

JEAN RICARDO SIMÕES VITULE

**DISTRIBUIÇÃO, ABUNDÂNCIA E ESTRUTURA POPULACIONAL DE
PEIXES INTRODUZIDOS NO RIO GUARAGUAÇU, PARANAGUÁ, PARANÁ,
BRASIL**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas – Zoologia, Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas área de concentração – Zoologia.

Orientador: Prof. Dr. José Marcelo Rocha Aranha

**CURITIBA
2007**

JEAN RICARDO SIMÕES VITULE



**DISTRIBUIÇÃO, ABUNDÂNCIA E ESTRUTURA POPULACIONAL DE
PEIXES INTRODUZIDOS NO RIO GUARAGUAÇU, PARANAGUÁ, PARANÁ,
BRASIL**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas – Zoologia, Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas área de concentração – Zoologia.

Orientador: Prof. Dr. José Marcelo Rocha Aranha

**CURITIBA
2007**

Dedico este trabalho aos meus pais, familiares, amigos e comunidade ribeirinha do rio Guaraguaçu, que sempre me incentivaram, apoiaram e contribuíram de alguma forma, não só na elaboração deste trabalho, mas também na minha formação acadêmica e crescimento pessoal, e em especial à Viviane minha companheira e maior fonte de inspiração.

AGRADECIMENTOS

À todas as pessoas e instituições que de alguma forma contribuíram, para a realização deste trabalho, meus profundos e sinceros agradecimentos:

- Ao CNPq pela bolsa concedida;
- À Fundação Araucária e Fundação O Boticário de Proteção à Natureza pelos financiamentos concedidos;
- Ao Departamento de Zoologia e a todos os seus professores, principalmente aos professores Dr. Emydio Leite de Araújo Monteiro Filho e PhD. Luiz Amilton Foerster, pelos ensinamentos e facilidades concedidas durante o curso;
- Ao meu orientador o Dr. José Marcelo Rocha Aranha, que apesar de suas inúmeras ocupações, demonstrou uma paciência inesgotável tirando dúvidas, dando sugestões e principalmente por ter abraçado a idéia do projeto, que no começo era mesmo só uma idéia, seu apoio e confiança foram fundamentais;
- À professora Dra. Carolina Arruda de Oliveira Freire, líder do L.F.C.O, pela amizade, incentivo, confiança e apoio decisivos, principalmente na fase final do trabalho;
- Ao professor Dr. Henry Louis Spach pelas sugestões e críticas construtivas, sempre pertinentes, por seu incentivo constante e fundamental nos momentos de dificuldades, apoio incondicional, não só a mim, mas a todos os estudantes e pesquisadores que precisam de auxílio, e pela doação de material de pesca durante o início do trabalho;
- Ao professor Dr. Marco Fábio Maia Corrêa pelo incentivo, sugestões, confiança e exemplo de educação e profissionalismo;
- Ao professor Dr. Paulo da Cunha Lana do Laboratório de Ecologia de Bentos do C.E.M. por ter concedido e permitido a utilização do pacote PRIMER v6, licenciado para o uso exclusivo de seu laboratório;
- Ao professor Dr. Paulo de Tarso da Cunha Chaves pelos ensinamentos dados durante todo o tempo de departamento e pela amizade;

- Ao professor Dr. Luiz Carlos Gomes do NUPELIA - UEM, por ter participado de minha pré-banca, ter dado inúmeras sugestões, pelas críticas construtivas e palavras de incentivo;
- Ao Dr. Vinícius Abilhoa, Biólogo líder do GPIc e responsável pelo Laboratório de Ictiologia do Museu de História Natural Capão da Imbuia, meu primeiro orientador; que muito me incentivou no começo de minha vida acadêmica e “ictiológica” e por ter participado de minha pré-banca, e certamente ter contribuído não só para a conclusão deste trabalho, mas por ter me dado uma boa base de formação em ictiologia;
- Ao Dr. Ângelo Antonio Agostinho do NUPELIA, pela doação dos seus últimos livros (excelentes obras por sinal), e por suas palavras de incentivo durante o Simpósio de Espécies Invasoras de Brasília;
- À SUDERHSA na pessoa do Dr. Edson Sakae Nagashima, pelo fornecimento das planilhas com os dados brutos de pluviosidade;
- Ao pessoal do DEPAM – IAP, especialmente o Dr. José Adailton Caetano, pelas reuniões, conversas, troca de experiências e proposta de projetos associados à qualidade da água, nos trechos amostrados no presente trabalho e suas possíveis relações com as espécies introduzidas;
- Aos pesquisadores Ph.D. Jim A. Cambray (Department of Ichthyology - Albany Museum), Ph.D. Pam L. Fuller (US Geological Survey - Florida Caribbean Science Center), Ph.D. Ian G. Cowx (Hull International Fisheries Institute - University of Hull), Ph.D. Maria João Collares-Pereira (Centro de Biologia Ambiental - Universidade de Lisboa); Ph.D. Collin Townsend e Ph.D. Peter B. Moyle; pelo apoio, incentivo, doações de importantes referências utilizadas no trabalho; e por apesar de já serem pesquisadores renomados,

continuarem sendo pessoas humildes e interessadas em pesquisas simples e locais, como este trabalho;

- Ao colega Dr. Almir Petersen Barreto, que além de ter sido um dos meus maiores incentivadores no começo de minha carreira como ictiólogo, é um grande companheiro de campo, pesquisador e amigo;

- A todo pessoal do Museu do Capão, em especial aos colegas Luiz e Leonardo, pela amizade troca de idéias e incentivo;

- Ao meu grande amigo de fé, irmão, camarada e companheiro inseparável desde os primeiros dias de graduação Marcelo Rennó Braga, que esteve presente de forma decisiva na idealização e nas primeiras fases de campo deste trabalho, assim com em muitos dos melhores dias de minha vida;

- À minha grande amiga Flávia Francine Gazola da Silva, uma excelente pesquisadora, companheira de campo, de trabalho e de cervejas, por ser uma pessoa brilhante e muito capaz, e por me aturar durante as fases de campo nos momentos bons e ruins;

- Ao amigo José Francisco de Oliveira Neto, pela amizade, sessões de cinema e palavras amigas nas horas de *stress*;

- Ao amigo José Farias Junior, um grande companheiro de pescarias e ecologia de campo;

- À todos os meus amigos e amigas de curso, laboratório, departamento e “agregados”, em especial aos companheiros: Gislaine (Gica), Juliana, Jujú (Maria Elisa), Fábio, Simone Umbria, Simone Dallarosa, Luciana, Maria Antônia, Ellen e Fabiulinha, Rogério, Vanessinha (da genética), Marcio Pie, Luciano, Rafa, Letícia, Laura, e a todos os outros que certamente irei esquecer nesta hora de fechamento de tese e de correria, enfim a todos

colegas, que de uma forma ou de outra colaboraram durante o curso e a elaboração deste trabalho;

- A toda comunidade ribeirinha do rio Guaraguaçu, em especial ao seu Paulinho, seu Pedro, seu Antônio, Tião e Daniel, que sempre estiveram presentes durante o projeto, muito obrigado pela força, eu espero que de alguma forma, o trabalho possa vir a melhorar a vida de vocês;

- Ao companheiro e amigo Ozeas Gonçalves (IAP), gerente da E.E.G., por ter dado todo o apoio necessário durante as fases de campo, por ser uma pessoa realmente preocupada com o rio Guaraguaçu e sua conservação;

- Aos meus pais Jayme Vitule Sobrinho e Regina Elizabeth Simões Vitule, por serem pessoas maravilhosas, pelo apoio, carinho e tudo mais que proporcionaram durante minha vida;

- As minhas queridas avós Edna Luiza Nascimento Simões e Nilce Sabione Vitule (“*in memoriam*”), pessoas muito legais e especiais em minha vida;

- Ao meu avô Áureo Simões “Bandido!!” (“*in memoriam*”) que além de ter sido um avô muito bacana, foi uma das pessoas que mais me apoiou e incentivou durante o começo de minha vida acadêmica;

- Ao meu avô Walter Vitule (“*in memoriam*”), que foi e continua sendo uma pessoa muito querida e especial, não só na minha vida, mas na de toda minha família;

- Ao meu tio Dr. Áureo Simões Júnior, que foi uma pessoa muito importante durante o início de meus estudos, contribuindo de forma decisiva na minha formação acadêmica e pessoal;

- Aos meus irmãos Priscila e Leandro, por serem irmãos muito legais e terem agüentado as luzes do computador e os barulhos pela casa, durante as madrugadas de elaboração deste trabalho;

- Ao Acir (Branco ou Tata) e Marlene, por terem me acolhido durante vários finais de semana e semanas inteiras, em sua casa e por me tratarem sempre como um filho;

- À minha companheira Viviane Prodocimo “Polaquinha” (uma excelente pesquisadora), que além de ter sido a melhor coisa dos meus últimos 34 anos, sempre me incentivou e ajudou muito neste trabalho principalmente nos momentos de dificuldades e crises;

- Enfim, à todos aqueles que de maneira direta ou indireta colaboraram de alguma forma para elaboração deste trabalho.

RESUMO

Introduções de espécies podem causar vários danos ao ambiente. A introdução de peixes de água doce em nosso país é um fato paradoxal, uma vez que o Brasil é uma das regiões mais ricas e diversas do planeta em relação ao grupo. Neste trabalho foram registradas as espécies de peixes introduzidas no rio Guaraguaçu, o maior rio do litoral paranaense e principal tributário da baía de Paranaguá, suas constâncias, distribuição, focos de contaminação, verificadas a eficiência de diferentes aparelhos de pesca, sua estrutura populacional e variações espaço/temporais. Para as coletas, a bacia hidrográfica foi dividida em oito trechos amostrais, onde foram armadas as baterias de petrechos e verificadas, características físicas e parâmetros abióticos. O esforço de pesca foi de 24 h de pesca em cada trecho, com despescas diurnas e noturnas. Foram realizadas 24 fases de campo e capturados 12.342 indivíduos com biomassa de 351.774 g pertencentes a 50 espécies de peixes (44 nativas e 6 introduzidas: *Astyanax altiparanae*, *Clarias gariepinus*, *Ictalurus punctatus*, *Oreochromis niloticus*, *Piaractus mesopotamicus*, *Salminus brasiliensis*) distribuídas em 26 famílias e 8 ordens. Nos meses de primavera e verão, foi capturado proporcionalmente o maior número de espécies introduzidas. As redes de malhas maiores, os espinhéis e as varas de mão, foram os petrechos mais eficientes na captura das espécies introduzidas, capturando uma menor proporção de espécies nativas. A quantidade de gramíneas invasoras e qualidade ambiental do trecho foram fatores que influenciaram nas capturas das espécies introduzidas. As espécies introduzidas tiveram maior representatividade nos trechos médios, mais lânticos e menos preservados da bacia hidrográfica. O bagre-africano *C. gariepinus* foi mais freqüente e constante que muitas espécies nativas devido a sua rusticidade, maior porte e/ou maior tempo de introdução. A participação desta espécie foi notória, principalmente em relação à biomassa.

ABSTRACT

The introduction of alien species can cause severe environmental disturbance. The introduction of freshwater fishes in Brazil is entirely out of sense, given that the country harbors a very rich continental piscine fauna. In this study, the introduced fishes had been surveyed, into Guaraguaçu river, the largest coastal river of the State of Paraná, and the main tributary of Paranaguá Bay, as well as their constancy, distribution, contamination foci, efficiency of several fishing devices, their population structure, and time/space fluctuations. The studied basin had been divided into 8 sampling sections, where the fishing gears had been set. Abiotic parameters had also been surveyed. The fishing effort was standardized in 24 h of fishing for every river section, performed both during daytime and nighttime. Twenty-four field samples had been conducted, and 50 fish species had been caught, 44 of which were native species; the remaining 6 were alien species: *Astyanax altiparanae*, *Clarias gariepinus*, *Ictalurus punctatus*, *Oreochromis niloticus*, *Piaractus mesopotamicus*, and *Salminus brasiliensis*. As a whole, the species caught belonged to 26 families and 8 orders, in a total of 12,342 individuals, and a total biomass of 351,774 g. Proportionally, most alien species were caught in spring and summer. The larger mesh gill nets, long-lines and rods and hook were the most efficient gears in the capture of alien fish. The coverage by alien grass, and the environmental quality of the section had great influence on the capture of alien species. Alien species were more abundant in the middle section of the river, in lentic and less preserved areas. The African catfish *C. gariepinus* was more frequent and constant than many native species, as it is very tough, attains a larger size, and had already a long time of introduction into this habitat. This species had a very relevant participation in the samples, especially with respect to biomass.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	iv
RESUMO	xiii
ABSTRACT	ix
LISTA DE FIGURAS	xii
LISTA DE TABELAS	xvii
1. INTRODUÇÃO	01
1.1 - ASPECTOS GERAIS DA INTRODUÇÃO DE PEIXES EM ECOSSISTEMAS CONTINENTAIS.....	01
1.2 - JUSTIFICATIVA DO TRABALHO.....	18
1.2.1 - Constatação do problema na bacia do rio Guaraguaçu	18
1.2.2 - Características da principal espécie introduzida	21
2. OBJETIVOS	23
2.1 - OBJETIVO GERAL.....	23
2.2 - OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	23
3. MATERIAL E MÉTODOS	25
3.1 - ÁREA DE ESTUDO	25
3.2 - CARACTERIZAÇÃO DOS TRECHOS E AMOSTRAGEM	28
3.3 – AMOSTRAGENS.....	34
3.4 - ANÁLISE DOS DADOS.....	35
4. RESULTADOS	38
4.1 - DADOS ABIÓTICOS	38
4.1.1 - Temperatura	38
4.1.2 - pH	39
4.1.3 - Transparência	41
4.1.4 – Análise dos Componentes Principais	43
4.1.5 – Condutividade	43
4.2 - DADOS BIÓTICOS.....	45
4.2.1 - Adequação e eficiência dos petrechos de pesca na captura das espécies introduzidas	49
4.2.2 - Constância e variações temporais nas capturas	61
4.2.3 - Análises de distribuição espacial	72

4.2.4 – Estrutura populacional de <i>C. gariepinus</i>	92
4.2.5 – Estrutura populacional de <i>I. punctatus</i>	97
5. DISCUSSÃO	101
5.1 - DADOS ABIÓTICOS	101
5.2 - DADOS BIÓTICOS	103
5.2.1 - Adequação e eficiência dos petrechos de pesca na captura das espécies introduzidas	103
5.2.2 - Constância e variações temporais nas capturas	106
5.2.3 - Distribuição espacial	113
5.2.4 – Estrutura populacional de <i>C. gariepinus</i>	117
5.2.5 – Estrutura populacional de <i>I. punctatus</i>	119
6. CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS	120
7. REFERÊNCIAS	123
ANEXO I - Aspectos Relevantes da Legislação Nacional	133
ANEXO II – Folder Educativo Sobre Espécies Introduzidas no rio Guaraguaçu	140
ANEXO III – Modelo Resumido das Conclusões e Perspectivas	142

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1: Generalização teórica e simplificada do processo de invasão biológica	07
FIGURA 2: Localização da bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu.....	26
FIGURA 3: Precipitações mensais totais e médias (\pm desvios padrão) dos quatro anos em que foram realizadas as fases de campo do trabalho.....	27
FIGURA 4: Localização dos diferentes trechos da bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu (círculos com números).....	28
FIGURA 5: Médias (\pm desvios padrão) dos valores de temperatura da água tomados ao longo da bacia do rio Guaraguaçu.....	38
FIGURA 6: Médias (\pm desvios padrão) da temperatura da água no rio Guaraguaçu, tomadas durante as atividades de campo	39
FIGURA 7: Médias (\pm desvios padrão) dos valores de pH da água medidos nos trechos amostrados da bacia do rio Guaraguaçu	40
FIGURA 8: Comparação entre as médias (\pm desvios padrão) dos valores de pH mensais (eixo com escala à esquerda) com os respectivos valores de pluviosidade (eixo com escala à direita) na bacia do rio Guaraguaçu.....	41
FIGURA 9: Médias (\pm desvios padrão) dos valores da transparência (Secchi 0,01 cm) em cada um dos trechos do rio Guaraguaçu	42
FIGURA 10: Médias (desvios padrão todos < 1) dos valores da transparência mensais (Secchi em cm – eixo com escala à esquerda) (somente valores tomados na maré baixa - n = 5 para todas as amostras) no trecho intermediário da bacia do rio Guaraguaçu comparados com os respectivos valores de pluviosidade (eixo à direita).....	42
FIGURA 11: Análise dos Componentes Principais – PCA, utilizando as variáveis pH, temperatura e transparência (Secchi - m) (eixos indicativos), tomadas simultaneamente para cada uma das amostras.	44
FIGURA 12: Proporções entre espécies nativas e introduzidas em biomassa e número de indivíduos, para as capturas totais incluindo os petrechos, covo e peneira, que não capturaram espécies introduzidas.....	50
FIGURA 13: Capturas proporcionais totais em número de indivíduos, entre espécies nativas e introduzidas, para cada um dos petrechos.....	51
FIGURA 14: Capturas proporcionais totais em biomassa, entre espécies nativas e introduzidas, para cada um dos petrechos.....	51

FIGURA 15: MDS utilizando a abundância total das espécies capturadas, para cada um dos petrechos, com sobreposição de cluster delimitando os grupamentos e triângulos indicando o fator presença de espécies introduzidas	52
FIGURA 16: Comprimentos totais (CT) médios (\pm desvios padrão), máximos e mínimos das espécies introduzidas, capturadas por petrecho de pesca.....	53
FIGURA 17: MDS utilizando a biomassa total das espécies capturadas, para cada um dos petrechos, com sobreposição de cluster, e triângulos representando o fator presença de <i>C. gariepinus</i>	59
FIGURA 18: MDS utilizando a biomassa total das espécies capturadas, para cada um dos petrechos, com sobreposição de cluster (linhas contornando os grupamentos 27, 37 e 58% de similaridade), e bolhas indicando a biomassa (0,01g) de <i>C. gariepinus</i> em cada petrecho de pesca utilizado.	60
FIGURA 19: Comprimentos totais médios mensais de todas as espécies introduzidas capturadas e pluviosidade média	63
FIGURA 20: Comprimentos totais médios (\pm desvios padrão), máximos e mínimos de <i>Clarias gariepinus</i> (exceto os dois indivíduos capturados na em agosto de 2007), comparados às médias mensais de pluviosidade e temperatura	64
FIGURA 21: Comprimentos totais médios (\pm desvios padrão), máximos e mínimos de <i>Ictalurus punctatus</i> comparados as médias mensais de pluviosidade e temperatura.....	65
FIGURA 22: Comprimentos totais médios (\pm desvios padrão), máximos e mínimos de <i>Oreochromis niloticus</i> comparados às médias mensais de pluviosidade e temperatura.....	66
FIGURA 23: Proporções entre o número de indivíduos de espécies nativas e introduzidas capturados por estação do ano; utilizando os dados de todos os anos, trechos do rio e petrechos padronizados agrupados	67
FIGURA 24: Proporções entre biomassa total de espécies nativas e introduzidas capturados por estação do ano; utilizando os dados de todos os anos, trechos do rio e petrechos padronizados agrupados	67
FIGURA 25: Proporções entre o número de indivíduos de espécies nativas e introduzidas (destacadas no retângulo cinza) capturados por estação do ano; utilizando os dados de todos os anos, trechos do rio e petrechos padronizados agrupados	68
FIGURA 26: Proporções entre biomassa total de espécies nativas e introduzidas (destacadas	

no retângulo cinza), capturados por estação do ano; utilizando os dados de todos os anos, trechos do rio e petrechos padronizados agrupados.....	69
FIGURA 27: Proporções entre o número de indivíduos de espécies nativas e introduzidas (destacadas no retângulo cinza) capturados por estação do ano; utilizando os dados de todos os anos, apenas o trecho 4 do rio e petrechos padronizados agrupados	70
FIGURA 28: Proporções entre a biomassa total das espécies nativas e introduzidas (destacadas no retângulo cinza) capturados por estação do ano; utilizando os dados de todos os anos, apenas o trecho 4 do rio e petrechos padronizados agrupados	71
FIGURA 29: Bacia hidrográfica do Guaraguaçu indicando os potenciais focos de contaminação, pontos de amostragem (pontos brancos) e locais onde foram capturados os indivíduos de <i>C. gariepinus</i> (triângulos brancos) e <i>I. punctatus</i> (retângulos brancos).....	72
FIGURA 30: MDS utilizando a abundância das espécies capturadas, em cada uma das amostras; representando os fatores estação do ano (símbolos) e trechos (números)	74
FIGURA 31: Acima, MDS utilizando a abundância das espécies capturadas, em cada uma das amostras, representando os fatores quantidade de gramíneas tomando as margens do trecho (símbolos: pouca < 20%, média=entre 30 e 40%, alta=entre 50% e 60 e muito alta=>80%) e trechos (números)	75
FIGURA 32: MDS utilizando a biomassa total de todas as espécies capturadas, em cada uma das amostras, representando os fatores estação do ano (símbolos) e trechos (números)	77
FIGURA 33: MDS utilizando a abundância, apenas das quatro espécies mais constantes para o total de amostras, representando os fatores estação do ano (símbolos) e trechos (números)	79
FIGURA 34: Acima, MDS de abundância, apenas das quatro espécies mais constantes para o total de amostras, representando os fatores quantidade de gramíneas tomando as margens do trecho. Abaixo, o fator porcentagem de gramíneas foi sobreposto à proporção de indivíduos de <i>C. gariepinus</i> nas respectivas amostras	80
FIGURA 35: MDS utilizando a biomassa, apenas das quatro espécies mais constantes para o total de amostras, representando os fatores estação do ano (símbolos) e trechos (números)	81

- FIGURA 36: MDS com sobreposição de *cluster* (traços), utilizando a abundância ponderada (CPUE média) de todas as espécies agregadas por trecho da bacia, indicando os fatores quantidade de *C. gariepinus* (símbolos, representando as proporções da espécie, em cada trecho da bacia durante todo o trabalho; nc=nunca capturada) e trechos (números)..... 82
- FIGURA 37: MDS com sobreposição de *cluster* (traços), utilizando a biomassa ponderada (CPUE média) de todas as espécies, agregadas por trecho da bacia, representando os fatores quantidade de *C. gariepinus* (símbolos, representando as proporções da espécie, em cada trecho da bacia durante todo o trabalho; nc=nunca capturada) e trechos (números) 83
- FIGURA 38: Acima, MDS com sobreposição de *cluster* (traços), utilizando a abundância ponderada (CPUE média) de todas as espécies agregadas por trecho sorteado da bacia, representando os fatores quantidade de gramíneas tomando as margens do trecho e trechos (números). Abaixo, representação do grau de conservação (boa, média e ruim) de cada trecho e as bolhas (em cinza) indicando a proporção de *C. gariepinus*. 88
- FIGURA 39: Acima, MDS com sobreposição de *cluster* (traços), utilizando a abundância ponderada (CPUE média) apenas das espécies introduzidas, por trecho sorteado da bacia, representando os fatores quantidade de gramíneas tomando as margens do trecho e trechos (números). Abaixo, representação do grau de conservação (boa, média e ruim) de cada trecho e as bolhas (em cinza) indicando a proporção de *C. gariepinus*. 89
- FIGURA 40: Acima, MDS com sobreposição de *cluster* (traços), utilizando a biomassa ponderada (CPUE média) de todas as espécies, agregadas por trecho sorteado da bacia, representando os fatores quantidade de gramíneas tomando as margens do trecho e trechos (números). Abaixo, representação do grau de conservação de cada trecho e as bolhas indicando a proporção de *C. gariepinus* 91
- FIGURA 41: Comprimentos totais (CT) máximos, medianas, médias e mínimos, de *C. gariepinus* relacionados quanto ao sexo 92
- FIGURA 42: Comprimentos totais (CT) máximos, medianas, médias (\pm desvios padrão) e mínimos, *C. gariepinus* relacionados quanto ao ciclo circadiano..... 93
- FIGURA 43: Comprimentos totais (CT) máximos, medianas, médias (\pm desvios padrão) e

mínimos, de <i>C. gariepinus</i> , quanto aos trechos do rio, utilizando todas as amostras do trecho 4 em todo o período de trabalho	94
FIGURA 44: Comprimentos totais (CT) máximos, medianas, médias (\pm desvios padrão) e mínimos, de <i>C. gariepinus</i> quanto aos trechos do rio apenas para as amostras sorteadas do trecho 4.....	95
FIGURA 45: Relação obtida entre comprimentos totais e massa para fêmeas de <i>C. gariepinus</i> no rio Guaraguaçu	96
FIGURA 46: Relação obtida entre comprimentos totais e massa para machos de <i>C. gariepinus</i> no rio Guaraguaçu	96
FIGURA 47: Relação geral obtida entre comprimentos totais e massa dos indivíduos de <i>C. gariepinus</i> no rio Guaraguaçu	97
FIGURA 48: Comprimentos totais (CT) máximos, medianas, médias (\pm desvios padrão) e mínimos, de <i>I. punctatus</i> quanto período de captura.....	98
FIGURA 49: Comprimentos totais (CT) máximos, medianas, médias (\pm desvios padrão) e mínimos, de <i>I. punctatus</i> , quanto aos trechos do rio, utilizando todas as amostras do trecho 4 em todo o período de trabalho	99
FIGURA 50: Relação geral obtida entre comprimentos totais e massa dos indivíduos de <i>I. punctatus</i> capturados no rio Guaraguaçu.....	100

LISTA DE TABELAS

TABELA I: Espécies capturadas durante o período de estudo na bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu, indicando respectivamente o autor, ordens, famílias, nomes populares usados na localidade, origem e código utilizados nas análises	46
TABELA II: Espécies nativas e introduzidas, indicando os respectivos locais de ocorrência na bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu	47
TABELA III: Espécies nativas e introduzidas, indicando os respectivos petrechos de captura.	48
TABELA IV: Biomassa e abundância totais das espécies nativas e introduzidas capturadas durante o esforço total de amostragens padronizadas para cada um dos petrechos de pesca	50
TABELA V: Biomassa e abundância de cada uma das espécies capturadas durante o esforço total de amostragens padronizadas para a rede malha 20 mm	54
TABELA VI: Biomassa e abundância de cada uma das espécies capturadas durante o esforço total de amostragens padronizadas para a rede malha 40 mm	54
TABELA VII: Biomassa e abundância de cada uma das espécies capturadas durante o esforço total de amostragens padronizadas para a rede malha 60 mm	55
TABELA VIII: Biomassa e abundância de cada uma das espécies capturadas durante o esforço total de amostragens padronizadas para a rede malha 80 mm	55
TABELA IX: Biomassa e abundância das espécies capturadas durante o esforço total de 60 horas (~30 arremessos por hora), para a tarrafa malha 20 mm	56
TABELA X: Biomassa e abundância das espécies capturadas com cada uma das iscas utilizadas durante o esforço amostral total de 1500 horas para os três espinhéis de dez metros com dez anzóis cada	57
TABELA XI: Biomassa e abundância das espécies capturadas com cada uma das iscas utilizadas durante o esforço amostral de ~60 horas para quatro varas	58
TABELA XII: Classificação das espécies capturadas, quanto a sua constância, em relação às amostras padronizadas totais	61
TABELA XIII: Classificação das espécies capturadas, quanto a sua constância, para as amostras padronizadas mensais	62
TABELA XIV: Número total de indivíduos das espécies capturadas por trecho amostrado da bacia, utilizando apenas os trechos sorteados	84
TABELA XV: Número proporcional de indivíduos de cada uma das espécies capturadas	

(CPUE) por trecho amostrado da bacia/24 horas de submersão, utilizando apenas os trechos sorteados.....	85
TABELA XVI: Biomassa total das espécies capturadas em cada um dos trechos amostrados da bacia, utilizando apenas os trechos sorteados.....	85
TABELA XVII: Biomassa proporcional das espécies capturadas em cada um dos trechos amostrados da bacia (CPUE – bateria de petrechos/24 horas de submersão), utilizando apenas os trechos sorteados	86

1. INTRODUÇÃO

1.1 - ASPECTOS GERAIS DA INTRODUÇÃO DE PEIXES EM ECOSISTEMAS CONTINENTAIS

A introdução de espécies pelo ser humano ocorre há pelo menos 10.000 anos (PERRY & VANDERKLEIN 1996) e desde a expansão Européia, as introduções de forma deliberada ou acidental vêm crescendo em grande escala (COBLENTZ 1990). Atualmente, a introdução de espécies para agricultura ou aquicultura é um fato em nossa sociedade, sendo importante para o abastecimento mundial e/ou crescimento econômico de países pobres. Porém, muitas vezes as introduções são mal planejadas e levam em consideração apenas obtenção de lucro ou aumento de produtividade em curto prazo, ignorando os prejuízos ambientais, conseqüências futuras e a legislação (ver ANEXO I – Aspectos Relevantes da Legislação Brasileira). Mesmo as introduções para manejo ou fins de estocagem e aumento da pesca de subsistência têm se mostrado verdadeiras falácias, sendo responsáveis por muitos dos exemplos de catástrofes ambientais. Um exemplo histórico ocorreu no continente africano com a perca do Nilo *Lates niloticus* L. 1758, que foi introduzida por razões econômicas e sociais no lago Vitória, causando a extinção de mais de 200 espécies de ciclídeos endêmicas (KAUFMAM 1992, RICKLEFS 1996, MCNEELY 2001). Desta maneira, as introduções de espécies são consideradas a segunda maior ameaça a diversidade biológica, perdendo apenas para a destruição do habitat (NEVILLE & MURPHY 2001), sendo considerada o maior problema para a conservação da biodiversidade de peixes de água doce (COWX 2002, CAMBRAY 2003a, COLLARES-PEREIRA & COWX 2004).

Os termos espécie introduzida, espécie exótica, espécie não-nativa, espécie não-indígena e espécie alóctone são sinônimos e de acordo com a *European Inland Fisheries Advisory*

Comission (EIFAC) correspondem à: ***Toda e qualquer espécie transportada e solta pelo homem, fora de sua área de distribuição natural, intencional ou acidentalmente*** (FAO 2006). Uma definição mais abrangente para os termos acima citados, é dada pela *The World Conservation Union* (IUCN 2006): ***espécie, subespécie ou o menor nível taxonômico identificável, encontrado fora de sua área de distribuição natural (atual ou precedente) e potencial dispersão (i.e. fora da área que ocupa naturalmente ou que poderia ocupar sem introdução ou auxílio direto ou indireto do ser humano) incluindo qualquer parte, gameta ou propágulo da espécie que possa sobreviver e posteriormente reproduzir***. Assim, uma introdução pode ocorrer de um continente para outro; de uma região biogeográfica e/ou bioma para outro (dentro de um mesmo país ou estado) ou, no caso específico de peixes de água doce, de uma bacia ou sub-bacia hidrográfica para outra. Além disso, se considerarmos aspectos como o isolamento das populações e a integridade de seu patrimônio genético, mesmo os “repovoamentos” (reintroduções de organismos considerados nativos ou autóctones) devem ser vistos com cautela. Ainda, conforme a *The World Conservation Union*, uma espécie introduzida é considerada invasora quando a mesma ***se estabelece em um ecossistema ou habitat natural ou seminatural, sendo um agente de mudança, ameaçando a diversidade biológica nativa*** (IUCN 2006).

Nem toda introdução é bem sucedida, em geral, para invertebrados e vertebrados as taxas de estabelecimento (introduções bem sucedidas), variam de 10% a 40% (MEFFE & CARROL 1994). No caso específico de peixes de água doce, as taxas de estabelecimento variam de 38% a 77% (ROSS 1991). Todos esses valores são questionáveis, podendo estar superestimados, uma vez que, nem todas as introduções são documentadas. Entretanto, mesmo que as taxas de estabelecimento sejam baixas, não se pode ignorar que o aumento da troca de mercadorias, conhecimentos científicos, culturais e tecnológicos entre os países (por exemplo, a revolução industrial e melhorias nos meios de transporte), têm gerado um crescimento eminente no número

absoluto de espécies introduzidas, levando conseqüentemente a um aumento no número de estabelecimentos e/ou espécies invasoras. Assim, a introdução de espécies ficou em evidência quando algumas se tornaram invasoras, causando graves problemas como pragas agrícolas, epidemias e principalmente prejuízos econômicos de bilhões de dólares em várias partes do mundo (MCNEELY 2001). Estes problemas levaram à comunidade mundial a repensar o assunto, criando diversas bases de dados e programas mundiais de discussão, controle, pesquisa, capacitação e divulgação sobre espécies invasoras como, por exemplo, o *Global Invasive Species Programme* (GISP 2006) que foi criado em 1997 como um consórcio entre a *Scientific Committee on Problems of the Environment* (SCOPE), *CABInternational* (CABI), *The World Conservation Union* (IUCN) e a *United Nations Environment Programme* (UNEP), e hoje conta com o apoio de mais de vinte parcerias internacionais.

Em ambientes aquáticos, espécies introduzidas, em particular os peixes, podem causar alterações no habitat (revolvimento do fundo, diminuição de transparência, etc.) e na estrutura da comunidade, hibridização, perda do patrimônio genético original, alterações tróficas e introdução de doenças e parasitas (TAYLOR *et al.* 1984). Estes problemas podem gerar conseqüências catastróficas e irreparáveis, como a extinção de espécies nativas e perda de biodiversidade (FULLER *et al.* 1999, CAMBRAY 2003a).

As primeiras introduções e tentativas de domesticação, em ambientes aquáticos, foram feitas com a carpa comum *Cyprinus carpio* L. 1758 há mais de 3000 anos, primeiro pelos Chineses e posteriormente pelos Romanos (WELCOMME 1988, BALON 2004). Atualmente, os peixes representam cerca de 15% da proteína animal consumida pelo homem (FAO 2006). De forma que, o crescimento das populações humanas e diminuição dos estoques naturais, têm gerado mundialmente um incremento na aqüicultura como forma de tentar suprir tais demandas, principalmente nos países em desenvolvimento, para aumentar a fonte de proteína e renda. Isso

está ocasionando uma séria crise na biodiversidade de ambientes aquáticos continentais, pois apesar da aquicultura ser uma importante fonte de proteína e renda também é a principal responsável pela introdução de peixes (CASAL 2006).

Além dos problemas ambientais também devem ser considerados os fatores econômicos. Somente nos EUA, os prejuízos causados por espécies invasoras são de cerca de 120 bilhões de dólares por ano (PIMENTEL *et al.* 2005). Os altos custos têm sido marcantes, no que se refere às tentativas de controle de espécies introduzidas. Os EUA já gastaram mais de dois milhões de dólares para a construção de uma barreira elétrica visando impedir a entrada de carpas asiáticas nos Grandes Lagos (STOKSTAD 2003). A introdução do “snakehead”, *Channa argus* (Cantor, 1842), em uma única lagoa em Crofton, condado de Anne Arundel, Maryland, EUA, serve como um exemplo do elevado custo econômico na tentativa de erradicação de uma espécie introduzida. A compra dos “snakeheads” que foram introduzidos custou apenas 40 dólares, ao passo que, estimativas dos custos gerados ao Estado durante 2002, para seu controle, foram de 110 mil dólares (COURTENAY JR. & WILLIAMS 2004, COURTENAY JR. *et al.* 2004).

Embora os efeitos negativos causados pelas espécies introduzidas sejam conhecidos, muitas delas continuam sendo liberadas em ecossistemas aquáticos de diversas partes do mundo, sem que seus impactos potenciais e responsabilidades sejam considerados (RAHEL 2000, PASCUAL *et al.* 2002, CAMBRAY 2003a, CAMBRAY 2005, FREYHOF & KORTE 2005). Da mesma forma, no Brasil, tais introduções têm ocorrido de maneira indiscriminada e muitas vezes são patrocinadas por agências do Estado (AGOSTINHO & JULIO JR. 1996, ORSI & AGOSTINHO 1999, BIZERRIL & PRIMO 2001, MAGALHÃES *et al.* 2005, VITULE *et al.* 2006a e b, AGOSTINHO *et al.* 2007).

Várias questões importantes sobre as espécies introduzidas podem ser levantadas como: Toda espécie é uma invasora em potencial? Quais fatores ou características de uma espécie em

particular determinam que esta se torne uma invasora? Quais fatores ou características de uma espécie em particular determinam a intensidade dos danos ambientais e econômicos causados por sua introdução? Existem mecanismos pelos quais os efeitos de uma invasão poderiam ser previstos e/ou evitados? Algumas espécies podem causar danos maiores que outras? Quando classificamos uma espécie como invasora em potencial, o que é levado em conta, seu papel real como modificadora de um ambiente e/ou comunidade biológica, ou os prejuízos econômicos por ela causados? Somos capazes de erradicar uma população já estabelecida ou elaborar planos de manejo para minimizar seus efeitos sem prejudicar a comunidade natural? Na falta de possibilidades de salvar todas as espécies de uma comunidade nativa quais devem ser preservadas? Será que estamos caminhando a passos largos para uma redução drástica da biodiversidade ou mesmo para a homogeneização dos recursos biológicos do planeta? Sendo estes apenas alguns dos muitos questionamentos científicos e filosóficos a respeito do assunto.

De fato toda introdução de espécie pode tornar-se uma invasão biológica. Este processo segue alguns padrões gerais e depende da espécie que será introduzida, do ambiente onde a mesma será introduzida, seu grau de integridade, e a comunidade nativa deste local entre outros fatores (FIGURA 1), sendo que muitos deles, na prática, são de difícil mensuração. Além destes existem fatores como a pressão de propágulos, ou seja, espécies com maior potencial de reintroduções (mais cultivadas, por exemplo), são mais susceptíveis a se tornarem invasoras. Desta forma, existem espécies com um maior potencial de invasão, assim como existem ambientes ou habitats mais susceptíveis a invasões (MEFFE & CARROL 1994, TOWNSEND 2003, THOMPSON & TOWNSEND 2004, TILMAN 2004, WOOTTON 2005, BEGON *et al.* 2006, THOMPSON & TOWNSEND 2006, HUGHES *et al.* 2007, TOWNSEND & SIMON 2006, TOWNSEND 2007).

Espécies generalistas, resistentes, com altas taxas reprodutivas e de dispersão são candidatas mais fortes a se tornarem invasoras do que espécies ultra-especializadas, frágeis, com taxas de reprodução e dispersão baixas. Da mesma forma, ambientes com parâmetros abióticos extremos e/ou com variações bruscas, portanto mais inóspitos e/ou bem preservadas; com comunidades mais diversificadas e com interações complexas estabelecidas estariam menos sujeitos as invasões, porém não imunes. Ao passo que, locais com parâmetros ambientais mais amenos e constantes, degradados e/ou comunidades com uma diversidade relativamente baixa, com poucas interações, ou muitas espécies endêmicas e de pequeno porte, seriam mais susceptíveis a invasões biológicas. Por fim, é tudo uma questão de quem vai ser introduzido aonde e as generalizações teóricas, apesar de importantes, devem ser evitadas, ou ao menos vistas com cautela. Assim, cada espécie deve ser tratada como entidade biológica única que é, da mesma forma que o ambiente em particular e sua biodiversidade devem ser respeitados e compreendidos antes de qualquer tipo de introdução ou manejo (BALTZ & MOYLE 1993, MEFFE & CARROL 1994, PERRY & VANDERKLEIN 1996, MOYLE & LIGHT 1996, THOMPSON & TOWNSEND 2004, TILMAN 2004, THOMPSON & TOWNSEND 2006, TOWNSEND 2007).

Alguns aspectos teóricos da ecologia de comunidades, como as análises de teia trófica podem auxiliar a responder pelo menos algumas questões. Por exemplo, a introdução de um peixe herbívoro em um rio com poucos predadores levaria a um desequilíbrio na comunidade de plantas e, conseqüentemente, em todas as demais interações. A adição de uma espécie predadora generalista, numa área com poucos competidores, certamente causaria modificações ainda maiores, pois estaria agindo diretamente sobre muitos níveis tróficos. Desta maneira, tudo é uma questão de intensidade e complexidade entre a espécie introduzida e o seu novo ambiente, assim, embora alguns aspectos sejam gerais, as peculiaridades de cada caso devem ser estudadas e todas as possibilidades consideradas (MEFFE & CARROL 1994, PERRY & VANDERKLEIN 1996).

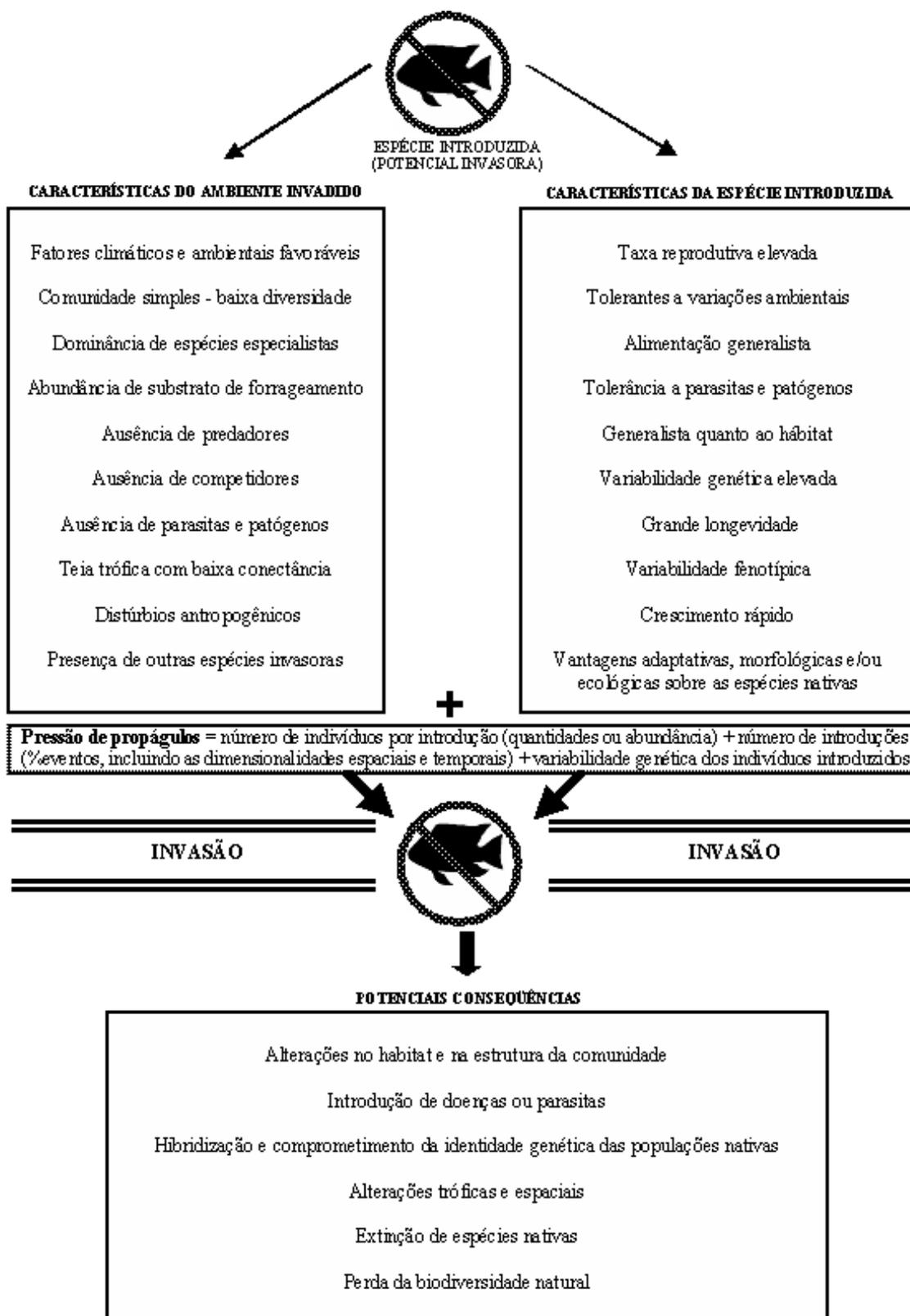


Figura 1. Generalização teórica e simplificada do processo de invasão biológica. Baseado em: BALTZ & MOYLE 1993, MEFFE & CARROL 1994, MOYLE & LIGHT 1996, TOWNSEND 2003, THOMPSON & TOWNSEND 2004, TILMAN 2004, WOOTTON 2005, BEGON *et al.* 2006, THOMPSON & TOWNSEND 2006, HUGHES *et al.* 2007, TOWNSEND & SIMON 2006, TOWNSEND 2007.

Na prática, a introdução de espécies é tratada como uma questão de custo/benefício, com as decisões partindo de interesses econômicos e/ou culturais, criando inevitavelmente um conflito entre os diversos setores da sociedade. Assim, é difícil prever ou mensurar os custos e benefícios de uma introdução, já que, por exemplo, os valores econômicos e culturais a respeito de uma espécie introduzida por um grupo com interesses comuns podem mudar com o passar do tempo (MCNEELY 2001).

No caso de uma espécie introduzida já estabelecida há algum tempo, a avaliação dos custos e benefícios é menos complicada, e deve ser tratada em relação à distribuição e relevância dos mesmos. Aqui, cabe novamente o exemplo clássico já mencionado anteriormente; que ocorreu no continente africano com a perca-do-Nilo *L. niloticus*, que foi introduzida por razões econômicas e sociais no lago Vitória. Esta, além da extinção de espécies endêmicas de ciclídeos, também levou, indiretamente, a destruição de uma grande quantidade de mata nativa que era queimada durante o processo de defumação da carne de perca, culminando na siltação e eutrofização do lago. A princípio, as intenções eram boas, porém o benefício inicial do aumento da produção de pescado privilegiou apenas pescadores estrangeiros bem aparelhados, levando a um colapso na pesca artesanal local, gerando inúmeros problemas sócio-econômicos (KAUFMAM 1992, RICKLEFS 1996, MCNEELY 2001).

Aspectos culturais também podem afetar a percepção das pessoas quanto aos custos e benefícios de uma espécie introduzida, por exemplo, as introduções de peixes esportivos como as trutas e salmões *Oncorhynchus* spp. Suckley, 1861 e *Salmo* spp. L. 1758 são vistas com “bons olhos” pela maioria da população residente nas montanhas de Serra Nevada no Oeste dos EUA (MCNEELY 2001), apesar de, tais peixes estarem comprovadamente exercendo impactos negativos sobre as populações de anfíbios da região, conforme demonstrado pelos estudos de Knapp & Matthews (2000).

