-191.

Miyahira, I.C. 2009. **Moluscos de água doce da Ilha Grande: Diversidade e distribuição.** Monografia de Bacharelado em Ciências Biológicas, UERJ, Rio de Janeiro. 71p.

Miyahira, I.C.; L.E.M. Lacerda & S.B. Santos. 2009. Dispersão ativa de *Melanooides tuberculatus* (Müller, 1774) e sua influência no processo de invasão. **Informativo SBMa** 167: 3-5.

Mkoji, G.M.; B.N. Mungai & D.K. Koech. 1992. Does the snail *Melanooides tuberculata* have a role in biological control of *Biomphalaria pfeifferi* and other medically important African pulmonates? **Annals of Tropical Medicine and Parasitology** 86 (2): 201-204.

Mohandas, A. 1974. Studies on the freshwater cercariae of Kerala. I. Incidence of infection and seasonal variation. **Folia Parasitologica** 21: 311-317.

Moreno, P. & M. Callisto. 2006. Benthic macroinvertebrates in the watershed of an urban reservoir in southeastern Brazil. **Hydrobiologia** 560: 311-321.

Müller, O.F. 1774. **Vermivm terrestrium et fluviatilum, seu animalium infusorium, helminthicorum et testaceorum, non marinorum, succincta historia.** Vol. 2. Havniae et Lipsiae, apud Heineck et Faber.

Murray, H.D. 1964. *Tarebia granifera* and *Melanooides tuberculata* in Texas. **American Malacological Union Annual Report 1964**: 15-16.

- Myers, M.J.; C.P. Meyer & V.H. Resh. 2000. Neritid and thiarid gastropods from French Polynesian streams: how reproduction (sexual, parthenogenetic) and dispersal (active, passive) affect population structure. **Freshwater Biology** **44**: 535-545.
- Nelson, S.G.; F.A. Camacho; J.E. Parham; R.B. Tibbatts; T. Leberer & B.D. Smith. 1996. Surveys of the macrofauna of the Nanpil Kiepw and Lehn Mesi rivers of Pohnpei. **University of Guam Marine Laboratory Technical Report 103**: 1-22.
- Ndifon, G.T. & F.M.A. Ukoli. 1989. Ecology of freshwater snails in south-western Nigeria. I: Distribution and habitat preferences. **Hydrobiologia** **171**: 231-253.
- Olivier, L. & M. Schneiderman. 1956. A method for estimating density of aquatic snail populations. **Experimental Parasitology** **5**: 109-117.
- Olden, J.D.; N.L. Poff; M.R. Douglas; M.E. Douglas & K.D. Fausch. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. **Trends in Ecology and Evolution** **19** (1): 18-24.
- Ortega, C.; R. Fajardo & R. Enríquez. 2009. Trematode *Centrocestus formosanus* infection and distribution in ornamental fishes in Mexico. **Journal of Aquatic Animal Health** **21** (1): 18-22.
- Owojori, O.J.; S.O. Asaolu & I.E. Ofoezie. 2006. Ecology of freshwater snails in Opa reservoir and research farm ponds at Obafemi Awolowo University Ile-Ife, Nigeria. **Journal of Applied Sciences** **6** (15): 3004-3015.
- Paz, R.J.; T. Watanabe; M.P.M. Dijck & F.J.P. Abílio. 1995. First record of *Melanooides tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda: Prosobranchia: Thiaridae) in the state of Paraíba (Brazil) and its possible ecological implications. **Revista Nordestina de Biologia** **10** (2): 79-84.
- Pianka, E.R. 1970. On *r*- and *K*-selection. **The American Naturalist** **102**: 592-597.
- Pilsbry, H.A. & J. Bequaert. 1927. Aquatic Mollusks of Belgian Congo. **Bulletin of the American Museum of Natural History** **53**: 59-602.
- Pointier, J.P. 1993. The introduction of *Melanooides tuberculata* (Mollusca: Thiaridae) to the island of Saint Lucia (West Indies) and its role in the decline of *Biomphalaria glabrata*, the snail intermediate host of *Schistosoma mansoni*. **Acta Tropica** **54**: 13-18.
- Pointier, J.P. 1999. Invading freshwater gastropods: some conflicting aspects for public health. **Malacologia** **41**: 402-411.
- Pointier, J.P. 2001. Invading freshwater snails and biological control in Martinique island, French West Indies. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz** **96** (Suppl.): 67-74.
- Pointier, J.P. A. Guyard & A. Mosser. 1989. Biological control of *Biomphalaria glabrata* and *B. straminea* by the competitor *Thiara tuberculata* in a transmission site of schistosomiasis in Martinique, French West Indies. **Annals of Tropical Medicine and Parasitology** **83** (3): 263-269

