

JEANE MENDES REIS

**ESTUDO DO CRESCIMENTO E COLONIZAÇÃO DO MOLUSCO
INVASOR *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) NO RESERVATÓRIO
DE ITAIPÚ, RIO PARANÁ, BRASIL.**

Monografia apresentada ao Departamento de Zoologia
do curso de Ciências Biológicas da Universidade
Federal do Paraná para formação de bacharel em
Ciências biológicas.

Orientador: Walter Boeger, Dr.

UFPR - Dpto. De Zoologia.

Co-orientador: Carlos E. Belz, MSc

LACTEC - Dpto. De Meio Ambiente.

CURITIBA – 2005

*Quanto melhor é adquirir a
sabedoria do que o ouro!
e quanto mais excelente é escolher
o entendimento do que a prata"*

Provérbios 16:16

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS E TABELAS	iii
1. INTRODUÇÃO	1
1.1 MOLUSCOS COMO ESPÉCIES POTENCIALMENTE INVASORAS.....	4
1.2 IMPACTOS AMBIENTAIS E ECONÔMICOS CAUSADOS POR MOLUSCOS INVASORES.....	5
1.3 A ESPÉCIE: <i>Limnoperna fortunei</i> (DUNKER, 1857).....	7
1.3.1 Distribuição e dispersão.....	7
1.3.2 Biologia da espécie.....	7
1.3.3 Desenvolvimento e colonização.....	9
2. JUSTIFICATIVA	12
3. OBJETIVOS	14
3.1 OBJETIVO GERAL.....	14
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	14
4. METODOLOGIA	15
4.1 LOCAL DE ESTUDO.....	15
4.2 ESTUDO DA VARIAÇÃO DO COMPRIMENTO DA CONCHA DE <i>Limnoperna fortunei</i> (DUNKER, 1857).....	16
4.3 ESTUDO DE COLONIZAÇÃO.....	18
4.4 COMPARAÇÃO DE METODOLOGIAS PARA ESTUDOS DE ÁREAS DE OCUPAÇÃO.....	19
5. RESULTADOS	20
5.1 ESTUDO DA VARIAÇÃO DO COMPRIMENTO DA CONCHA DE <i>Limnoperna fortunei</i> (DUNKER, 1857).....	20
5.2 ESTUDO DE COLONIZAÇÃO.....	22
5.3 COMPARAÇÃO DE METODOLOGIAS PARA ESTUDOS DE ÁREAS DE OCUPAÇÃO.....	25
6. DISCUSSÃO	26
7. CONCLUSÃO	31
REFERÊNCIAS	33

LISTA DE FIGURAS E TABELAS

FIGURA 1 – POPULAÇÃO DE <i>Limnoperna fortunei</i>	8
FIGURA 2 – REFÚGIO BIOLÓGICO BELA VISTA – RESERVATÓRIO DE ITAIPÚ.....	15
FIGURA 3 – TRAPICHE FLUTUANTE.....	16
FIGURA 4 – BOMBONA PLÁSTICA DE FLUTUAÇÃO. FORAM REMOVIDAS TRÊS AMOSTRAS COM 17CM ² CADA.....	17
FIGURA 5 – QUADRATE.....	17
FIGURA 6 – SUBSTRATO EXPOSTO APÓS REMOÇÃO DE UMA AMOSTRA.....	17
FIGURA 7 – DENSIDADE E CRÉSCIMENTO DE <i>Limnoperna fortunei</i> : NUMERO DE INDIVÍDUOS POR M ²	20
FIGURA 8 – DENSIDADE E CRESCIMENTO DE <i>Limnoperna fortunei</i> : CLASSES DE TAMANHO.....	21
FIGURA 9 – COLONIZAÇÃO: NUMERO DE INDIVÍDUOS POR M ²	22
FIGURA 10 – COLONIZAÇÃO: PORCENTAGEM DE AREA DE OCUPAÇÃO.....	23
FIGURA 11 – COLONIZAÇÃO: CLASSES DE TAMANHO.....	24
FIGURA 12 – PADRÕES DE DISPOSIÇÃO DE MEXILHÕES (<i>L. fortunei</i>) EM SUBSTRATO ARTIFICIAL EXPOSTO.....	25
TABELA 1 – COMPARAÇÃO DE DIFERENTES ESCALAS PARA O MÉTODO DE PONTO APLICADO EM IMAGEM FOTOGRÁFICA PARA ESTIMATIVA DE ÁREA DE COBERTURA POR POPULAÇÕES DE <i>Limnoperna fortunei</i>	25

1. INTRODUÇÃO

As invasões biológicas atingem todo o planeta e vêm ocorrendo há muitos anos, juntamente com os processos de colonização humana. Espécies invasoras são consideradas uma das maiores causas de extinção de espécies no mundo, uma vez que competem com as espécies nativas, podendo eliminá-las (CARLTON, 1999).

São consideradas como espécies invasoras, aquelas que além de serem exóticas, caracterizam-se pela rápida maturação sexual, grande capacidade de reprodução e considerável poder adaptativo aos ambientes que colonizam, sejam naturais, artificiais, dulciaquícolas ou estuarinos (DARRIGRAN, 1997b.) Mesmo espécies nativas de um dado ecossistema que passam a viver fora de sua área de ocorrência original também são tidas como espécies invasoras (IBGE, 2004).

A bioinvasão é um processo com vários estágios que começam quando uma espécie é transportada de sua região de origem para um novo local, ultrapassando assim, uma primeira barreira, a geográfica, momento em que pode ser considerada uma espécie exótica ou introduzida (MACK, 1995). Mesmo que estas espécies imigrantes tenham sucesso em chegar a um novo ambiente, elas podem ser destruídas por vários agentes físicos e bióticos do meio. É muito difícil estimar a quantidade de espécies que são dispersas de seus ambientes nativos, mas baseado no número de espécies que podem ser coletadas em trânsito a extinção local dos novos imigrantes deve ser muito grande (CARLTON & GELLER, 1993).

Espécies exóticas ocasionalmente podem sobreviver e se reproduzir. Seus descendentes podem sobreviver somente por poucas gerações e depois serem extintos, portanto podem não se tornar invasoras, uma vez que não alteram significativamente as características ambientais locais. Porém, uma pequena fração destas espécies pode persistir e ultrapassar a segunda barreira, a da dispersão. Quando uma destas espécies apresenta um crescimento populacional logarítmico e ultrapassa esta última barreira, inicia-se então uma bioinvasão (MACK, 1995).

Os impactos ambientais ocasionados em decorrência de espécies invasoras podem ser grandes. A introdução de uma espécie em um novo ambiente, quando em condições favoráveis e livre de predadores, parasitas ou competidores, pode

fazer com que esse organismo atinja altas densidades populacionais e, uma vez estabelecido, dificilmente será eliminado (CARLTON, 1985).

Para que uma espécie se estabeleça, é necessário que haja uma série de características ambientais que favoreçam tal estabelecimento. O novo nicho a ser ocupado deve apresentar características ambientais semelhantes ao habitat de origem do organismo. Um outro fator fundamental é a capacidade biológica do bioinvasor de se adaptar rapidamente ao novo ambiente (SILVA, *et. al.*, 2004). Algumas comunidades podem ser mais susceptíveis à bioinvasão do que outras. Sugere-se que essa maior fragilidade é relacionada também ao grau de perturbação ambiental do ecossistema (ZILLER, 2000).

Embora seja um fenômeno natural, a chegada de espécies invasoras a um território é muito intensificada pela ação do homem, e as formas de introdução podem ser várias. As primeiras translocações de espécies de uma região a outra do planeta foram intencionais e visavam, basicamente, suprir necessidades agrícolas, florestais e outras de uso direto. Em épocas mais recentes o propósito das introduções de espécies voltou-se significativamente para fins ornamentais, sendo que o número dessas espécies que se tornou invasora com o passar do tempo é de quase a metade dos casos registrados (BINGGELI, 2000).

Em ambientes aquáticos o maior vetor que possibilita a introdução de espécies invasoras é através de incrustações de cascos de navios e água de lastro de todo tipo de embarcação (SILVA *et. al.*, 2004). Desde o século XV embarcações têm sido um vetor efetivo de transporte não só de pessoas, mas de todo tipo de organismos, deslocando-os por vários portos em todo o mundo (CARLTON, 1999).

Os impactos causados pela introdução de espécies são, na maioria das vezes, imperceptíveis pelo seu efeito tardio, o que leva à errônea e perigosa crença de que esses organismos já se integraram ao ecossistema onde se instalaram. Esta crença fatalista que leva a pensar que as invasões biológicas são um fato consumado e que já é tarde para fazer algo, somado ao benefício econômico que algumas espécies têm gerado a alguns setores que as exploram, se traduziram em uma falta de interesse em pesquisas de erradicação, controle ou prevenção. A não ser quando estas espécies causam prejuízos econômicos a determinados setores ou

provoquem impactos ecológicos pronunciados e imediatos, como dinoflagelados tóxicos (HALLEGRAEFF & BOLCH, 1991).

Existem muitos trabalhos que evidenciam alguns dos efeitos causados com a entrada de espécies bioinvasoras em outros habitats.

O mexilhão zebra (*Dreissena polymorpha*), é um exemplo de espécie que se estabeleceu com sucesso em outro ambiente. Tendo sua origem na Ásia, hoje ele ocupa os Grandes Lagos, nos Estados Unidos e está presente em 40% dos rios americanos, e vem causando prejuízos econômicos imensos com remoção da incrustação e controle (GAUTHIER & STELL, 1996).

A alga *Caulerpa taxifolia* foi introduzida acidentalmente no Mar Mediterrâneo e sua dispersão ocorreu através de barcos e navios domésticos. Em 1984 ela cobria um metro quadrado e em 1996, cerca de 3000 hectares ao longo da costa da França. A *Caulerpa taxifolia* substituiu as algas nativas, limitando o habitat de larvas de peixes e invertebrados, comprometendo sua sobrevivência (MEINESZ & BOUDOURESQUE, 1996).

O ctenóforo, *Mnemiopsis leidy*, originário do Atlântico Norte Americano, teve seu primeiro registro nos mares Negro e Azov em 1982, hoje a espécie se estabeleceu e ocorre em grandes densidades. A população de ctenóforos nativa foi extinta do local e a pesca de enchovas e espadas foi drasticamente prejudicada (GESAMP, 1997).

Na reserva de pampas argentinos Ernesto Tornquist, onde introduziu-se *Pinus halepensis* em 1967 para fins paisagísticos, a espécie aumentou sua área de ocupação em vinte vezes desde então (ZALBA; BARRIONUEVO; CUEVAS, 2000).