No caso das introduções em ecossistemas aquáticos continentais brasileiros a piscicultura é a principal contaminadora e dispersora (AGOSTINHO & JULIO JR. 1996, ORSI & AGOSTINHO 1999, BIZERRIL & PRIMO 2001, AGOSTINHO *et al.* 2005, VITULE *et al.* 2006 *a e b*, AGOSTINHO *et al.* 2007), uma vez que, as vias de escape podem ser muitas como: esvaziamento de tanques para manejo, transbordamento durante cheias não previstas e principalmente tanques mal planejados, construídos e/ou completamente ilegais (ver ANEXO I).

As introduções de espécies de peixes no país por meio da piscicultura são ainda mais preocupantes se levarmos em consideração que 87% da produção nacional é baseada em espécies provindas de outros países e/ou continentes, o que torna o Brasil, proporcionalmente, o maior produtor de espécies introduzidas extracontinentais (CASAL 2006), e ainda, segundo dados da *Food and Agriculture Organization of The United Nations* (FAO 2006), entre os anos de 1995 e 2003, houve um aumento de produção de 13% referente apenas as principais espécies cultivadas em território nacional. Em geral, os escapes por meio da aquicultura são grandes, quase nunca relatados e quando isto ocorre, as estimativas demográficas das introduções são irreais e/ou subestimadas (ORSI & AGOSTINHO 1999, BIZERRIL & PRIMO 2001). Além disso, com o advento dos pesque-pagues, ocorreu um aumento indiscriminado na construção de tanques ilegais, sem nenhum tipo de aparato de contenção e muito próximos aos leitos de rios, espalhados em grandes áreas geográficas, facilitando a dispersão das espécies; dificultando o controle e a fiscalização dos focos de contaminação.

No campo científico e teórico, a introdução de espécies ainda é um tema novo e complexo, uma vez que sua abordagem passa por aspectos biológicos, culturais, econômicos, sociais e filosóficos; fatores típicos da sociedade atual, como o crescimento acelerado das populações humanas; o uso irracional dos recursos naturais; as desigualdades econômicas, sociais, tecnológicas e o fenômeno da globalização estão entre os alicerces do problema. Assim,

de maneira geral, os estudos ecológicos sobre as introduções de peixes em riachos e rios são variáveis no tempo e no espaço. Então, é imprescindível que seja considerada a inexistência de um único fator controlador e primordial, seja ele físico, químico ou biológico, mas sim a contribuição de uma vasta gama de fatores que atuam em escalas múltiplas dentro de uma hierarquia espaço/temporal. Por exemplo, dentro da escala espacial de um ambiente lótico, pode haver variações em diferentes níveis dimensionais como micro-habitat, habitat, trecho, segmento, sub-bacia, bacia hidrográfica ou mesmo escalas de ordem de grandeza como rios de primeira ordem, segunda ordem, etc. (ALLAN 1995, ALLAN & JOHNSON 1997). Desta forma, a presença, constância e abundância de peixes em assembléias locais ou regionais são influenciadas por uma série de fatores bióticos e abióticos, que funcionam e interagem espacial e temporalmente e que geralmente atuam de forma integrada. Assim, a introdução de uma nova espécie, na maioria das vezes distinta evolutivamente e biologicamente da comunidade original, resulta em um novo desafio interpretativo dos múltiplos parâmetros de uma comunidade, os quais naturalmente já são demasiadamente complexos.

Trabalhos que analisam os efeitos diretos de uma espécie de peixe introduzida sobre a estruturação da comunidade nativa são raros, principalmente no Brasil, pois geralmente faltam dados pretéritos e muitas vezes dados básicos. Porém, detectar se tais espécies podem exercer alguns efeitos diretos, como predação e competição, é um passo importante para o entendimento dos mecanismos gerais de controle biológico (ROSS 1991).

A predação por peixes introduzidos já foi apontada como responsável pela redução ou mesmo eliminação de espécies de peixes nativos em outros países (CAMBRAY 2003a, CAMBRAY 2003b, MOYLE *et al.* 2003). No Brasil, a competição com espécies introduzidas foi apontada como uma das principais responsáveis pela redução nas populações de *Brycon* spp. no estado do Rio de Janeiro (BIZERRIL & PRIMO 2001). Uma redução da fauna de peixes nativos

provavelmente devido à predação e/ou competição, por consequência da introdução de espécies, foi constatada em lagos da Floresta Atlântica (LATINI & PETRERE 2004).

O fato de muitas espécies de peixes introduzidos prosperarem em habitats degradados pela ação do homem e seus potenciais impactos, sugere que estes peixes podem representar o sintoma e a causa do declínio na saúde do rio e na integridade das comunidades aquáticas nativas. No entanto, os mecanismos e razões da introdução e a susceptibilidade variável destas espécies às condições degradadas do habitat, devido às suas características ambientais e biológicas, são alguns dos fatores que dificultam a interpretação dos padrões de distribuição e abundância de espécies introduzidas e, conseqüentemente, sua confiabilidade como indicadores da saúde do rio. Assim, a introdução de espécies pode confundir as estimativas de diversidade de espécies nativas se nestas não for levado em consideração o histórico do ambiente, das espécies nativas e introduzidas (ROSS 1991, MOYLE *et al.* 2003, KENNARD *et al.* 2005).

Apesar de no Brasil ainda não existirem muitos dados concretos a respeito do assunto, isto pode ser evidenciado se notarmos que em todos os grandes rios que percorrem as regiões mais populosas do país, (Sul e Sudeste) existe pelo menos uma espécie introduzida bem sucedida, sendo que em muitos locais estas são mais comuns que as espécies nativas (observações pessoais) e isto é confirmado em reservatórios de hidrelétricas nacionais (AGOSTINHO *et al.* 2007).

Desta forma, as relações entre distribuição, abundância e biomassa das espécies introduzidas de peixes, as características ambientais naturais, as características bióticas das assembléias nativas e os distúrbios e degradações ambientais, variáveis quanto às suas intensidades devem, sempre que possível, ser avaliados de forma integrada.

Um bom exemplo disso é o trabalho de Kennard *et al.* (2005), no qual a distribuição, abundância e biomassa dos peixes invasores foram avaliadas em relação a diversos parâmetros bióticos e abióticos. Neste estudo, o sucesso das invasoras não se deu em função do tamanho da

área de estudo, gradientes ambientais naturais, esforço de amostragem ou da resistência biológica da ictiofauna nativa, mas sim dos indicadores da intensidade de distúrbio que descrevem o habitat, como degradação ripária, qualidade da água e uso da terra circunvizinha; particularmente o grau de desenvolvimento urbano no entorno da bacia hidrográfica. O estudo conclui que um fator importante para o sucesso de uma espécie de peixe invasora é a integridade biológica do ambiente aquático natural. Assim, segundo os autores, espécies invasoras podem ser utilizadas na avaliação de impactos humanos e algumas espécies (particularmente espécies da família Poeciliidae) podem representar um bom indicador da qualidade do ambiente. Os fatores que confundem ou atrapalham a avaliação do potencial de sucesso de uma espécie introduzida e sua utilização com indicador de qualidade ambiental são apontados e amplamente discutidos por Ross (1991) e Kennard *et al.* (2005).

Cabe também lembrar que, no Brasil, além das introduções indiretas, causadas pela piscicultura, existiram e ainda existem inúmeros processos intencionais de introdução de peixes nos programas de estocagem chamados também de “repovoamento” ou “peixamento” (soltura de peixes e/ou alevinos, na maioria das vezes de espécies exóticas), praticados em ambientes naturais que sofreram ou sofrem severa ação antropogênica (estuários, lagos, rios e reservatórios). Estes, em geral fracassam, pois não são bem elaborados e utilizam premissas ecológicas equivocadas e ultrapassadas como “nichos vagos” e/ou chavões conservacionistas e populistas como a manutenção da diversidade das espécies e o aumento da produção pesqueira. Assim, apesar dos enormes esforços realizados em um longo período e ainda em andamento, em diversos tipos de ambientes, com variadas técnicas e espécies, não é possível apresentar sequer um exemplo que de fato seja bem sucedido.

Visto isto, pode-se concluir de forma efetiva que a estocagem, do modo que vem sendo conduzida, principalmente pela falta de planejamento, metas e objetivos concretos não é

recomendada, principalmente por ser outra grande responsável pela introdução de espécies em nosso país, principalmente em reservatórios (AGOSTINHO *et al.* 2007).

O processo de estocagem ou “peixamento” em rios, lagoas, lagos e represas têm contado com o apoio de instituições governamentais e de ensino e pesquisa. Por exemplo, o Departamento Nacional de Obras Contra a Seca (DNOCS), introduziu o tucunaré *Cichla ocellaris* Bloch & Schneider, 1801 em açudes do nordeste a partir da década de 40; a Companhia Energética do Estado de São Paulo (CESP) introduziu a pescada-do-Piauí *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) em seus reservatórios (MAGALHÃES *et al.* 2005); a Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), em convênio com a Empresa Brasileira de Aeronáutica (EMBRAER), com auxílio de aviões tanque, efetuou solturas de diversas espécies de peixes exóticos em corpos d'água da Bacia do Rio Paraíba do Sul, visando subsidiar “programas de restituição de fauna de peixes” (BIZERRIL & PRIMO 2001). Agostinho *et al.* (2007), também destacam a participação de diversas agências oficiais ligadas ao governo, como por exemplo, a Superintendência para o Desenvolvimento da Pesca (SUDEPE). Os autores acima, descrevem de forma bastante detalhada o papel das espécies introduzidas em 77 dos grandes reservatórios nacionais, destacando as suas ocorrências e impactos potenciais.

Além disso, a pesca amadora, mais especificamente, a cultura da pesca esportiva, mesmo sendo positiva em alguns aspectos (Ex: “pesque-solte” de espécies realmente nativas, turismo e economia), tem incentivado, por meio de revistas, páginas na internet e programas de TV a introdução direta e manutenção de inúmeras espécies altamente predadoras como o “black bass” *Micropterus salmoides* (Lacépède, 1802) e tucunaré *Cichla* spp. Bloch & Schneider, 1801 em diversos corpos d'água nacionais, além de aumentar os riscos de contaminações referentes à soltura de iscas vivas, que muitas vezes são soltas por motivos emocionais. Além disso, os pescadores esportivos que em muito poderiam contribuir para o controle das espécies

introduzidas acima mencionadas, retendo-as e/ou sacrificando-as, negam-se a fazê-lo. Isso pode ser evidenciado em diversos *sites* de associações de pescadores esportivos, como por exemplo, no MANIFESTO... (2004).

Entre os grandes problemas para o combate as introduções de peixes de água doce no país estão a falta de fiscalização, cumprimento e/ou adequação da legislação brasileira (ver ANEXO I – Aspectos Relevantes da Legislação Brasileira) e de dados precisos sobre a real distribuição geográfica de espécies da região neotropical, que pode resultar em distorções nas listas de espécies introduzidas. Alguns exemplos dos problemas causados por tais interpretações equivocadas são discutidos por BIZERRIL & PRIMO (2001). Possivelmente, a carência de informações e listagens fidedignas sobre as assembléias nativas, juntamente com a ausência de acompanhamentos sistemáticos de eventos relacionados à transposição de indivíduos entre populações isoladas, seja um dos fatores que contribuem para que este processo não seja raro. Assim, a falta de dados precisos referentes às populações nativas, e as relações das espécies introduzidas com a biota fluvial brasileira, na maioria dos casos, permitem apenas especulações teóricas referentes às introduções.

Embora escassos, os trabalhos mais recentes sobre o assunto confirmam também o crescente aumento no número de espécies de peixes introduzidos em água doce no país: 13 espécies foram registradas para a bacia do rio Paraná (AGOSTINHO & JULIO JR. 1996), 39 para os Estados do Nordeste (MAGALHÃES *et al.* 2005), 39 para o estado do Rio de Janeiro (BIZERRIL & PRIMO 2001) e 59 para o Estado de Minas Gerais (MAGALHÃES *et al.* 2005). Certamente estes números tendem a aumentar, uma vez que, às introduções continuam ocorrendo e nem todas são fáceis de ser detectadas e registradas. Além disso, o tema só agora começa ser discutido de forma séria em nosso país e as tendências são bastante favoráveis a investimentos

em pesquisa sobre o tema, o que certamente aumentará o número de trabalhos e pesquisadores interessados em espécies de peixes introduzidos em nosso país.

Das espécies de água doce introduzidas listadas para o território nacional, algumas têm sido apontadas como importantes agentes potencializadores de impacto sobre populações nativas no Brasil e em outras regiões do mundo. Destacam-se *Cichla* spp., *Clarias gariepinus*, *Ctenopharyngodon idella*, *Cyprinus carpio*, *Ictalurus punctatus*, *Micropterus salmoides*, *Oreochromis niloticus* e *Tilapia rendalli*, por seus impactos negativos referentes a competição e/ou predação, introdução de patógenos e parasitas e/ou por atuarem como catalisadores do processo de modificação ambiental (WELCOMME 1988, AGOSTINHO & JULIO JR. 1996, ALVES *et al.* 1999, BIZERRIL 1999, FULLER *et al.* 1999, BIZERRIL & PRIMO 2001, LATINI & PETRERE 2004, MAGALHÃES *et al.* 2005, VITULE *et al.* 2006a e b, AGOSTINHO *et al.* 2007). Todos os taxa acima citados são de porte mediano a grande, sendo amplamente difundidos em todo o território nacional para fins de piscicultura, pesca esportiva e/ou processos duvidosos de estocagem chamados de “repovoamento”.

Apesar dos impactos causados por espécies introduzidas de peixes serem eminentes e dos estudos serem escassos e incipientes, principalmente no Brasil, o princípio da precaução para espécies introduzidas, no qual **“as espécies introduzidas devem ser consideradas culpadas até que se prove o contrário”** (SIMBERLOFF 2003), é amplamente ignorado e sua introdução ainda vem sendo recomendada por alguns pesquisadores de órgãos públicos e privados, como por exemplo, se observa com o uso *Ctenopharyngodon idella* Valenciennes 1844, para controle biológico de macrófitas (*e.g.* LIGHT/UFRRJ 1994, STARLING 2005).

O papel da aquariofilia quando comparado ao da piscicultura, na introdução de espécies de água doce no Brasil é pequeno, mas não pode ser descartado, uma vez que já existem grandes cultivos de peixes ornamentais importados para estes fins. Também deve se levar em

consideração que em outros países, como os EUA, muitas das atuais invasoras foram introduzidas por meio da aquariofilia (FULLER *et al.* 1999).

Apesar de algumas pessoas, principalmente pescadores, considerarem “benéficas” introduções intencionais como, por exemplo, o “black-bass” *Micropterus salmoides* em reservatórios da região sudeste e sul e o tucunaré *Cichla* spp. no nordeste e sudeste do Brasil, devemos lembrar que não existem estudos detalhados e criteriosos que demonstrem tais benefícios. Assim, antes de julgarmos os “benefícios” iniciais de tais introduções, devemos considerar que estamos tratando de espécies territorialistas e carnívoras de topo de cadeia, sendo estes “benefícios” relativos, pois a exemplo de casos bem conhecidos, e com espécies ecologicamente similares (o caso da perca do Nilo já mencionado), observa-se que nos primeiros anos após o povoamento, ocorre um rápido crescimento populacional com reflexo na produção pesqueira, tal crescimento provoca uma depleção nas populações de peixes nativos, podendo levar algumas delas ao extermínio. O fenômeno subsequente é a falta de presas para sustentar as espécies introduzidas que tendem ao canibalismo, levando a uma diminuição no tamanho médio da população, em geral acabando com os propósitos iniciais do povoamento, ou seja, piorando a situação do ambiente e da pesca.

Existe ainda uma árdua necessidade de se conciliar os dados teóricos obtidos pelos cientistas com os trabalhos de campo efetivos e outros aspectos práticos realizados por técnicos agentes do governo e gerenciadores. Além disso, existe certo conflito entre o tempo gasto com estudos científicos teóricos e a necessidade emergencial de ações efetivas e rápidas para a erradicação ou controle de espécies introduzidas. Coblenz (1990) argumenta que muitos cientistas acadêmicos visam estudar tais espécies apenas para aumentar a produção científica e o número de trabalhos publicados. Na realidade o autor critica arduamente o sistema como um todo no qual, os pesquisadores são avaliados apenas por sua produção. Além disso, os organismos

introduzidos muitas vezes são vistos apenas como veículos para testar modelos teóricos já existentes, sem serem levados em consideração os aspectos sociais, éticos, legais e práticos.

A introdução de espécies pode e deve ser considerada como um tipo de poluição, em muitos aspectos, pior e mais complexa do que a poluição química, já que, nem mesmo os mais complexos e duradouros poluentes químicos possuem a capacidade de reproduzir e se dispersar de forma independente e integrada, perpetuando-se ao longo do tempo e modificando de forma irreversível a biodiversidade nativa original. Diferentemente de outras formas de poluição, espécies uma vez estabelecidas se dispersam e persistem no tempo ecológico, sendo raras as circunstâncias em que podem ser erradicados ou controlados, usualmente já depois de terem ocorrido graves danos ambientais (COBLENTZ 1990, PERRY & VANDERKLEIN 1996).

Na prática, prever os efeitos de uma introdução é quase impossível, porém, considerar os aspectos teóricos antes de uma introdução é aconselhável, assim como o entendimento do papel de espécies já introduzidas sobre a comunidade e o ambiente é fundamental, pois serve de parâmetro para evitar os prejuízos que tais introduções podem causar em ambientes novos e/ou pouco impactados.

Quando uma espécie de peixe se torna invasora, o manejo, apesar de difícil, caro e pouco utilizado em nosso país, é uma prática inevitável para diminuir os impactos por ela causados, uma vez que, erradicá-la é praticamente impossível. Há muitas alternativas para controlar ou reduzir os impactos causados por espécies invasoras, como o controle mecânico, biológico e químico, porém, todas elas apresentam custos econômicos e ambientais elevados. Conseqüentemente, antes de qualquer tipo de medida de controle ou mitigação dos problemas, são essenciais medidas preventivas como a conscientização e educação de técnicos, piscicultores, legisladores e principalmente da população em geral (PERRY & VANDERKLEIN 1996, MCNEELY 2001, CAMBRAY, 2003*b*), além de inspeções rigorosas, aprimoramento e aplicação efetiva das leis

existentes no país. Algumas iniciativas práticas como a criação de “listas negras” baseadas em análises de risco específicas (contendo espécies potencialmente invasoras), a consolidação e manutenção de uma base de dados nacional integrada e consistente sobre as espécies já introduzidas, juntamente com estudos detalhados e de longo prazo sobre seus impactos ao ambiente e a comunidade nativa são imprescindíveis. Uma vez que as medidas preventivas fracassem, detectar o problema o mais cedo possível, facilita e torna mais eficazes as tomadas de ações posteriores. Além disso, o desenvolvimento de pesquisas científicas básicas, por exemplo, sobre a auto-ecologia de espécies invasoras em ambientes naturais brasileiros devem ser incentivadas, uma vez que tais estudos ainda são realizados de forma incipiente em nosso país, principalmente por falta de recursos e incentivos.

1.2 – JUSTIFICATIVA DO TRABALHO

1.2.1 - **Constatação do problema na bacia do rio Guaraguaçu**

A Floresta Atlântica é um dos mais ricos e ameaçados ecossistemas do planeta em termos de biodiversidade, assim há necessidade de esforços efetivos para sua proteção e conservação (MYERS *et al.* 2000). Nela encontram-se inúmeros corpos d’água e rios de planície litorânea, como o rio Guaraguaçu, os quais estão entre os primeiros ambientes a sofrer com as degradações antrópicas, sendo os peixes um dos grupos de organismos mais ameaçados (MENEZES 1996, FARIA & MARQUES 1999, LOWE-McCONNELL 1999). Tais ambientes da região Neotropical, atualmente, se defrontam com um novo e preocupante problema, ocasionado pelas atividades humanas: a introdução de peixes. Conforme já mencionado anteriormente, a introdução de peixes é um assunto ainda pouco estudado no Brasil, apesar de ser considerada, no mínimo, a segunda principal razão da perda de diversidade em ecossistemas aquáticos continentais no planeta.

A idéia de estudar as espécies de peixes introduzidas no rio Guaraguaçu teve início a partir de relatos e/ou reclamações da população local, principalmente os ribeirinhos. Esta população (principalmente nas imediações das duas marinas localizadas nas margens da PR – 407 de onde saem os barcos de pescadores amadores e esportivos) obtém ao menos parte de sua renda por meio de atividades que, de forma direta ou indireta, estão relacionadas com a atividade da pesca esportiva e de lazer. Sendo que grande parte da comunidade ribeirinha nativa mais carente vende camarões vivos coletados no local para serem utilizados como isca na pesca do robalo.

A comunidade ribeirinha, já em 2001, relatava a grande quantidade de bagres-africanos capturados no rio desde uma enchente que, segundo eles, teria ocorrido por volta de 1990 e teria feito os tanques de um grande pesque-pague localizado na PR -508, chamado Pescobrás, transbordarem, causando o escape de uma grande quantidade de peixes. Estes também relatavam que após o aparecimento do bagre-africano, a pesca de inúmeros peixes nativos antes abundantes no local, como o cará *Geophagus brasiliensis* e mesmo o robalo *Centropomus paralelus* diminuiu drasticamente. Segundo alguns moradores, entre eles os proprietários das marinas e outros moradores residentes há mais de 30 anos no local, os bagres estariam comendo os peixes nativos ou os espantando dos pontos de pesca, e o cará antes abundante e que dava ao rio o apelido de rio “Cará-guaçu”, dado pela abundância e piscosidade da espécie no local, havia praticamente desaparecido. Além disso, o robalo, principal atrativo na pesca esportiva local e, portanto principal fonte de renda estaria, segundo eles, diminuindo e levando os pescadores a procurar outros pesqueiros como as baías de Guaratuba e da Babitonga.

No final do ano de 2002 a SPVS – Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental, na época administradora da recém criada Estação Ecológica do Guaraguaçu, fez um convite informal, por intermédio da ONG TEIA para que fosse elaborado um trabalho com peixes no rio que dá nome à área de preservação, visando aumentar o número de trabalhos científicos na

região do entorno da estação. Na época foi feita uma consulta prévia ao relatório da AER – Avaliação Ecológica Rápida (não publicada) realizada pelo convênio Pró-Atlântica/SPVS, que já previa problemas relacionados à introdução de espécies na bacia do rio Guaraguaçu, visto a grande quantidade de pesque-pagues e pisciculturas existentes nas nascentes do rio.

Em novembro de 2002 foram realizadas vistorias nos pesque-pagues, localizados principalmente nas margens da PR - 508 e um na PR - 407, os quais realmente apresentavam forte potencial de serem focos contaminadores, principalmente pela presença de tanques totalmente irregulares construídos a menos de cinco metros dos riachos que formam o rio Guaraguaçu. Desta forma, foi decidido se verificar *in loco* a existência de espécies introduzidas na bacia. Assim, com o apoio da SPVS e da Marina Guaraguaçu foram realizadas pescas experimentais na calha principal desse rio, próximo à foz do rio das Pombas, seu principal afluente da margem esquerda no trecho intermediário da bacia, nas quais foram capturados sete indivíduos de *Clarias gariepinus* em apenas um dia de campo.

Mediante todos estes fatos, associados às características de *C. gariepinus* descritas adiante, e levando em consideração que, as introduções de espécies são consideradas, no mínimo, a segunda maior ameaça a diversidade biológica, o tema começou a ser abordado e estudado de forma efetiva, resultando no presente trabalho e em outros trabalhos relacionados ao assunto, realizados pela equipe do EcoRios – Laboratório de Ecologia de Rios da UFPR.

1.2.2 – Características da principal espécie introduzida

O bagre-africano *Clarias gariepinus* foi a única espécie introduzida constatada, *a priori*, na bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu, o maior rio costeiro paranaense, tanto por meio de entrevistas com a comunidade local, como pela captura de indivíduos de vários tamanhos em coletas científicas (VITULE *et al.* 2006a). Portanto, *C. gariepinus* foi o foco principal do presente trabalho, apesar de posteriormente, outras espécies de não-nativas terem sido constatadas para a bacia hidrográfica e, portanto também incluídas no estudo.

A espécie ocorre naturalmente no continente africano e também em partes da Ásia como Israel, Síria e sul da Turquia, sendo uma das 32 espécies reconhecidas atualmente para o gênero *Clarias* (TEUGELS 1986, DE GRAAF & JANSSEN 1996). Habita águas calmas de lagos, rios, riachos e planícies alagadas que podem sofrer longos períodos de estiagem (DE GRAAF & JANSSEN 1996). Possui adaptações como pseudopulmões (órgãos arborescentes), corpo muito alongado e grande capacidade de produção de muco, as quais possibilitam que a espécie percorra longos trajetos fora d'água (DONNELLY 1973). A capacidade de comportamento anfíbio, em geral, pode proporcionar à espécie algumas vantagens adaptativas na ecologia alimentar (KRUITWAGEN 2007), no caso de *C. gariepinus*, facilitando o acesso a outros recursos alimentares inacessíveis as espécies de peixes nativos da região estudada (observação pessoal). A espécie é muito rústica, apresentando comportamentos extremamente elaborados e plasticidade na dieta, alimentando-se de um amplo espectro de itens como plâncton, artrópodos, moluscos, vegetais, peixes, répteis, anfíbios, etc. (WILLOUGHBY & TWEDDLE 1978, BRUTON 1978, BRUTON 1979a, b e c, SPATARU *et al.* 1987, WINEMILLER & KELSO-WINEMILLER 1996, YALÇIN *et al.* 2001b). Sua reprodução ocorre, geralmente, em um único período do ano, com a maturação gonadal associada ao aumento da pluviosidade (BRUTON 1979a, DE GRAAF *et al.* 1995, YALÇIN *et al.* 2001a). É uma espécie muito resistente a doenças e problemas

causados por falta de manutenção de tanques, sendo de importância comercial tanto para a pesca artesanal nos seus países de origem quanto em criadouros nos diversos países onde foi introduzida, sendo que dentre todos os bagres, os clariídeos são o segundo grupo mais importante comercialmente (DE GRAAF & JANSSEN 1996). Na década de 90, tal espécie foi introduzida para cultivo em tanques na Europa, Ásia e América Latina incluindo o Brasil (VERRETH *et al.* 1993), porém segundo Agostinho *et al.* (2007), sua introdução no Brasil data de 1986, sendo que mesmo em 2000 sua produção foi bastante elevada chegando a ultrapassar as 400 toneladas somente nos estados do Espírito Santo e Santa Catarina. No Estado do Paraná, como já mencionado anteriormente, seu cultivo foi amplamente difundido para fins de piscicultura, mas sua carne não foi bem aceita no mercado, levando os criadores a buscar alternativas de lucro, como os pesque-pagues. Estes com tanques irregulares, sem nenhum tipo de aparato de contenção e próximos aos leitos de rios, levando à contaminação dos mesmos e colocando em risco a ictiofauna nativa. Atualmente, por meio de entrevistas informais com funcionários da EMATER-PR, foi constatado que existem projetos de revigoração do cultivo de *C. gariepinus* na região estudada para fins de exportação dos filés. Além disso, também foi relatado que, na maioria dos casos, não existem os registros legalmente requeridos para os cultivos (ver ANEXO I), como quantidades, tamanho dos tanques e espécies cultivadas, fatos que reafirmam a ilegalidade da maioria dos cultivos existentes em nossa região.

Desta forma, este trabalho visa avaliar a ocorrência, distribuição e estrutura populacional de *C. gariepinus* e outras espécies introduzidas na bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu, assim como verificar a eficiência e adequação de diferentes petrechos de pesca na sua captura, contribuindo para a elaboração de planos de manejo e monitoramento, a fim de minimizar os possíveis desequilíbrios ocasionados por sua introdução.

2. OBJETIVOS

Os objetivos do presente trabalho foram baseados nas hipóteses gerais de que:

1. A distribuição e abundância das espécies introduzidas na bacia deve estar relacionada a habitats e/ou microhabitats específicos.
2. Existem métodos que maximizam a captura das espécies introduzidas minimizando a captura de espécies nativas.

2.1 - OBJETIVO GERAL

Identificar as espécies introduzidas na bacia hidrográfica do Rio Guaraguaçu, sua constância, distribuição, localizar os focos de contaminação, testar a adequação e eficiência de diferentes técnicas e aparelhos de pesca na sua captura, verificar sua estrutura populacional e flutuações espaço/temporais.

2.2 - OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Verificar variações nos parâmetros abióticos temperatura, pH e transparência em função da pluviosidade, espacial e sazonalmente, visando evidenciar possíveis relações com as capturas das espécies introduzidas;
- Verificar a composição da ictiofauna no trecho médio inferior da bacia hidrográfica e identificar quais as espécies de peixes introduzidos e seus principais trechos de ocorrência ao longo da bacia hidrográfica;

- Analisar a adequação e eficiência de diferentes técnicas e aparelhos de pesca na captura das espécies de peixes introduzidos na área estudada, comparando por petrecho o número de espécies nativas e introduzidas, sua abundância relativa, biomassa e comprimento total;
- Verificar as variações temporais nas capturas em tamanho, biomassa e número de indivíduos das espécies de peixes introduzidos e possíveis padrões e/ou correlações com as variações das espécies nativas;
- Determinar geograficamente os locais de ocorrência das espécies introduzidas ao longo da bacia e os potenciais focos de contaminação;
- Verificar as variações espaciais nas capturas em biomassa e número de indivíduos das espécies de peixes introduzidos e possíveis padrões e/ou correlações com as variações de espécies nativas e grau de conservação dos trechos;
- Analisar a estrutura populacional das espécies introduzidas mais abundantes, em relação a sua composição em tamanho, sexo e possíveis variações temporais e espaciais;
- Estabelecer a relação peso-comprimento das populações das espécies introduzidas mais abundantes no local, gerando parâmetros básicos para comparações com outros estudos.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 - ÁREA DE ESTUDO

O rio Guaraguaçu (25°42' S e 48°31' W) é o maior rio do litoral paranaense, com área de drenagem de aproximadamente 395,5 km² dentro da Floresta Atlântica, sendo formado pela confluência de inúmeros riachos que nascem na Serra da Prata (Parque Nacional Saint-Hilaire/Hugo Lange), a uma altitude de 800 m acima do nível do mar. Percorre um trecho extenso (cerca de 60 km) na planície litorânea, com influência de maré, passando por diversos trechos de floresta bem preservada e unidades de conservação como a Estação Ecológica do Guaraguaçu, até desaguar no Canal da Cotinga na baía de Paranaguá. Sua bacia hidrográfica faz parte da bacia do Leste, sub-bacia da baía de Paranaguá, litoral do Paraná, Brasil (FIGURA 2). Seu principal tributário da margem direita é o rio Pery, que nasce em Praia de Leste e encontra-se totalmente retificado e bastante degradado. Na margem esquerda os principais afluentes são os rios Indaial, do Meio, Cachoeirinha, das Pombas (com trechos retificados e onde se encontra a captação de água da SANEPAR), São Joãozinho e Pequeno. Suas águas são transparentes e/ou negro-avermelhadas devido às grandes quantidades de matéria orgânica e ferro recebido das florestas, que acidificam as águas, principalmente nos períodos mais chuvosos.

O clima na região é tropical, subequatorial, superúmido, sem estação seca e isento de geadas. Em geral, os índices anuais de chuva são superiores a 1000 mm e a temperatura média anual varia entre 17°C e 21°C (MAACK 1981, BIGARELLA 1999, SVOLENSKI 2000). As chuvas são diferentemente distribuídas ao longo dos anos, porém, em média entre os anos de 2004 e 2007, houve um padrão de distribuição na região do estudo com precipitações inferiores a 100 mm nos meses de maio, junho e agosto e superiores a 200 mm nos meses de novembro, dezembro, janeiro, fevereiro e março (FIGURA 3).

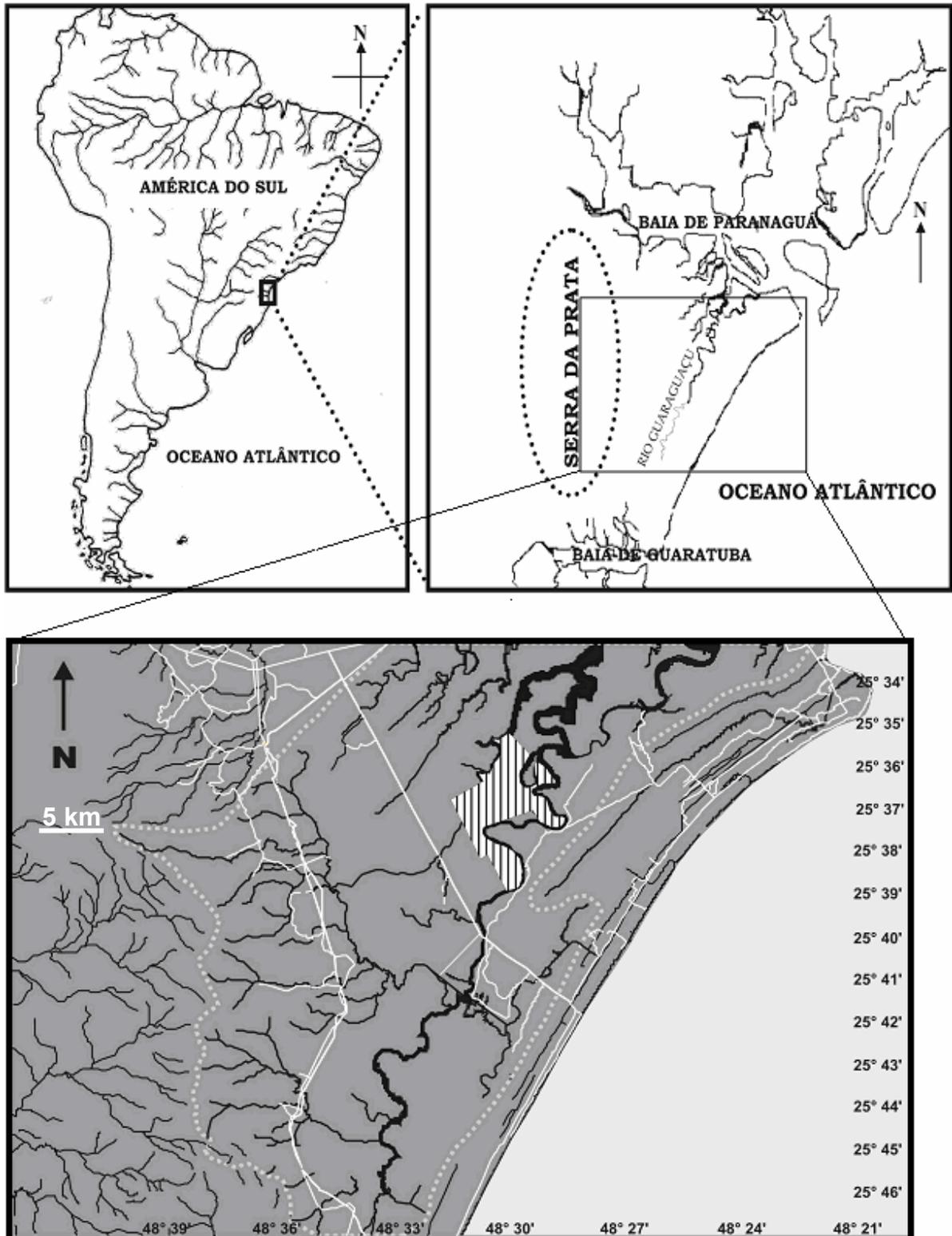


Figura 2. Localização da bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu. A área clara com faixas transversais pretas representa a Estação Ecológica do Guaraguaçu. Os riscos brancos contínuos representam as estradas e rodovias, o tracejado representa a área limite da bacia hidrográfica e os pretos os rios e riachos.

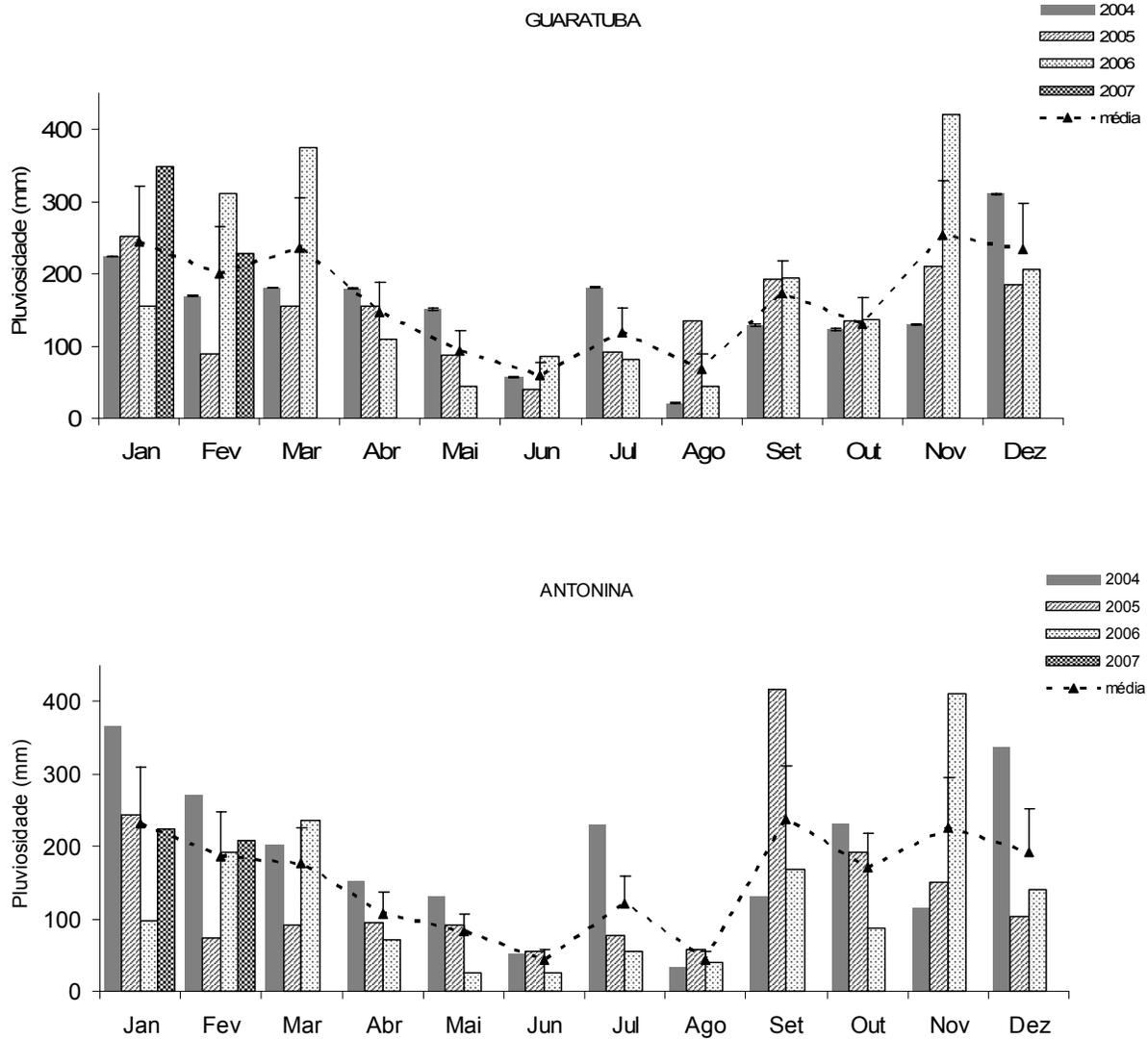


Figura 3. Precipitações mensais totais (barras) e médias \pm desvios padrão (triângulos) dos quatro anos e que foram realizadas as fases de campo do trabalho. Dados das estações de coletas de Guaratuba (altitude 18 m) e Antonina (altitude 80 m), estações mais próximas aos limites sul e norte da bacia do rio Guaraguaçu. Para o ano de 2007 só constam os dados de janeiro e fevereiro. Para as comparações gráficas nos resultados foram utilizados apenas os dados de pluviosidade de Guaratuba em função das discrepâncias na cota altimétrica da estação de Antonina, porém nos testes estatísticos foram utilizadas também as médias entre as duas estações amostrais. Fonte: SUDERHSA.

3. 2 - CARACTERIZAÇÃO DOS TRECHOS E AMOSTRAGEM

Para as coletas, a bacia hidrográfica foi dividida em oito estações amostrais, referentes a trechos espacialmente distintos no gradiente longitudinal (FIGURA 4). Em cada trecho foram determinados pontos amostrais correspondentes a diferentes tipos de habitats (remanso e corredeiras, rasos e profundos, margens e canal principal, várzeas, confluências com pequenos afluentes, vegetação, etc.) onde foram armadas as baterias de petrechos. Os seguintes parâmetros abióticos foram mensurados: salinidade, pH, transparência e profundidade. Para garantir a representatividade da bacia e motivos de logística, os trechos que foram amostrados em cada fase foram determinados, ao acaso, por sorteio, sendo que a estação quatro foi amostrada em todas as fases, visando principalmente comparações temporais.

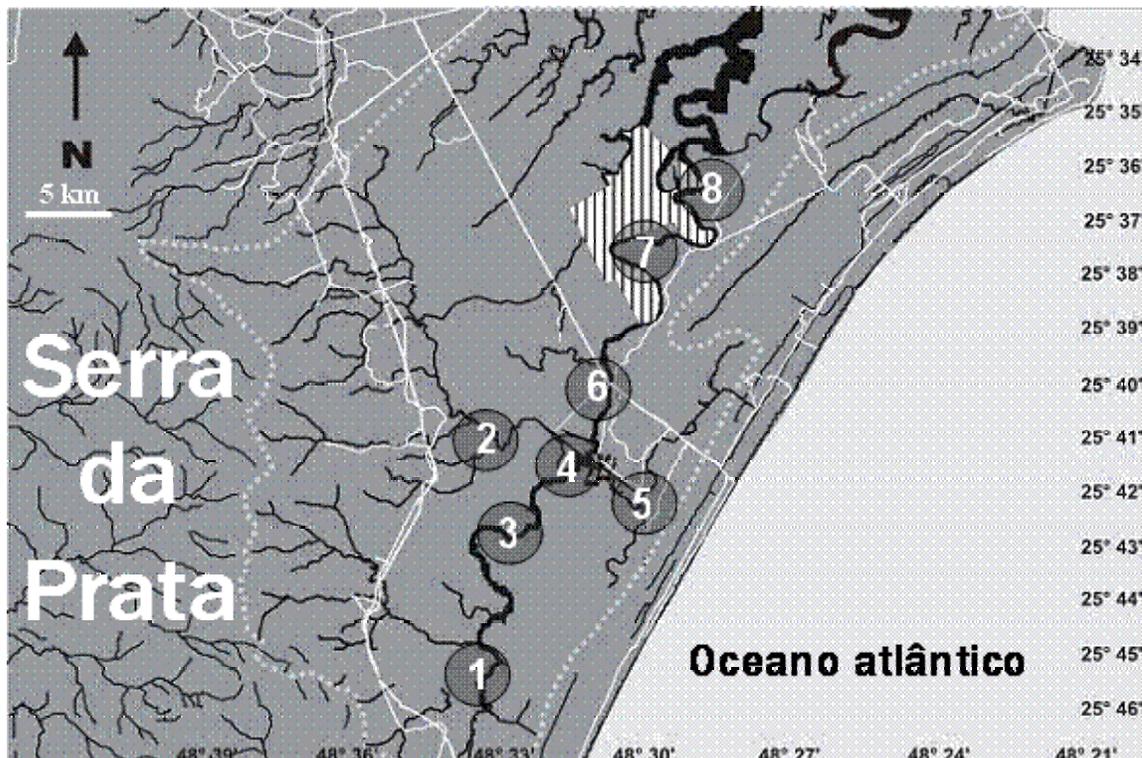


Figura 4. Localização dos diferentes trechos (estações amostrais) da bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu (círculos com números de um a oito). A área clara com faixas transversais pretas representa a Estação Ecológica do Guaraguaçu. Os traços brancos contínuos representam as estradas e rodovias, o tracejado representa a área limite da bacia hidrográfica e os pretos os rios e riachos.

Para as comparações sazonais, os meses do ano foram agrupados da seguinte forma: Primavera (setembro, outubro e novembro), Verão (dezembro, janeiro e fevereiro), Outono (março, abril e maio) e Inverno (junho, julho e agosto).

Além das diferenças relacionadas ao gradiente longitudinal e/ou ordem de grandeza, os oito trechos amostrados também apresentam diversas características próprias e/ou correlacionadas, as quais foram avaliadas de forma mais detalhada, com base em dados de campo, nos testes de ANOSIM, e análises integradas, descritos adiante. Cabe destacar o fato de que todos os trechos apresentam influência da maré devido ao refluxo da água doce na região da planície, porém em nenhum deles foi detectada salinidade, apenas no trecho oito foi detectada salinidade de 5 ‰, em uma única ocasião, durante uma maré de sizígia. Quanto ao estado de conservação, os oito trechos foram enquadrados em três categorias básicas de conservação (boa, média e ruim). Esta classificação foi baseada nas características do estado de conservação, como modificação estrutural do canal (retificações e dragagens), quantidade de gramíneas introduzidas ocupando as margens, quantidade e conservação da mata ciliar e vegetação ripária, distância das cidades e rodovias, e dificuldade de acesso via rio. A seguir, são descritas de forma resumida apenas algumas das características mais marcantes de cada um dos trechos amostrados.

Trecho 1 (T1: conservação boa) – Segunda ordem de grandeza. Localizado mais a montante na bacia (10 km das nascentes – Serra da Prata e 49 km da foz) e com o melhor estado de conservação dentre os trechos analisados, visto que possui acesso bastante restrito, seja por terra ou pelo rio. A profundidade não ultrapassa dois metros e a transparência é grande. A correnteza é bastante fraca, formando verdadeiras lagoas e com pouca influência de maré. Trata-se basicamente de um imenso caxetal com grandes árvores de *Tabebuia cassinoides* e vasta quantidade de vegetação ripária semi-submersas, como em um verdadeiro igapó amazônico.

Neste trecho, devido à baixa declividade, o rio se alarga chegando a medir 35 m de largura antes de começar um percurso de mais de dez quilômetros sem ultrapassar um metro e meio de largura e profundidade. A presença de gramíneas invasoras é bastante reduzida (< 20% das áreas marginais), principalmente nos locais com *T. cassinoides*.