Pointier, J.P.; J.L. Toffart & M. Lefevre. 1991. Life tables of freshwater snails of the genus *Biomphalaria* (*B. glabrata*, *B. alexandrina*, *B. straminea*) and of one of its competitors *Melanooides tuberculata* under laboratory conditions. **Malacologia** **33** (1-2): 43-54.

Pointier, J.P.; B. Delay; J.L. Toffart; M. Lefèvre & R. Romero-Alvarez. 1992. Life history traits of three morphs of *Melanooides tuberculata* (Gastropoda: Thiaridae), an invading snail in the French West Indies. **Journal of Molluscan Studies** **58**: 415-423.

Pointier, J.P.; A. Théron & G. Borel. 1993. Ecology of the introduced snail *Melanooides tuberculata* (Gastropoda: Thiaridae) in relation to *Biomphalaria glabrata* in the marshy forest zone of Guadeloupe, French West Indies. **Journal of Molluscan Studies** **59**: 421-428,

Prenter, J.; C. MacNeil; J.T.A. Dick & A.M. Dunn. 2004. Roles of parasites in animal invasions. **Trends in Ecology and Evolution** **19** (7): 385-390.

Pysek, P.; D.M. Richardson; J. Pergl; V. Jarosik; Z. Sixtová & E. Weber. 2008. Geographical and taxonomic biases in invasion ecology. **Trends in Ecology and Evolution** **23** (5): 237-244.

Puth, L.M. & D.M. Post. 2005. Studying invasion: have we missed the boat? **Ecology Letters** **8**: 715-721.

Quintana, M.G.; J.G. Peso & D.C. Perez. 2001. Alteración del régimen fluvial y reemplazo de especies de Thiaridae en el embalse de Yacyretá (Argentina-Paraguay). **Journal of Medical and Applied Malacology** **11**: 107-112.

Rahel, F.J. 2002. Homogenization of freshwater faunas. **Annual Review of Ecology and Systematics** **33**: 291-315.

Rees, W.J. 1965. The aerial dispersal of Mollusca. **Proceedings of the Malacological Society of London** **36**: 269-282.

Reeves, W.K.; R.T. Dillon Jr & G.A. Dasch. 2008. Freshwater snails (Mollusca: Gastropoda) from the Commonwealth of Dominica with a discussion of their roles in the transmission of parasites. **American Malacological Bulletin** **24** (1/2): 59-63.

Rhymer, J.M. & D. Simberloff. 1996. Extinction by hybridization and introgression. **Annual Review of Ecology and Systematics** **27**: 83-109.

Rios, E.C. 1994. **Seashells of Brazil**. Editora da FURG, Rio Grande. 492p.

Richardson, D.M.; P. Pysek; M. Rejmánek; M.G. Barbour; F.D. Panetta & C.J. West. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity and Distributions** **6**: 93-107.

Richardson, D.M. & P. Pysek. 2006. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invisibility. **Progress in Physical Geography** **30** (3): 409-431.

Richardson, D.M. & P. Pysek. 2008. Fifty years of invasion ecology - the legacy of Charles Elton. **Diversity and Distribution** **14**: 161-168.

Rocha-Miranda, F. & M.J. Martins-Silva. 2006. First Record of the invasive snail *Melanooides tuberculatus* (Gastropoda: Prosobranchia: Thiaridae) in the Paranã River Basin, GO, Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 66 (4): 1109-1115.

Roessler, M.A.; G.L. Beardlsey & D.C. Tabb. 1977. New records of the introduced snail, *Melanooides tuberculata* (Mollusca: Thiaridae) in south Florida. **Florida Scientist** 40 (1): 87-94.