No Brasil, das 44 gramíneas africanas introduzidas, onze apresentam elevado grau de agressividade e invasão (FILGUEIRAS, 1989). No Estado do Rio Grande do Sul, o capim-anoni (*Eragrostis spp.*) ameaça os sistemas de produção de gado estabelecidos na região dos campos naturais em função da perda da cobertura vegetal nativa, composta de uma grande diversidade de espécies de gramíneas, leguminosas e outras famílias importantes do ponto de vista alimentar. A gradativa perda em frequência e qualidade dessas espécies nativas leva à exaustão do modelo de pecuária sustentável estabelecido ao longo dos três últimos séculos, além da introdução de hábitos de lavração e uso de herbicidas para controlar o avanço da

invasora. Estima-se que, dos 15 milhões de hectares de campos naturais, 3 milhões estejam sofrendo processo de invasão. O mesmo capim é encontrado nos campos naturais dos estados de Santa Catarina e Paraná (ROSA, 2001). Dentre outros exemplos clássicos de organismo vegetal invasor no Brasil estão alguns pinheiros (*Pinus elliottii*, *P. taeda*). Estes têm crescimento populacional acelerado e grande potencial competitivo por alimento e hábitat, afetando gravemente as comunidades nativas (ZILLER & GALVÃO, 2001)

Destaca-se como exemplo de animal invasor no país o javali (*Sus scrofa scrofa*), originário da Europa. Os impactos causados pela espécie no meio natural afetam diretamente tanto a fauna como a flora. O javali desloca populações nativas de catetos, por ser mais agressivo, compete por alimento, e causa danos à regeneração de florestas (ZILLER, 2000).

1.1 MOLUSCOS COMO ESPÉCIES POTENCIALMENTE INVASORAS

Os Moluscos são considerados cosmopolitas, mas embora sua distribuição esteja limitada por diversos fatores, eles ocupam os mais diversificados ambientes. Já acusados em rochas do Cambriano, os moluscos representam-se em vários habitats (mares, águas doces, salobras e terra firme) por cerca de 100.000 espécies; as espécies fósseis constituem cerca de 40.000 (MENDES, 1977). Eles compõem o segundo maior grupo de invertebrados, seguido dos artrópodes (BARNES & RUPPERT, 1996). Tais características revelam um grande sucesso evolutivo para o grupo e demonstram sua facilidade de adaptação e dispersão.

Os fatores que limitam a disseminação desse grupo e controlam as densidades populacionais dentro de seus habitats naturais são basicamente fatores ambientais como temperatura, profundidade, salinidade e fatores ecológicos, como competição, predação e parasitismo. No entanto, quando esses organismos são inseridos em um novo ambiente, o comportamento da espécie se altera em função da variação dos fatores do meio, podendo ou não ser favorável. Na ausência de um predador natural, por exemplo, os moluscos podem, além de se estabelecer no ambiente, eliminar espécies nativas da região.

Três espécies exóticas de bivalves de água doce, originárias do sudeste asiático, foram introduzidas em águas continentais sul Americanas

(DARRIGRAN, 1997 a): *Corbicula largilliert* (PHILIPPI, 1844), *Corbicula fluminea* (MÜLLER, 1774) (MOLUSCA, BIVALVIA, CORBICULIDAE) e *Limnoperna fortunei* (DUNKER, 1857) (MOLUSCA, BIVALVIA, MYTILIDAE).

Limnoperna fortunei tem seu primeiro registro na América do Sul no Rio da Prata, na Argentina em 1991 (PASTORINO, *et al.*, 1993; DARRIGRAN & PASTORINO, 1995). *Corbicula largilliert* teve seu primeiro registro na América do sul em 1982, no Uruguai, rio da Prata (ITUARTE, 1994). *C. fluminea* teve seu primeiro registro nos rios no Sul da América em 1978 (VEITENHEIMER – MENDES, 1981). A entrada dessas espécies na América do Sul ocorreu provavelmente através do lastro de embarcações vindas da Ásia (ITUARTE, 1981).

1.2 IMPACTOS AMBIENTAIS E ECONÔMICOS CAUSADOS POR MOLUSCOS INVASORES.

Assim como para qualquer bioinvasor, o potencial de impacto ambiental é de grande escala e seus efeitos são na maioria das vezes irremediáveis. A consequência de maior preocupação é a redução da biodiversidade local em função da alteração provocada no ecossistema e o deslocamento de espécies nativas.

Um caso que tem causado alarme no Brasil é a introdução do gastrópodo *Achatina fulica* (BOWDICH, 1822), conhecido como caramujo africano. Foi introduzido no país em substituição ao escargot na década de 1980, em uma feira agropecuária no estado do Paraná. Esses animais foram soltos irresponsavelmente em rios, terrenos baldios, beira de estradas, etc. Devido a seu rápido ciclo reprodutivo, hoje o caramujo é encontrado em quase todo o país e declarado como praga. *A. fulica* têm causado impactos ambientais resultantes da competição com as espécies nativas. Esses caramujos são também considerados pragas agrícolas, pois alimentam-se vorazmente de vários tipos de plantas ornamentais e de culturas de subsistência (FARACO, 2005).

Um bioinvasor pode causar desequilíbrio que atinge vários níveis da cadeia alimentar daquele ecossistema. Luz *et. al.* (2002) verificaram que a variação na abundância de *Corbicula fluminea* (Muller, 1774) em resposta à redução do nível da água do reservatório de Itaipu, causou significativa alteração na dieta de *Pterodoras granulosus* (Valencinnes, 1833), espécie de peixe nativa da região.

O mexilhão zebra (*Dreissena polymorpha*) tem causado impactos sobre a diversidade e abundância de organismos invertebrados nas águas continentais da América do norte (RICCIARDI, 2003). O mexilhão zebra se fixa em diversos tipos de substratos aquáticos, como superfícies de rochas, concreto (canais e portos), fundo de embarcações, macrófitas, além de algumas classes de organismos bentônicos como moluscos nativos e crustáceos. Essas incrustações também se associam à equipamentos e instalações de hidrelétricas, prejudicando o rendimento das mesmas (MacISAAC, 1996).

As populações nativas de animais bentônicos podem ser suprimidas pelo bivalve invasor, uma vez que este se utiliza das espécies nativas para uso de substrato de fixação, cobrindo-os totalmente; o que leva à morte desses organismos (BONETTO, 1997).

Nas usinas hidrelétricas, o mexilhão dourado (*Limnoperna fortunei*) se fixa em tubulações e filtros, aumentando a frequência da limpeza e manutenção. O mexilhão também pode se fixar em bombas de aspiração de água e tubulações das empresas de abastecimento de água potável. Para controlar os prejuízos causados, algumas empresas têm usado cloro ou sulfato de cobre para matar os mexilhões. Esses biocidas são tóxicos e podem causar danos ao meio ambiente e à saúde humana (LACTEC, 2005).

1.3 A ESPÉCIE: *Limnoperna fortunei* (DUNKER, 1857).

1.3.1 Distribuição e dispersão

Limnoperna fortunei é um bivalve de água doce originário dos rios da China, no sudeste asiático (MORTON, 1977). Está introduzido em vários países disperso por águas de lastro de navios e embarcações que atracam de portos em portos (DARRIGRAN & PASTORINO, 1995). Hoje se encontra distribuído em bacias hidrográficas da Argentina, Uruguai, Paraguai e Brasil (PASTORINO *et. al.*, 1993; DARRIGRAN, 1997; MANSUR *et. al.*, 1999).

Na América do Sul, o bioinvasor foi encontrado primeiramente no estuário do rio da Prata em 1991 (PASTORINO *et. al.*, 1993). No período de três a quatro anos se distribuiu por todo o rio da Prata no território da Argentina. Nos anos de

1995 e 1996 foi encontrado primeiramente no Rio Paraná, em São Tomé. Em novembro de 1996, o mexilhão dourado foi coletado na ilha de Cerrito, onde o Rio Paraguai se une ao rio Paraná (DARRIGRAN, 1997). Somente em 1999 o mexilhão dourado foi descoberto no Brasil, no estado do Rio Grande do Sul (MANSUR *et. al.*, 1999).

Embora se tenha previsto a inevitável dispersão do *L. fortunei* para o estado do Paraná, em um estudo de inspeção de dez usinas hidrelétricas do estado, realizado durante os meses de Junho a Novembro de 2003, registrou-se a ocorrência do bivalve somente na bacia do rio Paraná na usina de Itaipú. Nas demais usinas não se registrou a presença de fases larvais, juvenis ou adultos de *L. fortunei* (BELZ *et. al.*, 2005).

O Mexilhão Dourado foi registrado pela primeira vez no Mato Grosso do Sul em 1998, tanto no rio Paraguai quanto na sua área de inundação (OLIVEIRA, 2003).

1.3.2 Biologia da espécie.

Limnoperna fortunei é um molusco bivalve pertencente à família dos mexilhões marinhos (Mytilidae), ordem Mytiloidea e Subclasse Pteriomorpha (NEWELL, 1969). Assemelha-se a um mexilhão marinho, mas vive somente em água doce ou salobra de baixíssima salinidade (DARRIGRAN & DRAGO, 2000).

Assim como todos os organismos pertencentes a esse grupo, possui o corpo encerrado por uma concha composta por duas valvas articuladas dorsalmente que apresentam uma protuberância dorsal chamada de umbo, localizado acima da linha de articulação. As conchas estão unidas por um ligamento composto por material protéico elástico não calcificado. (BARNES, R. D. & RUPPERT, 1996)

A concha apresenta ornamentações externas constituídas por linhas de crescimento concêntricas com pequenas ondulações muito próximas. A valva dorsal tem geralmente coloração verde brilhante, e a valva ventral marrom amarelada (PASTORINO, *et. al.*, 1993)

O mexilhão dourado é um habitante de superfície que se fixa em diferentes substratos firmes, como madeira, conchas, corais, rochas estruturas de concreto, estacarias, âncoras, cascos de embarcações, etc. Geralmente apresenta populações numerosas, principalmente em ambiente invadido ausente de predador natural. Eles

se fixam através do bisso, que se forma a partir de uma secreção protéica expelida por uma glândula presente no pé do animal e realizam as trocas gasosas gerando circulação de água por um sifão inalante e outro exalante (MORTON, 1977).