Trecho 2 (T2: conservação ruim) – Terceira ordem de grandeza. Localizado longitudinalmente mais a montante (16 km das nascentes – Serra da Prata e 33 km da foz) no rio das Pombas. No geral, apresenta correnteza moderada, porém mais forte nos locais retificados. Em locais mais protegidos e com correnteza reduzida ocorre formação de grandes bancos de macrófitas aquáticas, tanto flutuantes como de fundo. A vegetação ripária também é abundante, porém com grandes bancos de gramíneas introduzidas *Echinochloa polystachya* (de 50 a 60% das margens), que chegam a sufocar a vegetação nativa e tomar a calha do rio dificultando a navegação. Existe uma grande influência da maré, principalmente no que se refere à transparência. Esta é alta nos meses mais secos notoriamente, na maré baixa, porém na maré alta (enchente de sizígia) e nos meses chuvosos a água se tona extremamente barrenta, devido ao carreamento dos sedimentos acumulados nos trechos retificados e assoreados. A profundidade máxima não ultrapassa os dois metros, sendo que existe uma grande quantidade de baixios. O acesso é relativamente fácil, para as pequenas embarcações, porém com dependência de maré, também existem diversos acessos terrestres, em áreas particulares. À jusante fica a Estação de Captação e Tratamento da Água do Rio das Pombas da SANEPAR, que abastece a população do litoral; na parte retificada do rio são necessárias dragagens periódicas devido ao assoreamento que prejudica a captação da água.

Trecho 3 (T3: conservação média) - Terceira ordem de grandeza. Trecho com acesso relativamente fácil por embarcações de pequeno porte, mas sem acesso terrestre e com certa atividade de pesca esportiva (22 km das nascentes – Serra da Prata e 29 km da foz). Existem

alguns ranchos de moradores ribeirinhos, inclusive coletores de camarão e algumas construções irregulares na área de mata ciliar. Possui correnteza e largura moderadas, existem porções com grandes quantidades de galhos submersos (“pauleiras” ou galhadas), locais com macrófita submersas e alguns bancos de *Echinochloa polystachya* (cerca de 30% das margens). A profundidade do canal do rio neste trecho é maior que nos dois primeiros (em média cerca de três metros e meio) e existem três poços com profundidades de até nove metros.

Trecho 4 (T4: conservação ruim) – Quarta ordem de grandeza. Foi escolhido *a priori* como estação amostral fixa por apresentar fácil acesso terrestre (próximo às marinas e de fácil navegação) e por ser, segundo relatos dos moradores da região, observações pessoais e dados de coletas piloto, um trecho considerado *a priori*, como de abundância e/ou concentração de *C. gariepinus*. Está localizado longitudinalmente em posição mediana (25 km das nascentes – Serra da Prata e 26 km da foz), tanto em relação à bacia hidrográfica como um todo, como em relação aos demais trechos amostrados. A região possui porções ratificadas a montante da foz do rio das Pombas. Existem muitos locais com águas calmas, inclusive um grande braço de rio formado na antiga foz do rio das Pombas, denominado localmente como “Lagoa-do-Jacaré”. A largura varia de 3 a 60 m, por conta das gramíneas. Nos locais mais calmos e de menor profundidade existem grandes bancos de macrófitas bentônicas e flutuantes. Além disso, este é o trecho com grande quantidade das gramíneas invasoras, *E. polystachya*, que formam grandes bancos contínuos, tomando cerca de 60% das margens do rio e chegando a dificultar a navegação em alguns locais. Existem dois grandes poços, um na foz do rio das Pombas com 10 m de profundidade, e um com 11,5 m conhecido localmente como “Poço-do-Jacaré”.

Trecho 5 (T5: conservação ruim) – Segunda ordem de grandeza. Local onde existia o antigo rio Pery (10 km das nascentes – Noroeste da Planície e 30 km da foz), afluente que foi totalmente retificado. A qualidade da água é visivelmente muito inferior à dos demais afluentes,

isto provavelmente, devido ao antigo rio Pery ter sido transformado em um longo canal retilíneo e de baixa profundidade, que recebe água diretamente de outros canais menores, os quais vêm diretamente dos balneários próximos, e de locais muito próximos ao lixão de Pontal do Paraná. A água é muito turva e fétida. A área apresenta muitos acessos terrestres e verdadeiros terrenos baldios que vão até as margens do canal principal. Quase não existe mata ciliar, vegetação ripária nativa ou macrófitas de fundo. O trecho é dominado por gramíneas invasoras (>80% das margens) e diversas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes, as quais muitas vezes dificultam o acesso. É notoriamente o trecho mais impactado de toda a bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu.

Trecho 6 (T6: conservação ruim) – Quarta ordem de grandeza. Local onde a PR- 407 cruza o rio Guaraguaçu (28 km das nascentes – Serra da Prata e 22 km da foz) e onde existe o mais fácil acesso, tanto por via terrestre, nas duas margens, como por rio, visto que as duas únicas marinas existentes no rio se encontram inseridas neste trecho. O fácil acesso proporcionou a construção de inúmeros ranchos de lazer, e das marinas, o que por si só já compromete a mata ciliar. Existe um grande fluxo de embarcações voltadas à pesca esportiva que saem das duas marinas. É o trecho a jusante da desembocadura do rio Pery, o que também compromete a qualidade da água, aliado a isso existe o fato de ser o local onde deságua o rio São Joãozinho, que recebe diretamente a água dos canais de escoamento da rodovia, e da REOMAR, localizada na margem da PR – 407, estabelecimento que, no ano de 2000 mantinha matrizes de *Ictalurus punctatus*. O trecho apresenta uma profundidade média de 4 m em sua calha principal, com três poços profundos; o poço mais profundo chega a atingir 11,5 m. Apesar da grande quantidade de ranchos, existe uma grande quantidade de mata ciliar e vegetação ripária nativa, porém já com grandes bancos de gramíneas invasoras *E. polystachya* (cerca de 50% das margens), estabelecidos nos locais mais lânticos e rasos.

Trecho 7 (T7: conservação média) – Quarta ordem de grandeza. Localizado a jusante das marinas e da foz do rio São Joãozinho (33 km das nascentes – Serra da Prata e 18 km da foz). Possui acesso terrestre em sua margem direita, porém em sua margem esquerda o acesso é restrito e encontra-se parte da Estação Ecológica do Guaraguaçu (E.E.G.). Apresenta um bom estado de conservação da vegetação ciliar, grande quantidade de galhadas e brejos marginais, apesar de já existirem grandes bancos de gramíneas invasoras *E. polystachya* (cerca de 40% das margens), em alguns pontos. A menor largura do rio é superior a 30 m. A correnteza, assim como a força da maré, é proporcionalmente maior que nos trechos a sua montante (apesar disso neste local nunca foi medida salinidade acima de zero), já a profundidade é semelhante a do trecho anterior. Este trecho é bastante utilizado por pescadores esportivos, existindo um grande fluxo de embarcações, principalmente nos finais de semana.

Trecho 8 (T8: conservação boa) – Quarta ordem de grandeza. Local mais a jusante da bacia, amostrado durante o trabalho (41 km das nascentes – Serra da Prata e 10 km da foz). Como no trecho anterior, limita parte da E.E.G. em sua margem esquerda, com acesso terrestre apenas do lado direito, principalmente em um local denominado “Barranco-Branco”, defronte a um poço utilizado como pesqueiro por moradores locais, durante os finais de semana. É um local bastante preservado (< 20% de gramíneas introduzidas), já com participação de vegetação típica de mangue e largura mínima superior a 50 m. A correnteza e a força da maré são proporcionalmente maiores que nos trechos a sua montante. A profundidade média na calha principal é superior a 5 m e na maré mais alta foi registrada salinidade de 5 ‰ durante uma das amostragens. Também é bastante utilizado por pescadores esportivos, na pesca do robalo, existindo um fluxo intenso de embarcações, principalmente nos finais de semana.

3.3 – AMOSTRAGENS

Foram realizadas ao todo, 28 fases de campo, sendo 7 coletas sem padronização efetivamente adequada quanto ao tempo de despesca, por falta de barco e motor apropriados e com a utilização apenas de espinhéis e redes malhas 20, 40 e 60 mm entre nós consecutivos; 17 coletas padronizadas, com esforço de pesca efetivamente padronizado dentro das limitações técnicas e/ou operacionais; 3 coletas complementares, em trechos da bacia fora das estações amostrais previamente estabelecidas (como pequenos afluentes de primeira e segunda ordem de grandeza) e/ou nas oito estabelecidas, porém com esforço não padronizado, com pesca elétrica, redes de mão e varas, visando uma complementação do inventário e em 23 coletas foram tomados em campo os dados abióticos, conforme indicado no quadro abaixo:

Anos	2002	2004						2005					2006					2007										
Coletas / meses	dez	mai	jun	jul	ago	set	out	abr	jul	ago	set	out	nov	dez	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	set	out	nov	dez	jan	fev	ago
Sem padronização	X	X	X	X	X	X	X																					
Padronizadas								X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Complementares								X																		X	X	
Dados abióticos				X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

O esforço de pesca padronizado efetivo em cada fase de campo foi de três dias, com 24 horas de pesca em cada estação amostral, com despescas diurnas e noturnas. Este procedimento resultou em um esforço total de aproximadamente 1500 horas de petrechos em água, com os seguintes petrechos de pesca: seis redes de espera (30 X 1,70 m) malhas 20, 40, 60, 80, 100 e 150 mm entre nós consecutivos; três covos (1,60 X 60 m) malhas 2 mm e abertura de boca de 10 cm; três espinhéis de 10 m com 10 anzóis 7/0 em cada um deles; mais pescas acessórias com varas, tarrafas malha 20 mm, covos, peneiras e pequenas redes de arrasto manual malha 2 mm. As despescas eram realizadas entre três e doze horas de intervalo, dependendo da maré, distância e dificuldade de acesso de cada trecho, dificuldades técnicas e/ou operacionais e da quantidade de indivíduos capturados. Quando houve intervalo superior a dez horas entre uma revisão e outra, o

grau de integridade dos indivíduos capturados era averiguado, e os indivíduos comprometidos eram descartados das mensurações. Os indivíduos capturados foram pesados (com precisão de 0,01 g) e mensurados (com precisão de 1 mm) ainda em campo, em seguida fixados e levados para o laboratório para confirmação das identificações realizadas em campo por meio de referências especializadas, consultas ao FISHBASE, comparações com indivíduos de coleções científicas e, quando necessário, consultas a especialistas.

Os dados abióticos foram tomados em diferentes pontos, sempre próximos aos petrechos de pesca, em cada um dos trechos durante as despescas. Tais dados foram obtidos, de acordo com a disponibilidade dos aparelhos de mensuração, durante as respectivas fases. Por este motivo, alguns parâmetros como pH e transparência foram respectivamente tomados em 22 e 19 meses, e a condutividade foi verificada apenas em três fases, duas durante o verão e uma durante o inverno.

3.4 – ANÁLISE DOS DADOS

Os dados abióticos coletados foram verificados temporal e espacialmente, por meio de análises gráficas, comparações e testes de correlação de Spearman, entre os múltiplos fatores, visando à identificação de possíveis padrões e influências. As amostras que continham os parâmetros pH, transparência e temperatura, tomados simultaneamente, foram analisadas por meio de Análise dos Componentes Principais – PCA, para a observação de qual variável possui mais influência na dispersão do grupamento de amostras. Para a confecção da PCA os dados brutos de pH, transparência e temperatura foram estandardizados e normalizados. Com os dados estandardizados e normalizados foi feita uma matriz de similaridade por Distância Euclidiana (D1 - LEGENDRE & LEGENDRE 1998, KREBS 1999, KREBS 2001), com a qual foi efetuada uma Análise de Variação entre Similaridades - ANOSIM, um teste de hipóteses baseado em

permutações randômicas, análogo aos testes de ANOVA, para verificar o grau de magnitude e significância das diferenças entre os grupamentos qualitativos pré-estabelecidos, em função dos fatores, no caso os trechos do rio e os meses de coleta (CLARKE & GORLEY 2001).

Os locais onde as espécies introduzidas mais representativas foram capturadas foram indicados em tabelas, e geograficamente delimitados em mapas, para determinação da sua distribuição ao longo da bacia hidrográfica, e para verificação das distâncias dos potenciais focos de contaminação.

As espécies mais constantes foram determinadas, mensalmente e por amostra, pelo índice de constância (DAJOZ 1973), $C = p/P \times 100$, onde C = valor de constância da espécie, p = número de coletas contendo a espécie estudada e P = número total de coletas efetuadas. Uma espécie é considerada CONSTANTE quando apresenta $C > 50\%$, ACESSÓRIA, quando $25\% < C < 50\%$ e ACIDENTAL, quando $C < 25\%$.

Foram feitas comparações gráficas temporais, espaciais e por petrecho de pesca (independente e bateria de petrechos total) entre as espécies nativas e introduzidas, com os dados das capturas totais, tanto em comprimento total (médias, desvios padrão, máxima e mínima), quanto em números absolutos, abundâncias relativas e biomassa total. Também foram efetuados teste de correlação de Spearman, a fim de testar a relação direta entre os alguns dos principais fatores abióticos e a pluviosidade.

Análises multidimensionais integrativas foram realizadas utilizando matrizes de similaridade obtidas por meio do coeficiente de Bray-Curtis (S17 - LEGENDRE & LEGENDRE 1998, KREBS 1999, KREBS 2001), a partir dos dados de biomassa e abundância das espécies capturadas, e sua CPUE ponderada dentro de cada amostra e para as amostras sorteadas, no caso dos trechos. Quando necessário os dados foram apropriadamente transformados e/ou estandardizados, para diminuir a discrepância entre as amostras. As matrizes iniciais foram

associadas a fatores qualitativos ou quantitativos múltiplos, visando identificar quais os fatores determinantes para a formação dos grupamentos. Primeiramente, foi feito um dendrograma formando *clusters* pelo método de UPGMA, com ligação completa. Posteriormente, foi realizada uma Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrica - (MDS) e confeccionado um gráfico que representa de forma bidimensional a dispersão das amostras em um espaço multidimensional, indicando o grau de *stress* de sua representação. No mesmo gráfico foram destacados as amostras e os fatores pré-estabelecidos por meio de símbolos. O *cluster* obtido foi sobreposto ao MDS, para uma comparação integrativa entre os dois diferentes métodos de análises gráficas e visualização do coeficiente de similaridade obtido para cada grupamento. Após a confecção do MDS foi feita uma ANOSIM, para verificar as diferenças entre os grupamentos em função dos fatores, e para a verificação dos valores do R global e significância *p* dos grupamentos gerais, e quando possível, foram realizadas comparações par a par. Por fim, foi feita uma análise discriminante do tipo SIMPER – (porcentagens – similaridade/distância - espécies/variáveis) para verificar as dissimilaridades entre os grupamentos formados e quais espécies mais contribuíram na formação dos grupamentos, utilizando o pacote PRIMER-E v 6.0 (CLARKE & GORLEY 2001).

As análises de estrutura de população das espécies introduzidas foram realizadas apenas com as duas espécies mais abundantes, ou seja, *C. gariepinus* e *I. punctatus*. Para *C. gariepinus* foram feitas comparações gráficas, estimativa da relação comprimento/massa e teste qui-quadrado para as análises de proporções entre sexos e por trechos. Para as comparações das médias dos comprimentos foi usado teste *t*, quando adequado para conjunto de dados, do contrário, foi utilizado o teste não paramétrico de Mann-Whitney, sendo considerados significativos apenas os resultados com $p < 0,05$. Para *I. punctatus* não foi possível fazer uma distinção apropriada dos sexos, portanto todas as análises foram feitas para a amostral geral.

4. RESULTADOS

4.1 - DADOS ABIÓTICOS

4.1.1 - Temperatura

A temperatura da água variou de 16°C em julho de 2004 no trecho 3 a 32°C em janeiro de 2005 no trecho 8. Quanto às médias das comparações temporais foram verificadas temperaturas em torno de 26°C nos meses de novembro e dezembro de 2005; janeiro, fevereiro e dezembro de 2006. Nos meses de julho e agosto de 2004 e 2005; abril e maio de 2006, as temperaturas foram em média inferiores a 20°C. Não foram verificadas grandes variações de temperatura em relação aos trechos da bacia, sendo que as maiores variações observadas, ocorreram em função do período de amostragem (FIGURAS 5 e 6).

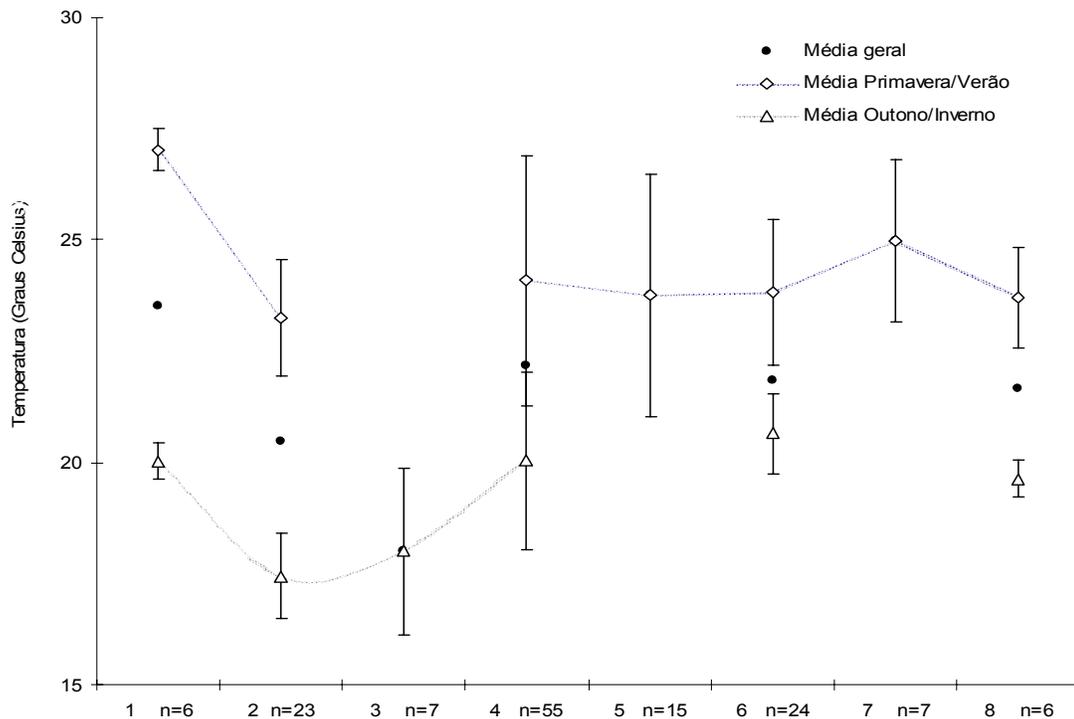


Figura 5. Médias Primavera/Verão e Outono/Inverno (\pm desvios padrão; exceto na' geral) dos valores de temperatura da água tomados ao longo da bacia do rio Guaraguaçu. Em função do tipo de amostragem, alguns trechos foram amostrados em apenas um período do ano, fato este responsável por algumas das variações observadas.

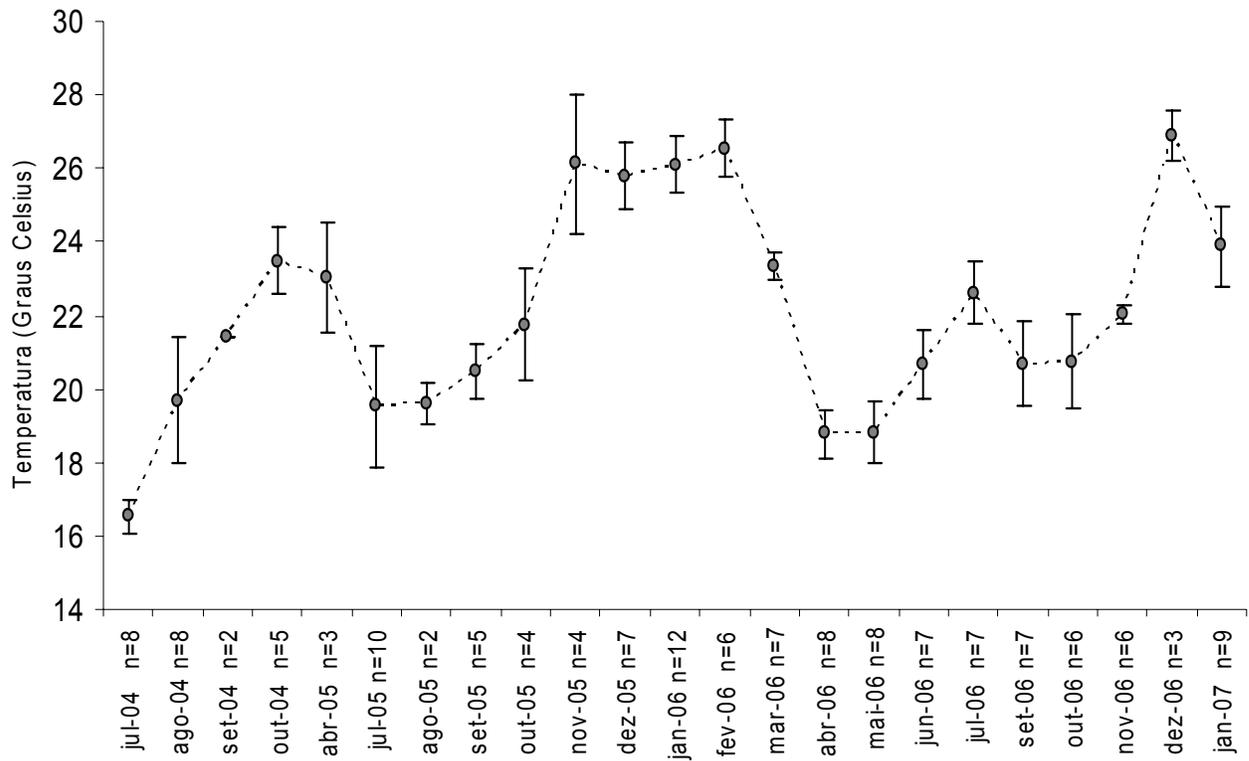


Figura 6. Médias mensais (\pm desvios padrão) da temperatura da água no rio Guaraguaçu, tomadas durante as atividades de campo apenas nos trechos intermediários (4 e 6).

4.1.2 - pH

Com relação aos diferentes trechos da bacia, em média, os valores do pH apresentaram uma tendência a aumentar de acordo com o gradiente longitudinal da bacia, ou seja, o pH foi mais ácido nos trechos a montante e mais alcalino nos trechos a jusante da bacia, sempre com grandes desvios apresentados na maioria dos pontos (FIGURA 7).

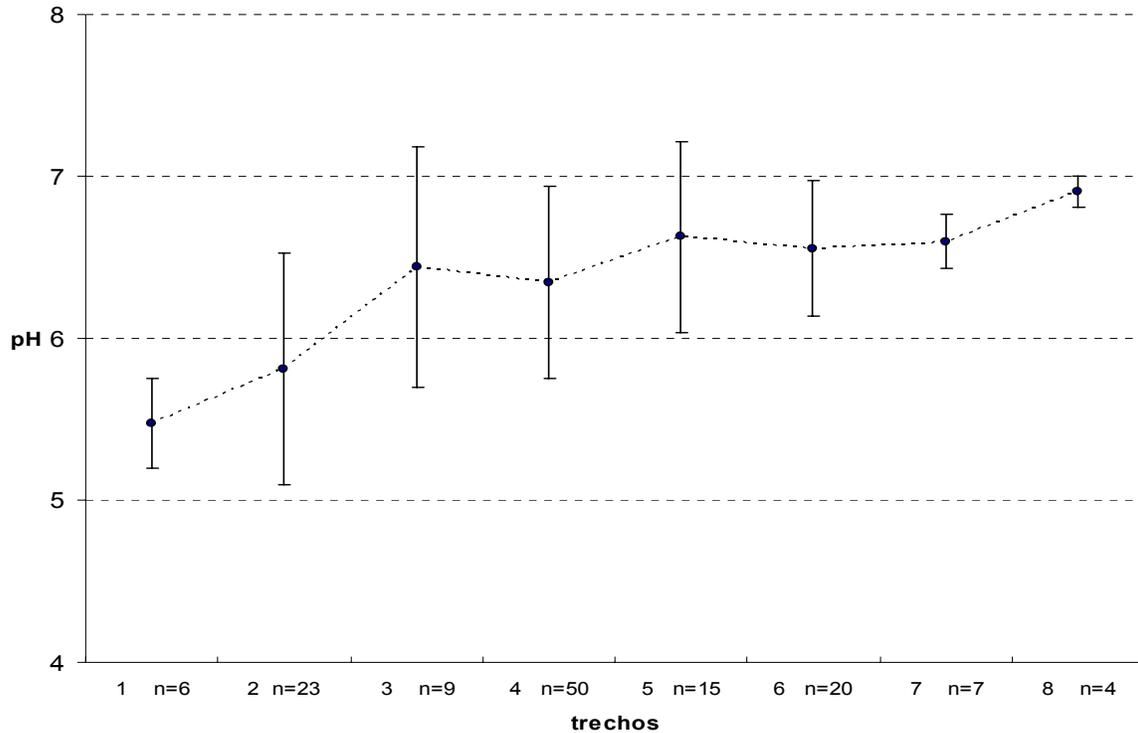


Figura 7. Médias (\pm desvios padrão) dos valores de pH da água medidos apenas no período seco (Outono/Inverno) nos trechos intermediários (4 e 6) da bacia do rio Guaraguaçu.

Quanto às médias mensais foram registrados valores de pH inferiores a seis em setembro e outubro de 2006 e maiores que sete em setembro e agosto de 2004. Comparando-se os valores das médias mensais do pH tomadas no trecho intermediário da bacia hidrográfica, com as médias de pluviosidade foi possível notar um padrão inversamente proporcional, ou seja, quanto maiores os valores de pluviosidade, menores os valores do pH (FIGURA 8). Foi verificada uma correlação negativa entre o pH e a pluviosidade (Coeficiente de Spearman: $r_s = -0,43$; $t = -2,19$; $p = 0,04$).

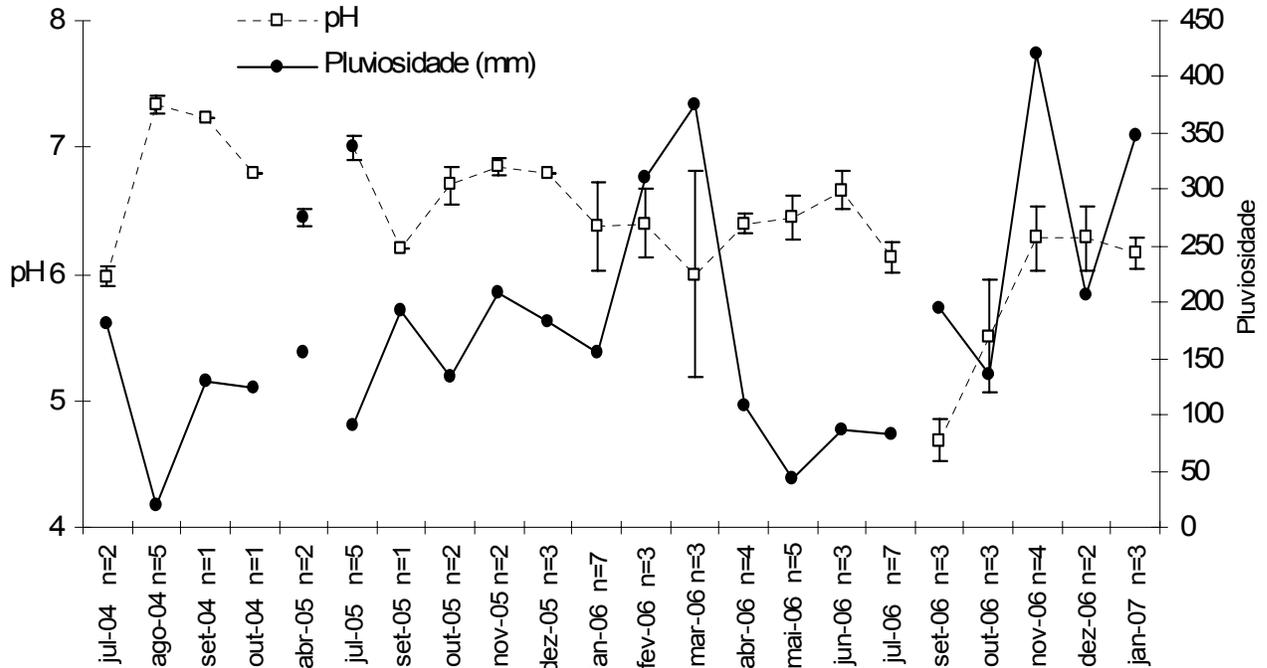


Figura 8. Comparação entre as médias (\pm desvios padrão) dos valores de pH mensais, tomados nos trechos intermediários da bacia (4 e 6), com os respectivos valores de pluviosidade na bacia do rio Guaraguaçu.

4.1.3 - Transparência

A transparência de um modo geral foi marcada por uma grande variação; isto se torna bastante visível pelos altos desvios apresentados na maioria dos trechos da bacia. Exceção marcante foi o trecho 5, sempre com águas menos transparentes (FIGURA 9), independente da maré e período mais seco do ano.

Quanto às médias mensais, foram registrados valores de transparência inferiores a 60 cm em setembro e dezembro de 2005; janeiro, setembro e dezembro de 2006 e maiores que 100 cm em abril, maio, junho e julho de 2006. Comparando os valores das médias mensais da transparência com as médias de pluviosidade, também foi possível notar um padrão inverso, ou seja, quanto maiores os valores de pluviosidade, menores os valores da transparência (FIGURA 10). Desta forma, foi verificada uma correlação negativa entre transparência e pluviosidade (Coeficiente de Spearman: $r_s = -0,51$; $t = -2,44$; $p = 0,025$).

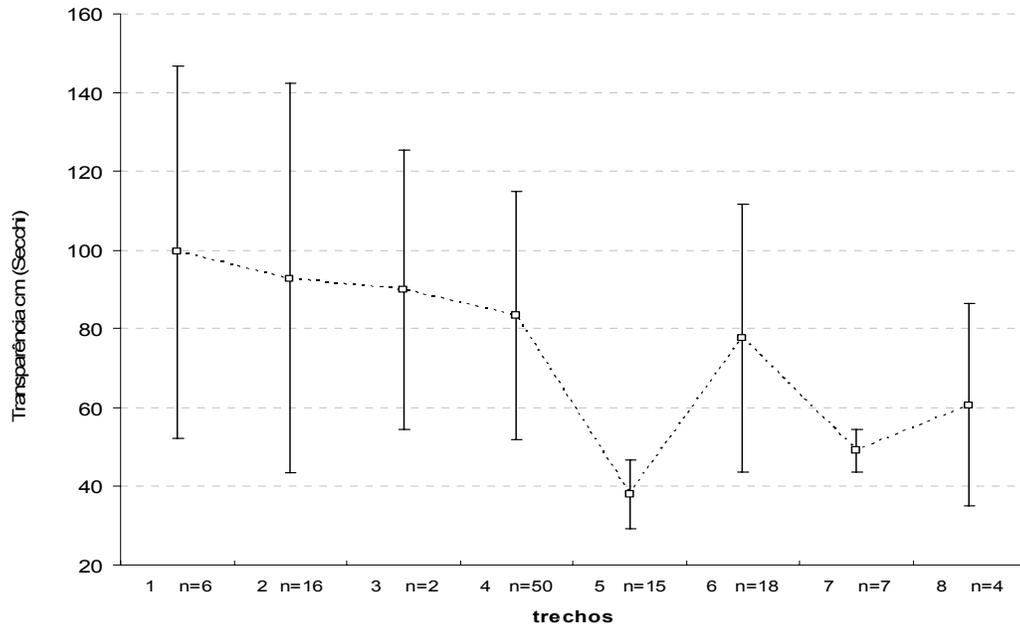


Figura 9. Médias (\pm desvios padrão) dos valores da transparência (Secchi 0,01 cm) em cada um dos trechos do rio Guaraguaçu, tomadas apenas durante a baixa maré no período seco (Outono/Inverno).

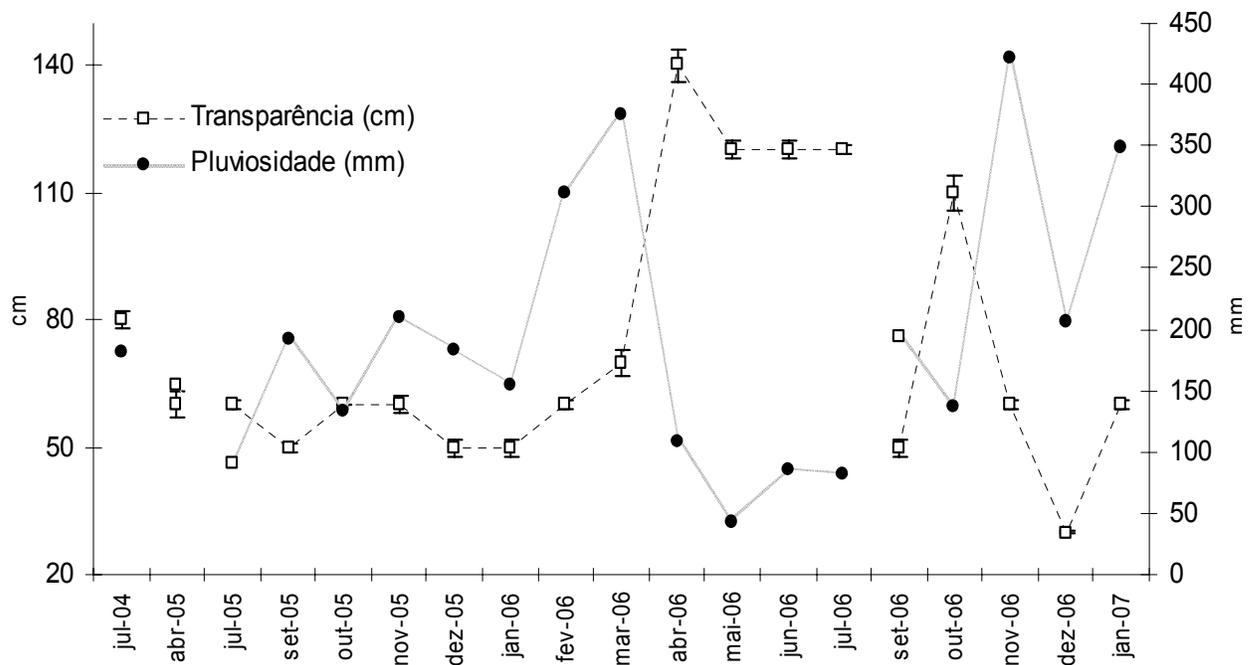


Figura 10. Médias (\pm desvios padrão) dos valores da transparência mensais (Secchi em cm – eixo com escala à esquerda) (somente valores tomados na maré baixa - $n = 5$ para todas as amostras) no trecho intermediário da bacia do rio Guaraguaçu comparados com os respectivos valores de pluviosidade (eixo à direita).

4.1.4 - Análise dos Componentes Principais

A ordenação multidimensional feita por meio da Análise dos Componentes Principais – (PCA) utilizando as variáveis pH, temperatura e transparência (Secchi), tomadas simultaneamente para cada uma das amostras, resultou em uma representação ideal, no plano bidimensional dos eixos PC1 (58%) e PC2 (28%), que juntos explicaram 86% da variação total. Os valores dos coeficientes dos auto-vetores foram respectivamente PC1: transparência=0,64; pH=-0,43; temperatura=-0,63; PC2: transparência=-0,28; pH=-0,9; temperatura=0,33. Assim, foi possível identificar que grande parte da dispersão das amostras ocorreu em função dos vetores transparência e pH (FIGURA 11). Desta forma a maioria das amostras tomadas no Trecho 5, formaram um aglomerado distante dos demais trechos, principalmente em função da transparência reduzida e pH alcalino, independentemente da baixa pluviosidade. A temperatura não foi um fator marcante na distinção das amostras. As análises de ANOSIM utilizando os fatores trecho do rio e pluviosidade (representados na FIGURA 11) resultaram respectivamente em valores de $R=0,135$; $p=0,003$ e $R=0,264$; $p=0,001$. Nos testes de combinação par a par, os trechos que apresentaram as diferenças mais significativas foram T6 x T1: $R=0,508$; $p=0,003$; T5 x T2: $R=0,331$; $p=0,001$ e T5 x T1: $R=0,588$; $p=0,003$.

4.1.5 - Condutividade

Este parâmetro foi verificado apenas em três fases. Durante as medições, não houve variações acima de $30 \mu\text{S cm}^{-1}$ na condutividade entre os trechos, ficando sempre em torno de $50 \mu\text{S cm}^{-1}$ esta variou de $30 \mu\text{S cm}^{-1}$ no trecho 2 a $60 \mu\text{S cm}^{-1}$ no trecho 6.

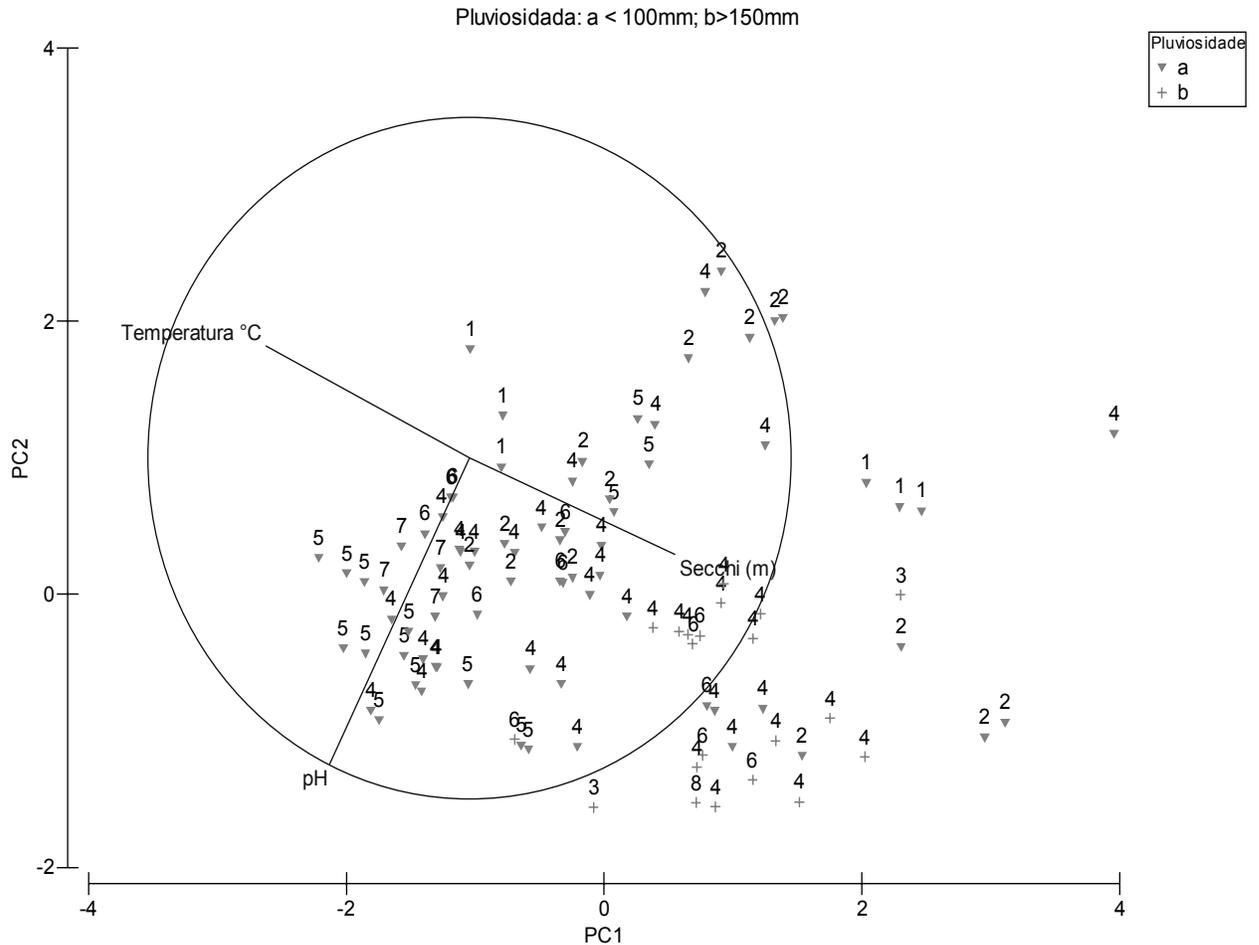


Figura 11. Análise dos Componentes Principais – PCA, utilizando as variáveis pH, temperatura e transparência (Secchi - m) (eixos indicativos), tomadas simultaneamente para cada uma das amostras. Os eixos PC1 e PC2 correspondem respectivamente a 58 e 28% da variação dos auto-vetores. Os números correspondem respectivamente aos trechos da bacia hidrográfica e os símbolos representam os períodos seco (triângulo invertido) e chuvoso (+), ambos os fatores testados pela ANOSIM: Trechos – $R=0,135$; $p=0,003$ e Pluviosidade – $R=0,264$; $p=0,001$.

4.2 - DADOS BIÓTICOS

Foram capturadas ao todo 50 espécies de peixes, 44 nativas e 6 introduzidas, pertencentes a 26 famílias e 8 ordens, perfazendo um total de 12.342 indivíduos com biomassa de 351.774 g. As ordens mais representativas, para a amostragem total, foram Characiformes, Perciformes e Siluriformes, cada uma com 13 espécies, respectivamente com três, uma e duas espécies introduzidas (TABELA I). Somente *Hoplias malabaricus* e *Rhamdia quelen* ocorreram em todos os locais amostrados, nove espécies foram típicas de pequenos afluentes, sendo capturadas somente com peneiras e cinco só ocorreram no trecho 8, sendo capturadas somente com varas de mão. A peneira e o covo foram os petrechos que capturaram o maior número de espécies, todas elas nativas, a maior parte, espécies restritas aos pequenos tributários. As redes de espera de malhas 100 e 150 mm não capturaram nenhum indivíduo, por isso foram excluídas de todas as análises posteriores. O trecho 4 apresentou o maior número de espécies devido ao maior esforço amostral. As Tabelas II e III respectivamente, registram os locais e petrechos nos quais as espécies foram capturadas e as estimativas de suas frequências de ocorrência percentuais em relação ao número de amostragens mensais.

Tabela I. Espécies capturadas durante o período de estudo na bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu (dispostas em ordem alfabética), indicando respectivamente o autor, ordens, famílias, nomes populares usados na localidade, origem e código utilizados nas análises. *nd = espécie “nova” descoberta, ainda não descrita.

ESPÉCIES CAPTURADAS	AUTOR E DATA	ORDEM	FAMÍLIA	NOME POPULAR	ORIGEM	CÓDIGO
<i>Acentronichthys leptos</i>	Eigenmann & Eigenmann, 1889	SILURIFORMES	Heptapteridae	Bagrinho	nativa	Ace
<i>Astyanax altiparanae</i>	Garutti & Britski, 2000	CHARACIFORMES	Characidae	Lambari	introduzida	Ast
<i>Awaous tajasica</i>	(Lichtenstein, 1822)	PERCIFORMES	Gobiidae	Não possui	nativa	Awa
<i>Brachyhypopomus</i> sp. (*nd)		GYMNOTIFORMES	Hypopomidae	Morenita	nativa	Bra
<i>Brevoortia aurea</i>	(Spix e Agassiz, 1829)	CLUPEIFORMES	Clupeidae	Savelha	nativa	Bre
<i>Centropomus parallelus</i>	Poey, 1860	PERCIFORMES	Centropomidae	Robalo-peva	nativa	Cenp
<i>Centropomus undecimalis</i>	(Bloch, 1792)	PERCIFORMES	Centropomidae	Robalo-flecha	nativa	Cenu
<i>Characidium</i> sp.		CHARACIFORMES	Crenuchidae	Canivetinho	nativa	Cha
<i>Citharichthys spilopterus</i>	Günther, 1862	PLEURONECTIFORMES	Bothidae	Linguado	nativa	Cit
<i>Clarias gariepinus</i>	Burchell, 1822	SILURIFORMES	Clariidae	Bagre-africano	introduzida	Cla
<i>Cynoscion acoupa</i>	(Lacepède, 1801)	PERCIFORMES	Sciaenidae	Calafate	nativa	Cyna
<i>Cyphocharax santacatarinae</i>	(Fernández-Yépez, 1948)	CHARACIFORMES	Curimatidae	Saguiru	nativa	Cyp
<i>Deuterodon langei</i>	Tavassos, 1957	CHARACIFORMES	Characidae	Lambari	nativa	Deu
<i>Dormitator maculatus</i>	(Bloch, 1792)	PERCIFORMES	Eleotridae	Dorminhoco	nativa	Dor
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	(Bleeker, 1863)	PERCIFORMES	Gerreidae	Escrivão	nativa	Euc
<i>Eugerres brasiliensis</i>	(Cuvier, 1830)	PERCIFORMES	Gerreidae	Escrivão	nativa	Eug
<i>Genidens barbatus</i>	(Lacepède, 1803)	SILURIFORMES	Ariidae	Bagre-branco ou Parurú	nativa	Genb
<i>Genidens genidens</i>	(Cuvier, 1829)	SILURIFORMES	Ariidae	Bagre	nativa	Geng
<i>Geophagus brasiliensis</i>	(Quoy & Gaimard, 1824)	PERCIFORMES	Cichlidae	Cará	nativa	Geo
<i>Gobionellus oceanicus</i>	(Pallas, 1770)	PERCIFORMES	Gobiidae	Não possui	nativa	Gob
<i>Gymnotus carapo</i>	Linnaeus, 1758	GYMNOTIFORMES	Gymnotidae	Tuvira ou Morenita	nativa	Gymc
<i>Gymnotus pantherinus</i>	(Steindachner, 1908)	GYMNOTIFORMES	Gymnotidae	Tuvira ou Morenita	nativa	Gymp
<i>Hisonotus</i> sp.	Eigenmann & Eigenmann, 1889	SILURIFORMES	Loricariidae	Cascudinho	nativa	His
<i>Hollandichthys multifasciatus</i>	(Eigenmann & Norris, 1900)	CHARACIFORMES	Characidae	Lambari	nativa	Hol
<i>Hoplias malabaricus</i>	(Bloch, 1794)	CHARACIFORMES	Erithrinidae	Traira	nativa	Hop
<i>Hyphessobrycon griemi</i>	Hoedeman, 1957	CHARACIFORMES	Characidae	Lambarizinho	nativa	Hyg
<i>Hyphessobrycon reticulatus</i>	Ellis, 1911	CHARACIFORMES	Characidae	Lambarizinho	nativa	Hyr
<i>Ictalurus punctatus</i>	(Rafinesque, 1818)	SILURIFORMES	Ictaluridae	Bagre-pintado ou Catfish	introduzida	Ict
<i>Leptolebias aureoguttatus</i>	(da Cruz, 1974)	CYPRINODONTIFORMES	Rivulidae	Não possui	nativa	Cynp
<i>Lycengraulis grossidens</i>	(Agassiz, 1829)	CLUPEIFORMES	Engraulidae	Manjubão	nativa	Ly
<i>Micropogonias furnieri</i>	(Desmarest, 1823)	PERCIFORMES	Sciaenidae	Corvina	nativa	Mic
<i>Mimagoniates lateralis</i>	(Nichols, 1913)	CHARACIFORMES	Characidae	Lambarizinho	nativa	Mil
<i>Mimagoniates microlepis</i>	(Steindachner, 1877)	CHARACIFORMES	Characidae	Lambarizinho	nativa	Mim
<i>Mugil curema</i>	Valenciennes, 1836	PERCIFORMES	Mugilidae	Tainha	nativa	Mug
<i>Oligopites saliens</i>	(Bloch, 1793)	PERCIFORMES	Carangidae	Salteira	nativa	Oli
<i>Oreochromis niloticus</i>	Linnaeus, 1758	PERCIFORMES	Cichlidae	Tilápia	introduzida	Ore
<i>Pareiorhaphis splendens</i>	(Bizerril, 1995)	SILURIFORMES	Loricariidae	Cascudinho	nativa	Hem
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	(Hensel, 1868)	CYPRINODONTIFORMES	Poeciidae	Barrigudinho	nativa	Pha
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	(Holmberg, 1887)	CHARACIFORMES	Characidae	Pacú	introduzida	Pia
<i>Pimelodella pappenheimi</i>	Ahl, 1925	SILURIFORMES	Heptapteridae	Mandizinho-chorão	nativa	Pim
<i>Poecilia vivipara</i>	Bloch & Schneider, 1801	CYPRINODONTIFORMES	Poeciidae	Barrigudinho	nativa	Poe
<i>Pseudotothyris obtusa</i>	(Miranda Ribeiro, 1911)	SILURIFORMES	Loricariidae	Cascudinho	nativa	Pse
<i>Rhamdia quelen</i>	(Quoy & Gaimard, 1824)	SILURIFORMES	Heptapteridae	Jundia	nativa	Rha
<i>Rineloricaria</i> sp.		SILURIFORMES	Loricariidae	Cascudo-chinelo	nativa	Rhi
<i>Rivulus luelingi</i>	Seegers, 1974	CYPRINODONTIFORMES	Rivulidae	Não possui	nativa	Riv
<i>Salminus brasiliensis</i>	(Cuvier, 1816)	CHARACIFORMES	Characidae	Dourado	introduzida	Sal
<i>Scleromystax barbatus</i>	(Quoy & Gaimard, 1824)	SILURIFORMES	Callichthyidae	Cascudinho	nativa	Sclb
<i>Scleromystax macropterus</i>	(Regan, 1913)	SILURIFORMES	Callichthyidae	Cascudinho	nativa	Sclm
<i>Spintherobolus ankoseion</i>	Weitzman & Malabarba, 1999	CHARACIFORMES	Characidae	Lambarizinho	nativa	Spi
<i>Synbranchus marmoratus</i>	Bloch, 1795	SYNBRANCHIFORMES	Synbranchidae	Muçum	nativa	Syn

Tabela II. Espécies nativas e introduzidas, indicando os locais de captura e suas respectivas frequências de ocorrência (% em relação ao número de amostragens no respectivo trecho) na bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu.