Sakai, A.K.; F.W. Allendorf; J.S. Holt; D.M. Lodge; J. Molofsky; K.A. With; S. Baughman; R.J. Cabin; J.E. Cohen; N.C. Ellstrand; D.E. McCauley; P. O'Neil; I.M. Parker; J.N. Thompson & S.G. Weller. 2001. The population biology of invasive species. **Annual Review of Ecology and Systematics** 32: 305-332.

Samadi, S.; C. Balzan; B. Delay & J.P. Pointier. 1997. Local distribution and abundance of thiarid snails in recently colonized rivers from the Caribbean area. **Malacological Review** 30: 45-52.

Samadi, S.; J. Mavarez; J.P. Pontier; B. Delay & P. Jarne. 1999. Microsatellite and morphological analysis of population structure in parthenogenetic freshwater snail *Melanooides tuberculata*: insights into the creation of variability. **Molecular Ecology** 8: 1141-1153.

Santos, S.B.; D.P. Monteiro; M.A. Fernandez & S.C. Thiengo. 1999. Primeiro registro de *Antillorbis nordestensis* (Lucena) (Mollusca, Gastropoda, Planorbidae) para a Ilha Grande, Angra dos Reis, Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Zoologia** 16 (Supl. 2): 257-259.

Santos, S.B.; I.C. Miyahira & L.E.M. Lacerda. 2007. First record of *Melanooides tuberculatus* (Müller, 1774) and *Biomphalaria tenagophila* (d'Orbigny, 1835) on Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brazil. **Biota Neotropica** 7: 361-364.

Santos, S.B.; L.E.M. Lacerda & I.C. Miyahira. 2009. *Uncancylus concentricus* (Mollusca, Gastropoda, Ancyliidae): new occurrence in Rio de Janeiro state, Brazil. **Checklist** 9 (3): 513-517.

Sax, D.F.; J.J. Stachowicz; J.H. Brown; J.F. Bruno; M.N. Dawson; S.D. Gaines; R.K. Grosberg; A. Hastings; R.D. Holt; M.M. Mayfield; M.I. O'Connor & W.R. Rice. 2007. Ecological and evolutionary insights from species invasions. **Trends in Ecology and Evolution** 22 (9): 465-471.

Schembri, P.J. 1992. Diversity and conservation of the non-marine molluscs of the Maltese islands, p. 195-198. *In*: Giusti, F. & G. Manganelli (ed.) Abstracts of the 11th International Malacological Congress.

Schmitz, D.C.; D. Simberloff; R.H. Hofstetter; W. Haller & D. Sutton. 1997. The ecological impact of non-indigenous plants. pp. 39-61. *In*: D. Simberloff; D.C. Schmitz & T.C. Brown (eds). Strangers in Paradise. Island Press, Washington D.C. 467p.

Scholz, T. & G. Salgado-Maldonado. 2000. The introduction and dispersal of *Centrocestus formosanus* (Nishigori, 1924) (Digenea: Heterophyidae) in Mexico: a review. **American Midland Naturalist** 143 (1): 185-200.

Schutte, C.H.J. & G.H. Frank. 1964. Observations on the distribution of freshwater Mollusca and chemistry of the natural waters in south-eastern Transvaal and adjacent northern Swaziland. **Bulletin of World Health Organization** **30**: 389-400.

Shea, K. & P. Chesson. 2002. Community ecology theory as a framework for biological invasions. **Trends in Ecology and Evolution** **17** (4): 170-176.

Simberloff, D. 2003. How much information biology is needed to manage introduced species? **Conservation Biology** **17** (1): 83-92.

Simberloff, D. & L. Gibbons. 2004. Now you see them, now you don't – population crashes of established introduced species. **Biological Invasions** **6**: 161-172.

Simone, L.R.L. 2001. Phylogenetic analyses of Cerithioidea (Mollusca, Caenogastropoda) based on comparative morphology. **Arquivos de Zoologia** **36** (2):147-263.

Stagl, V. 1993. Die Bruttasche von *Melanooides tuberculata* (O. F. Müller) (Gastropoda: Thiariidae). **Annals Naturhistorisches Museum Wien** **94/95**: 187-192.