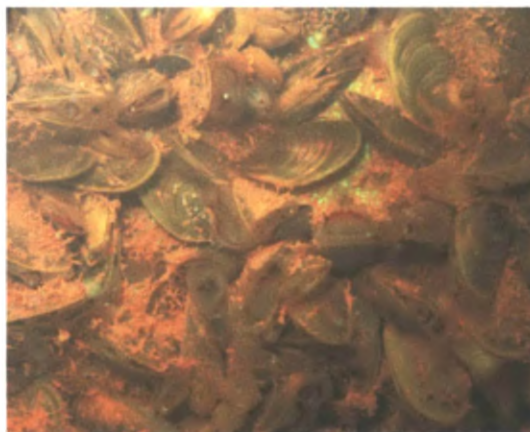


Figura 1: População de *Limnoperna fortunei*

1.3.3 Desenvolvimento e colonização.

A longevidade do mexilhão dourado é variável. Estimou-se para Bagliardi, na Argentina, que em 3,2 anos ele completa seu ciclo de vida (MAROÑAS *et. al.*, 2003). Já BOLTOVSKOY & CATALDO (1999) estimaram uma expectativa de 3 anos também na Argentina. No Japão foi sugerida uma longevidade de 2 anos, na Coreia o mexilhão dourado completa seu ciclo de 4 a 5 anos e na China Central 10 anos (IWASAKI & URIU, 1998).

Segundo MORTON (1982), primeiro a estudar o ciclo reprodutivo de *L. fortunei*, a espécie é dióica com dois picos reprodutivos anuais. Em estudos posteriores realizados por DARRIGRAN *et. al.* (1998), no estuário do Rio da Prata, observou-se 3 indivíduos hermafroditas entre 545 exemplares, correspondendo a um percentual de 0,55.

O ovo de bivalves apresenta um diâmetro de 40-360 μm e em geral, contém relativamente pouco vitelo distribuído uniformemente no citoplasma da célula ovo. Na concha larval se pode distinguir as margens anterior, posterior, dorsal e ventral (KASIANOV *et. al.*, 1998).

Em trabalhos desenvolvidos por SANTOS *et. al.*(2005), sugeriu-se uma seqüência de estágios larvais que compreendem basicamente duas etapas: estágios larvais não valvados, que inclui as fases de ovo até a larva trocófora; estágios larvais valvados, que inclui a partir da larva D ao pedivéliger. Dentro da fase não valvada, pode-se definir 6 etapas: ovo, larva ciliada, trocófora fase 1, trocófora fase 2, trocófora fase 3 e trocófora fase 4. Nas fases valvadas define-se 4 etapas: Larva "D", Véliger de charneira reta, véliger umbonado e pedivéliger. Após completos os estágios larvais, o desenvolvimento passa para o estágio pós-larval ou de plantígrada, a qual se fixará no substrato.

Em um estudo de abundância larval de *L. fortunei* em uma usina do rio Paraná na Argentina, observou-se a presença de larvas véliger e pós-véliger somente quando a temperatura da água atingia valores aproximados de 20°C, estando ausentes ao longo do período anual por até quatro meses, entre maio e setembro. As densidades larvais começaram a se elevar no mês de setembro e atingiram seu pico nos meses de dezembro a março, declinando durante o mês de maio (DARRIGRAN *et. al.*,1999). CATALDO & BOLTOVSKOY (2000) descreveram que a atividade do ciclo reprodutivo de *L. fortunei* ocorreu quando a água abaixou a temperatura entre 16 e 17°C. DARRIGRAN *et. al.* (1999) observaram que, na região de estuário da praia de Bagliardi, no rio da Prata na Argentina, a proliferação gonadal foi praticamente contínua ao longo de todo ano, no entanto, os períodos de desova foram caracterizados com picos de maturação.

De acordo com o modelo clássico de crescimento padrão em bivalves, os picos de maturação larval estão relacionados à variação da temperatura do ambiente (VAKILY, 1992). MAROÑAS *et. al.* (2003), desenvolveram um trabalho de crescimento do Mexilhão Dourado, baseando-se pelo crescimento da concha. Utilizando o modelo de Von Bertalanfy, obtiveram uma constante de crescimento (K= 0,3) do mexilhão para o estuário do Rio da Prata. Comparam o resultado com o trabalho desenvolvido por BOLTOVSKOY & CATALDO (1999), que obtiveram uma constante de crescimento para a mesma espécie (K=1); o trabalho também foi desenvolvido no rio da Prata, porém foi feito em ambiente artificial (usina de energia nuclear), que apresenta maior estabilidade ambiental em comparação ao ambiente natural do estuário do rio da Prata. MAROÑAS *et. al.* (2003) sugerem como justificativa da grande variação de "K" encontrada nos dois trabalhos essa diferença

de estabilidade dos locais, e não faz referência, neste caso, de correlação quanto à variação de “K” em função de variações na temperatura. HOFFMAN *et. al.* (2000) e BLANCHARD & FEDER (2000) também encontraram diferença significativa de “K” para bivalves marinhos e consideraram em seu estudo como consequência dessa diferença a variação ambiental.

A colonização de substratos livres pode ser feita tanto por indivíduos jovens em fase de fixação, quanto por indivíduos adultos por reacomodação. É muito mais freqüente o deslocamento de larvas e de mexilhões jovens, no entanto, devido à perturbações ambientais, tais como impactos de ondas. Espécimes adultos também se deslocam à procura de local mais adequado para sua permanência (DAYTON, 1971; Y. URYU, *et. al.*, 1996).

A larva de *L. fortunei* quando atinge o estágio em que irá se fixar no substrato tem comprimento de aproximadamente 300µm e é denominada Plantigrada. Ela utiliza o pé para rastejar-se e fixar-se ao substrato com o auxílio do bisso. Podem também deslocar o bisso, seguir caminhando e se fixar novamente ao substrato, conforme a necessidade (SANTOS *et. al.*, 2005).

Em trabalhos realizados por Y. URYU, *et. al.* (1996), no qual foram estudados mexilhões a partir da fase pós-larval, a distância percorrida pelos mexilhões de *L. fortunei* diminuiu exponencialmente com o aumento do tamanho da concha, havendo decréscimo de deslocamento quando houve mudanças repentinas de condições de luminosidade. Neste mesmo trabalho, observou-se que o número de filamentos de bisso produzidos entre indivíduos pequenos e grandes foi significativamente diferente, sendo que os mexilhões menores produziram um número maior de filamentos. Segundo sugere MORTON (1977), há um forte fototropismo e geotropismo negativos para espécimes de *L. fortunei* e tigmotropismo positivo intenso na fase larval, e isso indica a grande importância da luz, gravidade e o estímulo por contato (fase larval) no deslocamento desses mexilhões. Y. URYU, *et. al.* (1996) discutem, portanto, a maior secreção de bisso por indivíduos jovens pela observação de forte estímulo por contato apresentado somente em mexilhões jovens. Y. URYU, *et. al.* (1996) também fizeram um estudo de comportamento de agregação dos mexilhões, que demonstraram uma grande tendência neste sentido. Os mexilhões, tanto os menores quanto os maiores foram distribuídos em uma placa

de Petri com uma distância relativa entre eles, e através de movimentação aleatória entre os mexilhões, ao término do experimento, formaram pequenos agregados.

2. JUSTIFICATIVA

A contaminação de ambientes aquáticos por espécies invasoras é considerada um tipo de poluição e, provavelmente, constituem a ameaça mais significativa e de maior taxa de crescimento para a conservação da biodiversidade global (BASKIN, 2002; VITOUSEK *et al*, 1997; VITOUSEK, 1990). Ao contrário de muitos produtos químicos, a contaminação biológica por bioinvasores pode se tornar um problema permanente, com conseqüências geralmente imprevisíveis e irreversíveis. Os tipos de impactos que estas espécies causam podem ser divididos em econômicos, ambientais e sociais. Dentre os impactos econômicos pode-se citar: o aumento significativo da manutenção de sistemas mecânicos; a degradação de materiais e estruturas, diminuindo a vida útil dos equipamentos e obras; a diminuição da eficiência dos sistemas de resfriamento afetando a produtividade do setor energético e impactos negativos sobre recursos naturais explorados economicamente em reservatórios, rios e lagos (MacISAAC, 1996). Em relação aos impactos ambientais, as espécies aquáticas invasoras reproduzem-se e se espalham com grande facilidade em ambientes invadidos; causam impactos sobre a biodiversidade; predam sobre as espécies nativas, alterando fortemente a cadeia trófica; competem com as espécies nativas por alimento e espaço; alteram a qualidade de água; modificam os habitats invadidos e podem, em alguns casos, transportar e disseminar doenças e parasitas (EFFORD *et al*. 1997; MILLS, 1993). Nos impactos sociais podem ser considerados: a alteração da composição e abundância de espécies exploradas por comunidades ribeirinhas; a alteração de espécies utilizadas para a recreação; problemas de saúde ocasionados por diminuição da qualidade da água ou produtos tóxicos/urticantes originados das espécies invasoras.

Ações de controle de dispersão de espécies aquáticas invasoras têm sido implementadas tardiamente, e em muitos casos, após grandes investimentos em manutenção ou impactos ambientais. O reconhecimento de invasões aquáticas como uma ameaça à economia nacional e ao meio ambiente, tem sido enfatizado pelo Ministério de Meio Ambiente e grupos de especialistas. Dentre as principais linhas de estudo sobre invasões, estão o inventário de espécies aquáticas, o mapeamento de ocorrências de espécies invasoras, o mapeamento de riscos

ambientais (invasões), o conhecimento da biologia das espécies, formas de prevenção e controle das invasões e desenvolvimento de processos e sistemas de tratamento de sistemas afetados por invasões (CALIXTO, 2000).

O estudo de *Limnoperna fortunei* no reservatório de Itaipu, local de desenvolvimento do presente trabalho, incrementa o levantamento da distribuição da espécie, prevê dados para a caracterização do comportamento populacional de ocupação de novos habitats e fornece subsídios para estudos de controle da disseminação do bioinvasor; além de contribuir para a pesquisa e o desenvolvimento de estudos de novos métodos de prevenção, podendo assim evitar a ocorrência de novas ocupações.

Embora sejam escassas as informações sobre a biologia da espécie (BOLTOVSKOY & CATALDO, 1999), o mexilhão dourado é um invasor que apresenta grande potencial de impacto para o meio ambiente sendo, portanto, fundamental, estudos que contribuam para melhor conhecimento da espécie e sua biologia.

O estudo do crescimento de *Limnoperna fortunei* fornece subsídios para comparação do crescimento em diferentes regiões e permite inferir quanto à sua adaptação e expansão em regiões ainda não invadidas, mas que apresentam grande probabilidade de ocupação pela espécie. Também possibilita o alerta quanto à tomada de medidas de prevenção e manejo.