ESPÉCIES NATIVAS	Trecho 1	Trecho 2	Trecho 3	Trecho 4	Trecho 5	Trecho 6	Trecho 7	Trecho 8	pequenos afluentes
<i>Acentronichthys leptos</i>									10
<i>Awaous tajasica</i>						5			
<i>Brachyhypopomus</i> sp. (nova)		10	25	10					
<i>Brevoortia aurea</i>								25	
<i>Centropomus paralellus</i>		30	80	90	25	100	100	100	
<i>Centropomus undecimalis</i>							5		
<i>Characidium</i> sp.	100	80	100	90	40	35			
<i>Citharichthys spilopterus</i>								25	
<i>Cynoscion acoupa</i>							25	35	
<i>Cyphocharax santacatarinae</i>	80	80	80	90		35			
<i>Deuterodon langei</i>	100	100	100	100	60	80	80		
<i>Dormitator maculatus</i>				25		5			
<i>Eucinostonus melanopterus</i>								10	
<i>Eugerres brasilianus</i>				25		10	25	30	
<i>Genidens barbatus</i>						5	30	30	
<i>Genidens genidens</i>						5	25	30	
<i>Geophagus brasiliensis</i>	100	80	100	60	40	30	60	25	
<i>Gobionellus oceanicus</i>						5			
<i>Gymnotus carapo</i>		25	25	10	25				
<i>Gymnotus pantherinus</i>									10
<i>Hisonotus</i> sp.									10
<i>Hollandichthys multifasciatus</i>		10							60
<i>Hoplias malabaricus</i>	100	100	80	80	40	60	100	25	50
<i>Hyphessobrycon griemi</i>	100	100	25	25		60			
<i>Hyphessobrycon reticulatus</i>	50	100							
<i>Leptolebias aureoguttatus</i>									5
<i>Lycengraulis grossidens</i>				40		50	40	60	
<i>Micropogonias furnieri</i>								10	
<i>Mimagoniates lateralis</i>	25	10							80
<i>Mimagoniates microlepis</i>	50	40							80
<i>Mugil curema</i>				5				10	
<i>Oligoplites saliens</i>								25	
<i>Pareiorhaphis splendens</i>									10
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	100	80	80	80	30	60			
<i>Pimelodella pappenheimi</i>			30	25		40			
<i>Poecilia vivipara</i>						25	25		
<i>Pseudotothyris obtusa</i>									80
<i>Rhamdia quelen</i>	50	80	80	80	50	60	80	10	25
<i>Rhineloricaria</i> sp.		10							10
<i>Rivulus luelingi</i>									10
<i>Scleromystax barbatus</i>									10
<i>Scleromystax macropterus</i>									80
<i>Spintherobolus ankoseion</i>	100	100							100
<i>Synbranchus marmoratus</i>	25	30	25	10	5	5			10
ESPÉCIES INTRODUZIDAS	Trecho 1	Trecho 2	Trecho 3	Trecho 4	Trecho 5	Trecho 6	Trecho 7	Trecho 8	pequenos afluentes
<i>Astyanax altiparanae</i>						5			
<i>Clarias gariepinus</i>		60	25	60	50	40			
<i>Ictalurus punctatus</i>				30	25	10	25		
<i>Oreochromis niloticus</i>				25					
<i>Piaractus mesopotamicus</i>				5					
<i>Salminus brasiliensis</i>				5					

Tabela III. Espécies nativas e introduzidas, indicando os respectivos petrechos de captura e suas respectivas frequências de ocorrência (% em relação ao número de amostragens no respectivo petrecho). Os códigos R2, R4, R6 e R8 correspondem respectivamente às redes malhas 20, 40, 60 e 80 mm, sendo usados nas análises a seguir.

ESPÉCIES NATIVAS	R2	R4	R6	R8	Espinhel	Vara de mão	Tarrafa	Covo	Peneira
<i>Acentronichthys leptos</i>									10
<i>Awaous tajasica</i>								2	
<i>Brachyhypopomus</i> sp. (nova)								2	10
<i>Brevoortia aurea</i>								2	
<i>Centropomus paralellus</i>	10	25			5	80	2	5	
<i>Centropomus undecimalis</i>	40		10						
<i>Characidium</i> sp.								90	20
<i>Citharichthys spilopterus</i>	10								
<i>Cynoscion acoupa</i>	2					10			
<i>Cyphocharax santacatarinae</i>	80						50	2	
<i>Deuterodon langei</i>	2					10	60	100	20
<i>Dormitator maculatus</i>									20
<i>Eucinostonus melanopterus</i>						2			
<i>Eugerres brasilianus</i>		20							
<i>Genidens barbatus</i>		10			25	10			
<i>Genidens genidens</i>	2					10			
<i>Geophagus brasiliensis</i>	30	40	25	25			40	20	25
<i>Gobionellus oceanicus</i>								2	
<i>Gymnotus carapo</i>	2							5	10
<i>Gymnotus pantherinus</i>									10
<i>Hisonotus</i> sp.									60
<i>Hollandichthys multifasciatus</i>	2								50
<i>Hoplias malabaricus</i>	30	60	30	40	50	30		40	
<i>Hyphessobrycon griemi</i>								80	30
<i>Hyphessobrycon reticulatus</i>								50	10
<i>Leptolebias aureoguttatus</i>								2	5
<i>Lycengraulis grossidens</i>	40								
<i>Micropogonias furnieri</i>						2			
<i>Mimagoniates lateralis</i>								2	80
<i>Mimagoniates microlepis</i>								2	80
<i>Mugil curema</i>	2								
<i>Oligoplites saliens</i>	2					10			
<i>Pareiorhaphis splendens</i>									5
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>								60	30
<i>Pimelodella pappenheimi</i>	5					30	30		
<i>Poecilia vivipara</i>								10	10
<i>Pseudotothyris obtusa</i>									80
<i>Rhamdia quelen</i>	60	80			80	40		30	
<i>Rhineloricaria</i> sp.									10
<i>Rivulus</i> sp.									5
<i>Scleromystax barbatus</i>									10
<i>Scleromystax macropterus</i>									80
<i>Spintherobolus ankoseion</i>								80	100
<i>Synbranchus marmoratus</i>	5				20			25	10
ESPÉCIES INTRODUZIDAS	R2	R4	R6	R8	Espinhel	Vara de mão	Tarrafa	Covo	Peneira
<i>Astyanax altiparanae</i>						2			
<i>Clarias gariepinus</i>		60	60	80	50	15			
<i>Ictalurus punctatus</i>	5	40	25		30	35			
<i>Oreochromis niloticus</i>		25	10	60			25		
<i>Piaractus mesopotamicus</i>						2			
<i>Salminus brasiliensis</i>		2							

4.2.1 - Adequação e eficiência dos petrechos de pesca na captura das espécies introduzidas

Analisando as capturas, para todos os petrechos de pesca, incluindo covo e peneira, que não capturaram espécies introduzidas, e foram utilizados em pequenos afluentes distantes do leito principal do rio, foi verificada uma pequena participação das espécies introduzidas em número de indivíduos (2%). Entretanto, em biomassa, estas representaram mais de 45 % das capturas (FIGURA 12). Dentre os petrechos utilizados, as redes de malhas 60 e 80 mm, foram os que capturaram as maiores proporções de espécies introduzidas, tanto em número de indivíduos, como em biomassa, perfazendo juntas 78.630 g (TABELA IV, FIGURAS 13 e 14). As análises multidimensionais, (FIGURA 15) demonstraram claramente, que o covo e a peneira formaram um grupo de petrechos isolados dos demais, devido à ausência de espécies introduzidas e predomínio de espécies nativas de porte reduzido (< 40 mm) como *Characidium* sp., *D. langei*, *H. griemi* e *S. ankoseion* que juntas, segundo a análises de SIMPER, tiveram 80% de contribuição na formação deste grupo. Assim, tais petrechos foram retirados das demais análises do presente trabalho, em vista da ausência de espécies introduzidas, dificuldades nas estimativas e comparações com os demais petrechos, e por já estarem sendo analisados separadamente por outros membros do laboratório de ecologia de rios (EcoRios) em trabalhos de comunidade e estrutura das populações nativas.

Os demais petrechos formaram outro grupo, e *C. gariepinus* contribuiu com 27% na formação do mesmo, somados a 5% de *I. punctatus* e 5% de *O. niloticus*. As redes de malhas 60 e 80 mm formaram um grupo interno bastante consistente, com mais de 60% de similaridade, devido à dominância de *C. gariepinus* (contribuição 50%) e *O. niloticus* (contribuição 18%), denotando uma eficiência comparativamente maior na captura das espécies introduzidas. A presença de espécies introduzidas foi um fator consistente na separação dos dois grupos, conforme testado pela ANOSIM: $R=0,805$; $p=0,028$. Isso foi confirmado pela análise de

SIMPER, que indicou uma dissimilaridade de 95,8% ente covó e peneira e os demais petrechos, demonstrando que as espécies *Characidium* sp., *D. langei*, *H. griemi* e *S. ankoseion* contribuíram com 55% de dissimilaridade entre os dois grupos.

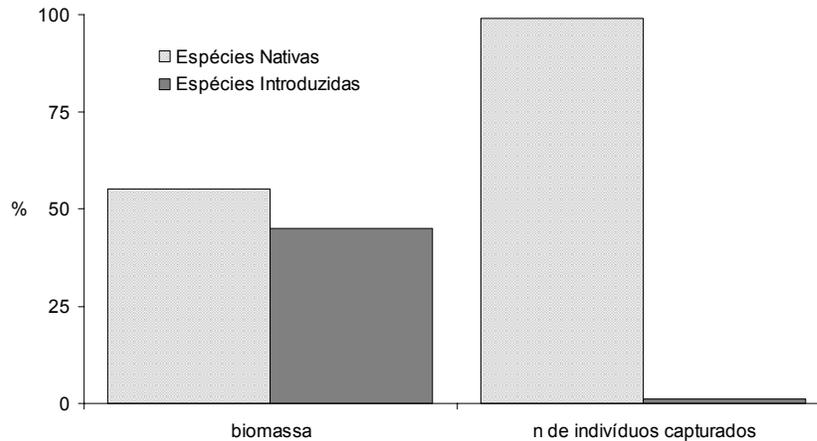


Figura 12. Proporções entre espécies nativas e introduzidas em biomassa e número de indivíduos, para as capturas totais incluindo os petrechos, covó e peneira, que não capturaram espécies introduzidas e também foram utilizados em pequenos afluentes, distantes do leito principal do rio Guaraguaçu.

Tabela IV. Biomassa e abundância totais das espécies nativas e introduzidas capturadas durante o esforço total de amostragens padronizadas para cada um dos petrechos de pesca.

Petrechos/espécies	NATIVAS		INTRODUZIDAS	
	massa (g)	n	massa (g)	n
rede malha 20 mm	54131	355	1069	5
rede malha 40 mm	58241	135	17786	29
rede malha 60 mm	16589	19	45390	24
rede malha 80 mm	7920	5	33240	11
tarrafa	3708	51	7865	12
espinhel	38573	68	29641	16
vara	11274	55	22648	20
peneira	678	460	0	0
covó	3021	11077	0	0
Total	194135	12225	157639	0

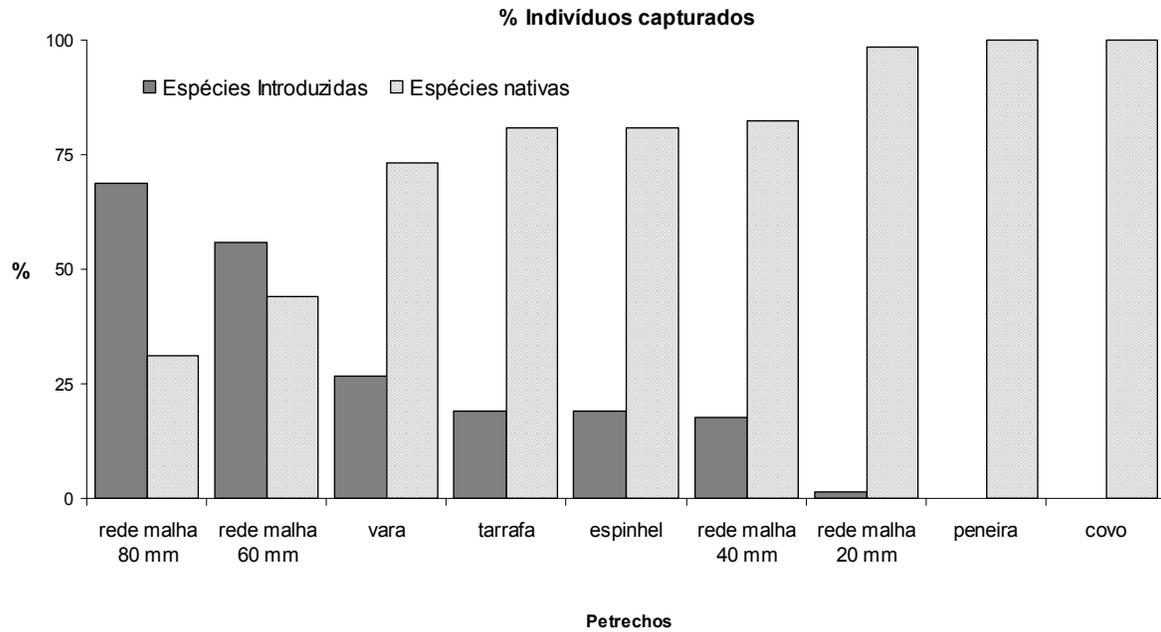


Figura 13. Capturas proporcionais totais em número de indivíduos, entre espécies nativas e introduzidas, para cada um dos petrechos.

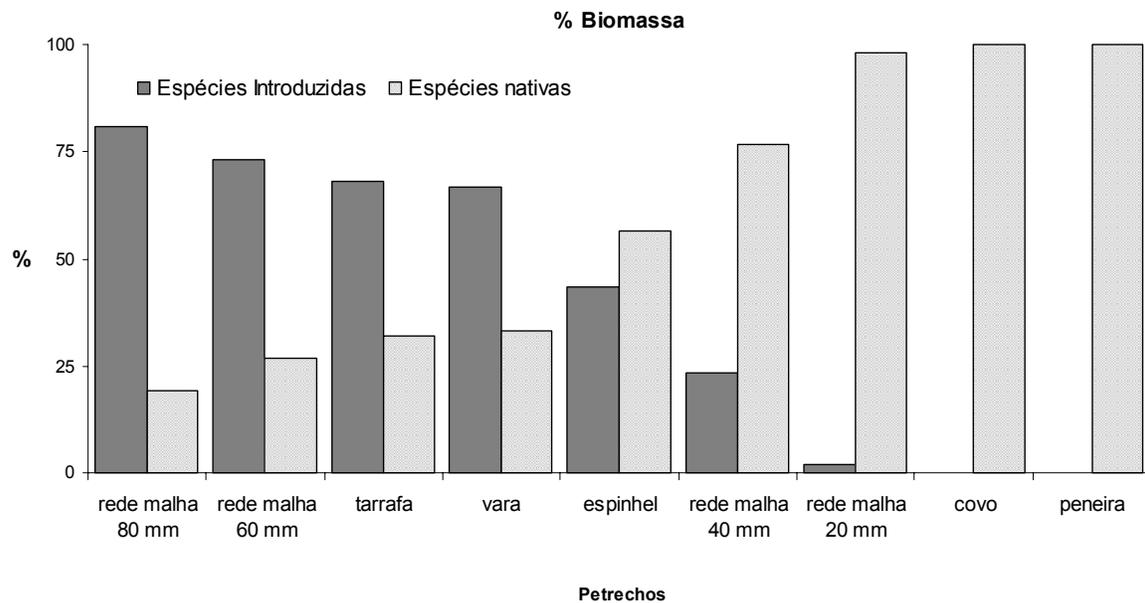


Figura 14. Capturas proporcionais totais em biomassa, entre espécies nativas e introduzidas, para cada um dos petrechos.

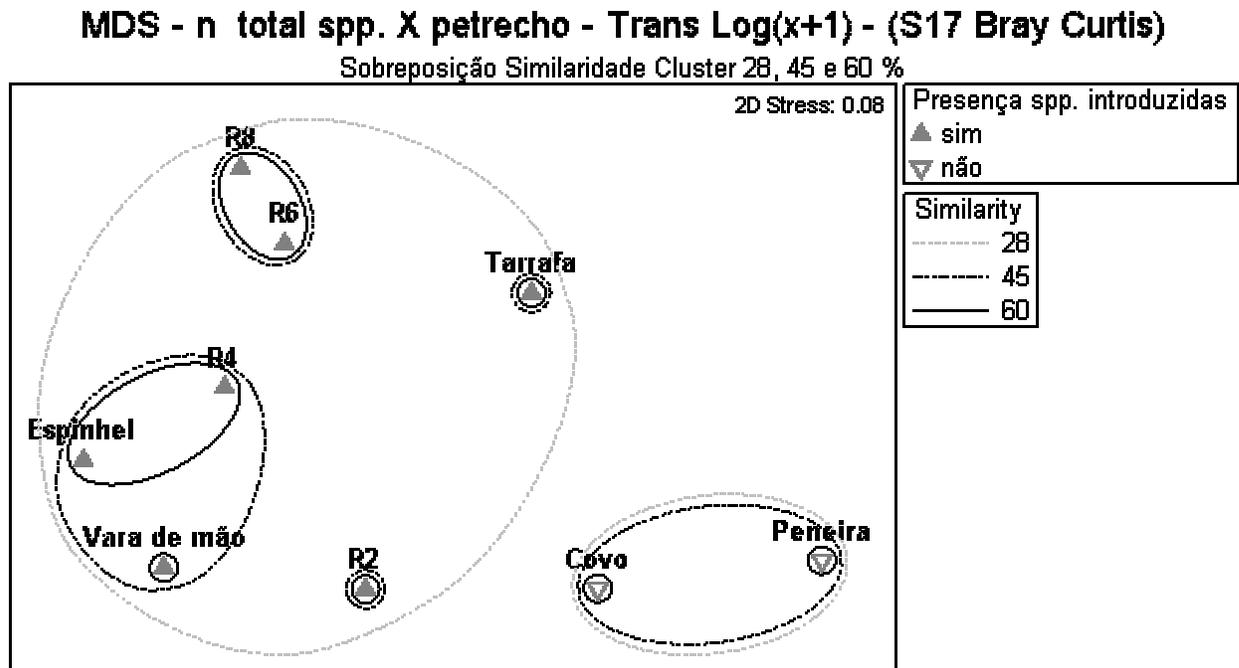


Figura 15. MDS utilizando a abundância total das espécies capturadas, para cada um dos petrechos, com sobreposição de *cluster* delimitando os grupamentos e triângulos indicando o fator presença de espécies introduzidas. Covo e peneira formaram um grupo isolado (linha preta tracejada) e os demais petrechos formaram outro grupo (linha cinza tracejada), dentro deste as redes de malhas 60 e 80 mm (R6 e R8) formaram um grupo com mais de 60% de similaridade (linha preta contínua). O fator presença de espécies introduzidas mostrou-se bastante consistente na separação dos dois grupos (linhas cinza tracejada), conforme testado pela ANOSIM: $R=0,805$; $p=0,028$ e pela análise de SIMPER, que indicou uma dissimilaridade de 95,8% entre os eles.

Quanto aos comprimentos totais, das espécies introduzidas em relação aos petrechos de pesca, se destacou uma maior variação de tamanhos, nas capturas para os espinhéis, varas de mão e redes de malhas menores, a qual tendeu a diminuir com o aumento do tamanho da malha. Também foi verificada uma grande especificidade das diferentes iscas utilizadas, principalmente nos espinhéis em relação a *C. gariepinus* (FIGURA 16).

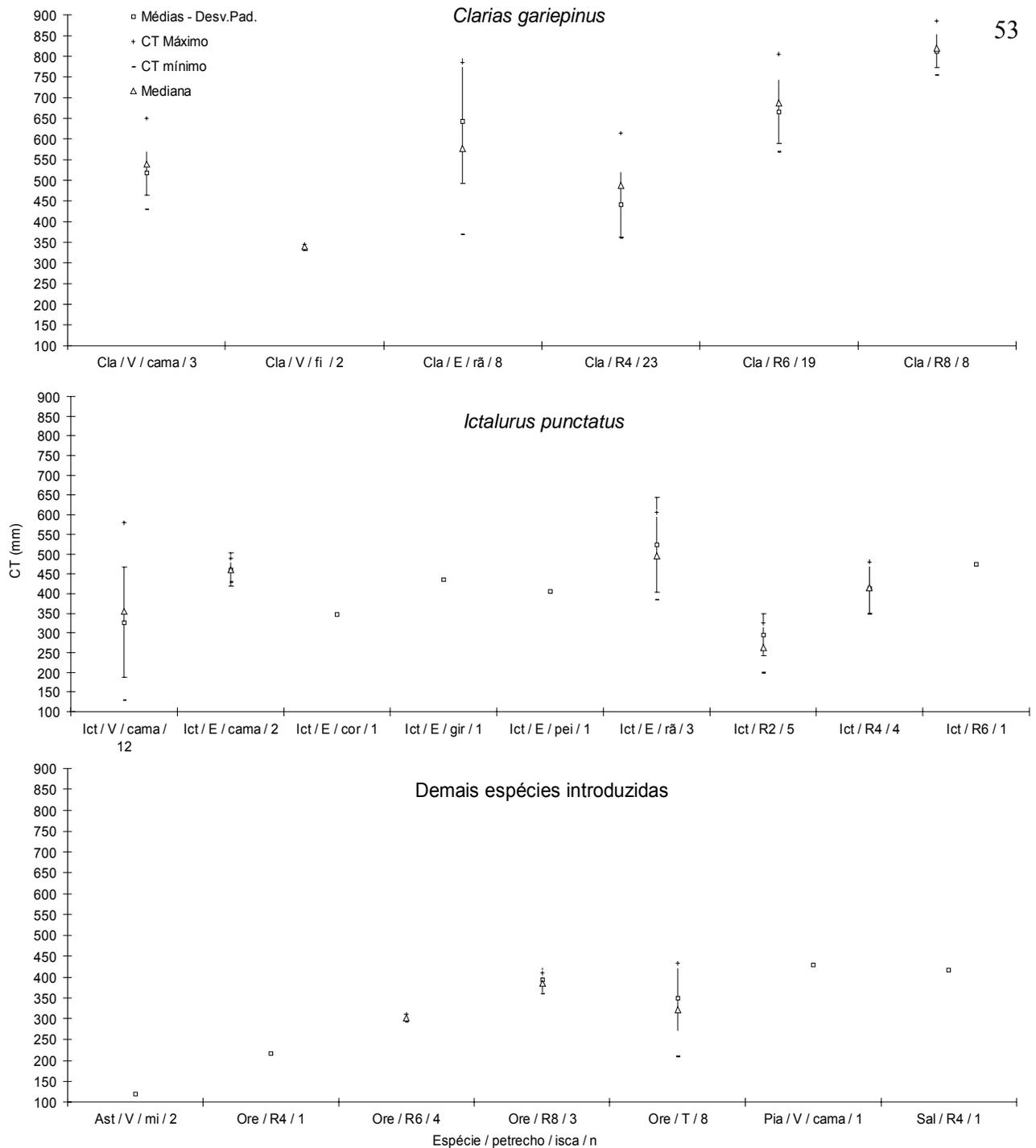


Figura 16. Comprimentos totais (CT) médios, (\pm desvios padrão), máximos e mínimos das espécies introduzidas, capturadas por petrecho de pesca. Os códigos utilizados no gráfico representam respectivamente: Ast = *Astyanax altiparanae*, Cla = *Clarias gariepinus*, Ict = *Ictalurus punctatus*, Ore = *Oreochromis niloticus*, Pia = *Piaractus mesopotamicus* e Sal = *Salminus brasiliensis*. (retângulos) para as espécies; V = vara de mão, E = espinhel, R2 = rede malha 20, R4 = rede malha 40, R6 = rede malha 60 e R8 = rede malha 80, para os petrechos; cama = camarão vivo, fi = fígado, rã = rãs vivas, cor = coração de frango, gir = girinos, mi = minhoca e pei = peixes, respectivamente para as iscas; n = número de indivíduos capturados.

As redes de malhas menores, principalmente de 20 mm, não se mostraram eficientes na captura das espécies introduzidas, tanto em número de espécies quanto em abundância e biomassa. Desta forma ocorreu uma eficiência gradualmente maior na captura das espécies introduzidas conforme o aumento das malhas utilizadas (TABELAS V, VI, VII e VIII).

Tabela V. Biomassa e abundância de cada uma das espécies capturadas durante o esforço total de amostragens padronizadas para a rede malha 20 mm.

ESPECIES NATIVAS (malha 20)	massa (g)	n
<i>Centropomus parallelus</i>	7525	47
<i>Cyphocharax santacatarinae</i>	9907	107
<i>Citharichthys spilopterus</i>	40	1
<i>Cynoscion acoupa</i>	280	2
<i>Deuterodon langei</i>	312	12
<i>Genidens genidens</i>	443	6
<i>Genidens genidens</i>	8230	5
<i>Geophagus brasiliensis</i>	5135	38
<i>Gymnotus carapo</i>	1592	9
<i>Hollandichthys multifasciatus</i>	25	1
<i>Hoplias malabaricus</i>	8599	59
<i>Lycengraulis grossidens</i>	1835	28
<i>Mugil curema</i>	850	1
<i>Oligoplites saliens</i>	240	2
<i>Pimelodella pappenheimi</i>	80	3
<i>Rhamdia quelem</i>	8133	31
<i>Synbranchus marmoratus</i>	905	3
Total	54131	355
ESPÉCIES INTRODUZIDAS (malha 20)	massa (g)	n
<i>Ictalurus punctatus</i>	1069	5
Total	1069	5

Tabela VI. Biomassa e abundância de cada uma das espécies capturadas durante o esforço total de amostragens padronizadas para a rede malha 40 mm.

ESPÉCIES NATIVAS (malha 40)	massa (g)	n
<i>Centropomus parallelus</i>	4002	8
<i>Genidens barbatus</i>	155	1
<i>Geophagus brasiliensis</i>	7913	36
<i>Hoplias malabaricus</i>	30008	57
<i>Rhamdia quelem</i>	14768	33
Total	58241	135
ESPÉCIES INTRODUZIDAS (malha 40)	massa (g)	n
<i>Clarias gariepinus</i>	14768	23
<i>Ictalurus punctatus</i>	2075	4
<i>Oreochromis niloticus</i>	183	1
<i>Salminus brasiliensis</i>	760	1
Total	17786	29

Tabela VII. Biomassa e abundância de cada uma das espécies capturadas durante o esforço total de amostragens padronizadas para a rede malha 60 mm.

ESPÉCIES NATIVAS (malha 60)	massa (g)	n
<i>Centropomus parallelus</i>	1200	1
<i>Centropomus undecimalis</i>	4250	1
<i>Eugerres brasilianus</i>	1415	3
<i>Geophagus brasiliensis</i>	4514	11
<i>Hoplias malabaricus</i>	5210	3
Total	16589	19
ESPÉCIES INTRODUZIDAS (malha 60)	massa (g)	n
<i>Clarias gariepinus</i>	42310	19
<i>Ictalurus punctatus</i>	740	1
<i>Oreochromis niloticus</i>	2340	4
Total	45390	24

Tabela VIII. Biomassa e abundância de cada uma das espécies capturadas durante o esforço total de amostragens padronizadas para a rede malha 80 mm.

ESPÉCIES NATIVAS (malha 80)	massa (g)	n
<i>Geophagus brasiliensis</i>	1470	3
<i>Hoplias malabaricus</i>	6450	2
Total	7920	5
ESPÉCIES INTRODUZIDAS (malha 80)	massa (g)	n
<i>Clarias gariepinus</i>	29790	8
<i>Oreochromis niloticus</i>	3450	3
Total	33240	11

Com uso de tarrafa, a única espécie introduzida capturada em um esforço de 60 horas foi *Oreochromis niloticus* (TABELA IX), nos remansos e lagoas marginais durante os momentos de chuva.

Tabela IX. Biomassa e abundância das espécies capturadas durante o esforço total de 60 horas (~30 arremessos por hora), para a tarrafa malha 20 mm.

ESPÉCIES NATIVAS (tarrafa)	massa (g)	n
<i>Centropomus parallelus</i>	4	1
<i>Cyphocharax santacatarinae</i>	2753	33
<i>Deuterodon langei</i>	35	5
<i>Geophagus brasiliensis</i>	362	6
<i>Pimelodella pappenheimi</i>	554	6
Total	3708	51
ESPÉCIES INTRODUZIDAS (tarrafa)	massa (g)	n
<i>Oreochromis niloticus</i>	7865	8
Total	7865	8

Os espinhéis demonstraram uma pequena variação quanto ao número de espécies e uma grande variação de tamanho, em relação aos demais petrechos utilizados, porém com maior dependência do tipo de isca utilizado, sendo a isca rã a única eficiente na captura de *C. gariepinus*. De modo que, em um esforço total de aproximadamente 1500 horas para os três espinhéis com dez anzóis, foram capturados um total de 68.214 g sendo que destes, 29.641 g foram espécies introduzidas. Das espécies introduzidas *C. gariepinus* representou 20.329 g, todos capturados com a isca rã, a qual por sua vez capturou apenas 2.480 g de espécies nativas referentes às espécies *R. quelen* e *H. malabaricus* (TABELA X). Desta forma, o espinhel com a isca rã, foi um dos petrechos mais eficientes em termos de proporção entre espécies nativas e introduzidas.

Tabela X. Biomassa e abundância das espécies capturadas com cada uma das iscas utilizadas durante o esforço amostral total de 1500 horas para os três espinhéis de dez metros com dez anzóis cada.

ESPÉCIES NATIVAS (espinhel)	ISCA	massa (g)	n
<i>Centropomus parallelus</i>	camarão	140	1
<i>Genidens barbatus</i>	coração	1750	1
<i>Genidens barbatus</i>	girino	4930	3
<i>Hoplias malabaricus</i>	camarão	1300	2
<i>Hoplias malabaricus</i>	coração	7300	4
<i>Hoplias malabaricus</i>	peixe	7777	14
<i>Hoplias malabaricus</i>	rã	950	2
<i>Rhamdia quelen</i>	camarão	2485	7
<i>Rhamdia quelen</i>	coração	4488	13
<i>Rhamdia quelen</i>	girino	720	2
<i>Rhamdia quelen</i>	peixe	4883	14
<i>Rhamdia quelen</i>	rã	1530	4
<i>Synbranchus marmoratus</i>	coração	320	1
Total		38573	68
ESPÉCIES INTRODUZIDAS (espinhel)	ISCA	massa (g)	n
<i>Clarias gariepinus</i>	rã	20329	8
<i>Ictalurus punctatus</i>	camarão	1810	2
<i>Ictalurus punctatus</i>	coração	445	1
<i>Ictalurus punctatus</i>	girino	750	1
<i>Ictalurus punctatus</i>	peixe	450	1
<i>Ictalurus punctatus</i>	rã	5857	3
Total		29641	16

Com uso de varas de mão, apesar do esforço relativamente pequeno (~60 horas), foram capturados 20 indivíduos pertencentes a três espécies introduzidas e perfazendo um total de 22.648 g (TABELA XI).

Tabela XI. Biomassa e abundância das espécies capturadas com cada uma das iscas utilizadas durante o esforço amostral de ~60 horas para quatro varas.

ESPÉCIES NATIVAS (vara de mão)	ISCA	massa (g)	n
<i>Centropomus parallelus</i>	camarão	2504	20
<i>Centropomus parallelus</i>	artificial	3508	11
<i>Deuterodon langei</i>	minhoca	50	2
<i>Cynoscion acoupa</i>	camarão	310	1
<i>Genidens barbatus</i>	camarão	600	3
<i>Genidens genidens</i>	camarão	280	2
<i>Hoplias malabaricus</i>	artificial	1089	2
<i>Micropogonias furnieri</i>	camarão	350	1
<i>Oligoplites saliens</i>	artificial	400	2
<i>Pimelodella pappenheimi</i>	camarão	205	3
<i>Rhamdia quelen</i>	camarão	1978	8
Total		11274	55
ESPÉCIES INTRODUZIDAS (vara de mão)	ISCA	massa (g)	n
<i>Astyanax altiparane</i>	minhoca	70	2
<i>Clarias gariepinus</i>	fígado	557	2
<i>Clarias gariepinus</i>	camarão	6935	3
<i>Ictalurus punctatus</i>	camarão	14496	12
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	camarão	590	1
Total		22648	20

As análises multidimensionais utilizando a biomassa total das espécies capturadas por petrecho, demonstraram que a rede malha 20 mm (R2) e a Tarrafa ficaram isoladas dos demais petrechos, devido à ausência de *C. gariepinus* e predomínio de espécies nativas de porte médio (< 300 mm) como *C. santacatarinae* e *G. brasiliensis*. Segundo a análise de SIMPER, *C. santacatarinae* e *G. brasiliensis* apresentaram 96% de contribuição para o isolamento da rede malha 20 mm (R2) e da Tarrafa, em relação aos demais. Os demais petrechos formaram outro grande grupo, sendo que *C. gariepinus* teve uma contribuição de 58% na formação do mesmo, seguido de *H. malabaricus* e *O. niloticus*, ambas com 12%. A rede malha 40 mm e os espinhéis formaram um grupo interno, com mais de 60% de similaridade, devido à dominância de *H.*

malabaricus (34%), *C. gariepinus* (29%) e *R. quelen* (29%), seguidos das redes malhas 60 e 80 mm, outro grupo interno isolado, com 58% de similaridade e dominância participativa de 76% de *C. gariepinus* na formação do grupo (FIGURA 17). Assim, a presença de *C. gariepinus* foi o fator mais consistente na separação da rede malha 20 mm e da tarrafa dos demais petrechos, conforme testado pela ANOSIM: $R=0,64$; $p=0,048$ e confirmado pela análise de SIMPER, que indicou uma dissimilaridade de 84,8% entre os dois grupos. A participação de *C. gariepinus* em biomassa dentro de cada grupo é destacada na Figura 18.

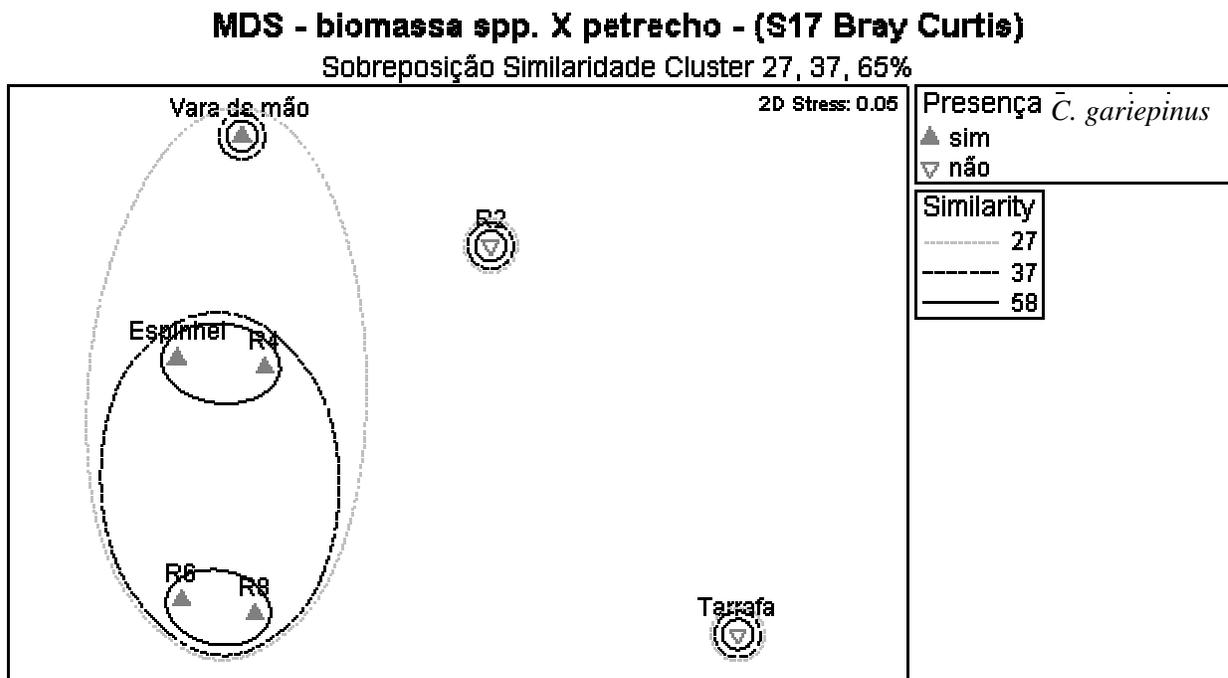


Figura 17. MDS utilizando a biomassa total das espécies capturadas, para cada um dos petrechos, com sobreposição de cluster (linhas contornando os grupamentos), e triângulos representando o fator presença de *C. gariepinus*. A rede malha 20 mm (R2) e a Tarrafa ficaram isoladas dos demais petrechos que formaram um grupo (linha cinza tracejada), dentro do qual se destacaram dois grupos internos, ambos com mais de 58% de similaridade (linha preta contínua). O fator presença de *C. gariepinus* foi bastante consistente na separação de R2 e tarrafa dos demais petrechos (linhas cinza tracejada), conforme testado pela ANOSIM: $R=0,64$; $p=0,048$ e pela análise de SIMPER, que indicou uma dissimilaridade de 84,8%.

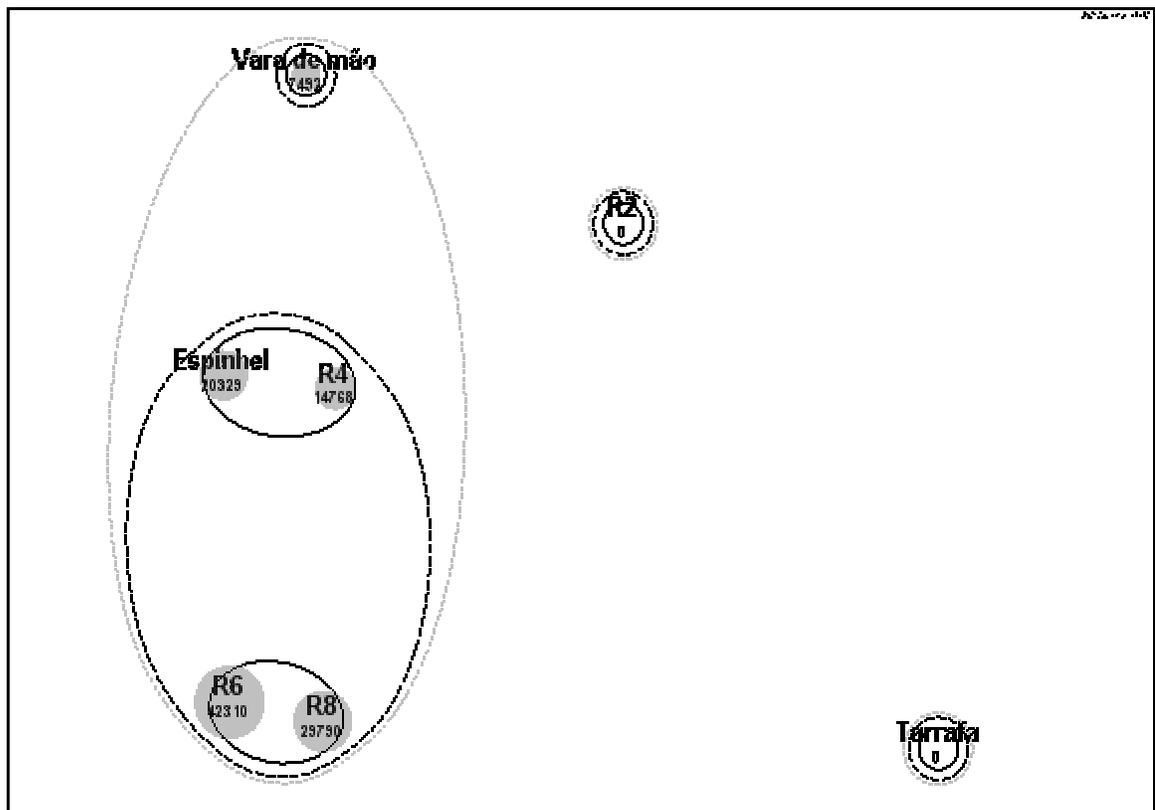


Figura 18. MDS utilizando a biomassa total das espécies capturadas, para cada um dos petrechos, com sobreposição de *cluster* (linhas contornando os grupamentos 27, 37 e 58% de similaridade), e bolhas indicando a biomassa (0,01g) de *C. gariepinus* em cada petrecho de pesca utilizado.

4.2.2 - Constância e variações temporais nas capturas

Dentre as espécies capturadas *C. gariepinus* foi uma das mais frequentes e constantes, mais constante do que muitas das espécies nativas, tanto na comparação para cada uma das amostras, como na comparação das amostras mensais agrupadas (TABELAS XII e XIII).

Tabela XII. Classificação das espécies capturadas, quanto a sua constância, em relação às amostras padronizadas totais.

Espécies Nativas	índice da Constância	Classificação segundo (Dajoz, 1973)
<i>Rhamdia quelen</i>	79	CONSTANTE
<i>Hoplias malabaricus</i>	76	CONSTANTE
<i>Geophagus brasiliensis</i>	71	CONSTANTE
<i>Cyphocharax santacatarinae</i>	47	ACESSÓRIA
<i>Centropomus parallelus</i>	38	ACESSÓRIA
<i>Lycengraulis grossidens</i>	18	ACESSÓRIA
<i>Gymnotus carapo</i>	18	ACESSÓRIA
<i>Synbranchus marmoratus</i>	6	ACIDENTAL
<i>Centropomus undecimalis</i>	3	ACIDENTAL
<i>Mugil curema</i>	3	ACIDENTAL
<i>Deuterodon langei</i>	3	ACIDENTAL
<i>Genidens barbuis</i>	3	ACIDENTAL
<i>Pimelodella pappenheimi</i>	3	ACIDENTAL
<i>Citharichthys spilopterus</i>	3	ACIDENTAL
<i>Cynoscion acoupa</i>	3	ACIDENTAL
<i>Eugerres brasiliensis</i>	3	ACIDENTAL
<i>Genidens genidens</i>	3	ACIDENTAL
<i>Hollandichthys multifasciatus</i>	3	ACIDENTAL
<i>Oligoplites saliens</i>	3	ACIDENTAL
Espécies Introduzidas	índice da Constância	Classificação segundo (Dajoz, 1973)
<i>Clarias gariepinus</i>	50	CONSTANTE
<i>Ictalurus punctatus</i>	29	ACESSÓRIA
<i>Oreochromis niloticus</i>	15	ACESSÓRIA
<i>Salminus brasiliensis</i>	3	ACIDENTAL

Tabela XIII. Classificação das espécies capturadas, quanto a sua constância, para as amostras padronizadas mensais.