Stothard, J.R.; N.J. Loxton & D. Rollinson. 2002. Freshwater snails on Mafia island, Tanzania with special emphasis upon the genus *Bulinus* (Gastropoda: Planorbidae). **Journal of Zoology** **257**: 353-264.

Thiengo, S. 1995. Coleta; Remessa de exemplares vivos; fixação e dissecação. pp. 255-265. *In*: Barbosa, F.S. (org.). Tópicos em Malacologia Médica. Editora Fiocruz, Rio de Janeiro. 314p.

Thiengo S.C.; M.A. Fernandez, M.F. Boaventura & M.A. Storti 1998. A survey of freshwater gastropods in the microrregião serrana of the state of Rio de Janeiro, Brazil. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz** **93** (Suppl 1): 233-234.

Thiengo, S.C.; M.A Fernandez; , M.F. Boaventura; C.E. Gault; H.F.R. Silva; A.C. Mattos & S.B. Santos. 2001. Freshwater snails and schistosomiasis mansoni in the state of Rio de Janeiro, Brazil: I – Metropolitan mesoregion. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz** **96** (Suppl.): 177-184.

Thiengo, S.C.; A.C. Mattos; M.F. Boaventura & M.A. Fernandez. 2004. Freshwater snails and schistosomiasis mansoni in the state of Rio de Janeiro, Brazil: IV - Sul Fluminense mesoregion. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz** **99**: 275-280.

Thiengo, S.C.; A.C. Mattos; S.B. Santos & M.A. Fernandez. 2006. Freshwater snails and schistosomiasis mansoni in the state of Rio de Janeiro, Brazil: VI – Noroeste Fluminense Mesoregion. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz** **101** (Suppl. I): 239-245.

Thornton, I.W.B. & T.R. New. 1988. Freshwater communities on the Krakatau islands. **Philosophical Transactions of Royal of Society of London B** **322**: 487-492.

Torchin, M.E.; K.D. Lafferty; A.P. Dobson; V.J. Mckenzie & A.M. Kuris. 2003. Introduced species and their missing parasites. **Nature** **421** (6): 628-630

Ukong, S.; D. Krailas; T. Dangprasert & P. Channgarm. 2007. Studies on the morphology of cercarie obtained from freshwater snails at Erawan waterfall, Erawan National Park, Thailand. **Southeast Asian Journal of Tropical Medicine and Public Health** **38** (2): 302-312.

Vaz , J.F.; H.M.S. Teles; M.A. Correa & S.P.S. Leite. 1986. Ocorrência no Brasil de *Thiara* (*Melanoides*) *tuberculata* (O.F. Müller, 1774) (Gastropoda, Prosobranchia), primeiro hospedeiro intermediário de *Clonorchis sinensis* (Cobbold, 1875) (Trematoda, Platyhelminthes). **Revista de Saúde Pública** **20**: 318-322.

Vergara, D. & L.E. Velásquez. 2009. Larvas de Digenea en *Melanoides tuberculata* (Gastropoda: Thiaridae) en Medellín, Colômbia. **Acta Biológica Colombiana** **14** (1): 135-142.

Vilà, M. & E. Garcia-Berthou. 2009. Monitoring biological invasion in freshwater habitats. pp. 91-102. *In*: Hurford, C.; M. Schneider & I. Cowx (eds.) *Biological Monitoring in Freshwater Habitats: a practical and case of studies*. Springer Netherlands. 415p.

Walsh, C.J.; A.H. Roy; J.W. Feminella; P.D. Cottingham; P.M. Groffman & R.P. Morgan II. 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. **Journal of North American Benthological Society** **24** (3): 706-723.

Wingard, G.L.; J.B. Murray; W.B. Schill & E.C. Phillips. 2008. Red-rimmed melania (*Melanoides tuberculatus*) – A snail in Biscayne National Park, Florida - Harmful invader or just a nuisance? **USGS Fact Sheet 2008-3006**: 1-6.

Yassen, A.E. 1996. The chromosomes of the egyptian freshwater snail *Melanoides tuberculata* (Gastropoda: Prosobranchia). **Journal of Molluscan Studies** **62**: 137-141.