O estudo de colonização de *L. fortunei* possibilita reconhecer o processo de dinâmica populacional do molusco naquela região; contribui no processo de manutenção dos equipamentos das usinas e sistemas de tratamento de água freqüentemente invadidos pelos mexilhões (BOLTOVSKOY & CATALDO, 1999). Fornece informações quanto ao tempo estimado de recolonização do organismo, possibilitando o planejamento de freqüência de manutenção e limpeza das tubulações, filtros e turbinas.

3. OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL:

Discutir parâmetros de crescimento populacional de *Limnoperna fortunei* no reservatório da usina de Itaipu, Rio Paraná.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Estudar a variação do comprimento da concha do mexilhão dourado para a região;
- Avaliar o processo de colonização da espécie em substrato artificial e analisar o comportamento de disposição de novos colonizadores em substrato exposto;
- Analisar a taxa de ocupação do mexilhão dourado aplicando o método de ponto
- Comparar diferentes graduações do método de ponto para o estudo de área ocupada pelo mexilhão dourado.
- Contribuir para o planejamento de frequência de manutenção e limpeza das tubulações, filtros e turbinas infestados pelo molusco invasor.

4. METODOLOGIA

4.1 LOCAL DE ESTUDO

O presente trabalho foi realizado no reservatório da usina hidrelétrica de Itaipú, no refúgio biológico Bela Vista latitude 7181406,19, longitude 142741,45 (coordenadas planas UTM), mantido pela empresa no município de Foz do Iguaçu, Paraná.

O clima predominante da região é subtropical úmido, com verões quentes, geadas poucos freqüentes e chuvas em todos os meses do ano. A temperatura média anual varia entre 9,5° (mínima) e 37,1° (máxima).

A cobertura vegetal é caracterizada por mata subtropical na região do Parque Nacional e floresta tropical de várzea nas margens dos rios.

Os mexilhões estudados se encontram em bombonas plásticas de flutuação de um trapiche localizado no Refúgio biológico Bela Vista, poucos centímetros abaixo da superfície da água.

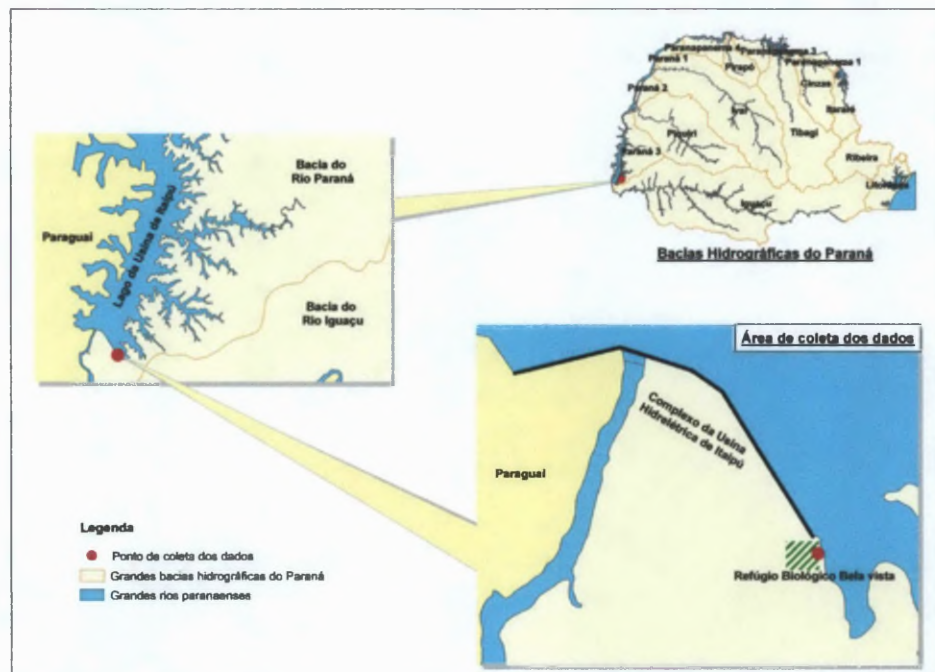


Figura 2: Refúgio biológico Bela Vista – reservatório de Itaipú.



Figura 3: Trapiche flutuante

4.2 ESTUDO DA VARIAÇÃO DO COMPRIMENTO DA CONCHA DE *Limnoperna fortunei* (DUNKER, 1857).

As coletas para o presente estudo foram realizadas entre os meses de dezembro de 2004 e novembro de 2005. Todas as amostras foram retiradas de locais com as mesmas características físicas (disponibilidade de luz, profundidade, correnteza, etc.).

Foram retiradas três amostras de mesma área para cada coleta mensal dos mexilhões. Os moluscos foram retirados da superfície vertical das bombonas de flutuação do trapiche, de uma área de 76 cm² para cada amostra, utilizando-se um quatrato de 8,7 x 8,7cm para limitação da área. Os moluscos foram retirados com o auxílio de espátula, de forma a conservar todos os exemplares. Depois de retirados do substrato, foram fixados em formol 10% e encaminhados para o laboratório. Com auxílio de paquímetro, a concha de todos os exemplares foram medidas (comprimento), seus dados foram computados em planilha eletrônica e expressos em mm. Para cada amostra uma tabela da distribuição de tamanho-freqüência foi gerada, com intervalos de uma classe por milímetro. Os valores para cada classe de tamanho foram estimados em porcentagem sobre o total da amostra.

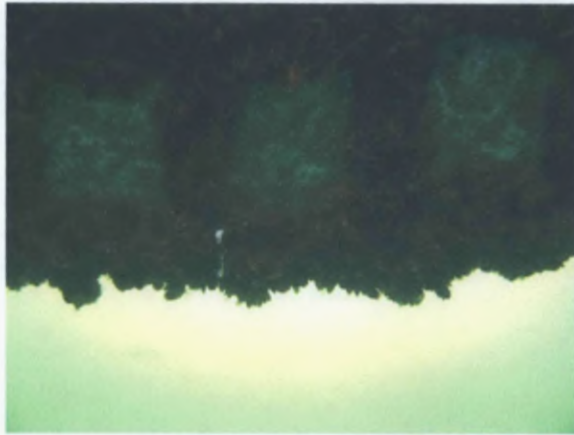


Figura 4: Bombona plástica de flutuação. Foram removidas três amostras com 76cm² cada.

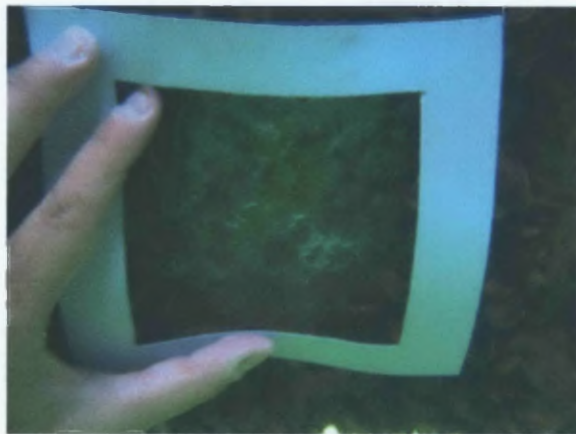


Figura 5: Quadrate.

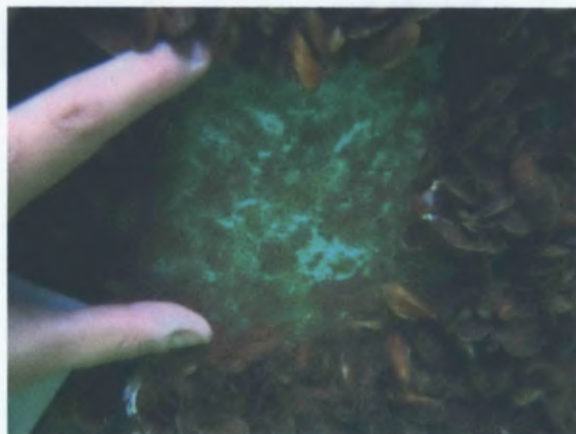


Figura 6: Substrato exposto após remoção de uma amostra.

4.3 ESTUDO DE COLONIZAÇÃO

Para este estudo, foram utilizados os espaços desocupados no estudo de crescimento da concha para analisar e acompanhar o processo de recolonização daquelas áreas. Desta forma, muitas áreas ficaram expostas à colonização por diferentes períodos, sendo o tempo máximo de 11 meses e o mínimo de 1 mês.

Ao final da última coleta do trabalho de crescimento da concha, foram registradas imagens das áreas em ocupação de todos os meses de coleta com o uso de câmera fotográfica digital, caixa estanque, lanternas e quadrate. O quadrate foi posicionado nas áreas exploradas do estudo de crescimento onde as imagens foram registradas. Em seguida foram coletados os novos mexilhões que colonizaram os espaços liberados ao longo dos dez meses com o uso de espátula de metal. As amostras foram fixadas separadamente em álcool 70%, registradas e encaminhadas para análises no laboratório.

Com auxílio de paquímetro, todos os exemplares foram medidos e seus dados foram registrados e expressos em mm. Para cada amostra uma tabela da distribuição de tamanho-freqüência foi gerada, com intervalos de uma classe por milímetro. Os valores para cada classe de tamanho foram estimados em porcentagem sobre o total da amostra.

Para a análise de estudo de ocupação de área, foi utilizado para cada amostra o método de ponto, tendo como base as fotografias capturadas em campo. Antes da análise, as fotografias foram primeiramente editadas no Software ACDSsee 6.0 onde foram excluídas as margens em que o quadrate foi captado, as fotografias foram ampliadas (14x14) e a qualidade da imagem foi melhorada. Em seguida as imagens editadas foram transportadas para o programa Corel Draw 9 para aplicação do método de ponto. Em cada fotografia, sobrepôs-se uma grade contendo 196 pontos composta de quadriculas de 1cm². Considerou-se neste estudo a presença/ausência de mexilhão somente nas intersecções da grade, desconsiderando os pontos marginais. A taxa de ocupação foi calculada através do uso de regra de três simples, onde a ocupação dos 196 pontos corresponde a 100% de ocupação da área do quadrate. Os valores encontrados foram calculados em unidade de m², obtendo-se a ocupação de número de indivíduos/m² naquele local.

Neste estudo também foram analisados alguns padrões de ocupação e disposição de *Limnoperna fortunei* em substrato exposto nas bombonas plásticas do trapiche. Esta análise foi feita tendo como base as fotografias obtidas no mês de agosto de 2005.

4.4 COMPARAÇÃO DE METODOLOGIAS PARA ESTUDOS DE ÁREAS DE OCUPAÇÃO.

Para este estudo utilizou-se somente o método de ponto, aplicando-se diferentes escalas.