Espécies Nativas	Índice da Constância	Classificação segundo (Dajoz, 1973)
<i>Rhamdia quelen</i>	100	CONSTANTE
<i>Geophagus brasiliensis</i>	92	CONSTANTE
<i>Hoplias malabaricus</i>	92	CONSTANTE
<i>Centropomus parallelus</i>	83	CONSTANTE
<i>Cyphocharax santacatarinae</i>	83	CONSTANTE
<i>Synbranchus marmoratus</i>	33	ACESSÓRIA
<i>Lycengraulis grossidens</i>	33	ACESSÓRIA
<i>Gymnotus carapo</i>	33	ACESSÓRIA
<i>Centropomus undecimalis</i>	8	ACIDENTAL
<i>Mugil curema</i>	8	ACIDENTAL
<i>Deuterodon langei</i>	8	ACIDENTAL
<i>Genidens barbatus</i>	8	ACIDENTAL
<i>Pimelodella pappenheimi</i>	4	ACIDENTAL
<i>Citharichthys spilopterus</i>	3	ACIDENTAL
<i>Cynoscion acoupa</i>	3	ACIDENTAL
<i>Eugerres brasiliensis</i>	3	ACIDENTAL
<i>Genidens genidens</i>	3	ACIDENTAL
<i>Hollandichthys multifasciatus</i>	3	ACIDENTAL
<i>Oligoplites saliens</i>	3	ACIDENTAL
Espécies Introduzidas	Índice da Constância	Classificação segundo (Dajoz, 1973)
<i>Clarias gariepinus</i>	75	CONSTANTE
<i>Ictalurus punctatus</i>	53	CONSTANTE
<i>Oreochromis niloticus</i>	25	ACESSÓRIA
<i>Salminus brasiliensis</i>	8	ACIDENTAL

Nos meses de primavera e verão foi capturado, proporcionalmente, o maior número de espécies introduzidas, sendo que espécies introduzidas “raras” e/ou difíceis de capturar na região como *A. altiparanae*, *P. mesopotamicus* e *S. brasiliensis* foram registradas somente neste período (FIGURA 19). Além disso, comparando as espécies capturadas e seus comprimentos totais médios com a pluviosidade de cada mês de coleta, foi verificado que uma maior abundância de indivíduos menores de *C. gariepinus* (< 450 mm) foi capturada nos meses de março, abril e maio (FIGURA 20). Entretanto, não foram verificadas correlações significativas com os fatores possíveis (abióticos X bióticos). Assim, não foi possível verificar nenhum padrão sazonal evidente entre os fatores abióticos, número de capturas e/ou comprimentos totais dos indivíduos.

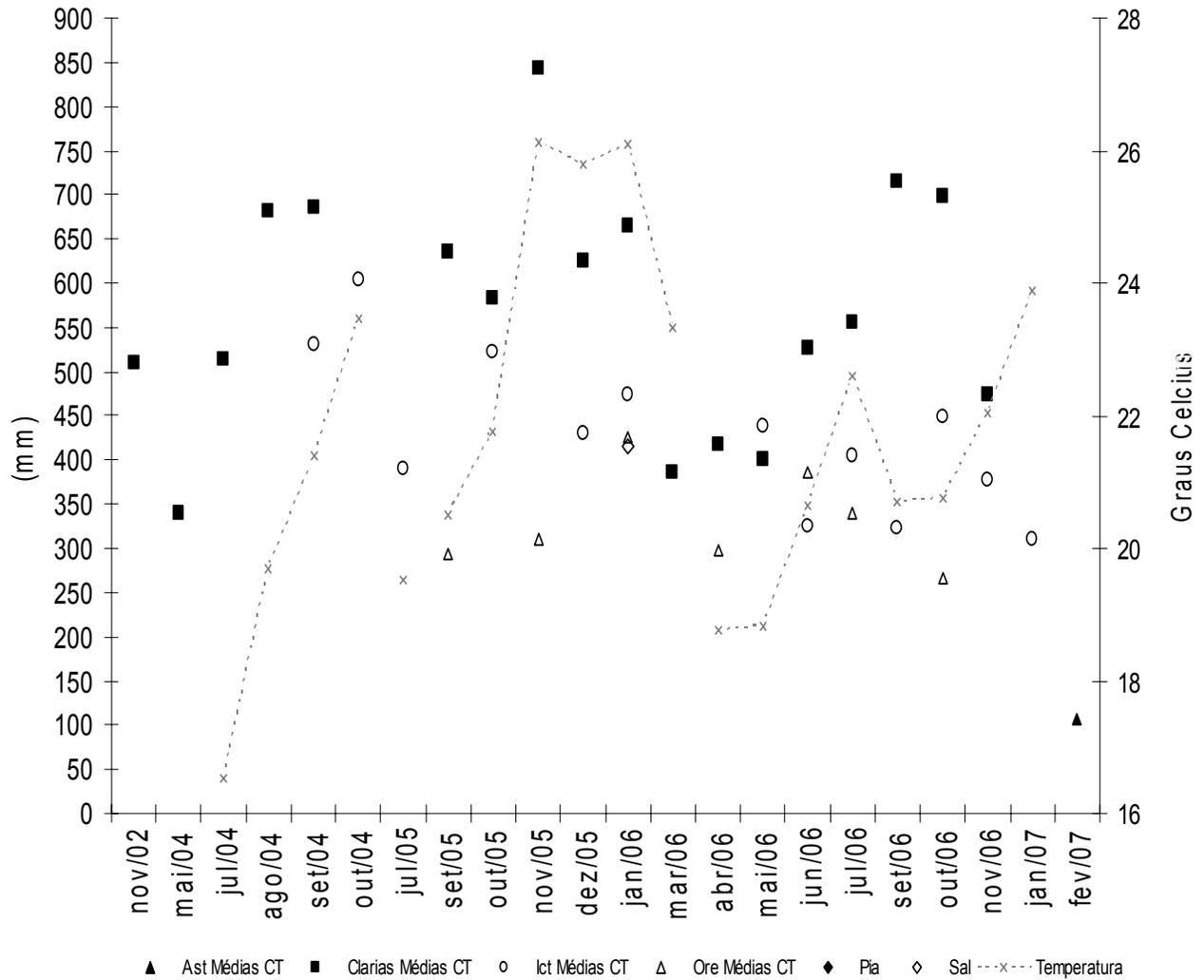


Figura 19. Comprimentos totais médios (eixo da esquerda em mm) mensais de todas as espécies introduzidas capturadas por mês e temperatura média (eixo da direita em °C). Os códigos utilizados no gráfico representam respectivamente: Ast = *Astyanax bimaculatus*, Clarias = *Clarias gariepinus*, Ict = *Ictalurus punctatus*, Ore = *Oreochromis niloticus*, Pia = *Piaractus mesopotamicus* e Sal = *Salminus brasiliensis*.

Para *C. gariepinus* ocorreu captura de indivíduos maiores nos meses de primavera e verão, coincidindo com as mais altas temperaturas e índices de pluviosidade, enquanto as maiores abundâncias de indivíduos menores foram capturadas nos meses de abril e maio de 2006, ambos os meses, frios e secos (FIGURA 20). Porém, não foram verificadas correlações significativas que confirmem estas tendências.

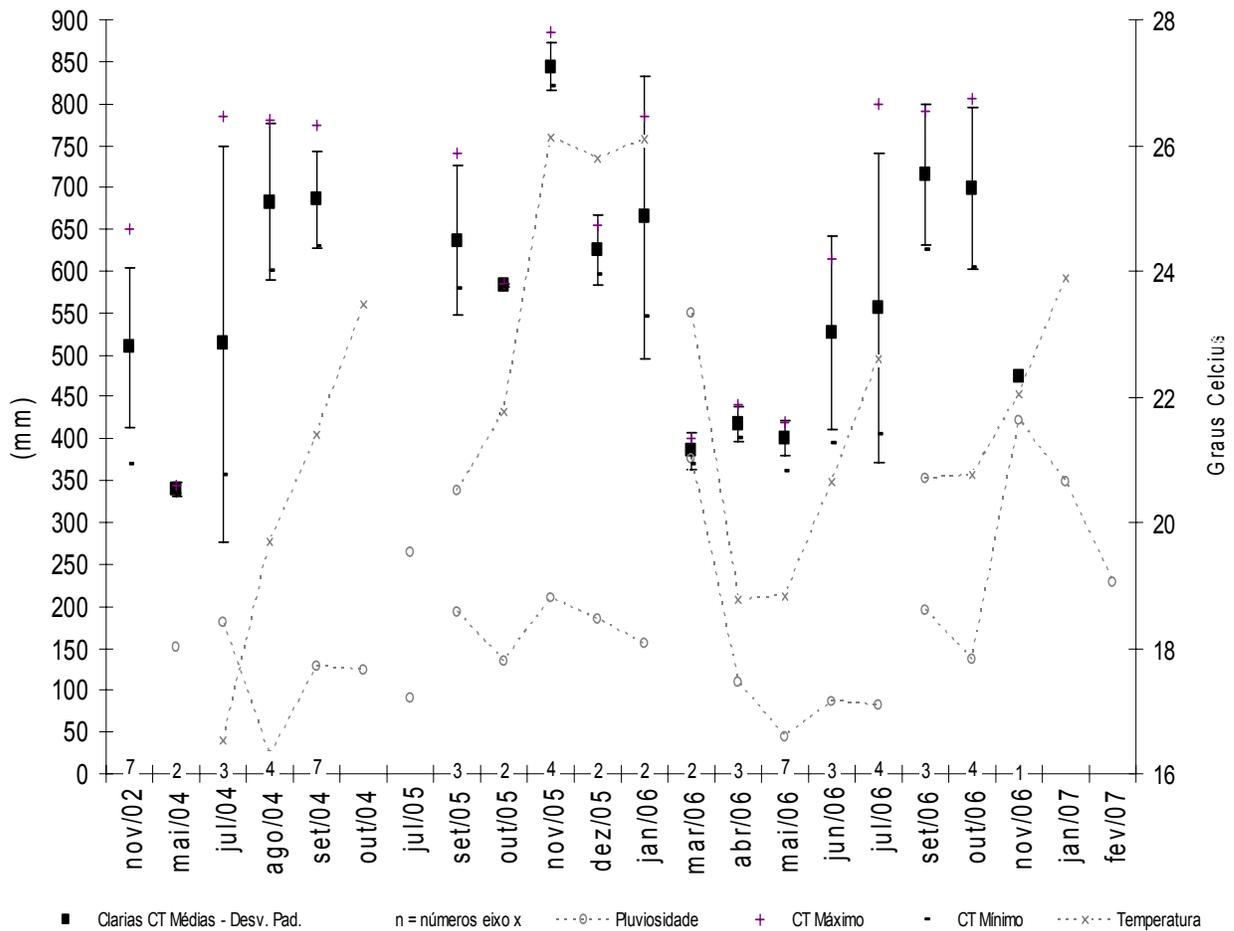


Figura 20. Comprimentos totais médios (\pm desvios-padrão), máximos e mínimos (em mm) de *Clarias gariepinus* (exceto os dois indivíduos capturados em agosto de 2007), comparados às médias mensais de pluviosidade (mm) e temperatura ($^{\circ}$ C).

Para *I. punctatus* não foi possível verificar nenhuma correlação direta e/ou padrão sazonal evidente entre os fatores abióticos, número de capturas e/ou comprimentos totais dos indivíduos, porém foi constatado um aumento nas capturas nos meses mais secos de 2006 e em janeiro de 2007 (FIGURA 21).

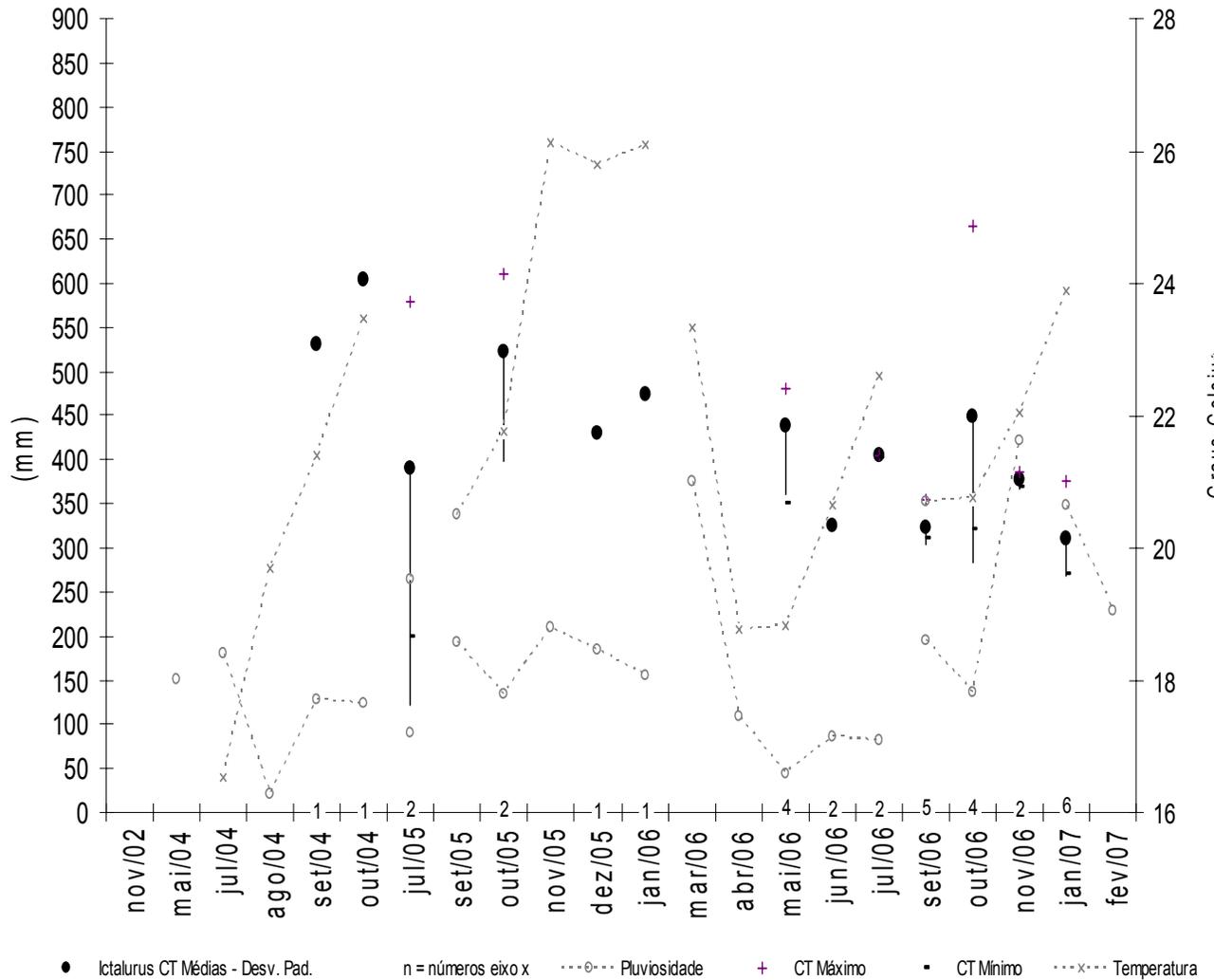


Figura 21. Comprimentos totais médios (\pm desvios-padrão), máximos e mínimos (em mm) de *Ictalurus punctatus* comparados as médias mensais de pluviosidade (mm) e temperatura ($^{\circ}$ C).

Para *O. niloticus* também não foi possível verificar um padrão evidente entre os fatores abióticos, número de capturas e/ou comprimentos totais dos indivíduos, devido principalmente, ao pequeno número de indivíduos capturados, porém as maiores capturas ocorreram em períodos de baixa pluviosidade e temperaturas superiores aos 19 graus (FIGURA 22).

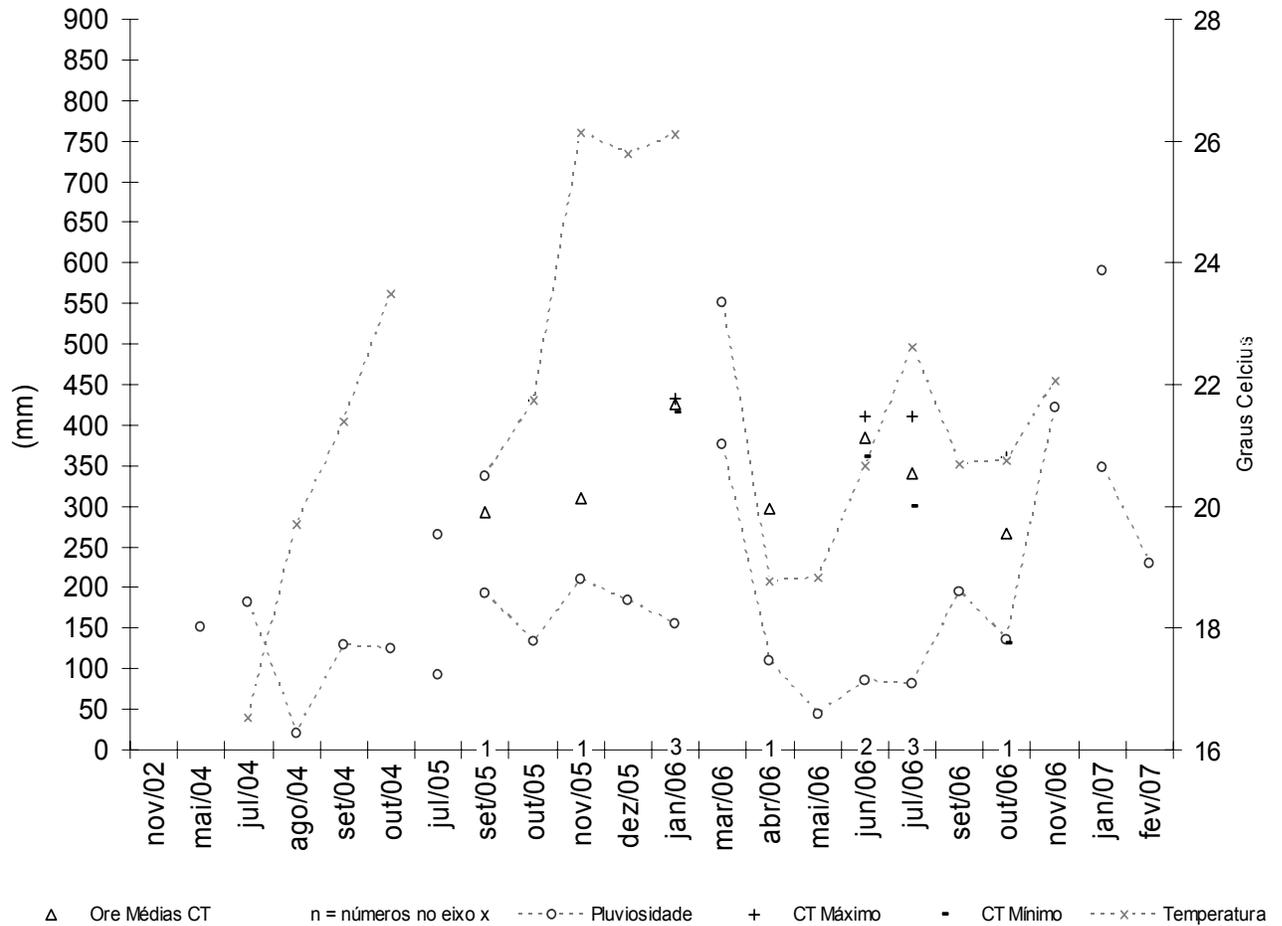


Figura 22. Comprimentos totais médios, máximos e mínimos (em mm) de *Oreochromis niloticus* comparados às médias mensais de pluviosidade (mm) e temperatura (°C).

Agrupando todos os anos, trechos e indivíduos capturados, em relação às estações do ano, foi observada maior proporção no número de indivíduos de espécies introduzidas no período de outono/inverno, sendo esta relativamente menor no período de verão (FIGURA 23). As variações observadas foram significativas (Qui-quadrado=45,43; gl=3; $p < 0,001$; alfa=0,05:1). Utilizando os mesmos grupamentos, para as análises de biomassa, o inverno e a primavera apresentaram as maiores proporções de espécies introduzidas (FIGURA 24). As variações observadas não ocorreram ao acaso (Qui-quadrado=8,32; gl=3; $p = 0,04$; alfa=0,05:0,67).

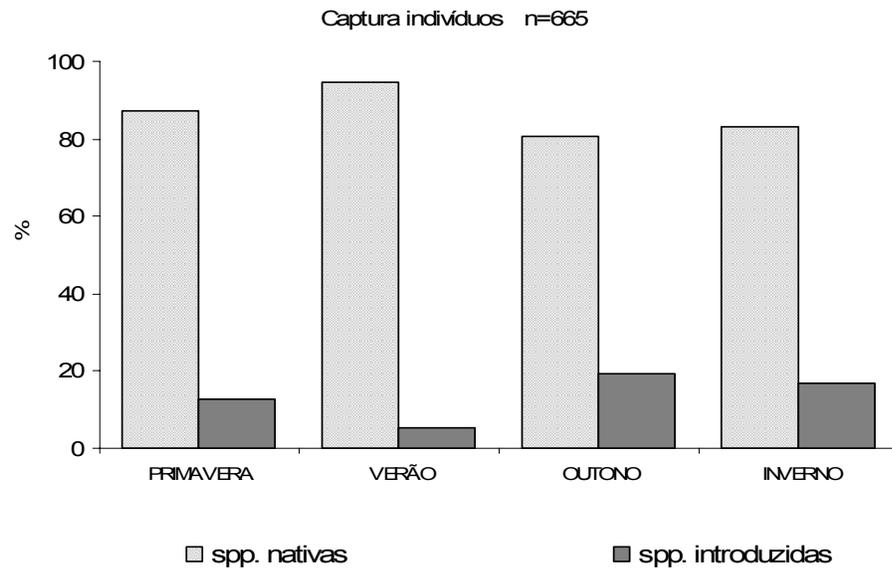


Figura 23. Proporções entre o número de indivíduos de espécies nativas e introduzidas capturados por estação do ano; utilizando os dados de todos os anos, trechos do rio e petrechos padronizados agrupados.

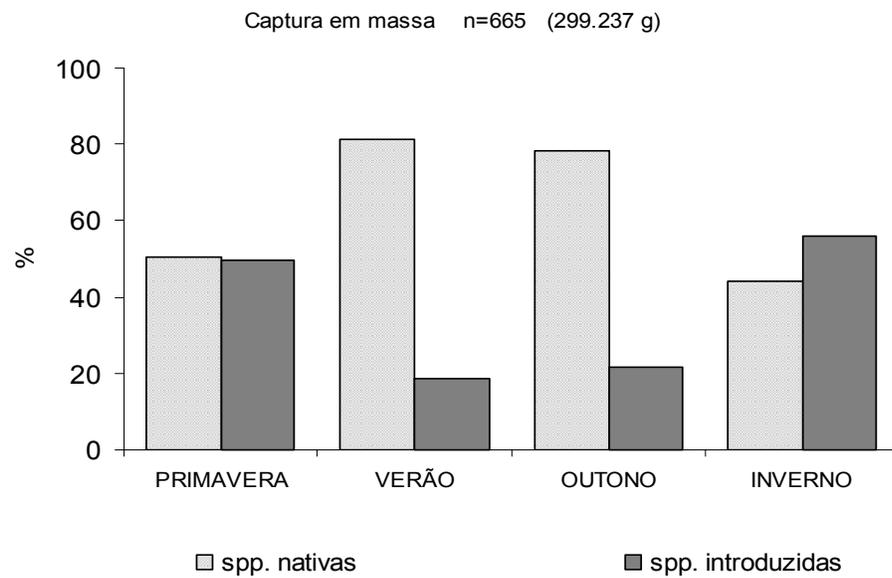


Figura 24. Proporções entre biomassa total de espécies nativas e introduzidas capturadas por estação do ano; utilizando os dados de todos os anos, trechos do rio e petrechos padronizados agrupados.

Quanto às proporções de indivíduos de cada uma das espécies, capturados somente para o trecho fixo, foi verificado que as menores capturas de *C. gariepinus* se mantiveram no verão, período no qual é notável um aumento na participação de *G. brasiliensis* (FIGURA 27).

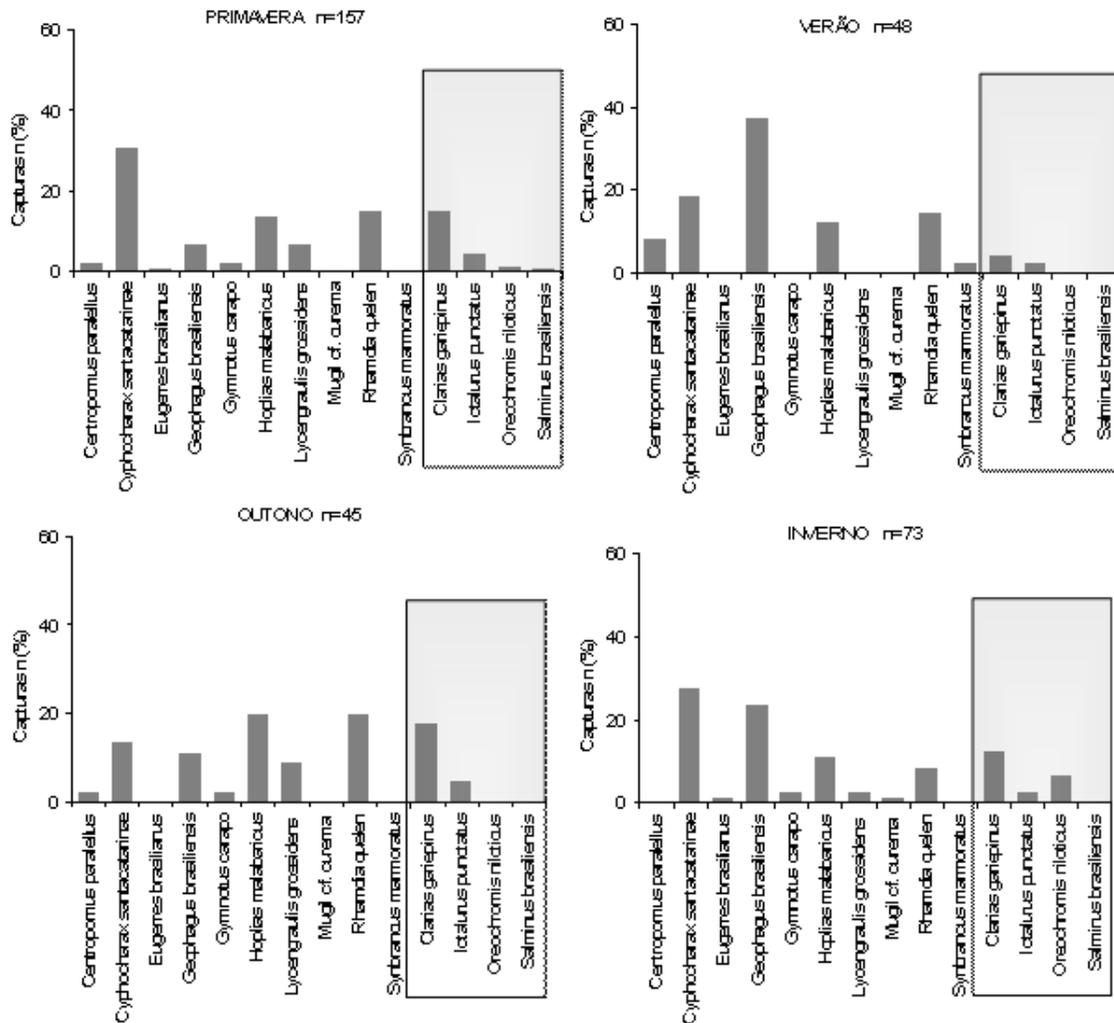


Figura 27. Proporções entre o número de indivíduos de espécies nativas e introduzidas (destacadas no retângulo cinza) capturadas por estação do ano; utilizando os dados de todos os anos, apenas o trecho 4 do rio e petrechos padronizados agrupados.

Analisando a proporção em biomassa de cada uma das espécies, somente para o trecho fixo, novamente se constatou a maior participação de *C. gariepinus* durante o período de primavera, porém o período de outono foi o de menor proporção de espécies introduzidas (FIGURA 28).

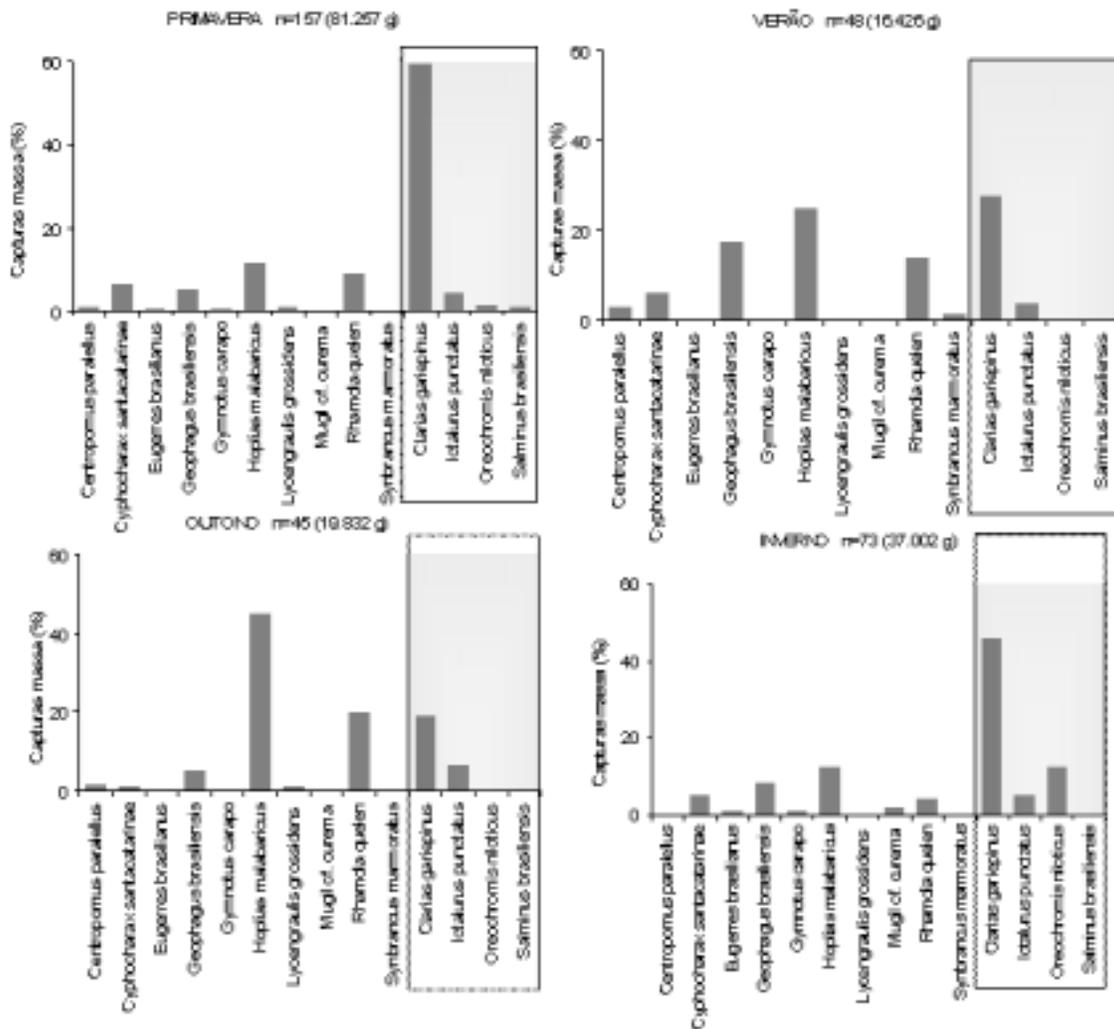


Figura 28. Proporções entre a biomassa total das espécies nativas e introduzidas (destacadas no retângulo cinza) capturadas por estação do ano; utilizando os dados de todos os anos, apenas o trecho 4 do rio e petrechos padronizados agrupados.

4.2.3 - Análises de distribuição espacial

Os bagres introduzidos *C. gariepinus* e *I. punctatus* encontram-se distribuídos de maneira dispersa a uma distância entre 10 e 15 km dos potenciais focos de contaminação em diferentes períodos e setores do rio, colonizando diferentes trechos da bacia, predominantemente nos setores intermediários, mais lânticos e menos conservados da bacia hidrográfica (FIGURA 29).

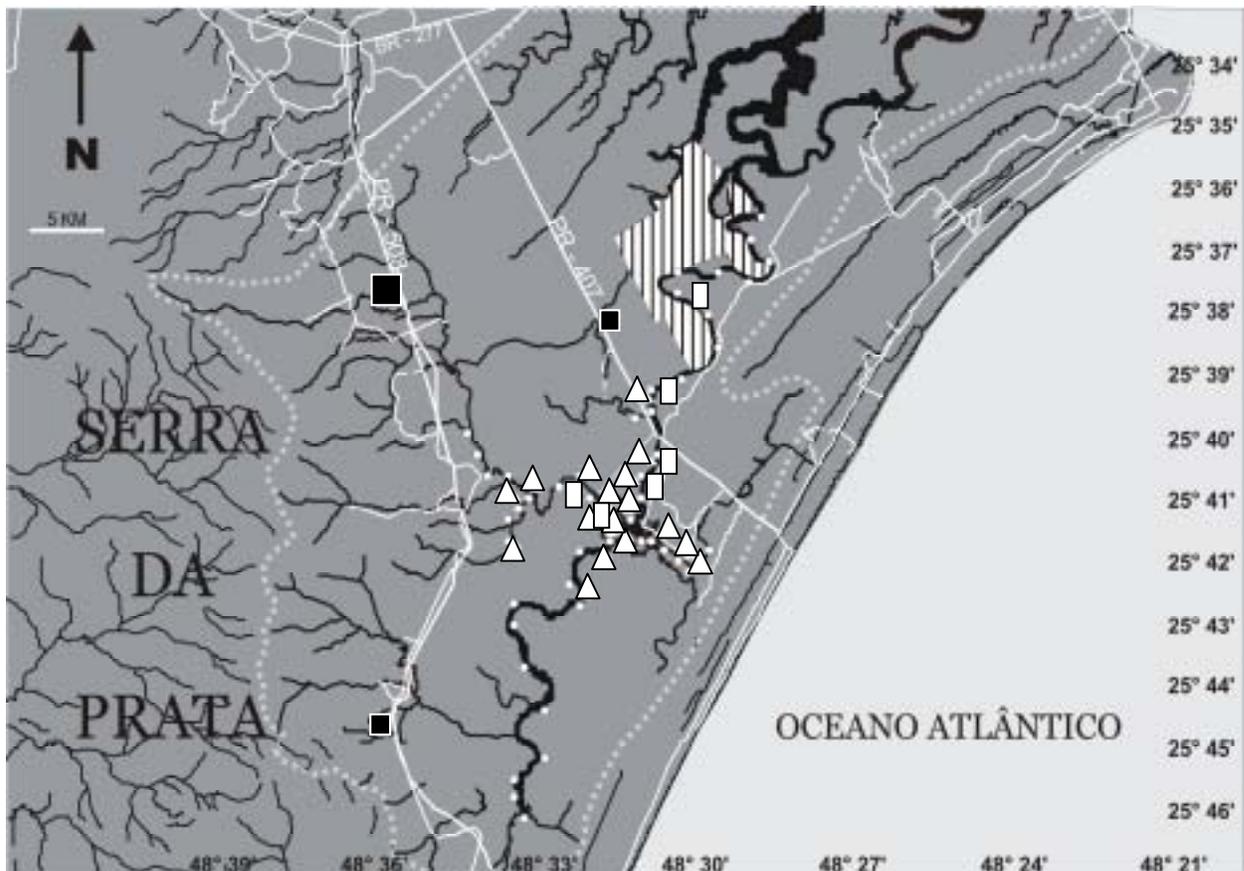


Figura 29. Bacia hidrográfica do Guaraguaçu indicando os potenciais focos de contaminação (quadrados negros; o maior representa o local onde existia a Pescobrás, o principal responsável pela contaminação), pontos de amostragem (pontos brancos) e locais onde foram capturados os indivíduos de *C. gariepinus* (triângulos brancos) e *I. punctatus* (retângulos brancos). A área clara com faixas transversais pretas representa a Estação Ecológica do Guaraguaçu. Os riscos brancos contínuos representam as estradas e rodovias, o tracejado representa a área limite da bacia hidrográfica e os pretos, os rios e riachos.

Utilizando a abundância total das espécies capturadas, em cada uma das amostras, foi verificada, por meio da análise de MDS uma representação satisfatória no plano bidimensional, com um *stress* de apenas 0,16 (FIGURAS 30 e 31). Entre os diversos fatores testados, incluindo os parâmetros abióticos e as estações do ano, os fatores trecho do rio e porcentagem de gramíneas invasoras, apesar do número desbalanceado de amostras, foram os mais representativos na separação das amostras, sendo os únicos significativamente diferentes. O fator trecho do rio foi o mais significativo, conforme testado pela ANOSIM: $R_{\text{global}}=0,45$; $p=0,001$. Infelizmente, a discrepância e número muito reduzido de amostras para alguns dos trechos impossibilitaram algumas das comparações par a par. As diferenças significativas observadas ocorreram entre os trechos 4 e 6: $R=0,594$; $p=0,003$; 4 e 7 $R=0,464$, $p=0,03$; 4 e 1 $R=0,58$, $p=0,03$; 4 e 5 $R=0,417$, $p=0,004$; 2 e 6 $R=0,356$, $p=0,02$; e 1 e 5 $R=0,682$, $p=0,048$.

A análise de SIMPER demonstrou que as amostras com maiores proporções de similaridades foram respectivamente as dos trechos: 7 com 75%, 4 com 45%, 2 com 44%, e 5 com 36%. As espécies nativas que mais influenciaram nas formações dos grupos de amostras foram *R. quelen*, *H. malabaricus*, *G. brasiliensis* e *C. santacatarinae*. As maiores dissimilaridades ocorreram entre os trechos 6 x 1 (95% de dissimilaridade, com *C. santacatarina* e *H. malabaricus* representado juntas 68%), 6 x 8 (95% de dissimilaridade, com *C. santacatarina* e *E. brasilianus* representado juntas 66%), 8 x 5 (93% de dissimilaridade, com *G. genidens* e *R. quelen* representado juntas 58%, seguidas de *C. gariepinus* com 13%) e 1 x 5 (87% de dissimilaridade, com *C. santacatarina* e *H. malabaricus* representado juntas 71%). Dentre as espécies introduzidas, apenas *C. gariepinus* se destacou na separação dos grupamentos de amostras, contribuindo com valores acima de 10% na separação dos seguintes grupos: 5 x 6 (27%), 2 x 5 (18%), 7 x 5 (13%), 6 x 2 (13%) e 4 x 5 (11%).

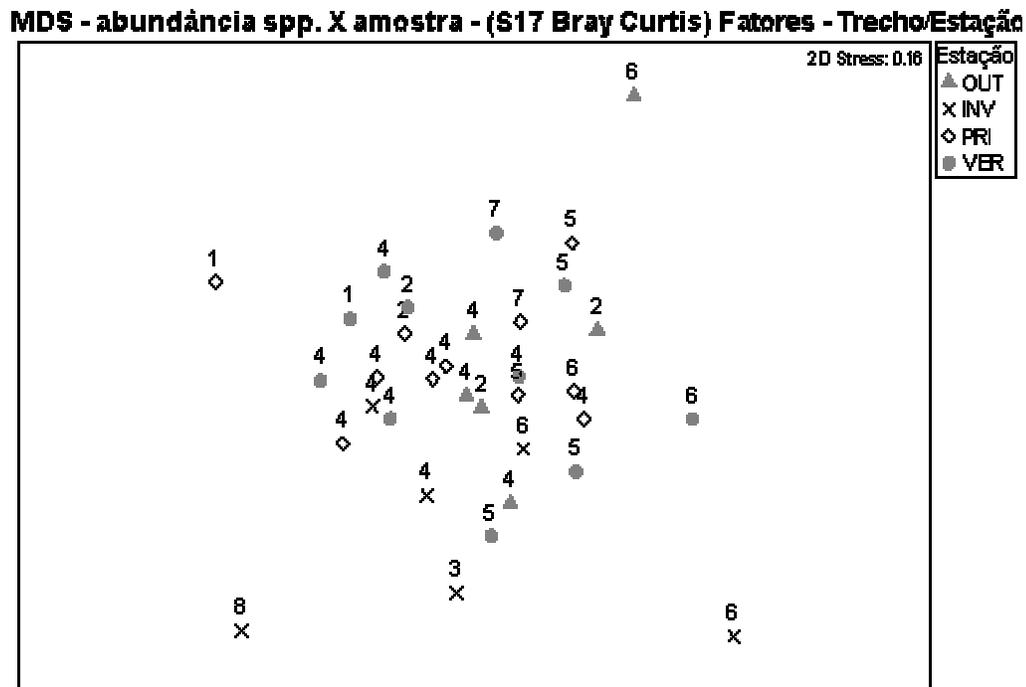


Figura 30. MDS utilizando a abundância das espécies capturadas, em cada uma das amostras; representando os fatores estação do ano (símbolos) e trechos (números). Dentre os fatores testados, incluindo as estações do ano, o fator trecho foi o mais representativo na separação das amostras, sendo o único significativamente diferente, conforme testado pela ANOSIM: $R_{\text{global}}=0,45$; $p=0,001$.

A porcentagem de gramíneas introduzidas foi relacionada com o fator trecho e a quantidade proporcional de *C. gariepinus*, em cada uma das amostras. Embora também ocorra certa discrepância no número de amostras, também foram constatadas diferenças significativas pelo teste de ANOSIM para a proporção de gramínea: $R_{\text{global}}=0,265$, $p=0,018$. Nas comparações par a par, as diferenças significativas observadas foram entre as amostras com quantidade de gramíneas alta x pouca $R=0,473$; $p=0,038$ e pouca x muito alta $R=0,554$; $p=0,018$. A análise de SIMPER demonstrou que as maiores dissimilaridades ocorreram entre as amostras pouca e muito alta (89%) e média e pouca (86%), indicando também, que a espécie introduzida *C. gariepinus* teve uma participação na formação dos grupos de amostras com quantidade de gramíneas, muito alta (20%) e alta (13%); e não ocorreu nos demais grupamentos (FIGURA 31).

Utilizando a biomassa total de todas as espécies capturadas, em cada uma das amostras, foi verificada, por meio da análise de MDS uma boa representação no plano bidimensional, com um *stress* de apenas 0,18 (FIGURA 32). Entre os diversos fatores testados, incluindo os parâmetros abióticos e as estações do ano, o fator trecho do rio, foi o mais representativo na separação das amostras, sendo o único significativamente diferente, conforme testado pela ANOSIM: $R_{\text{global}}=0,29$; $p=0,007$. Infelizmente, a discrepância e número muito reduzido de amostras para alguns dos trechos impossibilitaram algumas das comparações par a par; a única diferença significativa observada foi entre os trechos 4 e 6, $R=0,465$; $p=0,006$.

A análise de SIMPER demonstrou que as amostras com maiores similaridades foram respectivamente as dos trechos 1 com 56%, 7 com 53%, 2 com 44%, 4 com 38% e 5 com 35%. As espécies que mais influenciaram na formação dos grupamentos de amostras foram *R. quelen*, *H. malabaricus*, *G. brasiliensis* e *C. gariepinus*. As maiores dissimilaridades ocorreram entre os trechos 1 x 5 (80% de dissimilaridade, com *G. brasiliensis* e *H. malabaricus* representado juntas 71%) e 8 x 5 (92% de dissimilaridade, com *G. brasiliensis* e *C. gariepinus* representado juntas 58%). Dentre todas as espécies, *C. gariepinus* se destacou na separação dos grupamentos de amostras em relação à biomassa entre os trechos, contribuindo respectivamente com 34% entre os trechos 3 x 5, 24% entre os trechos 6 x 5, 22% entre os trechos 8 x 5, 18% entre os trechos 7 x 5, 13% entre os trechos 4 x 8, 9% entre os trechos 1 x 5, e 6% entre os trechos 4 x 1. Outra espécie introduzida que teve representatividade na separação dos grupos de amostras foi *I. punctatus*, que contribuiu respectivamente com 23% entre os trechos 6 x 3, 15% entre os trechos 6 x 8, 11% entre os trechos 6 x 2, 10% entre os trechos 7 x 6 e 10% entre os trechos 4 x 3.

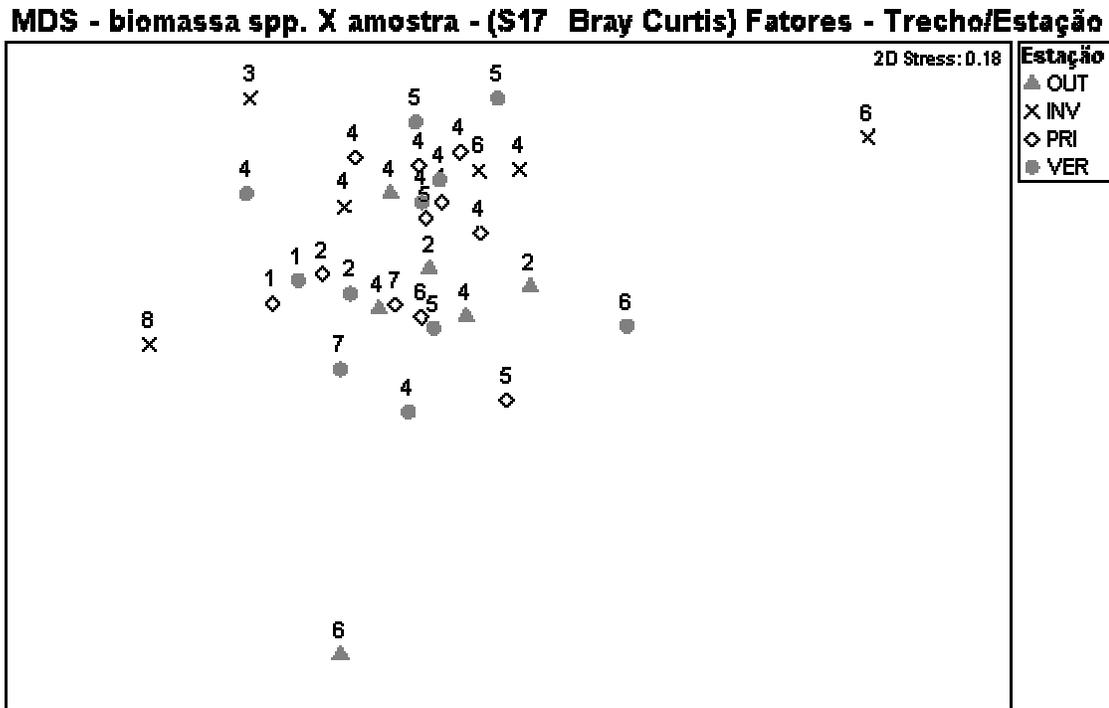


Figura 32. MDS utilizando a biomassa total de todas as espécies capturadas, em cada uma das amostras, representando os fatores estação do ano (símbolos) e trechos (números). Dentre diversos fatores testados incluindo as estações do ano, o fator trecho foi o mais representativo na separação das amostras, sendo o único significativamente diferente, conforme testado pela ANOSIM: $R_{\text{global}}=0,29$; $p=0,007$. Nas comparações par a par a única diferença significativa observada foi entre os trechos 4 e 6: $R=0,465$; $p=0,006$.

Utilizando apenas a abundância das espécies mais constantes para o total de amostragens (TABELA XII), foi mantido o padrão observado para o total de espécies nos gráficos de MDS, apenas com ligeira diminuição do grau de *stress* (FIGURAS 33 e 34). Os trechos e a quantidade proporcional de gramíneas, também foram os fatores que mais influenciaram na distribuição das amostras. O valor de R_{global} da ANOSIM realizada para o fator trechos foi de $0,319$; $p=0,007$. A única diferença significativa detectada foi entre os trechos 1 x 5: $R=0,624$; $p=0,048$. A análise de SIMPER demonstrou que *C. gariepinus* teve maior influência (>20% de participação) na separação dos grupos 4 x 6, 4 x 3, 6 x 3, 4 x 8 e 6 x 8.

Nos testes de ANOSIM para o fator proporção de gramíneas introduzidas foi obtido um valor de R global=0,278; $p=0,008$. Nas comparações par a par, a única diferença significativa observada foi entre os fatores quantidade de gramíneas, muito alta (>80%) e pouca (<20%) $R=0,45$; $p=0,036$. A análise de SIMPER demonstrou que *C. gariepinus* teve maior influência na formação do grupo de amostras classificados como alta (29%) e na separação dos grupos (>20% de participação) alta x média, e alta x muito alta.

As análises utilizando a biomassa das espécies mais constantes para o total de amostragens, demonstraram um aumento no grau de *stress* (FIGURA 35), em relação às análises anteriores utilizando abundância, e um aumento nos valores de significância e do R global das ANOSIM para o fator trechos (R global=0,202; $p=0,043$), sendo este o único fator que apresentou diferenças significativas para a distribuição das amostras. Entretanto, nas comparações par a par, só foi verificada diferença significativa ($p<0,05$), entre os trechos 1 e 4. As análises de SIMPER indicaram que as amostras com maior similaridade foram as dos trechos 7 (87% de similaridade, *R. quelen* e *H. malabaricus* juntas perfazendo 92% desta), 1 (62% de similaridade, *G. brasiliensis* e *H. malabaricus* juntas contribuindo com 94% desta), 2 (45% de similaridade, *C. gariepinus* contribuindo com 14%), 4 (40% de similaridade, *C. gariepinus* contribuindo com 38%) e 5 (32% de similaridade, *C. gariepinus* contribuindo com 42%). A maior dissimilaridade ocorreu entre as amostras dos trechos 5 x 8 (97%), sendo que *C. gariepinus* contribuiu com mais de 40% desta dissimilaridade e teve maior participação na dissimilaridade das amostras dos trechos 4 e 5 com as demais (>20%).

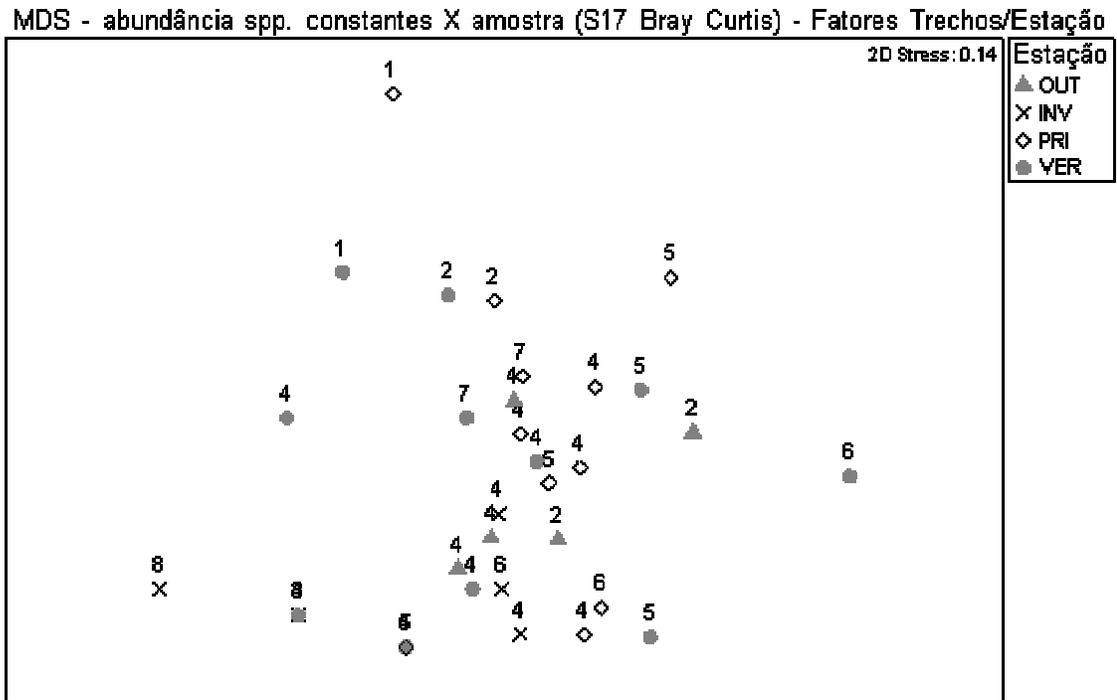


Figura 33. MDS utilizando a abundância, apenas das quatro espécies mais constantes para o total de amostras, representando os fatores estação do ano (símbolos) e trechos (números). Dentre diversos fatores testados incluindo as estações do ano, o fator trecho foi o mais representativo na separação das amostras, sendo o único significativamente diferente, conforme testado pela ANOSIM: $R_{\text{global}}=0,31$; $p=0,007$. Nas comparações par a par a única diferença significativa observada foi entre os trechos 1 x 5: $R=0,624$; $p=0,048$. A análise de SIMPER demonstrou que *C. gariepinus* teve maior influência na separação dos grupos alta x média, e alta x muito alta.

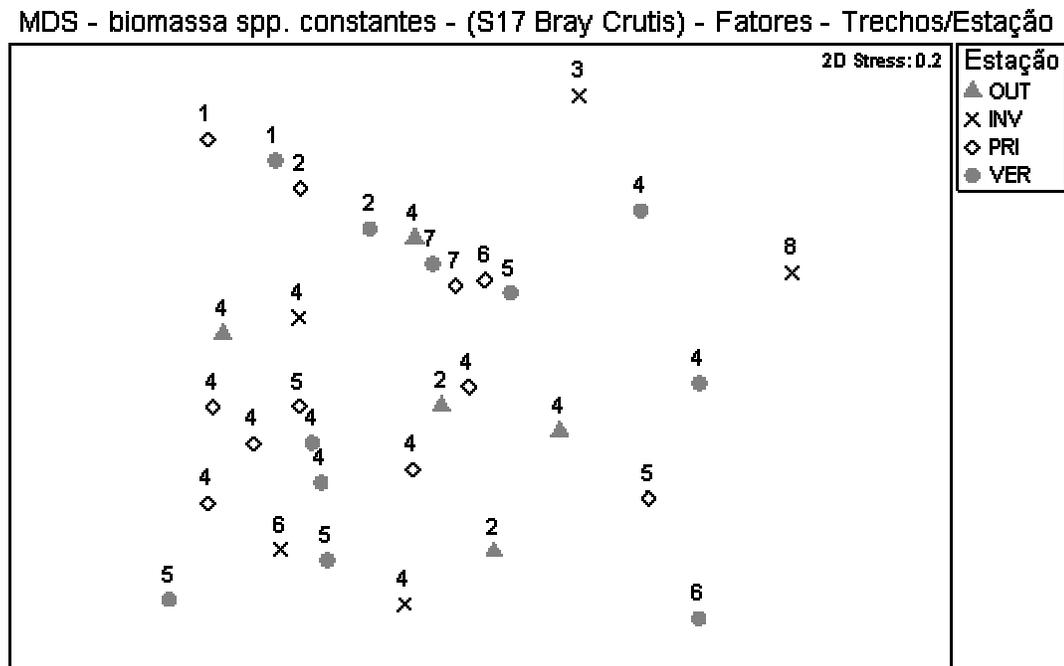


Figura 35. MDS utilizando a biomassa, apenas das quatro espécies mais constantes para o total de amostras, representando os fatores estação do ano (símbolos) e trechos (números). Dentre diversos fatores testados incluindo as estações do ano e porcentagem de gramíneas invasoras, o fator trecho foi o único significativamente diferente, conforme testado pela ANOSIM: $R_{\text{global}}=0,202$; $p=0,043$.

A análise integrada de MDS com sobreposição de *cluster*, utilizando a abundância ponderada de todas as espécies agregadas por trecho da bacia, representando os fatores quantidade de *C. gariepinus* e trechos, demonstrou uma maior similaridade entre os trechos intermediários e mais degradados da bacia hidrográfica (FIGURA 36). Os trechos menos degradados e/ou menos amostrados (3 e 8) ficaram bastante isolados dos demais trechos, que por sua vez, possuem as maiores quantidade de espécies introduzidas. Dentre os fatores testados, incluindo parâmetros abióticos e gradiente longitudinal, os fatores presença de *C. gariepinus* e porcentagem de gramíneas introduzidas, foram os únicos significativos, com respectivos valores de $R_{\text{global}}=0,25$; $p=0,029$ e $R_{\text{global}}=0,625$; $p=0,01$. Nas comparações par a par a única diferença significativa detectada foi entre os trechos com porcentagem de gramíneas introduzidas

alta e pouca $R=0,716$ $p=0,05$. As análises de SIMPER demonstraram que *C. gariepinus*, foi a única espécie introduzida a ter participação na dissimilaridade entre todos os grupamentos, tanto para os trechos, como para os demais fatores testados.

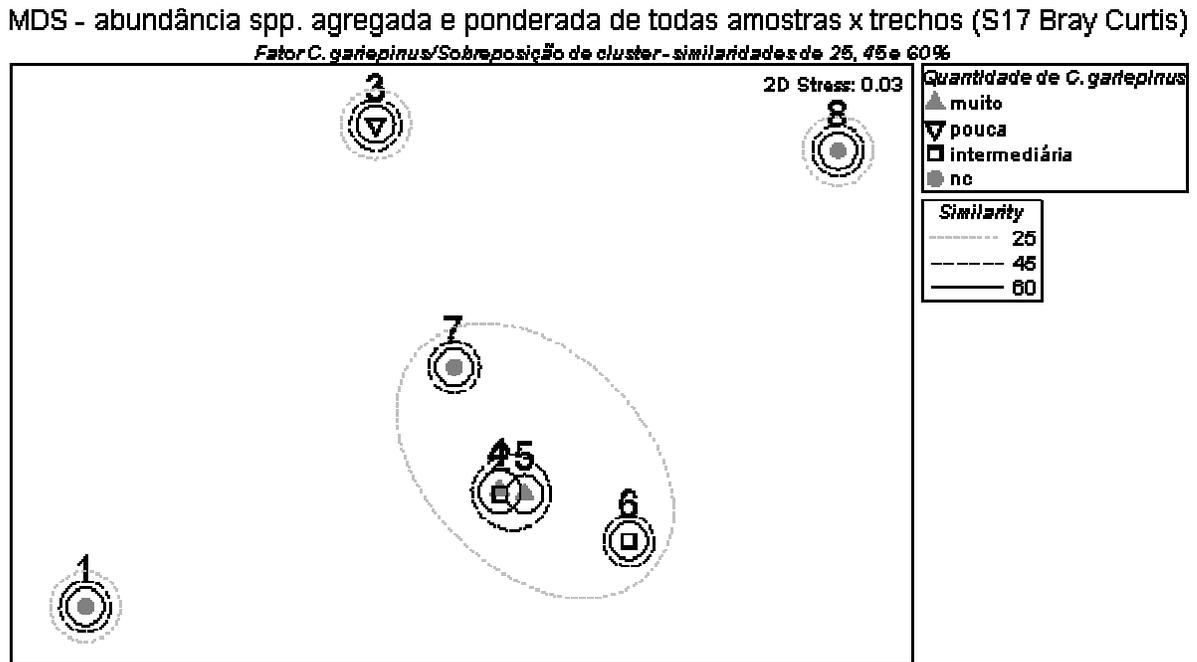


Figura 36. MDS com sobreposição de *cluster* (traços), utilizando a abundância ponderada (CPUE média) de todas as espécies agregadas por trecho da bacia, indicando os fatores quantidade de *C. gariepinus* (símbolos, representando as proporções da espécie, em cada trecho da bacia durante todo o trabalho; nc=nunca capturada) e trechos (números).

As análises integradas de MDS com sobreposição de *cluster*, utilizando a biomassa ponderada de todas as espécies, agregadas por trecho da bacia, representando os fatores quantidade de *C. gariepinus* e trechos amostrados, demonstraram uma maior associação dos trechos mais degradados e intermediários da bacia hidrográfica (FIGURA 37). Os trechos menos degradados e/ou menos amostrados (3 e 8) ficaram bastante isolados dos trechos que possuem as maiores quantidade de espécies introduzidas. Dentre os fatores testados, incluindo parâmetros abióticos, quantidade de *C. gariepinus* e porcentagem de gramíneas introduzidas, os únicos

fatores significativos para a ANOSIM foram: presença/ausência de *C. gariepinus* e o gradiente longitudinal da bacia, com respectivos valores de R global=0,405; $p=0,05$ e R global=0,32; $p=0,03$. Nas comparações par a par não foram detectadas diferenças significativas. As análises de SIMPER demonstraram que *C. gariepinus* foi a espécie introduzida com maior participação na dissimilaridade entre todos os grupamentos, tanto para os trechos, como para os demais fatores testados, como fatores abióticos, gradiente longitudinal, estações do ano, grau de conservação da bacia e porcentagem de gramíneas introduzidas. Em relação aos trechos da bacia, *C. gariepinus* foi participativa em mais de 80% das comparações de dissimilaridade par a par, sempre com contribuições acima de 20%.

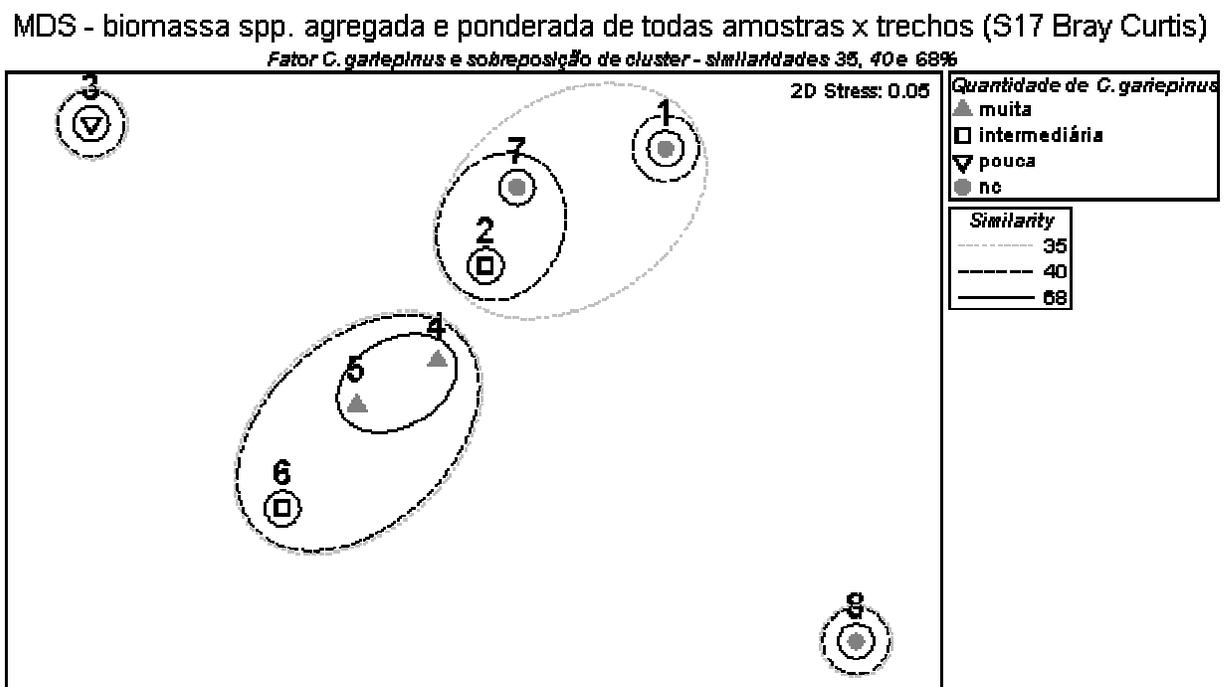


Figura 37. MDS com sobreposição de *cluster* (traços), utilizando a biomassa ponderada (CPUE média) de todas as espécies, agregadas por trecho da bacia, representando os fatores quantidade de *C. gariepinus* (símbolos, representando as proporções da espécie, em cada trecho da bacia durante todo o trabalho; nc=nunca capturada) e trechos (números).

Comparando os trechos, apenas entre as amostras sorteadas, com todas as espécies capturadas, o trecho 5 destacou-se pela predominância de *C. gariepinus* em número de indivíduos e biomassa. O trecho 4 apresentou o maior número de espécies introduzidas e foi o segundo em termos de participação de *C. gariepinus*. No trecho 1, onde houve maior participação de espécies nativas localmente importantes, como *G. brasiliensis* e *H. malabaricus*, foi notável a ausência de *C. gariepinus* e outras espécies introduzidas (TABELAS XIV, XV, XVI e XVII). Além disso, no trecho 1, mesmo em coletas piloto e coletas não padronizadas, nunca foram capturadas espécies introduzidas.

Tabela XIV. Número total de indivíduos das espécies capturadas por trecho amostrado da bacia, utilizando apenas os trechos sorteados. As espécies introduzidas são destacadas em negrito.

n Amostras (fases de 24 horas)	3	4	1	3	3	4	1	1
ESPECIES (n) / trechos	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8
<i>Centropomus paralellus</i>	0	2	0	1	1	3	10	0
<i>Clarias gariepinus</i>	0	4	0	4	6	2	0	0
<i>Cyphocharax santacatarinae</i>	5	15	0	18	0	0	0	0
<i>Eugerres brasilianus</i>	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Genidens barbuis</i>	0	0	0	0	0	1	4	0
<i>Genidens genidens</i>	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Geophagus brasiliensis</i>	22	9	1	1	1	1	3	2
<i>Gymnotus carapo</i>	0	2	0	3	2	0	0	0
<i>Hoplias malabaricus</i>	25	13	1	2	2	2	3	0
<i>Ictalurus punctatus</i>	0	0	0	1	0	1	0	0
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0	0	4	0	0	3	4	0
<i>Oreochromis niloticus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pimelodella pappenheimi</i>	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Rhamdia quelen</i>	8	9	0	6	7	4	7	0
<i>Synbranchus marmoratus</i>	0	0	0	0	2	0	0	0

Tabela XV. Número proporcional de indivíduos de cada uma das espécies capturadas (CPUE) por trecho amostrado da bacia/24 horas de submersão, utilizando apenas os trechos sorteados. As espécies introduzidas são destacadas em negrito.

n / spp. / trechos / 24h	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8
<i>Centropomus paralellus</i>	0,0	0,5	0,0	0,3	0,3	0,8	10,0	0,0
<i>Clarias gariepinus</i>	0,0	1,0	0,0	1,3	2,0	0,5	0,0	0,0
<i>Cyphocharax santacatarinae</i>	1,7	3,8	0,0	6,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Eugerres brasilianus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	1,0
<i>Genidens barbatus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	4,0	0,0
<i>Genidens genidens</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3
<i>Geophagus brasiliensis</i>	7,3	2,3	1,0	0,3	0,3	0,3	0,3	2,0
<i>Gymnotus carapo</i>	0,0	0,5	0,0	1,0	0,7	0,0	0,0	0,0
<i>Hoplias malabaricus</i>	8,3	3,3	1,0	0,7	0,7	0,5	0,3	0,0
<i>Ictalurus punctatus</i>	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,3	0,0	0,0
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0,0	0,0	4,0	0,0	0,0	0,8	4,0	0,0
<i>Oreochromis niloticus</i>	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Pimelodella pappenheimi</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0
<i>Rhamdia quelen</i>	2,7	2,3	0,0	2,0	2,3	1,0	7,0	0,0
<i>Synbranchus marmoratus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0

Tabela XVI. Biomassa total das espécies capturadas em cada um dos trechos amostrados da bacia, utilizando apenas os trechos sorteados. As espécies introduzidas são destacadas em negrito.

n Amostras (fases de 24 horas)	3	4	2	4	4	6	1	1
ESPÉCIES (massa em g) / trechos	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8
<i>Centropomus paralellus</i>	0	108	0	43	146	738	1176	0
<i>Clarias gariepinus</i>	0	2140	0	10450	18650	5350	0	0
<i>Cyphocharax santacatarinae</i>	245	1316	0	1909	0	0	0	0
<i>Eugerres brasilianus</i>	0	0	0	0	0	565	0	440
<i>Genidens barbatus</i>	0	0	0	0	0	1750	6480	0
<i>Genidens genidens</i>	0	0	0	0	0	0	0	397
<i>Geophagus brasiliensis</i>	2812	1343	21	490	338	390	1042	703
<i>Gymnotus carapo</i>	0	190	0	459	282	0	0	0
<i>Hoplias malabaricus</i>	19544	10529	610	4554	4925	1870	3270	0
<i>Ictalurus punctatus</i>	0	0	0	1640	0	1635	0	0
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0	0	169	0	0	54	55	0
<i>Oreochromis niloticus</i>	0	0	0	590	0	0	0	0
<i>Pimelodella pappenheimi</i>	0	0	0	0	0	60	0	0
<i>Rhamdia quelen</i>	5092	5664	0	5479	3335	1660	3205	0
<i>Synbranchus marmoratus</i>	0	0	0	0	640	0	0	0

Tabela XVII. Biomassa proporcional das espécies capturadas em cada um dos trechos amostrados da bacia (CPUE – bateria de petrechos/24 horas de submersão), utilizando apenas os trechos sorteados. As espécies introduzidas são destacadas em negrito.

ESPÉCIES (massa em g)/ 24 horas	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8
<i>Centropomus paralellus</i>	0	27	0	14	49	185	1176	0
<i>Clarias gariepinus</i>	0	535	0	3483	6217	1338	0	0
<i>Cyphocharax santacatarinae</i>	82	329	0	636	0	0	0	0
<i>Eugerres brasilianus</i>	0	0	0	0	0	141	0	440
<i>Genidens barbatus</i>	0	0	0	0	0	438	6480	0
<i>Genidens genidens</i>	0	0	0	0	0	0	0	397
<i>Geophagus brasiliensis</i>	937	336	11	163	113	98	1042	703
<i>Gymnotus carapo</i>	0	48	0	153	94	0	0	0
<i>Hoplias malabaricus</i>	6515	2632	305	1518	1642	468	3270	0
<i>Ictalurus punctatus</i>	0	0	0	547	0	409	0	0
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0	0	85	0	0	14	55	0
<i>Oreochromis niloticus</i>	0	0	0	197	0	0	0	0
<i>Pimelodella pappenheimi</i>	0	0	0	0	0	15	0	0
<i>Rhamdia quelen</i>	1697	1416	0	1826	1112	415	3205	0
<i>Synbranchus marmoratus</i>	0	0	0	0	213	0	0	0

A análise integrada de MDS com sobreposição de *cluster*, utilizando a abundância ponderada de todas as espécies, apenas para os trechos sorteados da bacia (FIGURA 38), demonstrou uma maior similaridade (>50%), entre os trechos menos conservados da bacia. Os testes de ANOSIM indicaram que, dentre os fatores testados, incluindo parâmetros abióticos, presença de *C. gariepinus* e porcentagem de gramíneas introduzidas, o único fator significativo para a distinção dos trechos da bacia foi o grau de conservação ($R_{\text{global}}=0,649$; $p=0,01$).

A análise de SIMPER revelou similaridade de 47% entre os trechos com grau de conservação ruim (18% de participação de *C. gariepinus*). A espécie *G. brasiliensis* teve 100% de contribuição na formação do grupamento com os trechos de conservação boa, grupo este de baixa similaridade (17%). O grau de dissimilaridade entre os trechos, agrupados pela categorização relacionada ao fator estado de conservação (boa, média e ruim) foram os seguintes:

boa x ruim = 80% de dissimilaridade (contribuições de 21% *H. malabaricus* e 20% *G. brasiliensis*), boa x média = 80% (contribuições de 20% *L. grossidens* e 17% *H. malabaricus*) e ruim x média = 79% de dissimilaridade (contribuições de 22% *L. grossidens* e 17% *C. paralellus*).

As análises utilizando apenas as espécies mais constantes resultaram no mesmo padrão de resultados que as análises para todas as espécies, apenas com diminuição do *stress* na nas análises de MDS. Utilizando apenas as espécies introduzidas foi observada uma boa representação gráfica demonstrando a relação das espécies introduzidas com o grau de conservação dos trechos amostrados (FIGURA 39). Os testes de ANOSIM e SIMPER não foram efetuados para estes gráficos, uma vez que, a ausência das espécies introduzidas nos trechos de melhor conservação e/ou menos amostrados resultaria obviamente em valores quase que absolutos (=1) de R global.

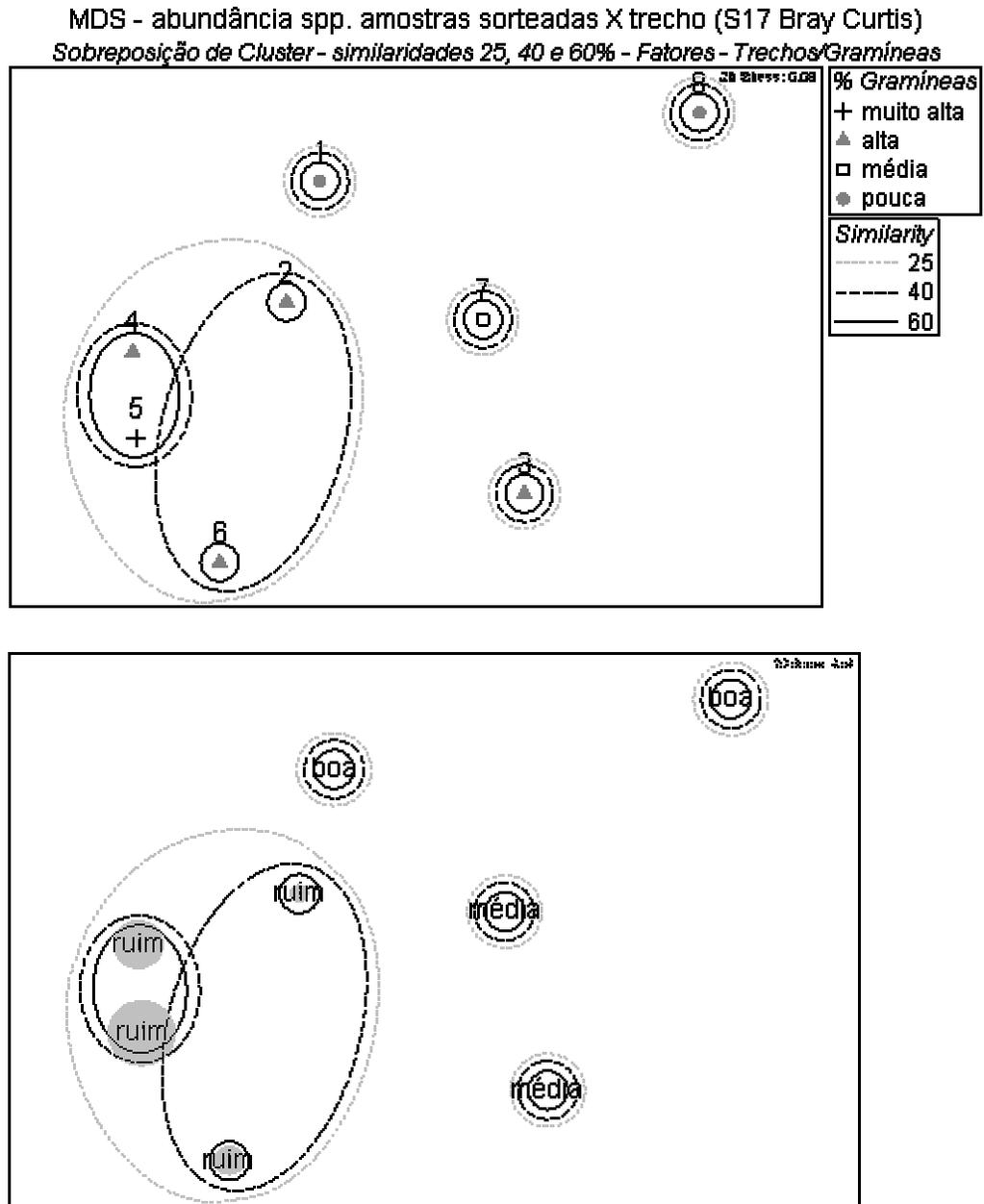


Figura 39. Acima, MDS com sobreposição de *cluster* (traços), utilizando a abundância ponderada (CPUE média) apenas das espécies introduzidas, por trecho sorteado da bacia, representando os fatores quantidade de gramíneas tomando as margens do trecho (símbolos: pouca<20%, média=entre 30 e 40%, alta=entre 50% e 60 e muito alta=>80%) e trechos (números). Abaixo, representação do grau de conservação (boa, média e ruim) de cada trecho e as bolhas (em cinza) indicando a proporção de *C. gariepinus*.

As análises integradas de MDS com sobreposição de *cluster*, utilizando a biomassa ponderada, de todas as espécies, apenas para os trechos sorteados da bacia (FIGURA 40), demonstraram uma maior similaridade entre os trechos menos conservados da bacia. Os trechos menos degradados e/ou menos amostrados (3 e 8) ficaram bastante isolados dos trechos com as maiores quantidade de espécies introduzidas. Nos testes de ANOSIM, dentre os fatores testados, incluindo parâmetros abióticos, presença de *C. gariepinus* e porcentagem de gramíneas introduzidas, o único fator significativo para a distinção dos trechos da bacia foi o grau de conservação ($R_{\text{global}}=0,5$; $p=0,003$). As análises de SIMPER revelaram que o grupo formado pelos trechos com grau de conservação ruim teve 49% de similaridade (38% de participação de *C. gariepinus*). A espécie *G. brasiliensis* teve 100% e contribuição na formação do grupamento com os trechos de conservação boa. Segundo as análises de SIMPER, o grau de dissimilaridade entre os trechos, agrupados pela categorização relacionada ao estado de conservação (boa, média e ruim) foram os seguintes: boa x média = 83% (contribuições de 33% *H. malabaricus* e 19% *G. barcus*), ruim x média = 80% de dissimilaridade (contribuições de 30% *C. gariepinus* e 19% *G. barcus*) e boa x ruim = 79% de dissimilaridade (contribuições de 32% *H. malabaricus* e 31 *C. gariepinus*). As análises utilizando, apenas as espécies mais constantes e abundantes, resultaram no mesmo padrão de resultados que as análises para todas as espécies capturadas nos sorteios, apenas com diminuição do *stress* na nas análises de MDS.

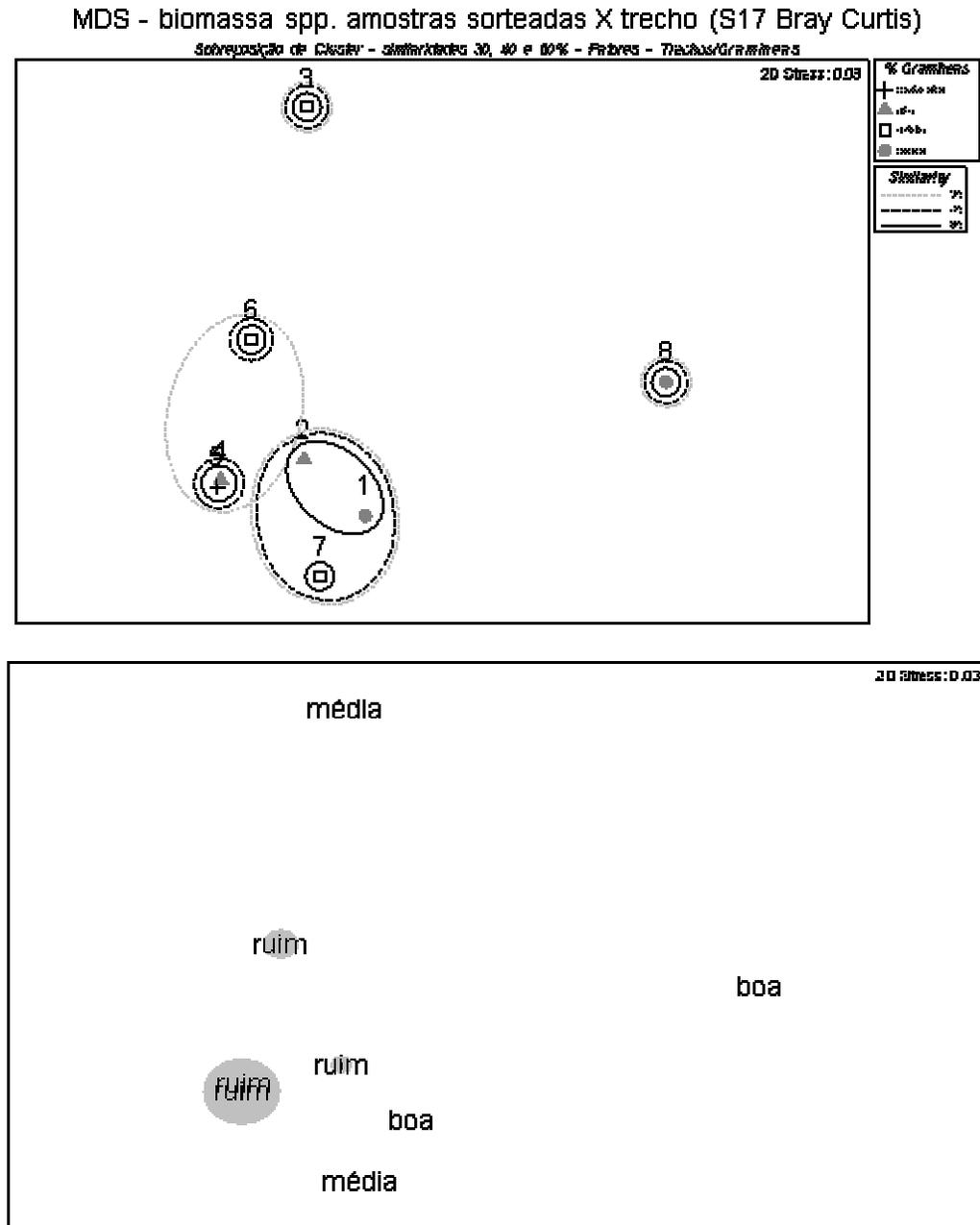


Figura 40. Acima, MDS com sobreposição de *cluster* (traços), utilizando a biomassa ponderada (CPUE média) de todas as espécies, agregadas por trecho sorteado da bacia, representando os fatores quantidade de gramíneas tomando as margens do trecho (símbolos: pouca<20%, média=entre 30 e 40%, alta=entre 50% e 60 e muito alta=>80%) e trechos (números). Abaixo, representação do grau de conservação de cada trecho e as bolhas indicando a proporção de *C. gariepinus*. O grau de conservação foi o único fator significativo segundo a ANOSIM: R global=0,5; $p=0,003$. As análises de SIMPER revelaram que o grupo formado pelos trechos com grau de conservação ruim teve 49% de similaridade, com 38% de participação de *C. gariepinus*.

4.2.4 - Estrutura populacional de *C. gariepinus*

A proporção sexual foi de 36 fêmeas para 29 machos, ou seja, não foi diferente de 1:1 (Qui-quadrado=0,754; gl=1; $p=0,38$). Os machos atingiram os maiores comprimentos totais (> 600 mm), sendo um macho o maior indivíduo capturado. Porém, não foram verificadas diferenças estatísticas nos comprimentos totais médios e nas medianas para as amostras totais entre machos e fêmeas (FIGURA 41).

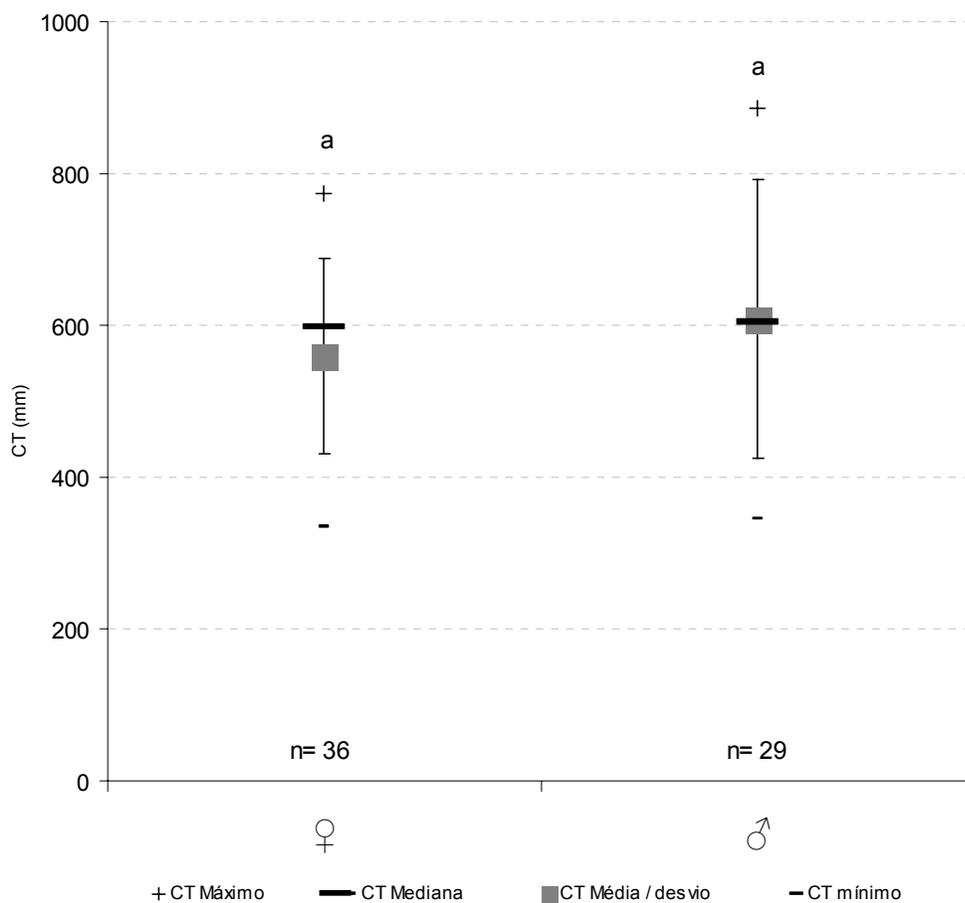


Figura 41. Comprimentos totais (CT) máximos, medianas, médias (\pm desvios-padrão) e mínimos, de *C. gariepinus* relacionados quanto ao sexo. As letras semelhantes correspondem às amostras que não são estatisticamente diferentes ($p>0,05$).

Quanto ao ciclo circadiano, a maioria das capturas ocorreu durante o dia, não houve diferença significativa relacionada aos comprimentos totais (FIGURA 42). Quanto aos comprimentos totais por trecho do rio, em relação ao esforço amostral total, ocorreu um predomínio de indivíduos menores nos trechos de montante (trechos 2 e 3) e maiores nos trechos médios (trechos 4, 5 e 6) (FIGURAS 43 e 44). De um modo geral, a espécie apresentou um padrão de crescimento próximo ao isométrico, com um coeficiente angular $b=2,99$ para fêmeas e machos e $b=2,92$ para a equação geral da espécies no local (FIGURAS 45, 46 e 47).

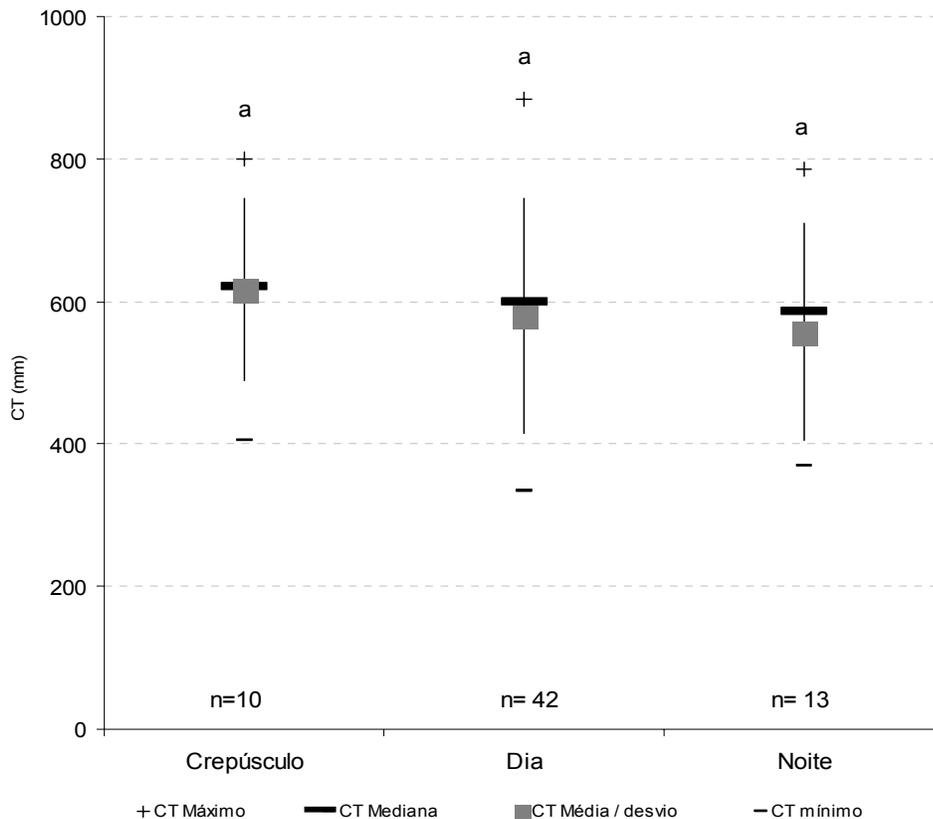


Figura 42. Comprimentos totais (CT) máximos, medianas, médias (\pm desvios padrão) e mínimos, de *C. gariepinus* relacionados quanto ao ciclo circadiano. As letras semelhantes correspondem às amostras que não são estatisticamente diferentes ($p>0,05$).

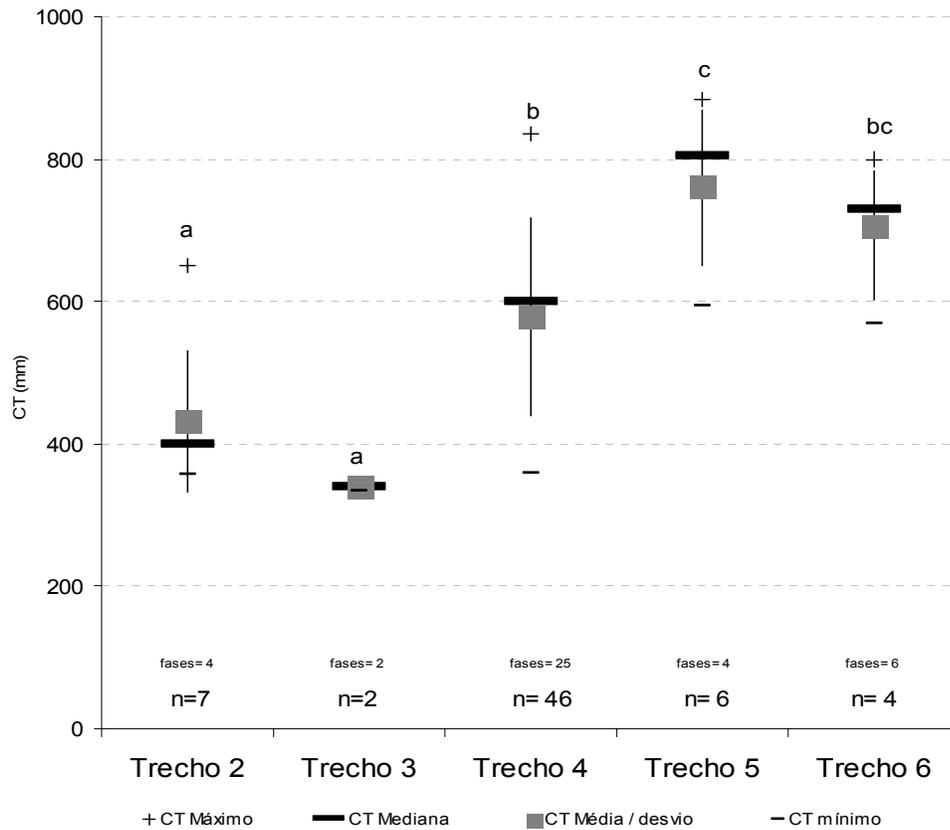


Figura 43. Comprimentos totais (CT) máximos, medianas, médias (\pm desvios padrão) e mínimos, de *C. gariepinus*, quanto aos trechos do rio, utilizando todas as amostras do trecho 4 em todo o período de trabalho. As letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) e as letras semelhantes correspondem s amostras que não são estatisticamente diferentes ($p > 0,05$).