As fotografias editadas no Software ACDSsee 6.0 foram transportadas para o programa Corel Draw 9 para aplicação do método de ponto. Para todas as fotografias de todas as amostras foram feitas grades com mesmas dimensões, ou seja, sempre sobre a área da imagem (14x14), mas com diferentes graduações: 196 pontos, 100 pontos, 64 pontos, 49 pontos e 25 pontos. A comparação das diferentes graduações permite estabelecer uma escala mínima para estudos de densidade populacional, comparando-se os resultados das diferentes graduações com o da graduação de 196 pontos.

Considerou-se a presença ou ausência de mexilhão somente nas intersecções das grades, desconsiderando os pontos (intersecções) marginais. O número total de pontos corresponde à área total. A porcentagem de área ocupada foi obtida através da aplicação de regra de três simples.

5. RESULTADOS

5.1 DENSIDADE E CRESCIMENTO DE *Limnoperna fortunei*.

A densidade máxima observada foi de 22.400 indivíduos por metro quadrado no mês de janeiro, e a densidade mínima foi de 7.400 indivíduos por metro quadrado no mês de maio (Fig. 7).

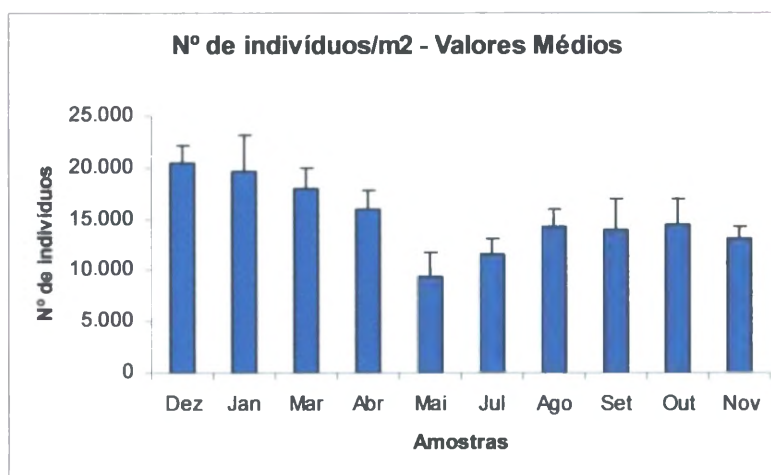


Figura 7: Número médio de indivíduos de *Limnoperna fortunei* por m² calculado a partir de 3 amostras mensais com 76 cm².

Os valores dos gráficos abaixo correspondem À distribuição de freqüências de tamanho obtidos a partir da somatória das três amostras de cada mês de estudo. O maior tamanho de mexilhão encontrado foi de 36 mm no mês de outubro, e o menor encontrado foi de 1 mm, nos meses de abril, maio, setembro e outubro, sendo em maior número no mês de setembro.

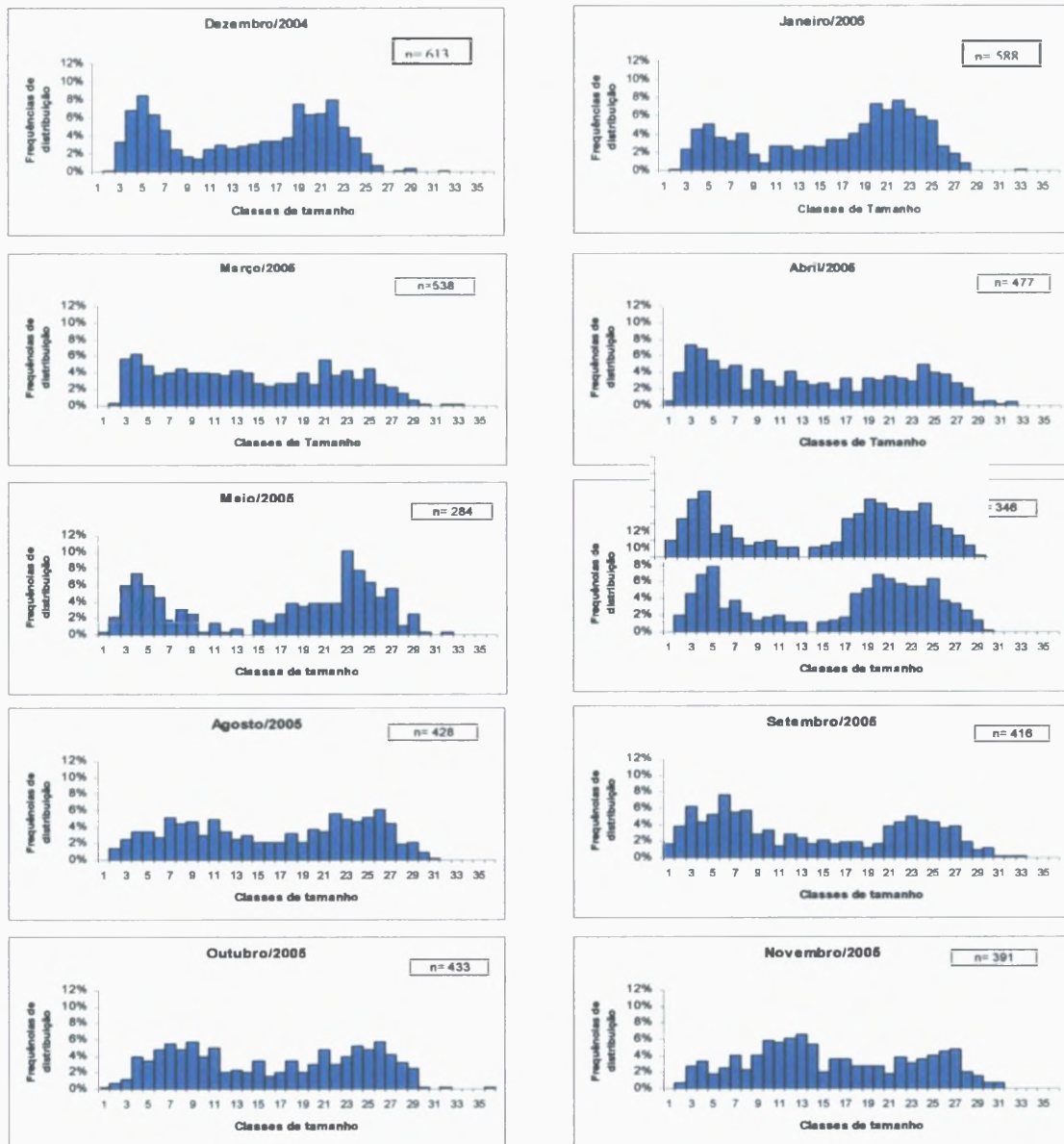


Figura 8: Freqüência de indivíduos para cada classe de tamanho sobre o total da amostra de cada mês. Os intervalos entre as classes são de 1mm. Os números plotados no gráfico no eixo x correspondem ao maior tamanho para cada classe.

5.2 COLONIZAÇÃO

Os gráficos abaixo mostram a densidade de mexilhão que ficaram expostos por diferentes períodos. A densidade máxima observada foi de 9425 indivíduos por metro quadrado, exposição de 11 meses, e a densidade mínima foi de 1609 indivíduos por metro quadrado com 1 mês de exposição de substrato (Fig. 9).

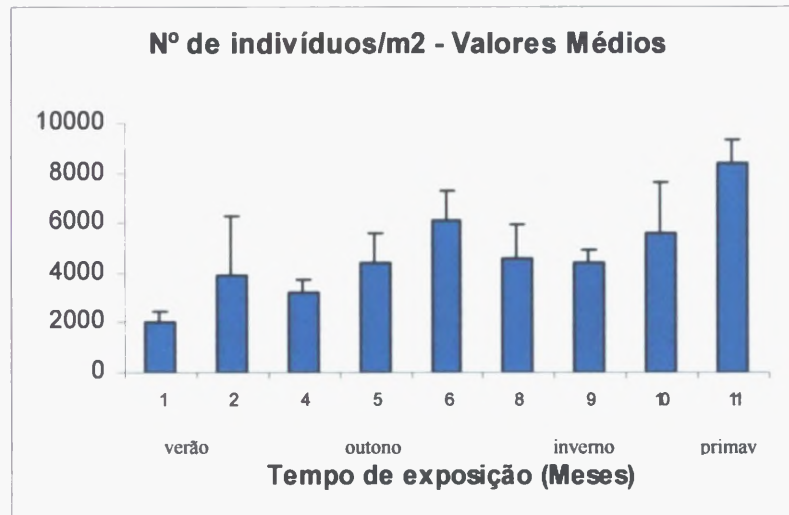


Figura 9: O eixo x corresponde aos diferentes períodos de exposição de substrato artificial, que variou entre 1 e 11 meses. Foram plotados no gráfico os valores a partir do menor tempo de exposição de substrato para o maior. Os períodos de 7 e 3 meses de exposição não foram avaliados, uma vez que não foram expostos substratos nos meses de fevereiro e junho. O número médio de indivíduos por m² foi obtido através de três amostras para cada mês de coleta.

Os gráficos abaixo mostram a porcentagem de cobertura por novos colonizadores em diferentes tempos de exposição de substrato. A ocupação máxima observada foi de 88,27% no mês de Janeiro (dez meses de exposição) , e a ocupação mínima foi de 28,57% no mês de outubro (um mês de exposição) (Fig. 10)

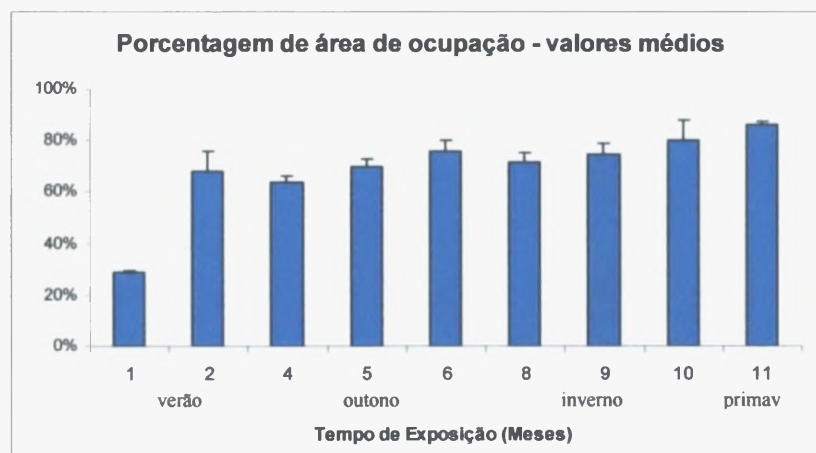


Figura 10: O eixo x corresponde aos diferentes períodos de exposição de substrato artificial, que variou entre 1 e 11 meses. Foram plotados no gráfico os valores a partir do menor tempo de exposição de substrato para o maior. Os períodos de 7 e 3 meses de exposição não foram avaliados, uma vez que não foram expostos substratos nos meses de fevereiro e junho. As porcentagens de área de ocupação foram obtidas a partir dos valores médios das três amostras de cada mês.

O maior tamanho de mexilhão encontrado foi de 32 mm nos meses de janeiro e maio, e o menor encontrado foi de 1 mm, no mês de dezembro (Fig. 11).

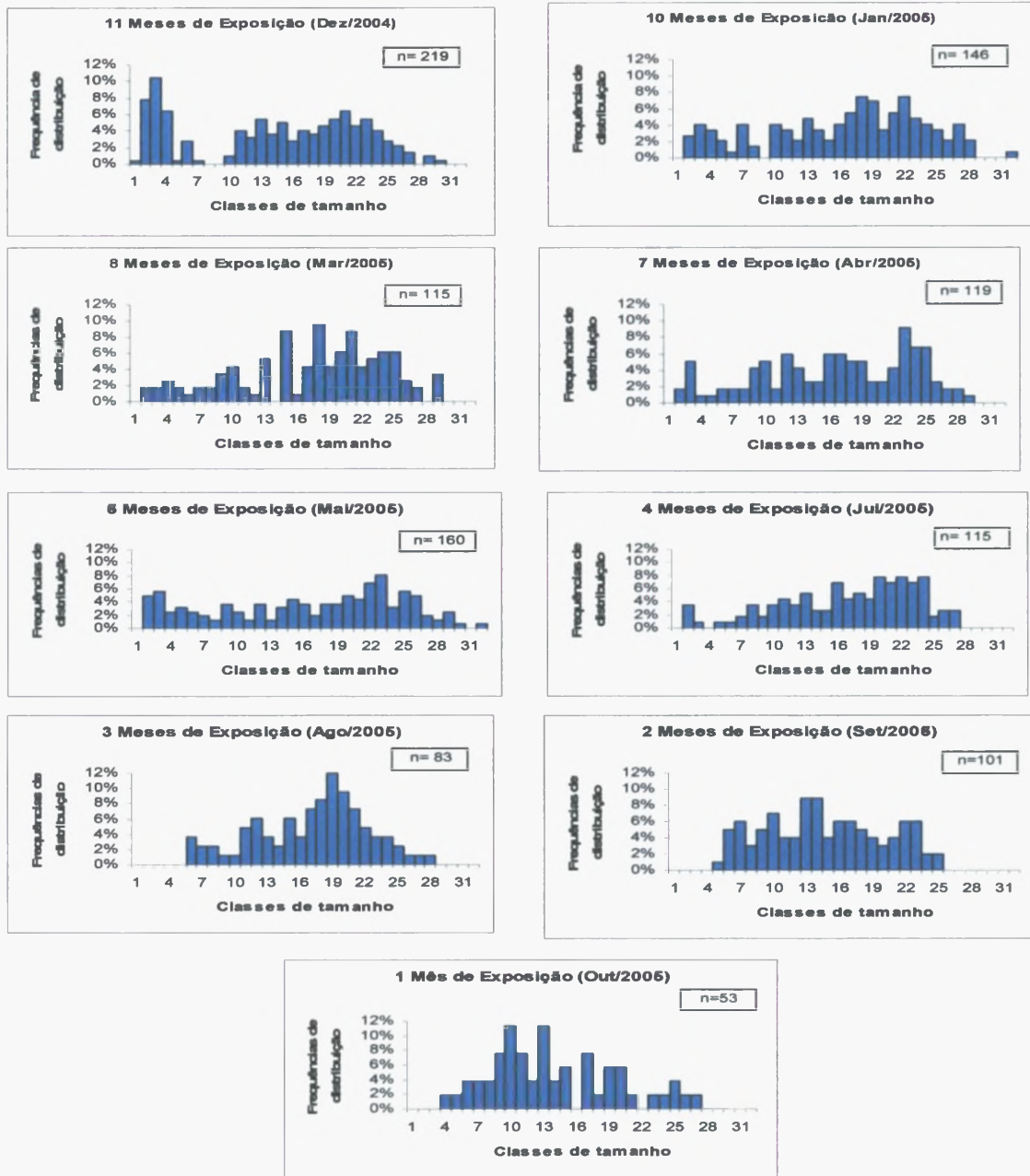


Figura 11: Porcentagens de indivíduos para cada classe de tamanho sobre o total da amostra em diferentes tempos de exposição. Os intervalos entre as classes são de 1 mm. Os números plotados no gráfico no eixo x correspondem ao maior tamanho para cada classe.

A imagem da figura 12 é referente a um período de três meses de colonização: agosto a novembro de 2005, e mostra como ocorre a ocupação e disposição dos mexilhões em substrato exposto.

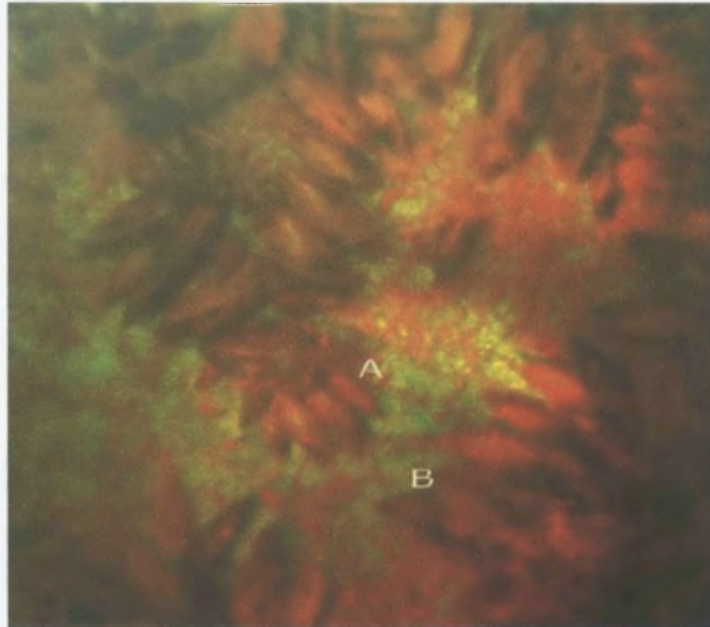


Figura 12: Padrões de disposição de mexilhões (*L. fortunei*) em substrato artificial exposto. Disposição agregada de mexilhões (A). Ocupação marginal (B).

5.3 COMPARAÇÃO DE METODOLOGIAS PARA ESTUDOS DE ÁREAS DE OCUPAÇÃO – MÉTODO DE PONTO

A tabela I mostra as variâncias obtidas a partir dos valores das porcentagens de área de cobertura por populações de *Limnoperna fortunei*, obtidas pelo método de ponto, das imagens de todas as áreas amostrais de todos os meses de análise. Foram obtidos valores de variância para cinco escalas diferentes.

Tabela I: Comparação de diferentes escalas para o método de ponto.

Nº de Pontos	Variância
196	0,026
100	0,032
64	0,029
49	0,032
25	0,059

6. DISCUSSÃO

6.1 DENSIDADE E CRESCIMENTO DE *Limnoperna fortunei* (DUNKER, 1857).

As populações utilizadas para este estudo apresentaram aparentemente certa estabilidade, uma vez que se tratou de comunidades onde o substrato estava completamente coberto pelos mexilhões e em local lântico de baixa perturbação. Entretanto, este estudo permitiu a demonstração da dinâmica que estas comunidades apresentam. Foi possível observar a variação da densidade populacional ao longo dos meses de estudo (dezembro/2004 – novembro/2005) (Fig. 7). Entretanto, as densidades máximas encontradas (22.400 ind./m²) foram bem inferior às encontradas por DARRIGRAN, *et. al.* (2003) no Rio da Prata; eles encontraram densidades que atingiram acima de 100.000 indivíduos por m², permanecendo na maioria das amostras em torno de 40.000 indivíduos por m². Esse dados foram obtidos após doze anos quando o mexilhão dourado foi introduzido no Rio da Prata; no rio Paraná, o mexilhão foi visto pela primeira vez em 1996, tendo, portanto, nove anos de introdução. Todavia, essa diferença pode ser devido à diferença das hidrodinâmicas dos dois locais de estudo. O primeiro foi desenvolvido em local mais lótico em relação ao segundo, que foi desenvolvido em reservatório.

De acordo com DARRIGRAN, *et. al.* (1999), a proliferação gonadal é praticamente contínua ao longo do ano, e os períodos de desova se caracterizam por picos de maturação. E, segundo VAKILY (1992), os picos de maturação gonadal estão relacionados a mudanças de temperatura do ambiente. Neste estudo foi possível observar que as maiores densidades de *L. fortunei* coincidem com os meses de maior temperatura (dezembro a março); e esta densidade declina à medida que se aproximam os meses mais frios. A partir do mês de agosto foi possível observar um crescente incremento na densidade de mexilhões (Fig 9). Esses resultados complementam os obtidos por DARRIGRAN *et. al.* (1999) em estudos de abundância larval, em que as densidades larvais começam a se elevar no mês de setembro e atingem seu pico nos meses de dezembro a março, declinando durante o mês de maio, podendo estar ausentes por até quatro meses, entre maio e setembro. Embora o presente trabalho não contenha dados de abundância larval, é possível observar que entre os meses de outubro e março, a

quantidade de indivíduos juvenis de até 2mm de comprimento é bastante baixa aumentando a partir do mês de abril (Fig. 8). Embora não se tenha informações sobre o tempo exato do crescimento inicial do mexilhão e se considerarmos que as larvas levam algum tempo para atingirem tamanhos em torno de 2 mm, pode-se inferir que esse período, em que o número de juvenis é bastante reduzido, caracteriza uma fase de crescimento inicial pós larval, e somente a partir do mês de abril se torna possível a observação desses novos indivíduos.