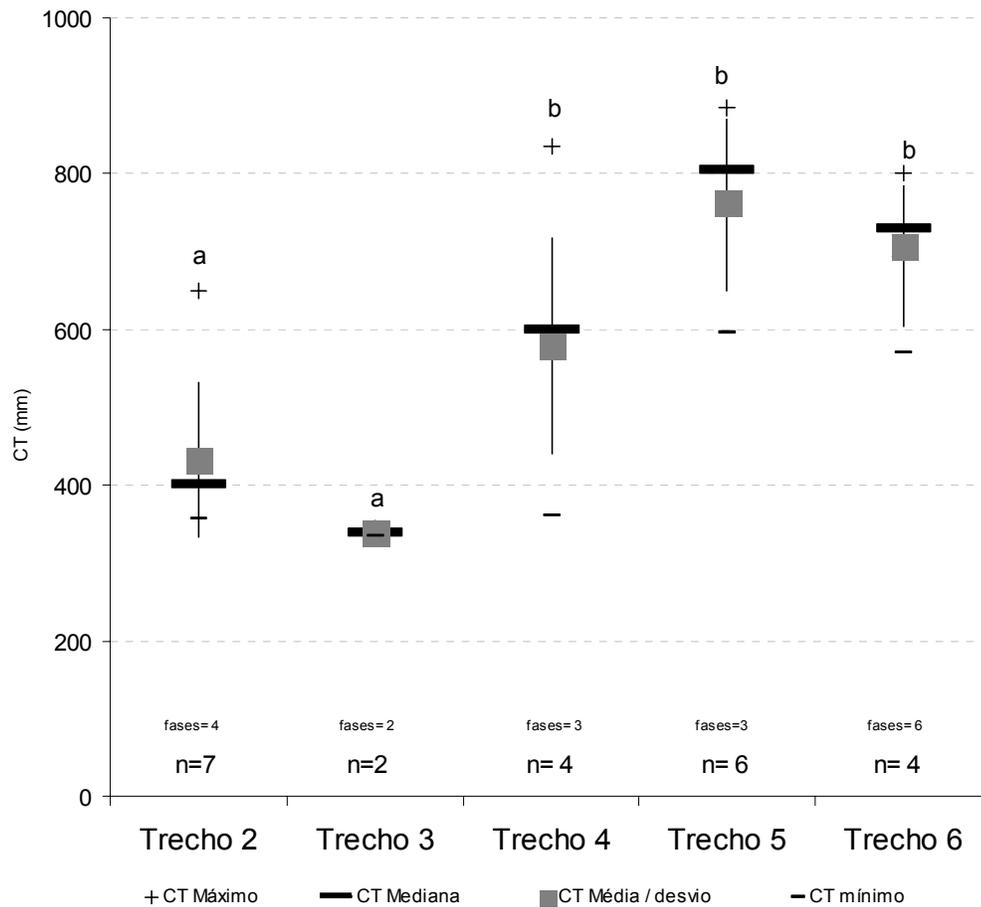


Figura 44. Comprimentos totais (CT) máximos, medianas, médias (\pm desvios padrão) e mínimos, de *C. gariiepinus* quanto aos trechos do rio apenas para as amostras sorteadas do trecho 4. As letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) e as letras semelhantes correspondem as amostras que não são estatisticamente diferentes ($p > 0,05$).

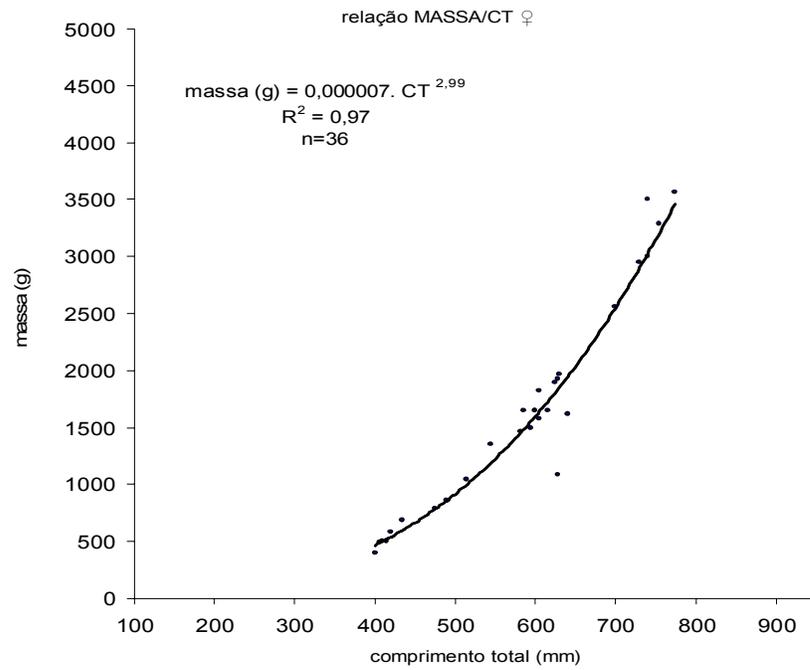


Figura 45. Relação obtida entre massa e comprimentos totais para fêmeas de *C. gariepinus* no rio Guaraguaçu.

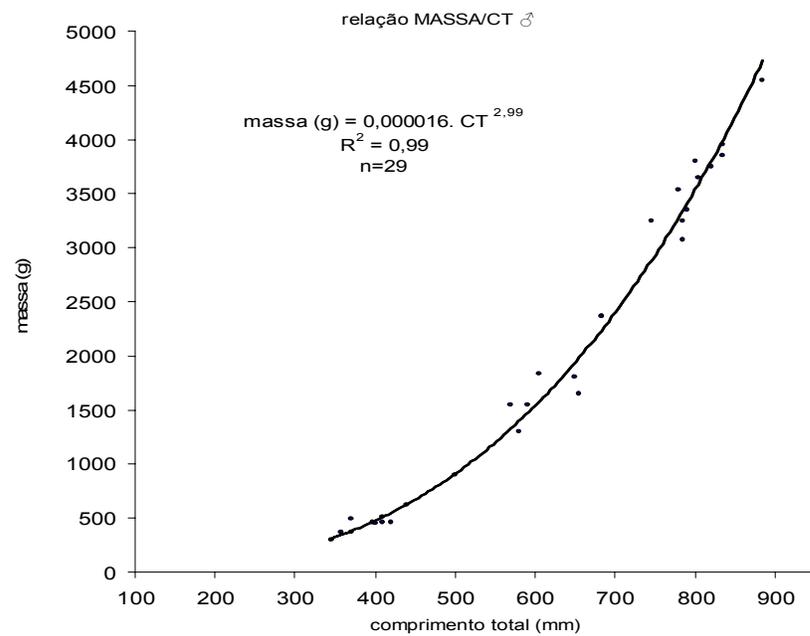


Figura 46. Relação obtida entre massa e comprimentos totais para machos de *C. gariepinus* no rio Guaraguaçu.

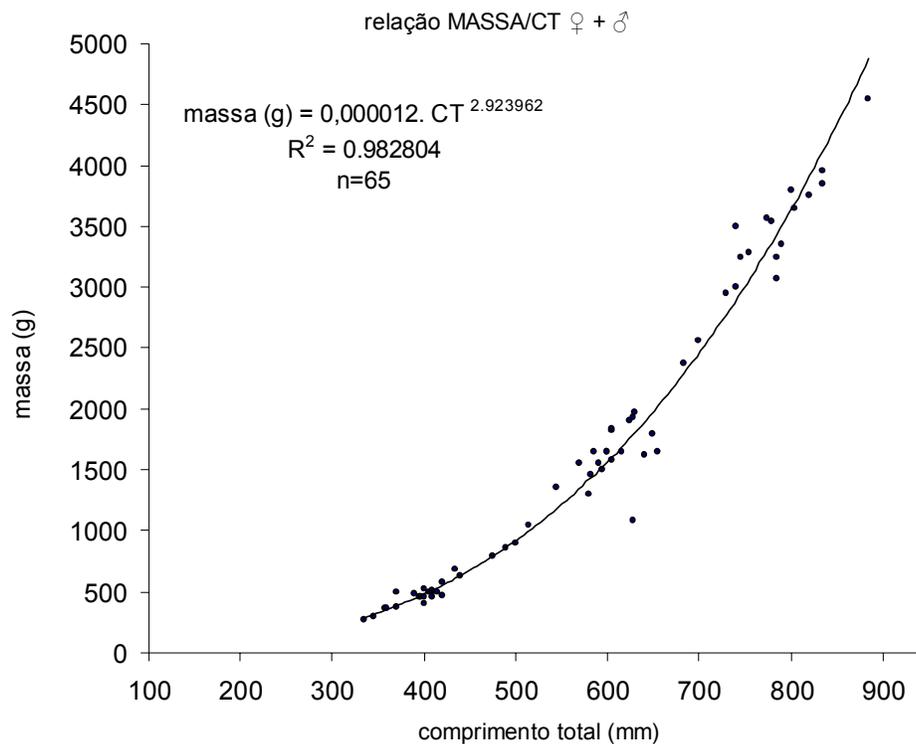


Figura 47. Relação geral obtida entre massa e comprimentos totais dos indivíduos de *C. gariepinus* no rio Guaraguaçu.

4.2.5 - Estrutura populacional de *I. punctatus*

Apesar de não ter sido possível a verificação da proporção e estrutura sexual devido ao pequeno número de exemplares e a necessidade de confirmação do sexo dos exemplares de menor porte, foi possível verificar que todos os indivíduos com mais de 500 mm eram machos. Quanto ao ciclo circadiano, a maioria das capturas ocorreu durante o dia, e não foi verificada diferença relacionada aos comprimentos totais (FIGURA 48). Quanto aos comprimentos totais por trecho do rio, em relação ao esforço amostral total, não houve diferença significativa (FIGURAS 49). A espécie apresentou um coeficiente angular $b=3,3$ e $R=0,98$ (FIGURA 50).

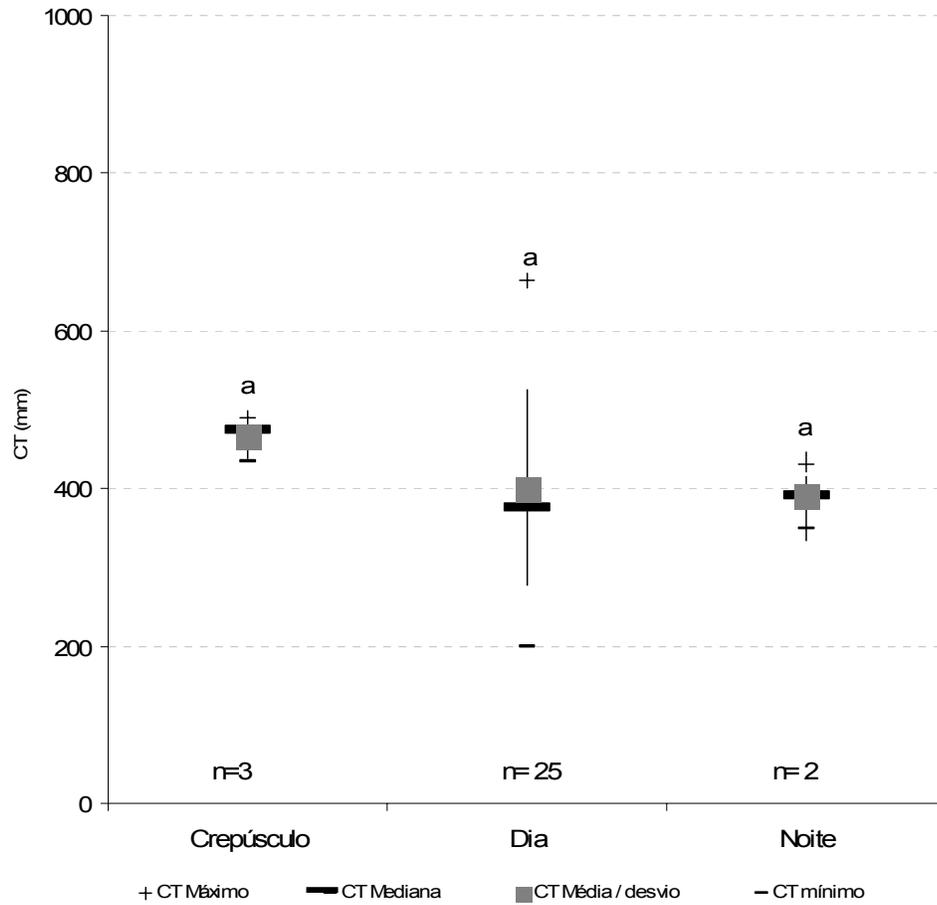


Figura 48. Comprimentos totais (CT) máximos, medianas, médias (\pm desvios padrão) e mínimos, de *I. punctatus* quanto período de captura. As letras semelhantes correspondem às amostras que não são estatisticamente diferentes ($p > 0,05$).

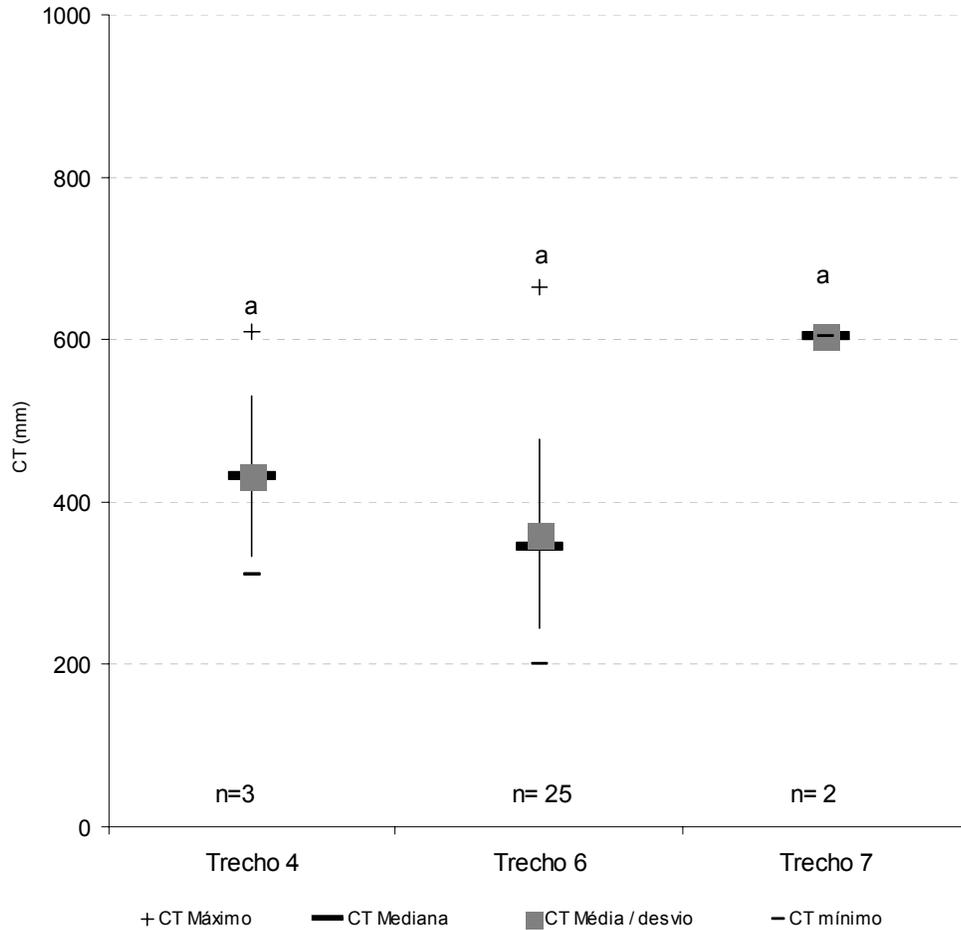


Figura 49. Comprimentos totais (CT) máximos, medianas, médias (\pm desvios padrão) e mínimos, de *I. punctatus*, quanto aos trechos do rio, em todo o período de trabalho. As letras diferentes correspondem às diferenças significativas ($p < 0,05$) e as letras semelhantes correspondem s amostras que não são estatisticamente diferentes ($p > 0,05$).

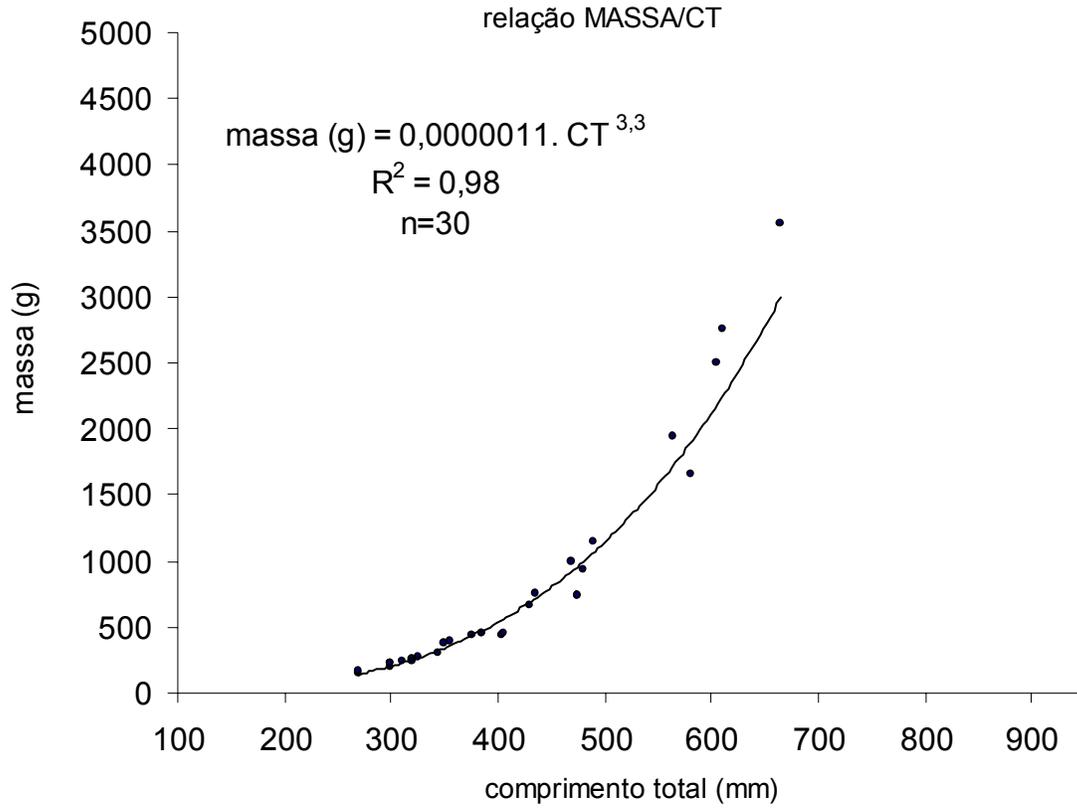


Figura 50. Relação geral obtida entre massa e comprimentos totais dos indivíduos de *I. punctatus* capturados no rio Guaraguaçu.

5. DISCUSSÃO

5.1 - DADOS ABIÓTICOS

As bacias hidrográficas, assim como seus trechos ou subdivisões, são áreas geográficas funcionais, onde se integram os processos ambientais naturais aos impactos humanos. As comunidades existentes nos corpos d'água são influenciadas por uma série de fatores bióticos e abióticos, os quais por sua vez, são influenciados por sua localização geográfica e grau de antropização, fatores estes relacionados em maior ou menor grau, dependendo do parâmetro e da escala espaço/temporal a ser analisada (THOMPSON & TOWNSEND 2004, 2006).

Dentre os parâmetros abióticos analisados, não foi verificada uma relação clara e direta destes com as capturas das espécies introduzidas, porém foi possível detectar alguns padrões espaciais e temporais. Estes padrões podem, de forma indireta podem contribuir para descrever as variações e relações detectadas em função de fatores como a qualidade do ambiente, trecho da bacia e captura das espécies introduzidas na bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu. O pH e a transparência, ambos fatores diretamente relacionados aos índices de pluviosidade, foram os parâmetros que mais influenciaram na dispersão das amostras, sendo os únicos que apresentaram tanto diferenças espaciais, quanto temporais; a temperatura da água apresentou apenas variações temporais relevantes não tendo influências em relação os diferentes trechos da bacia.

As variações observadas com relação ao pH nos diferentes trechos da bacia apresentaram uma tendência de mais ácido nos trechos a montante e mais alcalino nos trechos a jusante da bacia. Este padrão se encontra dentro do esperado para rios de planície litorânea, que em seus trechos à montante, em cotas de altitude baixas possuem águas mais ácidas, devido às maiores quantidades de matéria orgânica, detritos, ácidos orgânicos e ferro, recebidos das florestas, e que tendem a se alcalinizar com o gradiente longitudinal, aumento da ordem de grandeza, do volume

e principalmente do grau de movimentação das águas nos trechos mais a jusante (ALLAN 1995, ALLAN & JOHNSON 1997, SVOLENSKI 2000), sendo crescentemente influenciado pela força de maré. Além disso, no geral, dentro de cada trecho analisado, as águas tipicamente ácidas e cor de chá (negras e/ou avermelhadas), podem sofrer alterações nos valores de pH e na transparência em questão de poucas horas, principalmente devido às variações diárias de maré, que levam as águas de um trecho para outro, no sentido contrário ao fluxo natural do rio. Isto ficou bastante visível pelos altos desvios nas médias de pH e transparência, apresentados na maioria dos pontos, além das já previstas modificações temporais de longo prazo e em função da pluviosidade. Exceção marcante foi o Trecho 5, sempre com águas menos transparentes, independente da maré e mesmo nos meses e anos mais secos. Apesar deste trecho também ter apresentado alguma variação, foi o trecho em que foram registrados proporcionalmente os valores de pH mais alcalinos e discrepantes, e as menores transparências, tanto em relação ao seu posicionamento longitudinal na bacia, quanto em relação aos demais trechos. Isto deve estar relacionado com o seu grau de degradação, sua proximidade com o lixão e ligações com os canais que partem dos balneários. Apesar de não terem sido realizadas análises químicas e de qualidade da água no local, o mau cheiro característico e as condições gerais do trecho, já descritas no material e métodos do presente trabalho, permitem inferir que, de alguma forma, a qualidade da água no local é comprometida, o que teria influência sobre os valores de pH e transparência.

Quanto às modificações temporais, foram registrados valores de pH e transparência, diretamente relacionados à pluviosidade, com padrão inversamente proporcional, ou seja, quanto maiores os valores de pluviosidade, menores os valores do pH e da transparência, isso também deve ter ocorrido devido ao transbordamento de lagoas e brejos marginais, que concentram matéria orgânica, detritos, ácidos orgânicos e ferro recebidos da floresta e áreas laterais alagadas estagnadas (ALLAN 1995, ALLAN & JOHNSON 1997, SVOLENSKI 2000).

5.2 - DADOS BIÓTICOS

5.2.1 -Adequação e eficiência dos petrechos de pesca na captura das espécies introduzidas

A eficiência de um determinado petrecho ou método de pesca está diretamente relacionada às diferentes probabilidades de capturas inerentes de cada espécie, relacionadas a fatores de seletividade do aparelho de pesca como atratividade e escape (GULLAND 1969, FAO 2006), mesmo quando consideradas apenas as espécies tidas, *a priori*, como eficientemente capturadas por um dado método ou petrecho. Tais diferenças nas capturas também podem estar relacionadas ao tipo de ambiente, a fatores comportamentais intra-específicos e/ou inter-específicos, ou a fatores mais visíveis e facilmente explicáveis como tamanho e/ou formato corpóreo, dentre outras características morfológicas dos indivíduos.

Foi notável uma maior variação no tamanho das espécies introduzidas capturadas com os espinhéis, varas de mão e redes de malhas menores. Esta variação foi menor com o aumento do tamanho da malha. Desta forma os as redes de malhas maiores e os espinhéis se destacaram como os petrechos mais eficientes nas capturas das espécies introduzidas no rio Guaraguaçu. Isto ocorreu, em grande parte, porque as espécies introduzidas alcançam tamanho muito superior ao das espécies nativas, o que é tido como uma das principais características para o sucesso no estabelecimento de um peixe invasor (RIBEIRO *et al.* 2007). As redes de malhas menores possibilitam capturas acidentais de exemplares maiores, que se prendem por estruturas como os espinhos das nadadeiras que são serrilhados no caso dos bagres. Tais capturas acidentais não ocorrem com as redes de malhas maiores, o que explica as menores variações de tamanho observadas para as espécies introduzidas. Também cabe ressaltar os problemas relacionados às gramíneas invasoras *E. polystachya*, que no rio Guaraguaçu dificultam o uso adequado de petrechos utilizados em áreas rasas do rio, como as redes de malhas menores, as peneiras e os

covos. Onde estas gramíneas ocorrem, as áreas rasas se encontram totalmente tomadas por um complexo e denso emaranhado, diminuindo os locais passíveis de utilização de tais petrechos e aumentando o local de abrigo para indivíduos menores de muitas espécies. Provavelmente devido a isto, as redes de malhas menores, principalmente as de 20 mm, não se mostraram eficientes na captura das espécies introduzidas, tanto em número de espécies quanto em abundância e biomassa. Cabe também destacar que, mesmo utilizando os covos submersos em meio aos bancos de *E. polystachya*, não foram capturados indivíduos juvenis das espécies de bagres nativos comuns, como *R. quelen* e outros peixes de comportamento mais bentônico como pequenos cascudos.

As dificuldades de captura foram ainda mais relevantes para *C. gariepinus*, espécie que, mesmo em seu ambiente natural, apresenta comportamentos altamente elaborados (VAN DER WAAL 1974, BRUTON 1978, BRUTON 1979a, b e c). Por meio de observações subaquáticas (com equipamento de mergulho autônomo e mergulho livre), foram verificados e registrados escapes em diversos tipos de petrechos como redes malhadeiras, tarrafas e redes de arrasto de portas, nos quais a captura de outras espécies era comum (BRUTON 1978, BRUTON 1979 c). A presença de gramíneas invasoras, conforme relatado em Vitule *et al.* (2006a), dificulta as capturas de *C. gariepinus* na bacia do rio Guaraguaçu e pode proporcionar abrigo, principalmente para os estágios ontogenéticos iniciais. Durante algumas das fases de campo foram observados indivíduos de *C. gariepinus* serpenteando próximo a superfície, por entre o emaranhado de gramíneas introduzidas parcialmente submersas; isto foi confirmado pelo relato de pescadores locais. Certamente, os locais vegetados também servem de abrigo para indivíduos pequenos de espécies nativas, conforme foi constatado em nossos resultados, porém este acúmulo de indivíduos nativos pequenos, também pode estar sendo um atrativo para *C. gariepinus*.

Além disso, os conteúdos estomacais confirmaram a presença de organismos, vertebrados e invertebrados, encontrados de forma conspícua nos bancos de *E. polystachya* (observação pessoal). Assim, para *C. gariepinus*, as dificuldades de captura foram potencializadas para os indivíduos menores. Isto é corroborado, em sua área natural de ocorrência, pelos trabalhos de Bruton (1978, 1979a e b), nos quais os indivíduos juvenis (<150 mm) só foram capturados no período noturno, com pequenas redes manuais e um petrecho artesanal africano chamado “fonya”, sempre em áreas marginais, rasas e com muita vegetação submersa. Bruton (1978) em um extenso e detalhado trabalho de campo, registrou que as classes de comprimento menores foram subestimadas em relação às capturas totais. Mesmo em trabalhos mais recentes, com a utilização de arrasto de portas, em outras regiões onde a espécie ocorre naturalmente, indivíduos de menor porte tiveram uma reduzida representatividade em termos proporcionais (YALÇIN *et al.* 2001b). Além disso, conforme já mencionado, por meio de observações esporádicas foi possível verificar maior movimentação de *C. gariepinus* adultos nos bancos de *E. polystachya*. O mesmo padrão para os indivíduos menores desta espécie, em áreas rasas foi constatado por outros autores (*eg.* WINEMILLER & KELSO-WINEMILLER 1996, YALÇIN *et al.* 2001a e b).

Para a tarrafá a única espécie introduzida capturada foi a tilápia *O. niloticus*, sendo esta capturada somente nos remansos e lagoas marginais durante os momentos de chuva. Isto também pode ter ocorrido devido ao tipo de ambiente onde a tarrafá foi usada, e ao comportamento da espécie *O. niloticus*, que durante as primeiras tarrafadas ou movimentações da embarcação se dispersavam devido ao barulho. De forma interessante, em momentos de chuva, aparentemente as tilápias não escapavam pelo fato do ruído e vibrações da água causados pela chuva mascararem o barulho das tarrafadas.

No caso específico dos espinhéis, além das menores variações específicas, e maiores variações de tamanho para as espécies alvo, também se destaca a atratividade e eficiência

específicas das diferentes iscas utilizadas, principalmente as rãs, que se mostraram as únicas eficientes na captura de *C. gariepinus*. Então, o espinhel com a isca rã foi um dos petrechos mais eficientes em relação à proporção entre espécies nativas e introduzidas nas capturas, principalmente para *C. gariepinus*. As varas de mão, apesar do esforço relativamente pequeno, também foram bastante eficientes, devido a maior sensibilidade e interação ativa e direta do pescador, principalmente para *I. punctatus*, espécie que parece ser menos seletiva quanto ao tipo de isca utilizada. Além disso, a utilização de pesca com varas de mão possui a vantagem da soltura imediata das espécies nativa, no caso de um eventual manejo. Pelo menos no caso dos clariídeos em seus ambientes naturais, os petrechos com interação ativa, como varas e espinhéis, com iscas apropriadas com carretilhas e sistemas de bóias integradas tiveram taxas de capturas bastante elevadas em relação a outros petrechos (BRUTON 1978, EZENWAI 2002).

5.2.2 - Constância e variações temporais nas capturas

A captura das outras cinco espécies introduzidas, além de *C. gariepinus*, na bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu, apesar de ter sido uma informação científica inédita e muito relevante do ponto de vista de conservação e manejo locais, não foi um fato surpreendente, devido às irregularidades e quantidades de tanques presente nos *pesque-pagues* da região. Desta forma, a constatação destas espécies e sua permanência ao longo do tempo são fatos bastante preocupantes em termos de conservação da ictiofauna, uma vez que se trata de uma bacia hidrográfica muito importante, pouco estudada e com diversas áreas de conservação legais. Portanto, existem possibilidades de existência de espécies nativas raras e/ou não conhecidas pela ciência. Um exemplo real disso foi o caso da espécie de *Brachyopomus* sp. coletada durante o

presente estudo e não catalogada até o momento (Dr. Ricardo Campos-da-Paz, comunicação pessoal).

Também foi notável no decorrer do trabalho o aumento na participação de outras espécies introduzidas como *I. punctatus* e *O. niloticus*, ambas já consideradas invasoras pela PORTARIA 074 do IAP, DE 19 DE ABRIL DE 2007 (ANEXOS I e II). Além disso, cabe destacar que a maior quantidade de espécies introduzidas detectadas no trecho 4 ocorreu meramente devido ao maior esforço amostral neste trecho. O fato de *C. gariiepinus* e outras espécies invasoras não terem sido capturados em outros trechos da bacia não indica sua ausência completa e permanente, principalmente devido ao fato de se tratarem, em geral, de espécies de difícil captura. Entretanto, o trecho 4 realmente apresenta algumas características, tais como dois grandes poços rodeados por áreas rasas repletas de gramíneas e áreas de águas paradas como a “lagoa-do-jacaré”, que poderiam favorecer a presença e aglomeração de algumas espécies introduzidas. Este seria o caso principalmente para espécies como *O. niloticus* e *I. punctatus* que foram capturadas neste local, e mesmo de outras espécies que possuem preferência por locais de águas mais lânticas, como as carpas *Ctenopharyngodon idella* Valenciennes 1844 e *Cyprinus carpio* L. 1758, que não foram capturadas, porém foram observadas durante os trabalhos de campo neste trecho da bacia.

Nos meses de primavera e verão foi capturado o maior número de espécies introduzidas raras e/ou difíceis de capturar na região, como *Astyanax altiparanae*, *P. mesopotamicus* e *S. brasiliensis*, que foram registradas somente neste período. Isto pode ter ocorrido em função da maior atividade destas espécies nos períodos mais quentes, uma vez que a maioria delas foi capturada com petrechos que utilizam iscas, portanto diretamente influenciados pela atividade alimentar. A captura apenas neste período pode também significar a ocorrência de novas introduções. Isto foi evidente para a espécie *A. altiparanae*, que só foi capturada no último mês de coleta e pode se tratar de introdução recente, por meio de solturas de exemplares utilizados

como iscas na pesca amadora, uma vez que não existiam registros de capturas da espécie na região e só recentemente a comunidade ribeirinha tem relatado sua presença na região.

Apesar de não terem sido detectadas relações diretas entre os parâmetros abióticos (discutidos acima) e temporais, e o comprimento médio dos indivíduos das espécies introduzidas, a captura de uma maior quantidade de indivíduos maiores de *C. gariepinus* nos meses de primavera e verão coincidiu com as elevações mensais na temperatura. Isto pode ser reflexo de uma maior movimentação dos indivíduos de maior porte nestes períodos, relacionadas ao período reprodutivo desta espécie, principalmente devido às disputas de machos durante a coorte e ao elaborado ritual de acasalamento, o qual, pelo menos em suas áreas de ocorrência natural está associado aos aumentos nas capturas de indivíduos maiores nos períodos mais quentes e de reprodução (BRUTON 1979a e b, DE GRAAF *et al.* 1995, YALÇIN *et al.* 2001a). As maiores quantidades de indivíduos menores capturados nos meses mais frios e secos dos anos de estudo parecem se relacionar com a diminuição e/ou secagem dos bancos de *E. polystachya* e outras gramíneas alagadas, presentes nos locais mais rasos. Em suas áreas de ocorrência original, são o habitat preferencial dos menores indivíduos de carídeos (BRUTON 1978, BRUTON 1979c, WINEMILLER & KELSO-WINEMILLER 1996, EZENWAJI 2002). Nesta situação os indivíduos menores seriam levados a sair de suas áreas preferenciais. Além disso, as sempre grandes participações de *C. gariepinus* em biomassa são bastante preocupantes, principalmente nos períodos de primavera, que coincide com o período reprodutivo da maioria das espécies nativas no local (observação pessoal). Mesmo em pequeno número de indivíduos, *C. gariepinus* é uma espécie muito voraz (CAMBRAY 2003a), o que tende a aumentar com o seu crescimento (BRUTON 1979a e b, DE GRAAF *et al.* 1995, YALÇIN *et al.* 2001a), portanto mesmo que sejam poucos indivíduos, estes estão certamente adquirindo tal biomassa a partir de recursos

provenientes da comunidade nativa, assim interferindo na teia trófica original, e no desenvolvimento e sobrevivência das novas coortes de espécies nativas.

Para *I. punctatus* não foi possível verificar uma relação ou padrão sazonal direto entre os fatores abióticos, abundância, comprimentos totais dos indivíduos e/ou biomassa, porém foi evidenciado um aumento nas capturas com o decorrer o trabalho. Isto pode estar diretamente relacionado ao fato de se tratar de uma introdução recente, uma vez que esta espécie não havia sido registrada na bacia antes de setembro de 2004 e passou a ser capturada com maior constância e abundância ao longo do tempo. Este fato também é corroborado pelos relatos dos pescadores esportivos da região, que têm enviados fotos da mesma para o *e-mail* do projeto-bagre (projetobagre@gmail.com), as quais confirmam um recente aumento nas capturas. Além disso, foi surpreendente constatar em recente vistoria (outubro de 2007), juntamente com a equipe do IAP, que o local onde existia a antiga PESCOBRÁS, e estava há muito tempo desativado, existem hoje tanques irregulares (os mesmos no quais era criado *C. gariepinus*) onde estão sendo cultivados exemplares de *I. punctatus*.

Para *O. niloticus*, devido ao pequeno número de indivíduos capturados, também não foi possível verificar uma relação ou padrão sazonal direto, estatisticamente significativo, entre os fatores abióticos, abundância, comprimentos totais dos indivíduos e/ou biomassa, porém as maiores capturas foram registradas em períodos de altas temperaturas. Isto pode ter ocorrido devido a maior movimentação relacionada à atividade reprodutiva ou atividade alimentar, que são mais intensas nos períodos mais quentes (LOWE-McCONNELL 1999). *O. niloticus*, apesar de ser tipicamente detritívora, certamente compete com as espécies nativas por espaço, e por se tratar de uma espécie muito territorialista e com cuidados parentais, pode prevalecer sobre muitas das espécies nativas. Em geral os ciclídeos são espécies de alto potencial invasor, principalmente

em locais de águas mais paradas, conforme registrado para os reservatórios brasileiros (AGOSTINHO *et al.* 2007).

A maior proporção no número de indivíduos de espécies introduzidas no período de outono/inverno e na biomassa no inverno, para o grupamento de todos os trechos e amostras agrupados; e todas as demais variações temporais nas proporções espécies nativas/introduzidas verificadas ao longo dos resultados, devem estar relacionadas a uma interação entre os diversos fatores que influenciam na captura de tais espécies. Entre estes fatores, os já mencionados acima, como a dessecação dos bancos de *E. polystachya* e atividades reprodutivas e/ou alimentares relacionadas principalmente aos fatores temperatura e pluviosidade. Porém para testar diretamente tais hipóteses, serão necessários estudos específicos de campo e/ou experimentos delineados com um planejamento amostral adequado e direcionado para responder de forma clara e definitiva tais questões. Além disso, não podem ser descartadas as interações entre as próprias espécies introduzidas e as espécies nativas; e fatores relacionados com os diferentes trechos da bacia hidrográfica, os quais serão discutidos mais adiante. Quanto às interações entre as espécies nativas e introduzidas, é possível destacar o trabalho de Latini & Petrere (2004), que relata a diminuição da fauna de peixes nativos da Floresta Atlântica. Estes autores consideraram a competição e predação como as mais importantes interações entre peixes nativos e introduzidos, em lagos tropicais de Minas Gerais. No caso específico do rio Guaraguaçu, o destaque são as potenciais interações entre *C. gariiepinus* e *G. brasiliensis* e outros ciclídeos nativos, mencionadas em Vitule *et al.* (2006 a), uma vez que, em muitos trabalhos (*eg.* WILLOUGHBY & TWEDDLE 1978, BRUTON 1978, BRUTON 1979b, e c, SPATARU *et al.* 1987, WINEMILLER & KELSO-WINEMILLER 1996) *C. gariiepinus* é tido como um predador bastante especializado em ciclídeos. Cabe aqui mencionar que o conhecimento empírico da comunidade ribeirinha tradicional, já relatava *a priori* as possíveis relações ecológicas entre *C. gariiepinus* e *G.*

brasiliensis, uma vez que relacionam a diminuição nas capturas deste ciclídeo ao aparecimento de *C. gariepinus* no local. Além disso, as flutuações sazonais inversamente proporcionais, entre as espécies *H. malabaricus*, *G. brasiliensis* e *C. gariepinus*, representam outro indício das interações entre as espécies nativas e introduzidas na região.

A maior participação de indivíduos de *C. gariepinus* entre as espécies introduzidas deve estar relacionada ao seu maior tempo de introdução na bacia hidrográfica e/ou quantidade de escapes e/ou número de indivíduos por escape, além de vantagens adaptativas relacionadas às inúmeras características próprias da espécie como sua rusticidade e maior porte (GROENEWALD 1964, MUNRO 1967, VAN DER WAAL 1974, WILLOUGHBY & TWEDDLE 1978, BRUTON 1978, BRUTON 1979a, b e c, SPATARU *et al.* 1987, WINEMILLER & KELSO-WINEMILLER 1996, YALÇIN *et al.* 2001a e b, CAMBRAY 2003a). Tais características são constantemente ressaltadas e divulgadas em diversos trabalhos, principalmente em revistas de aqüicultura, sendo inclusive divulgados pela FAO em seus *technical papers* (eg. DE GRAAF & JANSSEN 1996) e instituições públicas regionais ligadas à agricultura e abastecimento. Estes sempre ressaltam as “qualidades” da espécie, ligadas às altas taxas de conversão do alimento em biomassa, rusticidade e tolerância a baixas taxas de oxigênio em aqüicultura, principalmente vantajosas em países pobres, sem levar em consideração que estas mesmas características tidas e divulgadas amplamente como “vantagens” para o cultivo, também conferem vantagens competitivas sobre as espécies nativas no ambiente natural (CAMBRAY 2003a, CAMBRAY 2005), principalmente em caso de introduções como a do rio Guaraguaçu. Apesar de existirem alguns poucos, trabalhos que relatam “vantagens” e benefícios, nas introduções de peixes exóticos, pelo menos econômicos, às comunidades ribeirinhas em outros países (TOWNSEND & SIMON 2006), isto certamente não é o caso do rio Guaraguaçu, pois

pelo menos em relação a *C. gariepinus*, a comunidade ribeirinha só confirma prejuízos e desvantagens pós-introdução.

Como já mencionado anteriormente, as quantidades de eventos de escape e/ou número de indivíduos de cada espécie por escape, também podem ser fatores importantes no estabelecimento e abundância das espécies introduzidas no rio Guaraguaçu. Em uma estimativa das introduções por escapes acidentais, via tanques de aquicultura na bacia do rio Paraná, o bagre-africano *C. gariepinus* representou mais de 60 % dos escapes registrados, perfazendo um total de 656 mil indivíduos adultos liberados para os pequenos afluentes, apenas nas cheias de verão de 1997 (ORSI & AGOSTINHO 1999). Um padrão semelhante de maiores proporções nos escapes, pode ser responsável pela maior participação de *C. gariepinus* nas capturas em relação às demais espécies introduzidas no rio Guaraguaçu.

Um fator decisivo para a permanência das espécies introduzidas capturadas no rio Guaraguaçu ao longo do tempo, notoriamente para os bagres, é seu tamanho máximo, muito superior ao alcançado pelas espécies nativas. Esta característica já foi confirmada como uma das mais importantes para as predições e análises de risco na Europa e EUA (RIBEIRO *et al.* 2007, Dr. Peter B. Moyle, comunicação pessoal). Além disso, a menor proporção de espécies introduzidas no verão (período mais quente e chuvoso); associada a sua maior representatividade no outono e inverno (períodos mais frios e secos), reforça as hipóteses relativas à diminuição das áreas marginais com vegetação invasora submersa. Grande parte das teorias e artigos sobre espécies invasoras ressalta o fato de que a presença de uma espécie invasora já estabelecida proporciona ou facilita o estabelecimento de novas espécies invasoras (*eg.* ROSS 1991, MOYLE & LIGHT 1996, PERRY & McNEELY 2001, MOYLE *et al.* 2003, KENNARD *et al.* 2005, TOWNSEND & SIMON 2006, AGOSTINHO *et al.* 2007, RIBEIRO *et al.* 2007).

5.2.3 - Distribuição espacial

O simples fato de *C. gariepinus* e *I. punctatus* terem sido capturados de maneira dispersa e a uma distância considerável de todos os potenciais focos de contaminação, em diferentes períodos e setores do rio, notoriamente nos setores intermediários, mais lênticos e com elevado grau de antropização da bacia hidrográfica, por si só, já dão indícios de uma colonização descendente (de montante para jusante) e demonstram a capacidade de ocupação e dispersão de tais espécies. Estas características de rápida dispersão e capacidade de colonizar ambientes degradados, de um modo geral, demonstram o potencial de uma espécie se tornar invasora (eg. ROSS 1991, McNEELY 2001, MOYLE *et al.* 2003, KENNARD *et al.* 2005, TOWNSEND & SIMON 2006, AGOSTINHO *et al.* 2007, RIBEIRO *et al.* 2007), além disso cabe ressaltar que diversos trabalhos têm alertado sobre o potencial de invasão de espécies de peixes a partir de escapes de aqüiculturas (WELCOMME 1988, AGOSTINHO & JULIO JR. 1996, ALVES *et al.* 1999, BIZERRIL 1999, ORSI & AGOSTINHO 1999, FULLER *et al.* 1999, BIZERRIL & PRIMO 2001, LATINI & PETRERE 2004, MAGALHÃES *et al.* 2005, CASAL 2006, VITULE *et al.* 2006a e b, AGOSTINHO *et al.* 2007), entre elas é notável o número de trabalhos que mencionam *C. gariepinus* (AGOSTINHO & JULIO JR. 1996, ALVES *et al.* 1999, ORSI & AGOSTINHO 1999, BIZERRIL & PRIMO 2001, CAMBRAY 2003a, CAMBRAY 2005, VITULE *et al.* 2006a e b, AGOSTINHO *et al.* 2007).

O delineamento amostral talvez não tenha sido teoricamente o ideal, e algumas das conclusões estatísticas relacionadas às comparações entre trechos devem por isto ser vistas com cautela. Estas comparações entre os trechos devem ser consideradas e ponderadas dentro do contexto amostral deste trabalho. Mesmo levando-se em consideração a diminuição relativa da potência dos testes utilizados, no caso dos trechos pouco amostrados, todos os resultados indicam

que os trechos e suas características intrínsecas são os principais delineadores na dinâmica das espécies introduzidas. Além disso, as análises de ANOSIM e SIMPER utilizadas não possuem as premissas necessárias aos testes paramétricos, sendo que em casos de estudos de comunidades e de impactos, nos quais em geral são difíceis as distinções entre as variações naturais e as causadas em função do impacto real, as análises de ANOSIM e SIMPER são muitas vezes, mais sensíveis e práticos do que os testes de análises de variância paramétricos tradicionais (CLARKE & GORLEY 2001). Então, os resultados demonstraram um padrão, com os trechos menos conservados da bacia apresentando as maiores quantidades de espécies introduzidas em todos os níveis de análise. De modo mais específico, o trecho 5, o qual é notoriamente o mais degradado da bacia, se destacou pela predominância de *C. gariepinus* em número de indivíduos e biomassa em relação aos demais trechos, em contraste com o trecho 1, que apresentou comparativamente o melhor grau de conservação e ausência completa de espécies de peixes introduzidas. O trecho 4, que recebe diretamente a água do trecho 5 e apresenta muitas gramíneas introduzidas, foi notoriamente o segundo mais degradado, e apresentou o maior número de espécies introduzidas, isto ocorrendo também para as amostras sorteadas. Este foi também o segundo em de participação de *C. gariepinus* em biomassa e abundância. Em todas as análises relacionadas aos trechos e seu grau de conservação *C. gariepinus* foi a espécie introduzida mais representativa principalmente nas separações das amostras relacionadas aos fatores como gradiente longitudinal da bacia, grau de conservação e quantidade de gramíneas introduzidas. Tais resultados corroboram as teorias e trabalhos sobre espécies invasoras, nos quais estas teriam vantagem sobre as nativas, portanto teriam maiores representatividade nas amostras, em ambientes degradados e com elevado grau de antropização e/ou com outras espécies invasoras já estabelecidas (eg. WELCOMME 1988, ROSS 1991, VANDERKLEIN 1996, FULLER 1999, GODINHO & FERREIRA 2000, PERRY & McNEELY 2001, MOYLE *et al.* 2003, KENNARD *et al.* 2005,

TOWNSEND & SIMON 2006, AGOSTINHO *et al.* 2007, RIBEIRO *et al.* 2007). Desta forma, tais resultados, além de corroborarem que espécies de peixes introduzidos prosperam em habitats degradados pela ação antrópica, reforçam as teorias e propostas de que, peixes introduzidos podem e devem ser considerados bons bioindicadores negativos, pois representam o sintoma e a causa do declínio na saúde do rio e na integridade das comunidades aquáticas nativas (ROSS 1991, MOYLE *et al.* 2003, KENNARD *et al.* 2005, RIBEIRO *et al.* 2007).