Na figura 8, em que se apresenta a distribuição de classes de tamanho para cada mês, é possível perceber que em todos os gráficos há uma tendência de distribuição binomial de classes e isso pode evidenciar a presença de dois picos reprodutivos anuais para a espécie no reservatório de Itaipú. Esse resultado é concordante à afirmação de MORTON (1982), que também observou a presença de dois picos reprodutivos anuais para a espécie. IWASAKI & URYU (1998) perceberam a presença de duas coortes anuais para o mexilhão dourado no rio Uji em Kioto. Eles encontraram mexilhões que atingiram até 35 mm durante o outono e primavera, entretanto, no mês de setembro não encontraram mexilhões maiores que 26 mm. No presente estudo foi encontrado um único mexilhão que atingiu 36 mm de comprimento e o comprimento máximo atingido em quase todos os meses de pesquisa foi de 32 mm, com exceção dos meses de janeiro e julho. Um dos fatores que podem ter influenciado nessa diferença é a variação da longevidade da espécie para as duas regiões, que é de 2 anos no Japão e aproximadamente 3 anos na região do rio Paraná (IWASAKI & URYU, 1998; BOLTOVSKOY & CATALDO, 1999). Outros fatores que também podem influenciar sensivelmente nesses resultados são as diferenças nas condições ambientais locais e disponibilidade de alimento.

6.2 COLONIZAÇÃO

Neste estudo percebeu-se que quanto maior o tempo de exposição de substrato maior é o número de novos colonizadores (Fig. 9). Da mesma forma ocorre com as porcentagens de áreas de ocupação: quanto maior o tempo de exposição mais avançado é o processo de ocupação (Fig. 10). Entretanto, se compararmos os gráficos da figura 9 com os da figura 10, percebe-se que há uma dissimilaridade. O aumento crescente do número de indivíduos colonizadores é mais gradativo em

relação à ocupação da área de substrato livre; Nos gráficos de porcentagem de ocupação percebe-se uma colonização de área inicial mais intensa (mês de outubro), passando a variar de forma mais amena nos meses seguintes.

Se analisarmos na figura 11 as classes de tamanho dos meses de agosto, setembro e outubro, em que os substratos ficaram expostos por menos tempo em relação às demais amostras (três meses, dois meses e um mês respectivamente), percebe-se que há um número menor de classes, havendo diminuição de classes marginais. Entretanto, a variedade de mexilhões de diferentes tamanhos é grande, uma vez que estamos tratando de um período curto para colonização.

São poucos os trabalhos que tratam de colonização em ambiente natural para populações de *L. fortunei*; é mais comum encontrarmos esse tipo de estudo para espécies marinhas. Existem alguns estudos que comprovam habilidades de movimento de mexilhões de ambientes marinhos (SENAWONG, 1970). URYU *et. al.* (1996) estudaram o comportamento de deslocamento de *L. fortunei* em laboratório. Eles demonstraram que tanto mexilhões jovens como adultos se deslocam de um local para outro para acomodação ou sob influência de fatores ambientais, tais como disponibilidade luminosa. Perceberam também que quanto maior os mexilhões, menor a habilidade de deslocamento.

A variedade de classes de tamanho e ausência de indivíduos jovens em curto tempo de exposição de substrato pode ser justificada pelo fato de a colonização ter sido realizada somente por acomodação de mexilhões de diversos tamanhos que estavam nas margens das áreas expostas, sendo, portanto, aleatória a definição de tamanhos dos novos colonizadores. Esse resultado também explica a dissimilaridade entre a porcentagem de ocupação de substrato no mês inicial de colonização (outubro) e o número de indivíduos. A ausência de mexilhões com tamanhos acima de 28 mm pode ser entendida devido à menor habilidade de deslocamento de mexilhões maiores. Outro fator observado que também pode justificar a ausência de mexilhões jovens em substrato recém exposto é o fato observado de os mexilhões jovens fixarem-se sobre outros mexilhões adultos, ao invés de fixarem-se diretamente no substrato artificial.

Os mexilhões da espécie *L. fortunei* se fixam sobre diversos substratos duros devido à secreção do bisco (MORTON, 1977). Entretanto, mesmo após

fixação, demonstraram que podem se deslocar e reassentar em outras regiões (URYU, *et. al.*, 1996).

Neste trabalho foi possível observar alguns padrões de ocupação por espécimes de mexilhão dourado em substrato artificial plástico no reservatório de Itaipú.

Se analisarmos a figura 12, percebemos que há uma ocupação do substrato exposto a partir das margens da área (B). PAINE & LEVIN (1981), registraram em seu trabalho que mexilhões marinhos da espécie *Mytilus californianus* (Conrad) se deslocam rapidamente quando surgem novos substratos no meio das grandes populações. Perceberam que os mexilhões se dirigem ao centro da área ou ocupam áreas livres aleatórias, reduzindo o espaço exposto.

O comportamento de agregação também é muito comum para a espécie. Na imagem da figura 12 é possível perceber também a formação de pequenos agregados (A). TAN (1975) mostrou que mexilhões solitários da espécie *Perna virides* têm grande tendência de migrar e formar agregados. URYU, *et. al* (1996) demonstraram essa mesma tendência à formação de agregado para espécimes de *L. fortunei* em experimentos desenvolvidos em laboratório.

Um dos agregados da figura 12 está composto por um mexilhão maior e vários mexilhões menores (A). A presença de mexilhões maiores estimula o comportamento de agregação e suprime o movimento de mexilhões menores, que por sua vez, fixam-se com maior intensidade através de secreções de bisco. Esse comportamento pode ser justificado, uma vez que a presença de mexilhões maiores pode ser um indicativo de local com estabilidade que favorece o crescimento (URYU, *et. al.*, 1996). Pode-se também inferir que a formação de pequenos agregados resulta de um mecanismo de defesa, pois dificulta o descolamento dos indivíduos tanto por predadores quanto pela força de ondas e correntes (BERTNESS & GROSHOLZ, 1985).

6.3 COMPARAÇÃO DO ESTUDO DE DENSIDADE E CRESCIMENTO COM O ESTUDO DE COLONIZAÇÃO.

Nos gráficos de classes de tamanho do estudo de colonização não é evidente a presença dos dois picos reprodutivos característicos de populações de *L.*

fortunei observados no estudo de densidade e crescimento que também são sugeridos por MORTON (1982).

Pode-se inferir que essa diferença seja devido às populações do estudo de colonização estarem menos estáveis do que as de densidade e crescimento, uma vez que ainda estão em processo de ocupação. Na figura 11, somente no mês de dezembro de 2004, amostra em que o substrato ficou exposto por maior período de tempo (aproximadamente onze meses), é possível perceber um segundo grupo de classes de tamanho, que pode evidenciar o segundo pico reprodutivo, o que poderia indicar um início de estabilização desta população.

6.4 COMPARAÇÃO DE METODOLOGIAS PARA ESTUDOS DE ÁREAS DE OCUPAÇÃO – MÉTODO DE PONTO.

O método de ponto é freqüentemente utilizado em análises de imagens para estudos de densidade. Neste trabalho foram testadas diferentes graduações para o método de ponto aplicado em fotografias de populações de *L. fortunei*.

Quanto maior o número de pontos utilizados para a análise, obviamente mais preciso será o resultado obtido. Entretanto, nem sempre é viável a utilização de uma escala com um número muito elevado de pontos devido a vários aspectos, como por exemplo, o tempo disponibilizado para essa análise. Portanto, o resultado obtido neste estudo propõe uma graduação mínima suficiente para o estudo de densidade amostral de populações de *L. fortunei*.

De acordo com a tabela I, percebe-se que há pouca diferença entre variâncias das escalas de 196, 100, 64 e 49 pontos, com uma diferença mais substancial quando foi aplicado uma escala de 25 pontos. Portanto, em um estudo de densidade populacional para espécimes de *L. fortunei* em comunidades homogêneas, se utilizado uma escala mínima para o método de ponto de 49 pontos, os resultados obtidos serão semelhantes àqueles obtidos se utilizado uma escala com maior número de pontos, porém, o tempo despendido para essa atividade será menor.

7. CONCLUSÃO

Os resultados deste estudo demonstraram grande adaptabilidade e dominância do bivalve invasor *Limnoperna fortunei* no reservatório de Itaipu, rio Paraná. Nos locais de coleta, as populações se mostraram densas e homogêneas. Não foi perceptível a presença de demais espécies, além de uma espécie de gastrópoda não identificada, encontrada junto às populações de *Limnoperna*, porém em número bastante reduzido se comparado ao mexilhão dourado.

A discrepância encontrada nos valores de densidade populacional entre o local deste estudo e o Rio da Prata pode sugerir uma otimização do crescimento populacional do mexilhão dourado em locais que não sejam tão lênticos, como regiões de reservatórios. Entretanto, este dado isolado não é suficiente para justificar essa variação. Outros diversos fatores podem ter influenciado nesta diferença.

O estudo de densidade e crescimento mostrou que a espécie pode atingir tamanhos muito próximos do máximo encontrado de 40 mm de comprimento (DARRIGRAN, 1997), o que confirma a sua adaptação ao ambiente. Embora se tenha encontrado um único indivíduo com 36 mm de comprimento, em todas as amostras foram encontrados indivíduos que atingiram entre 32 e 34 mm, valores acima daqueles encontrados no rio Uji em Kioto, onde o máximo encontrado foi de 35 mm, mas a maioria não passou de 26 mm (IWASAKI & URYU, 1998).

O trabalho de colonização demonstrou a dinâmica das populações no local de estudo que, mesmo após sofrer perturbação com a remoção de alguns indivíduos, apresentou rápida recuperação e colonização; em onze meses o substrato exposto já estava praticamente todo coberto e, com base na comparação dos gráficos, as características populacionais pareciam já se aproximar das características das populações mais estabilizadas do estudo de densidade e crescimento.

As características biológicas do mexilhão dourado já mostraram seu poder adaptativo e rápida predominância de novos ambientes (MORTON, 1989). Ele foi introduzido no sul da América em 1991 no Rio da Prata e em apenas cinco anos já atingia o rio Paraná, três anos mais tarde já foi encontrado no Brasil no estado do Rio Grande do Sul (PASTORINO *et. al.*, 1993) (DARRIGRAN, 1997) (MANSUR *et.*

al., 1999). Agora têm ocupado o reservatório da usina hidrelétrica de Itaipu e também demonstrou grande adaptabilidade.

É extremamente importante que continuem sendo desenvolvidas pesquisas sobre a biologia e dinâmica populacional da espécie em suas diferentes fases de desenvolvimento. Deve-se também analisar a influência das características ambientais sobre o crescimento e desenvolvimento das populações de *Limnoperna fortunei*.

Quanto mais se conhecer o bioinvasor, mais eficientes serão as medidas de prevenção contra novas invasões e controle das populações em locais já invadidos.

REFERÊNCIAS

- BARNES, R. D. & RUPPERT, E. E. Zoologia dos Invertebrados. 6ª ed. São Paulo: Roca, 1996.
- BELZ, C. E., BOEGER, W. A. P., ALBERTI, S. M., PATELA, L. & VIANNA, R. T. 2005. Prospecção do molusco invasor *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) em reservatórios e sistemas de usinas hidrelétricas da Companhia Paranaense de Energia – Copel. Acta Biológica Leopoldensia 27(2) p. 123 -126.
- BERTNESS, M. D. & GROSHOLZ, E., 1985. Population dynamics of the ribbed mussel. *Geukensia demissa*: the costs and benefits of an aggregated distribution. Oecologia 67, p. 192 – 204.
- BINGGELLI, P. The human dimensions of invasive woody plants. Disponível em: <http://members.tripod.co.uk/WoodyPlantEcology>. Acessado em: 10/12/2005.
- BLANCHARD, A. & FEDER, H. M., 2000. Shell growth of *Mytilus trossulus* Gould, 1850, in Port Valdez, Alaska. Veliger 43, p. 34 – 42.
- BOLTOVSKOY, D. & CATALDO, D. H., 1999. Population Dynamics of *Limnoperna fortunei*, an Invasive Fouling Mollusc, in the lower Paraná river (Argentina). Biofouling 14(3), p. 255-263.
- BONETTO, A. A. Los Grandes rios de la Cuenca del Prata em relación al Mercosur y posibles impactos em la biota, em particular la malacológica. Problemas y perspectivas. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE MALACOLOGIA, 15, 21 – 25/07/97, Florianópolis, SC. Resumos, São Leopoldo: SBMa, 1977. 115p. p. 13.
- CALIXTO R.J. 2000. Poluição marinha:origens e gestão. W.D Ambiental. 240p.
- CARLTON, J. T. 1985. Transoceanic and Inter.-oceanic dispersal of coastal marine organism: The biology of ballast water. Oceanogr. Mar. Biol. 23, p. 313 – 317.
- CARLTON, J. T. 1999. The scale and ecological consequences of biological invasions in the World's oceans. Invasive Species and Biodiversity Management. Kluwer Academic Publishers, Netherlands. p. 195-212.
- CARLTON, J. T. AND GELLER, J. B. 1993. Ecological roulette: biological invasions and the global transport of nonindigenous marine organisms. Science 261, p. 78-82.
- DARRIGRAN, G. 1997a. Invading bivalves in South America. Aliens 5, p. 3-4.
- DARRIGRAN, G. A. & PASTORINO, G. 1995. The recent introduction of a freshwater Asiatic bivalve, *Limnoperna fortunei* (Mytilidae) into South América. The Véliger 38, p. 171-175.
- DARRIGRAN, G. A. 1997b. Introduction of harmful aquatic organisms, Bivalves, River Plate. Marine Environment Protection Committee MEPC 40/10/1, p. 1-17.
- DARRIGRAN, G. A., DAMBORENEA, M. C. & PENCHASZADEH, P. E. 1998. A case of hermaphroditism in the freshwater invading bivalve *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae) from Rio de La Plata, Argentina. Iberus 16 (2), p. 99-104.

DARRIGRAN, G., DRAGO, I. E. 2000. invasión of the exotic freshwater mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) in South America. *The Nautilus* 114(2), p. 69-73.

FARACO, F. A. *Achatina fulica* Bowdich, 1822: Plano de Ação Nacional. In Encontro Brasileiro de Malacologia, 19., Rio de Janeiro, RJ, 2005. Anais do XIX Encontro Brasileiro de Malacologia, p. 187-189.

GAUTHIER, D. & STELL, D. A. 1996. A synopsis of the situation regarding the introduction of the nonindigenous species by ship- transported ballast water in Canada and selected countries. *Can. Mar. Dep. Fish. Aquatic. Sci.*, p. 157

GESAMP (IMO/FAO/UNESCO-IOC/ WMO/ WHO/ IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine environmental Protection), 1997. Opportunistic settlers and the problem of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* invasion in the Black Sea. *Rep. Stud. GESAMP*, 58-84 p. 21.

HALLEGRAEFF, G. M. & BOLCH, C. J. 1991. Transport of toxic dinoflagellate cysts via ships' ballast water. *Marine Pollution Bulletin* 22, p. 27-30.

HOFFMANN, A., BRADBURY, A. & GOODWIN, C. L., 2000. Modeling geoduck, *Panopea abrupta* (Conrad, 1849) population dynamics. I Growth. *J. Shellfish Resum.* 19, p. 57 – 62.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Indicadores de desenvolvimento sustentável. Dimensão Ambiental - Biodiversidade. Brasil, 2004. Cap. 17: Espécies Invasoras, p. 124 – 134.

INSTITUTO DE TECNOLOGIA PARA O DESENVOLVIMENTO (LACTEC). 2005. Projeto P&D ANEEL/COPEL – CGER023 “Desenvolvimento de sistemas de detecção de organismos invasores por meio de marcador molecular, estudo de riscos operacionais/ambientais e sistemas de controle utilizando como modelo *Limnoperna fortunei*” - relatório final. Curitiba – PR.

ITUARTE, C. 1981. Primera noticia acerca de la introducción de pelecípodos asiáticos em el área rioplatense (Mollusca: Corbiculidae). *Geotrópica* 27(77), p. 79-83.

ITUARTE, C. F. 1994. *Corbicula* and *Neocorbicula* (Bivalvia: Corbiculidae) in the Paraná, Uruguay, and Rio de La Plata Basins. *The Nautilus*, 107(4), p. 129- 136.

IWASAKI, K. & URIU, Y., 1998. Life cycle of a freshwater mytilid mussel, *Limnoperna fortunei*, in Uji River, Kyoto. *Venus* 57, p. 105 -113.

LUZ, K. D. G., FUGI, R., ABUJANRA, F. & AGOSTINHO, A. A. 2002. Alterations in the *Pterodoras granulosus* (Valenciennes, 1833) (Osteichthyes, Doradidae) diet due to the abundance variation of a bivalve invader species in the Itaipu Reservoir, Brazil. *Acta Scientiarum*. 24(2), p. 427- 432.

MACISAAC, HUGH J. Potential Abiotic and Biotic Impacts of Zebra Mussels on the Inland Waters of North America. 1996. *American Zoology* 36, p. 287-299.

MACK, R. N. 1995. Understanding the processes of weed invasions: the influence of environmental stochasticity. In: C. Stirton, editor. *Weeds in a changing world*. British Crop Protection Council, Symposium Proceedings n. 64. p. 65-74. Brighton, UK.

- MANSUR, M. C. D., RICHINITTI, L. M. Z. & SANTOS, C. P. dos, 1999. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), Molusco bivalve invasor, na bacia do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biociências* (7), p. 147 – 150
- MEINESZ, A. & BOUDOURESQUE, C. F. 1996. Sur l' origine de *Caulerpa taxifolia* em Méditerranée nord- occidentale. *Oceanologica Acta*. 14, 415- 426.
- MENDES, J.C. Paleontologia Geral. São Paulo: Livros Técnicos e Científicos Editora S.A. Universidade de São Paulo, 1977. p. 1-342.
- MORTON, B. 1977. The Population Dynamics of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilacea) in Plover Cove Reservoir, Hong Kong. *Malacologia* 16 (1), p. 165-182.
- MORTON, B. S. 1982. The reproductive cycle of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) fouling Hong Kong's raw water supply system. *Oceanologia et Limnologia Sinica* 13, p. 312-325.
- OLIVEIRA, M. D. Ocorrência e Impactos do Mexilhão Dourado (*Limnoperna fortunei*, Dunker 1857) no Pantanal-Matogrossense. Corumbá, MS. Circular Técnica 38 – EMBRAPA. Novembro, 2003.
- PAINE, R. T. & LEVIN, S. A., 1981. Intertidal Landscapes: disturbance and the dynamics of pattern. *Ecological Monographs* 51, p. 145-178.
- PASTORINO, G.; DARRIGRAN, G.; MARTIN, S. & LUNASCHI, L. 1993. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), nuevo bivalvo invasor em águas Del Rio de la Plata. *Neotropica*, 39,p. 34.
- RICCIARDI, ANTHONY. 2003. Predicting the impacts of an introduced species from its invasion history: an empirical approach applied to zebra mussel invasions. *Freshwater Biology* 48, p. 972-981.
- ROSA, F.L.O., 2001. Comunicação pessoal: invasão de capim-anoni no Rio Grande do Sul.
- SANTOS, C. P. dos, WÜRDIG, L.H. & MANSUR, M.C.D. 2005. Fases Larvais do Mexilhão Dourado *Limnoperna fortunei* (Dunker) (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae) na Bacia do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Rev. Brás. de Zool.* 22, p. 702-708.
- SENAWONG, C., 1970. Biological studies of a littoral mussel, *Hormomya mutabilis* (Gould). I Preliminary observations on the moving ability. *Publication of the Seto Marine Biological laboratory* 18, p. 233 – 242.
- SILVA, J. S. V., FERNANDES, F. C., SOUZA, R. C. C. L., LARSEN, K. T. S. & DANELON, O. M. Água de Lastro e Bioinvasão. In: SILVA, J. S. V & SOUZA, R. C. C. L. Água de Lastro e Bioinvasão. Rio de Janeiro: Interciência, 2004. p.1-10.
- TAN, W. H., 1975. The effects of exposure and crawling behaviour on the survival of recently settled green mussels (*Mytilus viridis* L.). *Aquaculture* 6, p. 357 – 368.
- URYU, Y., IWASAKI, K. & HINOUE, M., 1996. Laboratory Experiments on behaviour and movement of a freshwater mussel, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857). *J. Moll. Stud* 62, p. 327-341.

VAKILY, I. M., 1992. Determination and Comparison of Bivalve Growth, with Emphasis on Thailand and other Tropical Areas. ICLARM Tech. Rep. 36, p. 125.

VEITENHEIMER-MENDES, I. L. 1981. *Corbicula manilensis*, (Philippi, 1844) molusco asiático, na bacia do Jacuí e do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil (Bivalvia, Corbiculidae). Iheringia. Ser. Zool. (60), p. 63-74.

ZALBA, S.M.; BARRIONUEVO, L.; CUEVAS, Y. Pine invasions and control in an Argentinian grassland nature reserve. *Third International Weed Science Congress*, Foz do Iguaçu, 6-11 de junho de 2000.

ZILLER, S. R. & GALVÃO, F., 2001. A degradação da estepe gramínea-lenhosa no Paraná por contaminação biológica de *Pinus elliotti* e *P. taeda*. Disponível em: <http://www.institutohorus.org.br>. Acessado em: 26/12/2005.

ZILLER, S.R., 2000. Invasões Biológicas nos Campos Gerais do Paraná. Dissertação (doutorado) – Faculdade de Engenharia e Tecnologia Floresta, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2000.