Além disso, relacionando os trechos amostrados às espécies capturadas é possível inferir sobre as espécies com as mais prováveis inter-relações ecológicas diretas verificadas na separação dos grupamentos de amostras: *C. gariepinus*, por ser a espécie introduzida mais abundante e constante, e teoricamente com maior potencial de causar impacto, *R. quelen* e *H. malabaricus* por serem potenciais competidores, predadores e/ou presa desta e com maior representatividade nos trechos onde *C. gariepinus* ocorreu, *C. santacatarinae*, provável presa muito abundante nos trechos intermediários e *G. brasiliensis*, por ser como já mencionado acima, uma presa potencial.

Quanto à participação das espécies introduzidas nos diferentes trechos da bacia, foi possível demonstrar de maneira bastante consistente, por meio das análises de MDS, cluster e SIMPER, que os trechos 4 e 5, ambos de localização longitudinal intermediária na bacia hidrográfica e/ou com alterações físico/estruturais ligadas a retificação do canal e à abundância de *E. polystachya* e prováveis alterações químicas, ligadas ao grau de antropização e qualidade da água, estão muitas vezes, relacionadas ao Trecho 2. Isto deve ter ocorrido devido as suas alterações físico/estruturais ligadas a retificação do canal e abundância de *E. polystachya*, uma vez que, apesar do trecho 2 apresentar alterações físicas, ele possui uma qualidade de água bastante razoável (Dr José Adailton Caetano – DEPAM- IAP, comunicação pessoal) em relação aos trechos 4, 5 e 6, sendo esta água utilizada no abastecimento de toda a região e balneários

próximos. Todos estes trechos degradados e com grande quantidade de *C. gariepinus* se diferenciam dos trechos mais bem preservados, sendo o exemplo mais notável o Trecho 1, que apesar de um esforço amostral considerável, nunca apresentou a captura de nenhuma espécie introduzida (nem mesmo nas coletas piloto e entrevistas com a população ribeirinha), possuindo uma comunidade nativa bastante íntegra, principalmente no que se refere às espécies *H. malabaricus* e *G. brasiliensis*, ambas de ampla distribuição geográfica (FISHBASE 2007), e muito comuns em rios litorâneos semelhantes ao Guaraguaçu. Aqui cabe mencionar o fato de que, o trecho 1 foi o único que apresentou grandes quantidade de exemplares de porte médio (< 200 mm) e pequeno (< 100 mm) das espécies *H. malabaricus* e *G. brasiliensis*, sendo que nos demais trechos, em geral, foram capturados exemplares de maior porte, inclusive nos covos. Isto poderia estar ocorrendo em função da predação dos indivíduos de menor porte destas espécies, por *C. gariepinus* restando apenas os indivíduos de maior porte nestes trechos onde as espécies introduzidas são mais conspícuas. Tal fato já foi mencionado em diversas ocasiões por pescadores da região. Além disso, outros autores já propuseram uma diminuição nas proporções de indivíduos menores de espécies nativas nas amostras, como uma consequência da predação por parte de espécies introduzidas (LATINI & PETRERE 2004). Além disso, vale a pena mencionar que, mesmo indivíduos de grande porte (> 200 mm) de *H. malabaricus* tidos como, potenciais predadores de invasoras, foram encontrados em estômagos de *C. gariepinus* e *I. punctatus*. Por outro lado, até o momento, nunca foram registrados indivíduos de espécies introduzidas em estômagos de espécies nativas (observação pessoal).

5.2.4 - Estrutura populacional de *C. gariepinus*

Em geral, os parâmetros biológicos analisados e relacionados no trabalho, como proporção sexual, tamanho, distribuição de tamanho ao longo da bacia e relação massa/comprimento de *C. gariepinus* no rio Guaraguaçu se encontram dentro dos padrões gerais relacionados para a espécie em seu ambiente natural (GROENEWALD 1964, MUNRO 1967, VAN DER WAAL 1974, WILLOUGHBY & TWEDDLE 1978, BRUTON 1978, BRUTON 1979a, b e c, SPATARU *et al.* 1987, WINEMILLER & KELSO-WINEMILLER 1996, YALÇIN *et al.* 2001a e b, FISHBASE 2007). Estes resultados denotam que a espécie vem sendo bem sucedida no novo ambiente, portanto está interagindo com a comunidade nativa, fato este muito preocupante quando associado a grande representatividade da espécie em biomassa na assembléia de peixes, observada nos resultados do presente estudo.

Os maiores comprimentos médios dos exemplares de *C. gariepinus* verificados para os trechos mais intermediários da bacia podem ter sido artefatos do tipo de amostragem, uma vez que, nossas amostragens não tiveram acesso aos indivíduos de menor porte (< 200 mm). Por outro lado, as diferenças observadas podem estar relacionadas aos fatores físicos de qualidade do ambiente mencionados anteriormente, ou a maior proporção de locais mais profundos. Porém, para testar de forma direta e definitiva as relações entre o tamanho e o gradiente longitudinal da bacia, seriam necessárias amostragens direcionadas e delineadas diretamente para responder tais questões. Os trabalhos em ambiente natural destacam uma maior proporção de indivíduos maiores em trechos mais profundos (GROENEWALD 1964, MUNRO 1967, VAN DER WAAL 1974, WILLOUGHBY & TWEDDLE 1978, BRUTON 1978, BRUTON 1979a, b e c, SPATARU *et al.* 1987, WINEMILLER & KELSO-WINEMILLER 1996, YALÇIN *et al.* 2001a e b). Entretanto, a maioria dos trabalhos apresenta metodologias diferenciadas nos trechos rasos e profundos, além de se tratarem, na maioria dos casos, de ambientes muito diferenciados, assim

dificultando as comparações diretas da estrutura populacional em relação aos trechos do rio para a bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu. De qualquer modo, os resultados obtidos são bastante relevantes em caso de manejo, uma vez que, os esforços para as capturas poderiam se concentrar nos trechos intermediários da bacia, onde se encontram as fêmeas de maior porte, portanto com maior fecundidade, portanto com maior fecundidade (média de ~340.000 ovos por fêmea acima de 50 cm, Yalçin *et al.* 2001a).

Dentre os parâmetros biológicos originais da espécie em seus locais de origem, a única exceção marcante, e que merece destaque foi referente ao ciclo circadiano, uma vez que os resultados obtidos apontam que a maioria das capturas ocorreu durante o dia, sem diferenças relacionadas aos comprimentos totais. Isto contradiz aos resultados obtidos por Bruton (1978) em um grande lago de águas claras Sul-Africano, no qual a maioria das capturas ocorreu no período noturno. Tal diferença marcante certamente está relacionada a dois fatores primordiais. O primeiro são as diferenças de transparência da água, que em média foi superior a 3 m durante todo o estudo realizado por Bruton (1978); no rio Guaraguaçu a transparência da água em média não ultrapassou os 60 cm. Além disso, no rio Guaraguaçu não ocorrem os grandes predadores presentes no lago africano, como grandes crocodilos, e principalmente a águia-pescadora *Haliaeetus vocifer*, a qual segundo o próprio autor acima citado, seria a principal responsável pela maior atividade de *C. gariepinus* durante o período noturno na região sul-africana, uma vez que durante o dia a espécie ficava em meio à vegetação submersa para evitar tal predador. Além disso, devido à baixa transparência do rio, *C. gariepinus* poderia ter, mesmo durante o dia vantagens sensoriais, na capturas das presas, em relação à maioria dos predadores nativos de maior porte na região como *C. parallelus* e *H. malabaricus*, ambos predadores visuais.

5.2.5 - Estrutura populacional de *I. punctatus*

Os parâmetros biológicos de *I. punctatus* analisados e relacionados no trabalho se encontram de acordo com os verificados para a espécie em suas áreas originais de ocorrência e mesmo em locais onde a espécie foi introduzida e se encontra estabelecida (TOWNSEND & WINTERBOURN 1992, FULLER *et al.* 1999, MOYLE *et al.* 2003, MOYLE & MARCHETTI 2006, FISHBASE 2007). Desta forma, tanto os parâmetros bionômicos analisados, como os relatos de aumento nas capturas já mencionados anteriormente, denotam o potencial da espécie como um problema futuro, aparentemente em fase inicial, que tende a crescer e se tornar tão ou mais sério do que *C. gariepinus*. Isto é previsível, uma vez que, entre outras características, esta espécie possui ampla ocorrência em estuários e rios litorâneos das regiões temperadas e subtropicais (TOWNSEND & WINTERBOURN 1992, FULLER *et al.* 1999, FISHBASE 2007). Cabe aqui mencionar os problemas já registrados da presença de novos criadores desta espécie na região de estudo, todos em situação ilegal. Tal fato é um verdadeiro paradoxo, uma vez que a espécie possui um significativo potencial invasor já comprovado e relatado em diversos trabalhos no exterior (TOWNSEND & WINTERBOURN 1992, FULLER *et al.* 1999, MOYLE *et al.* 2003, MOYLE & MARCHETTI 2006, FISHBASE 2007) e, além disso, consta como espécie invasora na PORTARIA 074 do IAP, DE 19 DE ABRIL DE 2007 (ANEXO I).

6. CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS

A presença e constância de espécies introduzidas ao longo da bacia do rio Guaraguaçu, associada à presença de grandes tanques irregulares e centros de aquicultura, confirma que esta é uma fonte real de contaminação para os corpos d'água de seu entorno, principalmente se for levado em consideração que a atividade não se encontra dentro dos parâmetros mínimos já estabelecidos na legislação como, por exemplo, a distância mínima dos criadouros em relação aos corpos d'água. A maior participação de indivíduos de *C. gariepinus* entre as espécies introduzidas deve estar relacionada a seu maior tempo de introdução na bacia hidrográfica, além de vantagens adaptativas relacionadas às inúmeras características próprias da espécie. A participação desta espécie foi notória e preocupante, principalmente em relação à biomassa. Mesmo em poucos indivíduos, estes certamente estão adquirindo tal biomassa a partir de recursos provenientes da comunidade nativa, assim interferindo na teia trófica original, desenvolvimento e sobrevivência das novas coortes de espécies nativas, ou mesmo, competindo de forma desigual, com as espécies nativas em outras escalas de nicho que não as tróficas como, por exemplo, na competição por espaço. Além de *C. gariepinus*, foi confirmada, por meio de capturas no local, a presença de outras cinco espécies introduzidas na bacia hidrográfica do rio Guaraguaçu, uma delas (*I. punctatus*), com alto potencial de se tornar uma invasora. Isto foi confirmado pelos padrões bionômicos *C. gariepinus* e *I. punctatus* analisados no trabalho, que indicam que estas vêm sendo bem sucedidas no local.

Apesar de não terem sido detectadas relações diretas entre a sazonalidade e as flutuações nas capturas associadas aos parâmetros abióticos mensurados, as variações temporais nas proporções espécies nativas/introduzidas verificadas parecem estar relacionadas aos diversos fatores inerentes aos petrechos e métodos de pesca, que influenciam na capturabilidade das espécies, associados às reduções nos bancos de *E. polystachya* submersas e atividades

reprodutivas e/ou alimentares ligadas, principalmente aos fatores temperatura e pluviosidade. Desta forma, os resultados podem direcionar as formulações de novos trabalhos com delineamentos amostrais direcionados e específicos para responder as variações e possíveis interações de *C. gariepinus* com algumas espécies nativas, em particular *H. malabaricus* e *G. brasiliensis*.

Dentre os petrechos utilizados, as redes de malhas maiores, os espinhéis e as varas de mão foram os mais adequados na captura das espécies introduzidas no rio Guaraguaçu, capturando uma menor proporção de espécies nativas. A eficiência destes petrechos os torna prioritários no caso de manejo em curto prazo, uma vez que retirariam principalmente os indivíduos maiores, mais competitivos e vorazes das espécies introduzidas da comunidade. Em longo prazo, podem e devem ser testados outros métodos de pesca e tipos de iscas que selecionem de forma mais efetiva as espécies introduzidas, principalmente para a captura dos indivíduos de menor porte não acessados durante este trabalho. Os trechos médios, mais lânticos e menos preservados da bacia hidrográfica foram os locais onde as espécies introduzidas tiveram maior importância participativa, sendo prioritários em caso de manejo com retirada mecânica direta das espécies introduzidas em curto prazo.

De forma resumida e direta, pode-se concluir que, as mais efetivas perspectivas para manejo das espécies de peixes introduzidos no rio Guaraguaçu seriam as ações diretas e em curto prazo, com a utilização de espinheis, varas de mão e redes de malhas maiores, sendo estas utilizadas preferencialmente, nos trechos médios, mais lânticos, com as maiores quantidades de gramíneas e menos preservados da bacia. Isto proporcionaria uma retirada do ambiente proporcionalmente maior, dos indivíduos de espécies introduzidas, principalmente os de maior porte e, portanto, mais competitivos em relação às espécies nativas. Em longo prazo, estudos de qualidade da água, associados às espécies invasoras (visando testar efetivamente a maior

tolerância destas aos locais mais poluídos) e/ou planos de revitalização dos trechos mais degradados da bacia, poderiam auxiliar ou favorecer a comunidade nativa em relação à presença das espécies introduzidas e seus impactos, uma vez que, a quantidade de gramíneas invasoras e a qualidade ambiental foram fatores indicativos do favorecimento de espécies introduzidas. Além disso, são fundamentais planos intensivos e continuados de educação ambiental, e divulgação dos problemas perante técnicos e a população em geral, assim como um programa de monitoramento constante das espécies introduzidas na bacia (ANEXO III).

Finalmente, nenhum tipo de manejo ou estudo sobre espécies introduzidas será eficiente se a legislação vigente, e principalmente a fiscalização, não forem cumpridos e aprimorados de forma adequada e efetiva, pois todos os esforços teóricos e práticos para registrar, estudar e fazer planos de manejo e/ou controle das espécies introduzidas de nossos rios, serão ineficazes se estas continuarem a ser cultivadas de forma inadequada e ilegal, sendo assim introduzidas e re-introduzidas indiscriminadamente.

6. REFERÊNCIAS

- Agostinho AA & Julio Jr. HF (1996). Ameaça ecológica. Peixes de outras águas. **Ciência Hoje**, 21: 36-44.
- Agostinho AA, Gomes LC & Pelicice FM (2007). **Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil**. EDUEM, Maringá, 501 p.
- Agostinho AA, Thomaz MS & Gomes LC (2005). Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. **Conservation Biology**, 19: 646-652.
- Allan JD & Johnson LB (1997). Catchment-scale analysis of aquatic ecosystems. **Freshwater Biology**, 37: 107-111.
- Allan JD (1995). **Stream ecology: structure and function of running waters**. Chapman & Hall, London, 388 p.
- Alves CBM, Vono V & Vieira F (1999). Presence of the walking catfish *Clarias gariepinus* (Burchell) (Siluriformes, Clariidae) in Minas Gerais state hydrographic basins, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 16: 259-263.
- Balon EK (2004). About the oldest domesticates among fishes. **Journal of Fish Biology**, 65: 1-27.
- Baltz DM & Moyle PB (1993). Invasion resistance to introduced species by a native assemblage of California stream fishes. **Ecological Applications**, 3: 246-255.
- Begon M, Harper JL & Townsend CR (2006). **Ecology: individual, populations and communities**. Blackwell, Oxford, 759 p.
- Bigarella JJ (1999). **Matinhos: homem e terra reminiscências**. Prefeitura Municipal/ Fundação João José Bigarella para Estudos e Conservação da Natureza, Matinhos, 240 p.

- Bizerril CRSF & Primo PBS (2001). **Peixes de Águas Interiores do Estado do Rio de Janeiro**. PLANAGUA – FEMAR/SEMADS, Rio de Janeiro, 417 p.
- Bizerril CRSF (1999). A ictiofauna da bacia do rio Paraíba do Sul. Biodiversidade e padrões espaciais de distribuição. Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 45: 125-156.
- Bruton MN (1978). The habitats and habitat preferences of *Clarias gariepinus* (Pisces: Clariidae) in a clear coastal lake (Lake Sibaya, South Africa). **Journal of the Limnological Society of South Africa**, 4: 81- 88.
- Bruton MN (1979a). The breeding biology and early development of *Clarias gariepinus* (Pisces, clariidae) in Lake Sibaya, South Africa, with a review of breeding species of the subgenus *Clarias* (Clarias). **Transactions of the Zoological Society of London**, 35: 1-45.
- Bruton MN (1979b). The food and feeding behaviour of *Clarias gariepinus* (Pisces, Clariidae) in Lake Sibaya, South Africa, with its emphasis on its role as a predator of cichlids. **Transactions of the Zoological Society of London**, 35: 47-114.
- Bruton MN (1979c). The role of diel inshore movements by *Clarias gariepinus* (Pisces, Clariidae) for the capture of fish prey. **Transactions of the Zoological Society of London**, 35: 115-138.
- Cambray JA (2003a). The need for research and monitoring on the impacts of translocated sharptooth catfish, *Clarias gariepinus*, in South Africa. **African Journal of Aquatic Science**, 28: 191-195.
- Cambray JA (2003b). Impact on indigenous species biodiversity caused by the globalisation of alien recreational freshwater fisheries. **Hydrobiologia**, 500: 217-230.
- Cambray JA (2005). African's *Clarias gariepinus* (Teleostei: Clariidae) appears in rivers in Brazil. **African Journal of Aquatic Science**, 30: 201-202.

- Casal CMV (2006). Global documentation of fish introductions: the growing crisis and recommendations for action. **Biological Invasions**, 8: 3-11.
- Clarke KR & Gorley RN (2001). **PRIMER v5: user manual/tutorial. 3 v**, Plymouth: PRIMER-E.
- Coblentz BE (1990). Exotic organisms: A dilemma for conservation biology. **Conservation Biology**, 4: 261-265.
- Collares-Pereira MJ & Cowx IG (2004). The role of catchment scale environmental management in freshwater fish conservation. **Fisheries Management and Ecology**, 11: 303–312.
- Courtenay Jr.WR & Williams JD (2004). **Snakeheads (Pisces, Channidae) - A Biological Synopsis and Risk Assessment**. U. S. Geological Survey, Honolulu, 143 p.
- Courtenay Jr.WR, Williams JD, Britz R, Yamamoto MN & Loiselle PV (2004). Identity of introduced snakeheads (Pices, Channidae) in Hawai'i and Madagascar, with comments on ecological concerns. **Bishop Museum (Occasional Papers)**, 77: 1-13.
- Cowx IG (2002). Analysis of threats to freshwater fish conservation: past and present challenges, p. 201-220. *In*: M.J. Collares-Pereira, I.G. Cowx & M.M. Coelho (Eds.) **Conservation of Freshwater Fishes: Options for the Future**. Blackwell Science, Oxford, 462 p.
- Dajoz, R (1973). **Ecologia Geral**. EDUSP, São Paulo, 474 p.
- De Graaf G & Janssen H (1996). **Artificial reproduction and pond rearing of the African catfish *Clarias gariepinus* in sub-Saharan África – A handbook. N° 362**. FAO Fisheries Technical Paper, Rome, 73 p.
- De Graaf G, Galemoni F & Banzoussi B (1995). The artificial reproduction and fingerling production of the African catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) in protected and unprotected ponds. **Aquaculture Research**, 26: 233-242.

- Donnelly BG (1973). Aspects of behaviour in the catfish *Clarias gariepinus* (Pisces: Clariidae) during periods of habitat desiccation. **Arnoldia**, 6: 1-8.
- Ezenwaji HMG (2002). The biology of *Clarias ebriensis* Pellegrin, 1920 (Osteichthyes: Clariidae) in an African rainforest river basin. **Fisheries Research**, 54: 235-252.
- FAO (2006). Página eletrônica da FAO - Food and Agriculture Organization of The United Nations. Disponível em: (<http://www.fao.org/>). Acesso em: setembro de 2006.
- Faria AP & Marques JS (1999). O desaparecimento dos pequenos rios brasileiros. **Ciência Hoje**, 148: 56-61.
- FishBase (2007). Página eletrônica disponível em: (<http://www.fishbase.org/>). Editores: Froese R & Pauly D, versão 04/2007. Acesso em: maio de 2007.
- Freyhof J & Korte E (2005). The first record of *Misgurnus anguillicaudatus* in Germany. **Journal of Fish Biology**, 66: 568-571.
- Fuller PL, Nico LG & Williams JD (1999). **Nonindigenous fishes introduced into inland waters of the United States**. American Fisheries Society, Bethesda, 613 p.
- Godinho FN & MT Ferreira (2000). Composition of endemic fish assemblages in relation to exotic species and river regulation in a temperate stream. **Biological Invasions**, 2: 231-244.
- Groenewald, AAVJ (1964). Observations on the food habits of *Clarias gariepinus* Burchell, the South African freshwater Barbel (Pisces: Clariidae) in Transvaal. **Hydrobiologia**, 23: 287-291.
- Gulland, JA (1969). **Manual of Methods for Fish Stock Assessment - Part 1. Fish Population Analysis**, FAO, Rome, 158 p.
- Hughes AR, Byrnes JE, Kimbro DL & Stachowicz JJ (2007). Reciprocal relationships and potential feedbacks between biodiversity and disturbance. **Ecology Letters**, 10: 849-864.

- IUCN (2006). The World Conservation Union – IUCN. Página eletrônica disponível em: (www.iucn.org). Acesso em: fevereiro de 2006.
- Kaufman L (1992). Catastrophic change in species-rich freshwater ecosystems: the lessons of Lake Victoria. **BioScience**, 42: 846-858.
- Kennard MJ, Arthington AH, Pusey BJ & Harch BD (2005). Are alien fish a reliable indicator of river health? **Freshwater Biology**, 50: 174-193.
- Knapp AR & Matthews RK (2000). Non-Native Fish Introductions and the Decline of the Mountain Yellow-Legged Frog from within Protected Areas. **Conservation Biology**, 14: 428-438.
- Krebs CJ (1999). **Ecological methodology**. Addison-Wesley Educational, Menlo Park, 654 p.
- Krebs CJ (2001). **Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance**. Benjamin/Cummings, San Francisco, 695p.
- Kruitwagen G, Nagelkerken I, Lugendo BR, Pratap HB, Wendelaar Bonga SE (2007). Influence of morphology and amphibious life-style on the feeding ecology of the mudskipper *Periophthalmus argentilineatus*. **Journal of Fish Biology**, 71:39-52.
- Latini AO & Petrere Jr. M (2004). Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. **Fisheries Management and Ecology**, 11: 71-79.
- Legendre P & Legendre L (1998). **Numerical Ecology**. Elsevier, Amsterdam, 853 p.
- LIGHT/UFRRJ (1994). Controle biológico de macrófitas aquáticas na represa do Vigário, RJ, da Light, p. 40-49. In: **COMASE, Seminário sobre fauna aquática e o setor elétrico brasileiro. Caderno 5: Ações**. ELETROBRÁS, Rio de Janeiro, 49 p.
- Lowe-McConnell RH (1999). **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. Edusp. São Paulo. 535 p.
- Maack R (1981). **Geografia física do Estado do Paraná**. J. Olympio, Rio de Janeiro, 452 p.

- Magalhães ALB, Brito MFG & Andrade RF (2005). Espécies introduzidas. *In*: Uma abordagem didático-científica sobre peixes introduzidos no Estado de Minas Gerais. Disponível em (<http://www.exoticfish.bio.br/>). Acesso em: agosto de 2005.
- Manifesto dos participantes da pesca esportiva no Estado do Paraná da Liga Paranaense de Pesca Esportiva. Página eletrônica da Pescarte, Curitiba (2004). Disponível em: (http://www.pescarte.com.br/restrito/rev04/tend204/tend53_manifesto.asp.) Acesso em: junho de 2005.
- McNeely AJ (2001). An introduction to human dimensions of invasive alien species, p. 5-20. *In*: A. J. McNeely (Ed.). **The Great Reshuffling: Human Dimensions of Invasive Alien Species**. IUCN – The World Conservation Union, Switzerland and Cambridge, Gland, 242 p.
- Meffe KG & Carroll CR (1994). **Principles of conservation biology**. Sinauer, Sunderland, 600 p.
- Menezes NA (1996). Padrões de distribuição da biodiversidade da mata atlântica do sul e sudeste brasileiro: peixes de água doce. In Workshop “Padrões de biodiversidade da mata atlântica do sudeste e sul do Brasil”. Página eletrônica da Base de dados tropical. Disponível em: (<http://www.bdt.org.br/workshop/mata.atlantica>). Acesso em: fevereiro de 2001.
- Moyle PB & Light T (1996). Fish invasions in California: do abiotic factors determine success? **Ecology**: 77, 1666-1670.
- Moyle PB & Marchetti MP (2006). Predicting invasion success: freshwater fishes in California as a model. **Bioscience**, 56: 515-524.
- Moyle PB, Crain PK, Whitener K & Mount JF (2003). Alien fishes in natural streams: fish distribution, assemblage structure, and conservation in the Cosumnes River, California, U.S.A. **Environmental Biology of Fishes**, 68: 143-162.

- Munro JL (1967). The food of a community of East African freshwater fishes. **Journal of Zoology**, 151: 389-415.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GA & Kent J (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403: 853-858.
- Neville LE & Murphy S (2001). Invasive Alien Species: Forging Cooperation to Address a Borderless Issue. **International Association for Ecology (INTECOL) Newsletter**, Spring/Summer 2001: 3-7.
- Orsi ML & Agostinho AA (1999). Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo em rios da bacia do rio Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 16: 557-560.
- Pascual M, Macchi P, Urbanski J, Marcos F, Rossi CR, Novara M & Dell'Arciprete P (2002). Evaluating Potential Effects of Exotic Freshwater Fish From Incomplete Species Presence-absence Data. **Biological Invasions**, 4: 101-113.
- Perry J & Vanderklein E (1996). **Water quality: Management of a natural resource**. Blackwell Science, Biddeford, 639 p.
- Pimentel D, Zuniga R & Morrison D (2005). Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. **Ecological Economics**, 52: 273-288.
- Rahel JF (2000). Homogenization of fish faunas across the United States. **Science** 288: 854-856.
- Ribeiro F, Elvira B, Collares-Pereira MJ & Moyle PB (2007). Life-history traits of non-native fishes in Iberian watersheds across several invasion stages: a first approach. **Biological Invasions**, (in press) Dig. DOI 10.1007/s10530-007-9112-2.
- Ricklefs RE (1996). **A economia da natureza**. Guanabara Koogan S.A., Rio de Janeiro, 470 p.

- Ross ST (1991). Mechanisms structuring stream fish assemblages: are there lessons from introduced species? **Environmental Biology of Fishes**, 30: 359-368.
- Simberloff D (2003). Confronting introduced species: a form of xenophobia? **Biological Invasions**, 5: 179-192.
- Spataru P, Viveen WJAR & Gophen M (1987). Food composition of *Clarias gariepinus* (= *C. lazera*), (Cypriniformes, Clariidae) in Lake Kinneret (Israel). **Hydrobiologia**, 144: 77-82.
- Starling FLRM (2005). Controle de macrófitas em reservatórios. Mesa-Redonda Sobre Macrófitas Aquáticas Invasoras. In: M.B. Greco (Coord.). **Seminário Nacional Sobre Espécies Invasoras**. Belo Horizonte, Secretaria de Estado de Ciência, Tecnologia e Ensino Superior de Minas Gerais, 10 p.
- Stokstad E (2003). Can well-timed jolts keep out unwanted exotic fish? **Science**, 301: 157-158.
- Svolenski AC (2000). Aspectos Fitossociológicos e Pedológicos de Três Superfícies de Agradação do Rio Guaraguaçu, Litoral do Paraná. Curitiba. **Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Paraná**. 75 p.
- Taylor JN, Courtenay Jr.WR & McCann JA (1984). Known impacts of exotic fishes in the continental United States, p. 322-373. In: W.R Courtenay Jr. & J.R. Stauffer (Eds.), **Distribution, Biology, and Management of Exotic Fishes**. Baltimore, Johns Hopkins University Press, 430 p.
- Teugels GG (1986). A systematic revision of the African species of the genus *Clarias* (Pisces, Clariidae). **Zoologische wetenschappen**, 247: 23-41.
- Thompson MR & Townsend CR (2004). Landuse influences on New Zealand stream communities effects on species composition, functional organization and food-web structure. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, 38: 595-608.

- Thompson MR & Townsend CR (2006). A truce with neutral theory: local deterministic factors, species traits and dispersal limitation together determine patterns of diversity in stream invertebrates. **Journal of Animal Ecology**, 75: 476-484.
- Tilman D (2004). Niche tradeoffs, neutrality, and community structure: a stochastic theory of resource competition, invasion, and community assembly. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 101: 10854-10861.
- Townsend CR & Winterbourn MJ (1992). Assessment of the environmental risk posed by an exotic fish: the proposed introduction of channel catfish (*Ictalurus punctatus*) to New Zealand. **Conservation Biology**, 17: 38-47.
- Townsend CR (2003). Individual, Population, Community, and Ecosystem Consequences of a Fish Invader in New Zealand Streams. **Conservation Biology**, 6: 273-282.
- Townsend CR & Simon KS (2006). Consequences of brown trout invasion for stream ecosystems. Chapter 14 in: **Biological invasions in New Zealand**. Allen RB & Lee WG eds. Springer Verlag, Berlin. 213-225 p.
- Townsend CR (2007). **Ecological applications: toward a sustainable world**. Oxford, Blackwell. 530 p.
- Van der Waal BCW (1974). Observations on the breeding habits of *Clarias gariepinus* (Burchell). **Journal of Fish Biology**, 6: 23-27.
- Verreth J, Eding EH, Rao GRM, Huskens F & Segner H (1993). A review of feeding practices, growth and nutritional physiology in larvae of the catfishes *Clarias gariepinus* and *Clarias batrachus*. **Journal of the World Aquaculture Society**, 24: 135-144.
- Vitule JRS, Umbria SC & Aranha JMR (2006a). Introduction of the African catfish *Clarias gariepinus* (BURCHELL, 1822) into Southern Brazil. **Biological Invasions**, 8: 677-681.

Vitule JRS, Umbria SC & Aranha JMR (2006b). Introdução de espécies, com ênfase em peixes de ecossistemas continentais. In: Monteiro-Filho ELA & Aranha JMR (Orgs.). Revisões em Zoologia - I: Volume comemorativo dos 30 anos do Curso de Pós-Graduação em Zoologia da Universidade Federal do Paraná. 1a ed. Curitiba, PR: Secretaria do Meio Ambiente do Estado do Paraná, v. I, p. 10.

Welcomme RL (1988). **International introductions of inland aquatic species**. FAO - Fisheries Technical Papers n 294, Rome, 318 p.

Willoughby NG & Tweddle D (1978). The ecology of the catfish *Clarias gariepinus* and *Clarias ngamensis* in the Shire Valley, Malawi. **Journal of Zoology**, 186: 507-534.

Winemiller KO & Kelso-Winemiller LC (1996). Comparative ecology of catfishes of the Upper Zambezi River floodplain. **Journal of Fish Biology**, 49: 1043-1061.

Wootton JT (2005). Field parameterization and experimental test of the neutral theory of biodiversity. **Nature**, 433:309–312.

Yalçın S, Akyurt I & Solak K (2001a). Certain Reproductive Characteristics of the Catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) Living in the River Asi, (Turkey). **Turkish Journal of Zoology**, 25: 453-460.

Yalçın S, Akyurt I & Solak K (2001b). Stomach contents of the catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) in the River Asi (Turkey). **Turkish Journal of Zoology**, 25: 461-468.

ANEXO I

(Aspectos Relevantes da Legislação Nacional)

ASPECTOS RELEVANTES DA LEGISLAÇÃO NACIONAL

Além da introdução teórica sobre o tema “espécies introduzidas” e do trabalho em si, devem ser ressaltados alguns pontos relevantes da legislação brasileira, a qual apesar de inúmeros aspectos falhos e contraditórios em termos técnicos e de conservação, se fosse efetivamente cumprida evitaria por si só grande parte dos problemas referentes às introduções de espécies em nosso país.

A legislação nacional é constituída por um conjunto de leis, decretos, portarias e resoluções que, de forma direta ou indireta dizem respeito ao assunto. Desta forma, abaixo são destacados alguns trechos (hora resumidos) e aspectos de nossa legislação que são de suma importância prática não para este trabalho, mas para o tema “espécies introduzidas” com um todo.

LEI 4.771 DO CÓDIGO FLORESTAL, DE 15 DE SETEMBRO DE 1965:

Define medidas de proteção da vegetação associada a recursos hídricos (matas ciliares, margens de rios, reservatórios e mangues) que se encontra em áreas de grande interesse para a aqüicultura e normativas as distâncias de afastamento dos mananciais hídricos para a instalação de qualquer empreendimento, incluindo projetos de aqüicultura.

Considera as florestas e demais formas de vegetação natural de preservação permanente quando situadas:

a) ao longo dos rios ou de qualquer curso d’água desde o seu nível mais alto, em faixa marginal cuja largura mínima seja:

1) de 30 (trinta) metros para os cursos d’água de menos de 10 (dez) metros de largura;

2) de 50 (cinquenta) metros para os cursos d’água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura;

- 3) de 100 (cem) metros para os cursos d'água que tenham de 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura;*
- 4) de 200 (duzentos) metros para os cursos d'água que tenham de 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura;*
- 5) de 500 (quinhentos) metros para os cursos d'água que tenham largura superior a 600 (seiscentos) metros.*
- b) ao redor das lagoas, lagos ou reservatórios de águas naturais ou artificiais;*
- c) nas nascentes, ainda que intermitentes, e nos chamados olhos d'água, qualquer que seja a situação topográfica num raio mínimo de 50 (cinquenta) metros de largura;*
- d) nas restingas, como fixadoras de dunas ou estabilizadoras de mangues.*

LEI FEDERAL 5.197 DE JANEIRO DE 1967:

Art. 4º “Nenhuma espécie poderá ser introduzida no País, sem parecer técnico oficial favorável e licença expedida na forma da lei”.

DECRETO LEI 221 DO CÓDIGO DE PESCA, DE 28 DE FEVEREIRO DE 1967:

Estabelece aspectos e normas gerais que dão embasamento a várias Portarias da antiga SUDEPE atual IBAMA e/ou mais atualmente Instituto Chico Mendes.

Proíbe a importação ou a exportação de quaisquer espécies aquáticas, em qualquer estágio de evolução, bem como a introdução de espécies nativas ou exóticas nas águas interiores, sem autorização prévia.

PORTARIA 142 DO IBAMA, DE 22 DE DEZEMBRO DE 1994:

Proíbe a introdução, a transferência, o cultivo e a comercialização de formas vivas do Bagre-Africano (Clarias gariepinus) e do Bagre-do-Canal (Ictalurus punctatus), nas áreas das bacias dos Amazonas e Paraguai.

DECRETO FEDERAL 2.519 DE 16 DE MARÇO DE 1998:

Incorpora à legislação federal a não introdução de espécies sem parecer técnico e prescreve em seu **Artigo 8º** que o Estado brasileiro deve: *“impedir que se introduzam, controlar ou erradicar espécies exóticas que ameacem os ecossistemas, habitats ou espécies”*.

PORTARIA IBAMA 136, DE 14 DE OUTUBRO DE 1998:

Estabelece normas para o registro de Aqüicultor e Pesque-pague no IBAMA.

Define: **Aqüicultor** como a pessoa física ou jurídica dedicada ao cultivo ou criação de organismos cujo ciclo de vida ocorre inteiramente em meio aquático e **Pesque-Pague** como a pessoa física ou jurídica que mantém estabelecimento constituído de tanques ou viveiros com peixes visando exploração comercial da pesca amadora.

PORTARIA IBAMA 145, DE 29 DE OUTUBRO DE 1998:

Art. 3º *Fica proibida a introdução de espécies de peixes de água doce*, bem como de macrófitas de água doce.

Art. 7º *Fica proibida a reintrodução de formas jovens de espécies animais destinadas à engorda e posterior abate*, bem como de macrófitas aquáticas de água doce em qualquer estágio de desenvolvimento.

Art. 8º - *Para transferência de espécies ainda não presentes nas águas da Unidade Geográfica Referencial (UGR) para onde serão translocadas*, o interessado encaminhará ao

IBAMA Pedido de Transferência, com as seguintes informações: a) identificação do requerente com o respectivo número do Registro de Aquicultor junto ao IBAMA e cópia do documento comprovante de pagamento da respectiva taxa salvo nos casos de transferência realizadas por universidade e centros de pesquisas; b) espécie a ser transferida (nome científico e vulgar), sua classificação taxonômica, locais de origem e destino do lote a ser translocado; c. principais características biológicas, ecológicas e zootécnicas ou agrônômicas; d) número de indivíduos a serem importados e estágio evolutivo (ovo, pós-larva, etc.), bem como indicação da infraestrutura disponível para cultivo; e) indicação da entidade responsável pelo recebimento dos exemplares, quarentena e pesquisas visando a liberação da espécie para cultivo comercial; f. local e metodologia para o cultivo experimental, cuja duração deverá permitir aos indivíduos atingirem o tamanho normalmente aceito para abate ou colheita.

§1º - Quando as espécies já se encontrarem na UGR, as restrições ater-se-ão somente aos aspectos sanitários, sendo proibidas as transferências de lotes oriundos de locais onde existam enfermidades não detectadas na UGR destino.

Art. 9º A soltura de indivíduos em ambientes aquáticos externos às instalações de cultivo somente será permitida quando se tratarem de espécies autóctones, excetuando-se a soltura nos açudes da Região Nordeste hidrograficamente isolados da bacia do Rio São Francisco, bem como nos corpos d'água passíveis de serem povoados com salmonídeos. Em todos os casos, porém, estes procedimentos somente poderão ser realizados com indivíduos produzidos em estações de aquíicultura da UGR em questão.

LEI FEDERAL 9.605 DE 12 DE FEVEREIRO DE 1998 (Lei de Crimes Ambientais):

Artigo 61 prevê punição para quem “*disseminar doença ou praga ou espécies que possam causar dano à agricultura, à pecuária, à fauna, à flora ou aos ecossistemas*”.

DERCRETO LEI 4.339 DE 22 DE AGOSTO DE 2002:

Institui princípios e diretrizes para a implantação da Política Nacional da Biodiversidade e estabelece ao estado o dever de: *“promover a prevenção, erradicação e controle de espécies exóticas invasoras que possam afetar a biodiversidade”*.

LEI FEDERAL 11.428 DE 22 DE DEZEMBRO DE 2006:

Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica.

Artigo 3º inciso VIII alínea a, considera de interesse social as atividades imprescindíveis à proteção da integridade da vegetação nativa entre essas a *erradicação de espécies exóticas invasoras*;

PORTARIA IAP 074, DE 19 DE ABRIL DE 2007:

Reconhece a Lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras para o Estado do Paraná, estabelece normas de controle e dá outras providências.

Nesta dentre outras, o Bagre-Africano Clarias gariepinus, o Bagre-do-Canal Ictalurus punctatus e a Tilápia Oreochromis niloticus são consideradas espécies exóticas invasoras.

Parágrafo 1º - Caso haja contaminação de ambientes naturais os responsáveis serão notificados e estarão sujeitos às penalidades previstas na legislação vigente, em especial as do Artigo 61 Lei federal nº 9605/98 e do Artigo 45 do Decreto. Federal nº 3.179/99, sem prejuízo da aplicação das demais cominações administrativas, civis e penais cabíveis.

Art. 6º - Os imóveis públicos nos quais for constatada a presença de espécies exóticas invasoras (Anexos 1 e 2) devem obrigatoriamente proceder à sua erradicação, ou controle para evitar contaminação biológica.

Parágrafo único – O IAP poderá autorizar a utilização de espécies exóticas invasoras em trabalhos de pesquisa para o seu controle, desde que sejam adotadas medidas que evitem a contaminação biológica.

Art. 7º - A Diretoria de Controle de Recursos Ambientais-DIRAM e a Diretoria de Biodiversidade e Áreas Protegidas – DIBAP propõem normas e procedimentos para licenciamento, monitoramento, fiscalização e controle de espécies exóticas invasoras.

Art. 8º - Esta Portaria entra em vigência na data de sua publicação, revogadas as disposições em contrário.

Acima das leis, portarias e decretos mencionados, assim como de quaisquer outras, está nossa carta suprema a **CONSTITUIÇÃO DA REPÚBLICA FEDERATIVA DO BRASIL** que em seu artigo de número **225** diz o seguinte:

“Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo para as presentes e futuras gerações.”

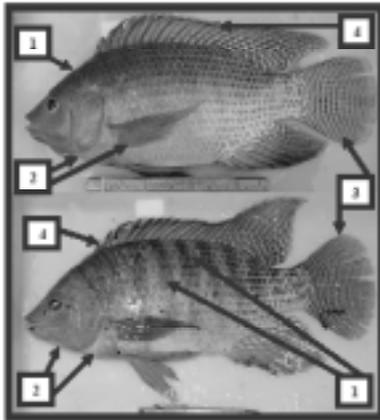
§1º - Para assegurar a efetividade do cumprimento deste direito incumbe ao Poder Público: “VII – Proteger a fauna e flora, vedadas, na forma de lei, as práticas que coloquem em risco sua função ecológica, provoquem a extinção da espécie (...).”

Além disso, o Brasil é signatário da **Convenção Internacional sobre Diversidade Biológica** e como tal tem obrigações que deveriam estar sendo cumpridas entre elas seu **Artigo 8º** que determina: *“controlar e erradicar espécies exóticas que possam interferir nos ecossistemas naturais e diminuir a biodiversidade local, além da adoção de medidas preventivas”*.

ANEXO II

(Folder Educativo Sobre Espécies Introduzidas no rio Guaraguaçu)

"TILÁPIA"
Oreochromis niloticus



- 1- Corpo acinzentado com faixas transversais mais escuras, ausência de coloração azulada e mancha escura bem definida.
- 2- Presença de partes avermelhadas na parte inferior do corpo e nadadeiras.
- 3- Nadadeira caudal com uma série de faixas claras e escuras bem definidas.
- 4- Nadadeira dorsal única com uma série de espinhos muito afiados.

Observação: A coloração das Tilápias pode variar, sendo mais clara ou escura, e com faixas mais ou menos bem definidas, porém nunca apresentam o colorido azul intenso presente nos carás.

PEIXES INTRODUZIDOS - são aqueles que não ocorrem naturalmente em um determinado local, ou seja, chegam ao novo ambiente, com o auxílio do homem de forma acidental ou intencional, na maioria das vezes causando danos as espécies nativas e ao meio ambiente.



**PEIXE INTRODUZIDO
PRINCIPAIS PROBLEMAS**

- Alterações no ambiente natural.
- Introdução de doenças ou parasitas.
- Redução ou extinção de espécies de peixes nativas.
- Predação e competição.
- Hibridização e comprometimento da identidade genética das populações de peixes nativos.
- Perda da biodiversidade natural.

IMPORTANTE!

* SEMPRE QUE CAPTURAR UM PEIXE INTRODUZIDO NÃO O DEVOLVA PARA O RIO, SACRIFIQUE, SE POSSÍVEL, CONGELE E LIGUE PARA: 3361-1593. E-mail: biovitule@yahoo.com.br

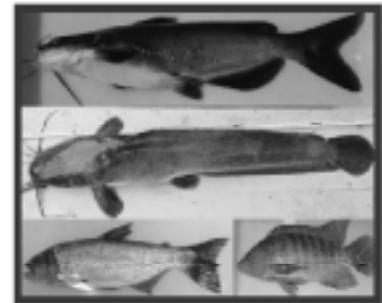
Elaboração:



Apoio:



**PEIXES
INTRODUZIDOS
NO
RIO GUARAGUAÇU**

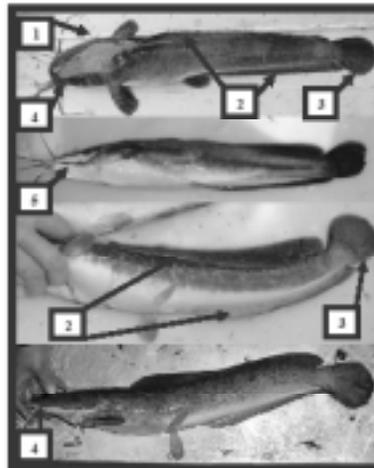


Você sabe o que são peixes introduzidos?



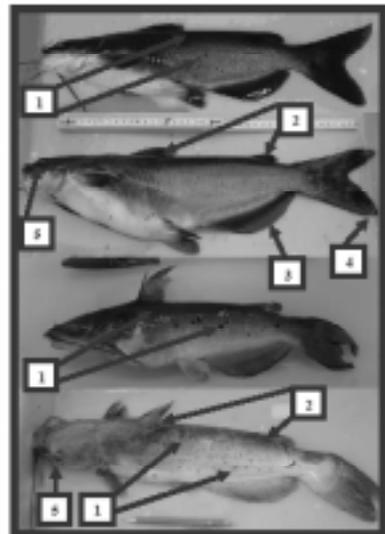
Como reconhecer alguns dos peixes introduzidos no rio Guaraguaçu:

"BAGRE-AFRICANO"
Clarias gariepinus



- 1- Corpo alongado e cabeça mais larga que o corpo quando vista de cima.
- 2- Nadadeiras dorsal e anal únicas e muito longas.
- 3- Nadadeira caudal arredondada.
- 4- Olhos pequenos e na parte anterior da cabeça.
- 5- Duas faixas escuras na parte inferior da cabeça abaixo dos opérculos.

"CATFISH" ou "BAGRE-DO-CANAL"
Ictalurus punctatus



- 1- Corpo escuro no dorso, salpicado com pequenas manchas negras circulares.
- 2- Duas nadadeiras dorsais muito distantes uma da outra, sendo a segunda (adiposa) mole sem raios e muito reduzida.
- 3- Nadadeira anal muito grande, três vezes maior que o tamanho da segunda dorsal.
- 4- Nadadeira caudal bifurcada em forma de "V" com as pontas pouco arredondadas.
- 5- Olhos na parte mais anterior da cabeça.

ANEXO III

(Modelo Resumido das Conclusões e Perspectivas)

CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS

