



DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos

Avaliação da situação relativa à proliferação do Lagostim da Louisiana em São Miguel



Ana Cristina Costa

Ana Mafalda Cruz

Dinis Gerales

Andreia Cunha

Ponta Delgada, Março de 2010



Equipa de trabalho

A equipa do Departamento de Biologia que realiza este trabalho é composta pelos seguintes elementos:

Prof. Doutora Ana Cristina Costa

Dra. Ana Mafalda Cruz

Dr. Dinis Geraldes

Dra. Andreia Cunha

Citação recomendada para o presente trabalho

Costa, A. C., Cruz, A. M., Geraldes, D., Cunha, A. 2010. *Avaliação da situação relativa à proliferação do Lagostim da Luisiana em São Miguel*. CIBIO/Departamento de Biologia, Universidade dos Açores, Ponta Delgada.

Índice

1. Enquadramento	3
2. Introdução	4
2.1. Biologia e Ecologia da Espécie	4
2.2. Caracterização da Lagoa das Sete Cidades	7
2.3. Problemática da Introdução de <i>Procambarus clarkii</i>	10
2.3.1. Impactes Negativos	10
2.3.2. Impactes Positivos	12
3. Metodologia	15
4. Resultados	18
5. Análise de Resultados	23
5.1. Comparação dos resultados com registos anteriores	24
6. Introdução de <i>Procambarus clarkii</i> em São Miguel	26
6.1. Avaliação dos Perigos para o Ecossistema	26
6.2. Avaliação dos Perigos para a População	28
7. Considerações Finais	30
8. Bibliografia	31

1. ENQUADRAMENTO

O presente relatório foi elaborado no seguimento do protocolo celebrado entre a Direcção Regional de Ordenamento do Território e Recursos Hídricos (DROTRH) e o Departamento de Biologia da Universidade dos Açores (DBUAç), tendo como objectivo a caracterização da população de lagostim vermelho (*Procambarus clarkii*) existente na Lagoa das Sete Cidades.

Pretende-se facultar à Direcção Regional a informação de base necessária à tomada de eventuais medidas de gestão relacionadas com a presença desta espécie em São Miguel, nomeadamente na Lagoa das Sete Cidades.

Realizaram-se várias amostragens, durante os meses de Novembro e Dezembro de 2009 e Janeiro e Fevereiro de 2010, ao longo de toda a margem da referida lagoa.

2. INTRODUÇÃO

2.1. Biologia e Ecologia do lagostim *Procambarus clarkii* (Girard, 1852)

A espécie de lagostim registada na Ilha de S. Miguel é *Procambarus clarkii* (Girard, 1852), que apresenta como nomes vulgares lagostim-americano-de-rio, lagostim-americano, lagostim-de-rio, lagostim-da-Louisiana e lagostim-vermelho.

No que diz respeito à sua morfologia externa, apresenta uma coloração, normalmente, vermelho escuro e o corpo encontra-se dividido em cefalotórax e abdómen, o cefalotórax termina num prolongamento designado por rostro. Na cabeça apresenta como todos os crustáceos, um par de antenas e um par de antênlulas. No tórax encontram-se 5 pares de apêndices - pereiópodes. O par anterior termina em estruturas designadas por quelas ou pinças e os restantes 4 pares têm funções locomotoras. No abdómen há 5 pares de apêndices não locomotores (pleópodes), terminando o abdómen no urosoma, uma região achatada normalmente utilizada para propulsionar o corpo para trás (Anastácio, 1993) e que é constituído pelo telson (o último articulo do corpo) e pelo último par de apêndices abdominais, os urópodes em forma de leque.

A distinção entre sexos é possível com base na desproporção das pinças, que são maiores nos machos (Huxley, 1880), mas também existem uma série de pequenas adaptações morfológicas que facilitam o acasalamento e que podem ser utilizadas para a distinção dos sexos:

- a localização da abertura genital, que nos machos se situa na base do quinto par de pereiópodes e nas fêmeas no terceiro par (Huxley, 1880);

- a presença de ganchos copuladores nos machos durante a fase reprodutora (Huxley, 1879); presença de um órgão copulador nos machos, formado por modificação do primeiro e segundo par de pleópodes. Nas fêmeas o primeiro par é vestigial e o segundo não tem qualquer modificação (Huxley, 1880).

Vários autores descreveram a alimentação desta espécie de lagostim através de observações em campo e análise de preferências alimentares. Correia (2003) afirma que *P. clarkii* é omnívoro, consumindo recursos de vários níveis tróficos, i.e. actuando como detritívoro, herbívoro e predador. A sua dieta inclui fragmentos de plantas, algas filamentosas, larvas de insectos, peixes mortos e detritos, sendo considerado generalista (Wiernicki, 1984). Logo após a sua introdução, quando a população está em rápido crescimento, *P. clarkii* tem efeitos dramáticos na comunidade, esgotando todos os recursos alimentares disponíveis devido à sua voracidade e capacidade de mudar de dieta (Gutiérrez-Yurrita *et al.*, 1998). Os detritos são geralmente o recurso mais consumido por *P. clarkii* (Ilhéu & Bernardo, 1993), contudo, de acordo com estes autores, a plasticidade trófica desta espécie permite-lhe alterar a sua dieta de detritos para plantas e animais. Gutiérrez-Yurrita *et al.* (1998) verificaram que as plantas eram o maior componente da dieta desta espécie no Parque Nacional Doñana, Espanha, e mostraram que *P. clarkii* possui uma adaptação do uso dos recursos de acordo com a disponibilidade no ambiente (Correia, 2002). Gerardi & Barbesi (2007) afirmam ainda que a morfologia da planta pode condicionar o seu consumo por parte de *P. clarkii*. Os macroinvertebrados aquáticos são particularmente vulneráveis à sua predação (Nyström, 1999). Assim, os lagostins são considerados importantes consumidores que dominam a biomassa de macroinvertebrados em lagos e em rios, aumentando rapidamente a sua densidade quando introduzidos, alterando as cadeias alimentares e frequentemente eliminando recursos (Olsen *et al.*, 1991; Nyström, 1999).

São conhecidos vários predadores de *P. clarkii*, nomeadamente peixes como a perca-sol (*Lepomis gibbosus*), o achigã (*Micropterus salmoides*), o barbo (*Barbus barbus*), a carpa (*Cyprinus carpio*), o escalo (*Leuciscus cephalus*), o góbio (*Cottus gobio*), a truta (*Salmo trutta*) e a enguia (*Anguilla anguilla*) que chega a comer ovos de lagostim (Bruxelas, 1985). Entre os macroinvertebrados que poderão predar lagostins, embora apenas os indivíduos mais pequenos, contam-se algumas ninfas de Odonata, larvas de coleópteros e hemípteros aquáticos (Anastácio, 1993). Além destes várias aves, como garças, guarda-rios, gaivotas e outras espécies de aves associadas a ambientes aquáticos parecem predar esta espécie bem como os mamíferos: o rato-de-

água (*Arvicola sapidus*), a ratazana (*Rattus norvegicus*) e a lontra (*Lutra lutra*) (Anastácio, 1993).

O lagostim-vermelho é uma espécie nativa do centro Sul dos Estados Unidos da América e do Nordeste do México. Sucessivas introduções desta espécie em vários países alargaram a área de distribuição inicial, que hoje abrange desde o Japão até à América do Sul, passado por África e pela Europa (Garcia *et al.*, 1993).

A introdução de novas espécies tem sido um processo generalizado e geralmente é resultado de actividades humanas: migração, comércio, colonização, agricultura e aquacultura, introdução de espécies domésticas e selvagens, assim como a libertação de organismos modificados geneticamente (Garrigues, s.d.). Uma invasão biológica ocorre quando um organismo, de qualquer tipo, se estabelece num local para além da sua área de distribuição (Williamson, 1996 *fide* Silva, 2008), ou seja, quando uma espécie coloniza e persiste numa área onde até então não havia habitado (Shigesada & Kawasaki, 1997 *fide* Silva, 2008). Assim, de acordo com a IUCN, uma espécie exótica invasora é aquela que se estabelece num ecossistema ou num habitat natural ou semi-natural, sendo um agente de alteração e ameaça para a biodiversidade nativa (Silva, 2008). Rejmánek (1991) afirma que existem ecossistemas mais vulneráveis à invasão, como é o caso das ilhas (Silva, 2008). Este facto deve-se à combinação de poucas espécies nativas, maior proporção de habitats alterados e um maior entusiasmo para a introdução de exóticas no passado (Williamson, 1996 *fide* Silva, 2008). É de referir ainda que o impacte de uma espécie invasora pode ser medido a cinco níveis (Parker, 1999 *fide* Silva, 2008): ao nível genético; nos indivíduos; na dinâmica populacional; na comunidade e no ecossistema.

Procambarus clarkii, é uma espécie com “cadastro” de invasora e, na Península Ibérica foi introduzido em Sevilha e em Badajoz em 1973, estendendo-se a uma grande parte da Europa. O primeiro registo de ocorrência desta espécie em Portugal é de 1979, tendo resultado de uma expansão das populações de Espanha (Correia, 1993). Em 1990 surgiram as primeiras notícias de danos graves na orizicultura do país (Anastácio, 1993). Nos Açores, em São Miguel, *P. clarkii* foi observado a primeira vez

em Agosto de 1993, na Lagoa do Peixe (Correia & Costa, 1994). Desde então, as populações portuguesas de *P. clarkii* têm vindo a aumentar rapidamente devido às temperaturas amenas, abundância de áreas alagadas pouco profundas e áreas agrícolas (Correia, 1995), combinados com a plasticidade ecológica da espécie (Gutiérrez-Yurrita *et al.*, 1998,). Em Portugal continental, onde a dieta, competição e pressões predatórias são completamente diferentes das suas áreas nativas, *P. clarkii* já mostrou que consegue rapidamente aumentar a sua população. Os efeitos directos dos lagostins nas sementes e nas plantas de arroz, nomeadamente desenraizamento, fragmentação das plantas e consumo são conhecidos, mas estes não são os únicos mecanismos da interacção lagostim/arroz (Anastácio *et al.* 2005). Devido ao facto dos lagostins afectarem o ecossistema através de bioturbação¹ (Usio, 2009) podem ocorrer outros mecanismos indirectos não tróficos. Destes é de referir as alterações físico-químicas da água e do solo alagado [e.g. pH, O₂, temperatura, turbidez, estrutura e composição do solo (Angeler, 2001)] que modificam o crescimento e a sobrevivência das plantas de arroz. Além disso, o aumento da turbidez provocado pelos lagostins, pode diminuir a eficiência de alguns componentes químicos adicionados aos campos de arroz (Poovey & Getsinger 2002), bem como o baixo nível de oxigénio dissolvido que pode também afectar o normal crescimento da planta (Tinnarelli, 1989 *in* Anastácio, 2005).

P. clarkii consegue viver numa grande gama de condições ambientais, incluindo águas altamente poluídas (Martín-Díaz, 2006).

2.2. Caracterização da Lagoa das Sete Cidades

As lagoas de São Miguel possuem formações sedimentares nas margens e acumulam detritos e sedimentos no fundo, provenientes de processos erosivos das vertentes envolventes. Este é um tipo de substrato favorável ao estabelecimento de *P. clarkii*, uma vez que pode permitir a sua actividade escavadora. A profundidade média da maioria das lagoas é relativamente baixa. A temperatura do ar em São Miguel é

¹ Processo de construção de estruturas sedimentares de origem biológica (como buracos de caranguejos ou de folas, acumulações arenículas, marcas de patas, etc.) características de ambientes específicos, perturbando a estrutura sedimentar ou pedogénica a que se sobrepõem (APRH, 2007).

bastante amena, com médias mensais ente os 12°C e os 21°C. A temperatura da água das lagoas é estável e favorável ao desenvolvimento do lagostim-vermelho, cujo óptimo de crescimento se situa perto dos 24°C, e a respectiva inibição a temperaturas inferiores a 10°C. Verifica-se pois que, do ponto de vista dos factores abióticos, não se põe qualquer obstáculo à proliferação desta espécie, uma vez que estes parâmetros lhe são favoráveis e que apresenta uma boa tolerância a amplas variações dos restantes factores físico-químicos (Garcia *et al.*, 1993)

A Lagoa das Sete Cidades ocupa uma caldeira de um vulcão ainda activo, é a lagoa localizada a mais baixa altitude (260m) e a com maior área dos Açores (3 587km²). A sua profundidade máxima corresponde a 28,5m, a temperatura média da bacia hidrográfica é 14,4°C, com uma precipitação média anual de 1973,9mm (Gonçalves, 2008)

As Lagoas Azul e Verde ocupam actualmente parte da caldeira das Sete Cidades, uma depressão vulcânica com um diâmetro médio de 5km e uma altura máxima de 400m, nas proximidades do marco geodésico dos Remédios (Constância, 2001).

A Lagoa Azul é alimentada por um total de 70 cursos de água, enquanto que para a Lagoa Verde escoam apenas 9. Muito embora não estejam representadas na carta topográfica, existe um elevado número de linhas de água nas vertentes do cone da Caldeira Seca, por vezes com trajecto variável no tempo. Estas linhas de água são responsáveis por um importante ravinamento daquele cone de pedra-pomes (Constância, 2001).

A Lagoa Verde, bastante menor, apresenta uma rede hidrográfica menos significativa, sendo de destacar a existência de um maior ravinamento nas vertentes da margem Leste da lagoa. Nesta zona da lagoa conhece-se a existência de nascentes e uma parte dos cursos de água aí assinalados são potencialmente alimentados pelas águas da Lagoa Rasa, situada a cotas mais elevadas (Constância, 2001).

A Caldeira das Sete Cidades está profundamente humanizada, desenvolvendo-se diversas actividades, predominando a silvicultura e a agro-pecuária. Contudo, ainda é

possível encontrar diversas espécies da flora natural, sobretudo nas zonas de maior declive e inacessíveis (Constância, 2001).

A flora da zona litoral apresenta diversas espécies, das quais se destacam: *Potamogeton lucens*, *Myriophyllum alterniflorum* e *Ceratophyllum demersum*, *Egeria densa*, *Eleocharis palustris*, *Nymphaea alba*, *Potamogeton pusillus*, *Chara fragilis* e *Potamogeton polygonifolius* (Constância, 2001) sendo referida na literatura como constituindo item alimentar do lagostim-vermelho (Garcia *et al.*, 1993).

Relativamente à fauna ictiológica sabe-se que, nos últimos cem anos, foram feitas diversas introduções nas Lagoas das Sete Cidades, embora nem todas bem sucedidas. Em 1879, introduziu-se o *Rutilus macrolepidotus* (ruivaca) e nas décadas seguintes *Salmo fario* (truta), *Truta variabilis* (truta), *Truta lacustris* (truta), *Cyprinus rex* (carpa espelho) e *Cyprinus carpio* (carpa comum), *Perca fluviatilis* (perca) e *Micropterus salmoides* (achigã). Actualmente, destacam-se entre as espécies existentes: *Rutilus macrolepidotus* (ruivaca), *Rutilus rutilus* (ruivo), *Cyprinus carpio carpio* (carpa espelho), *Cyprinus carpio* (carpa comum), *Perca fluviatilis* (perca) e *Esox lucius* (lúcio) (Constância, 2001). A perca e o lúcio serão os eventuais predadores de *P. clarkii* e portanto terão maior potencial de controlo da respectiva população. Outros predadores serão a garça-real (*Ardea cinerea*), a garça-cinzenta (*Egretta garzetta*) e ainda as ratazanas (*Rattus spp.*) (Garcia *et al.*, 1993).

Nas últimas décadas tem-se assistido a uma rápida degradação da qualidade da água da lagoa, devido a um acréscimo de matéria orgânica e nutrientes, que têm originado uma grande proliferação de macrófitas. Com efeito, o avançado estado de eutrofização desta lagoa tem requerido uma série de medidas curativas e implica um profundo estudo de ordenamento da bacia hidrográfica (Constância, 2001). A eutrofização caracteriza-se por uma proliferação excessiva da vegetação, que ao morrer, se acumula nos fundos, constituindo assim uma excelente fonte de alimento para os lagostins. Deste modo, do ponto de vista alimentar, não existe qualquer restrição ao estabelecimento de populações numerosas deste crustáceo (Garcia *et al.*, 1993).

possível encontrar diversas espécies da flora natural, sobretudo nas zonas de maior declive e inacessíveis (Constância, 2001).

A flora da zona litoral apresenta diversas espécies, das quais se destacam: *Potamogeton lucens*, *Myriophyllum alterniflorum* e *Ceratophyllum demersum*, *Egeria densa*, *Eleocharis palustris*, *Nymphaea alba*, *Potamogeton pusillus*, *Chara fragilis* e *Potamogeton polygonifolius* (Constância, 2001) sendo referida na literatura como constituindo item alimentar do lagostim-vermelho (Garcia *et al.*, 1993).

Relativamente à fauna ictiológica sabe-se que, nos últimos cem anos, foram feitas diversas introduções nas Lagoas das Sete Cidades, embora nem todas bem sucedidas. Em 1879, introduziu-se o *Rutilus macrolepidotus* (ruivaca) e nas décadas seguintes *Salmo fario* (truta), *Truta variabilis* (truta), *Truta lacustris* (truta), *Cyprinus rex* (carpa espelho) e *Cyprinus carpio* (carpa comum), *Perca fluviatilis* (perca) e *Micropterus salmoides* (achigã). Actualmente, destacam-se entre as espécies existentes: *Rutilus macrolepidotus* (ruivaca), *Rutilus rutilus* (ruivo), *Cyprinus carpio carpio* (carpa espelho), *Cyprinus carpio* (carpa comum), *Perca fluviatilis* (perca) e *Esox lucius* (lúcio) (Constância, 2001). A perca e o lúcio serão os eventuais predadores de *P. clarkii* e portanto terão maior potencial de controlo da respectiva população. Outros predadores serão a garça-real (*Ardea cinerea*), a garça-cinzenta (*Egretta garzetta*) e ainda as ratazanas (*Rattus spp.*) (Garcia *et al.*, 1993).

Nas últimas décadas tem-se assistido a uma rápida degradação da qualidade da água da lagoa, devido a um acréscimo de matéria orgânica e nutrientes, que têm originado uma grande proliferação de macrófitas. Com efeito, o avançado estado de eutrofização desta lagoa tem requerido uma série de medidas curativas e implica um profundo estudo de ordenamento da bacia hidrográfica (Constância, 2001). A eutrofização caracteriza-se por uma proliferação excessiva da vegetação, que ao morrer, se acumula nos fundos, constituindo assim uma excelente fonte de alimento para os lagostins. Deste modo, do ponto de vista alimentar, não existe qualquer restrição ao estabelecimento de populações numerosas deste crustáceo (Garcia *et al.*, 1993).

factores bióticos e abióticos, grande taxa reprodutora, largo espectro alimentar e rápido crescimento.

A invasão de lagostins pode resultar numa degradação física e biológica do ambiente (Holdich, 1999). A actividade de escavação pode ser um problema na agricultura e em áreas de recreio, e.g. plantações de arroz, campos de futebol, campos de golfe, barragens, diques e também em rios e lagos onde podem destabilizar o terreno (Anastácio & Marques, 1997).

No que diz respeito à competição com outras espécies, o problema coloca-se sobretudo ao nível do alimento e em relação aos peixes herbívoros e/ou detritívoros: ruivo (*Rutilus rutilus*), ruivaca (*Rutilus macrolepidoups*), carpa (*Cyprinus carpio*) e carassio (*Carassius spp.*) (Garcia *et al.*, 1993).

As espécies americanas de lagostins são portadoras assintomáticas de uma doença, afanomicose ou peste do lagostim, que causou muitos estragos nas populações das espécies europeias. O lagostim autóctone da Península Ibérica (*Austropotamobius pallipes*) foi durante umas décadas um recurso catalogado como espécie vulnerável na lista vermelha de espécies ameaçadas da IUCN (Asturiano *et al.*, s.d.), que terá sofrido com esta doença e eventualmente também da competição por recursos com a espécie invasora.

Ao contrário da maioria das pragas terrestres, os danos causados pelo lagostim-vermelho nas culturas alagadas, nomeadamente na do arroz, não estão geralmente relacionados com a alimentação desta espécie. O principal problema resulta das suas actividades escavadoras, que destroem os muros de separação e suporte e as estruturas de irrigação, causando por vezes prejuízos elevados. No entanto há referências de que estes animais podem consumir raízes e rebentos das culturas agrícolas (Garcia *et al.*, 1993).

Os impactes negativos na ictiofauna, para além do já referido (competição por alimento), prendem-se com o facto de *P. clarkii* se alimentar dos ovos e de destruir os locais de postura. Além disso, ao alimentar-se da vegetação aquática, *P. clarkii* poderá reduzir o espaço apropriado para a desova das espécies piscícolas, afectando o seu sucesso reprodutor (Garcia *et al.*, 1993).

É de referir ainda a possibilidade da transmissão de toxinas aos predadores de *P. clarkii*, bem como à população humana pelo seu consumo. Tal acontece uma vez que os lagostins vermelhos podem ingerir, mesmo que não activamente, cianobactérias que produzem toxinas, incluindo microcistinas (Carmichael *et al.*, 1985 *in* Liräs *et al.*, 1998). As cianobactérias formam frequentemente *blooms*, em águas ricas em nutrientes, aumentando a eutrofização das águas (Fonseca, 2007). A ingestão de águas contaminadas com cianobactérias envenena animais e afecta a saúde humana uma vez que estas podem produzir uma grande variedade de toxinas, incluindo as microcistinas (Kamogae & Hirooka, 2000; Stewart *et al.*, 2008). Estas toxinas podem afectar os organismos de diferentes formas, sendo que o zooplâncton e outros invertebrados aquáticos têm a capacidade de fazer a sua acumulação e transferi-las na cadeia alimentar a organismos mais sensíveis (Liräs *et al.*, 1998). Um caso conhecido é a intoxicação de pessoas pelo consumo de espécies marinhas que têm acumulada microcistina (Codd *et al.*, 1999).

Esta capacidade de acumular microcistinas é comum ao lagostim-vermelho (Vasconcelos, 2001). Este acumula a toxina no hepatopâncreas, podendo levar à transferência desta a níveis tróficos superiores (alguns peixes e mamíferos predadores de lagostim) (Liräs *et al.*, 1998). Estes autores afirmam, que a coexistência de animais lacustres com a cianobactéria poderá ter desenvolvido nestes animais um mecanismo que os torna mais resistentes à toxina. Estudos efectuados por Vasconcelos (2001) demonstraram que a maioria da toxina é acumulada no intestino e no hepatopâncreas de *P. clarkii*, sendo uma pequena quantidade encontrada no músculo. Assim, aquando o consumo do lagostim pelos humanos, todo o abdómen é ingerido e então a presença da toxina no intestino (53%) pode ser um risco para o homem (Vasconcelos, 2001). E de referir, ainda, que este autor não dá muito relevo a este valor, afirmando que o perigo para a saúde pública é pequeno.

2.3.2. Impactes Positivos

O lagostim-vermelho é uma espécie comestível altamente apreciada em certos mercados, existindo importantes indústrias de aquacultura. Em países como a França,

são importadas grandes quantidades de lagostins, havendo uma série de pratos requintados que podem ser preparados com estes animais (Anastácio, 1993).

P. clarkii ocupa uma importante posição nos ecossistemas lacustres em que foi introduzido uma vez que, devido ao seu papel de espécie detritívora. Este converte uma boa parte dos nutrientes do meio em biomassa, disponibilizando assim a energia dos produtores (plantas) para os consumidores (peixes carnívoros) que deles se vão alimentar. A disponibilidade de um novo e importante recurso alimentar poderá resultar no aumento de efectivos populacionais dos peixes carnívoros (perca, lúcio, achigã), que são espécies com algum valor económico e desportivo (Garcia *et al.*, 1993).

A predação pelos peixes efectua-se sobretudo sobre os lagostins juvenis e constitui, na maioria dos locais, um meio efectivo de controlo das respectivas populações (Garcia *et al.*, 1993). Correia (1993) afirma que o lagostim-vermelho influencia as interacções tróficas marginais e aquáticas, tornando-se um recurso para invertebrados e vertebrados, nomeadamente mamíferos e aves. Contudo esta predação não influencia a abundância de *P. clarkii*, uma vez que a sua exploração é baseada essencialmente em indivíduos adultos (Correia, 2001). Esta autora verificou que o lagostim é mais explorado na Primavera, Verão e Outono do que no Inverno. Tal acontece porque é nos meses mais quentes que *P. clarkii* se torna mais activo, correspondendo ao período em que atinge o seu tamanho máximo, dando mais energia e nutrientes aos predadores (Correia, 2001). Durante o Outono, os machos maduros saem das suas tocas e dirigem-se para a água [Correia & Ferreira, 1999 *fide* Correia, 2001] o que os torna alvos fáceis para os predadores. Já as fêmeas na altura da incubação ficam nas tocas e os juvenis aí permanecem para se protegerem dos predadores e das baixas temperaturas (Correia, 2001). Assim a exploração baseada nos adultos permite a manutenção da população de *P. clarkii*, permitindo aos juvenis crescerem, promovendo uma renovação de stock de adultos, bem como a transferência de energia e nutrientes para níveis tróficos superiores (Rabenii, 1992 *fide* Correia, 2001). O consumo de *P. clarkii* por aves ciconiformes poderá estar relacionado com o facto do exosqueleto lagostins ser composto por carbonato de cálcio, um

nutriente essencial para o revestimento dos ovos e formação de ossos (Pierotti & Annett, 1991 *fide* Correia, 2001).

Como já foi referido, o lagostim vermelho alimenta-se preferencialmente de restos vegetais em decomposição, transferindo os nutrientes da fase inorgânica para a biomassa viva. Sendo que a eutrofização é um processo de enriquecimento do meio em nutrientes, na fase de aumento populacional que segue à introdução desta espécie, pode verificar-se um atraso nas manifestações da eutrofização. Seja ou não significativo esse atraso, o certo é que, uma vez atingindo o nível de equilíbrio populacional, a eutrofização prosseguira ao ritmo inicial (Garcia *et al.*, 1993).

P. clarkii foi introduzido no Quênia, no lago Naivasha, em 1970, como meio de controle das populações de caracóis de água doce transmissores de parasitoses humanas (fasciolose e schistosomíase). Embora tenham surgido efeitos nocivos de outras ordens, foi determinada uma forte correlação negativa entre os efectivos do lagostim e dos referidos gastrópodes. Os lagostins mostraram-se capazes de diminuir efectivamente as populações dos caracóis transmissores dos parasitas (Hickley, 1994).

Anastácio (1993) afirma, ainda, que a introdução do lagostim, em Portugal, parece ter causado um efeito benéfico sobre as populações de lontras, que são predadoras destes crustáceos.

3. METODOLOGIA

Nas Sete Cidades e para avaliar o estado da população de *Procambarus clarkii* nesta lagoa foram realizadas várias amostragens que consistiram na captura de lagostins efectuada entre o dia 18 de Novembro de 2009 e o dia 2 de Fevereiro de 2010. A amostragem foi feita utilizando-se todas as armadilhas disponíveis durante 15 dias, sempre que as condições meteorológicas permitiram trabalhar. De referir que este é o método geralmente utilizado para a captura destes organismos, embora se possa complementar com o uso de camaroeiro em amostragens mais dirigidas a juvenis (Florêncio, 1993). O número inicial de armadilhas e o atraso no fornecimento de novas impediram uma maior amostragem simultânea, que seria mais adequada.

Assim foram colocadas no total 533 armadilhas (Figura 2.), ao longo das margens da Lagoa das Sete Cidades com acesso pedonal, distanciadas entre si cerca de 20-25 metros, definindo assim troços de amostragem (Troço A – Troço O) (Figura 3.). Inicialmente a amostragem foi efectuada do Troço A ao Troço M, de modo a circundar toda a lagoa. Como se verificou que o maior número de indivíduos se localizava entre o Troço A e o Troço E, a amostragem neste local foi repetida (Troço N, Troço O) de modo a verificar se a variação temporal entre o início e o fim do período de amostragem estaria a condicionar os resultados.



Figura 2. Armadilhas utilizadas na captura do lagostim-vermelho.

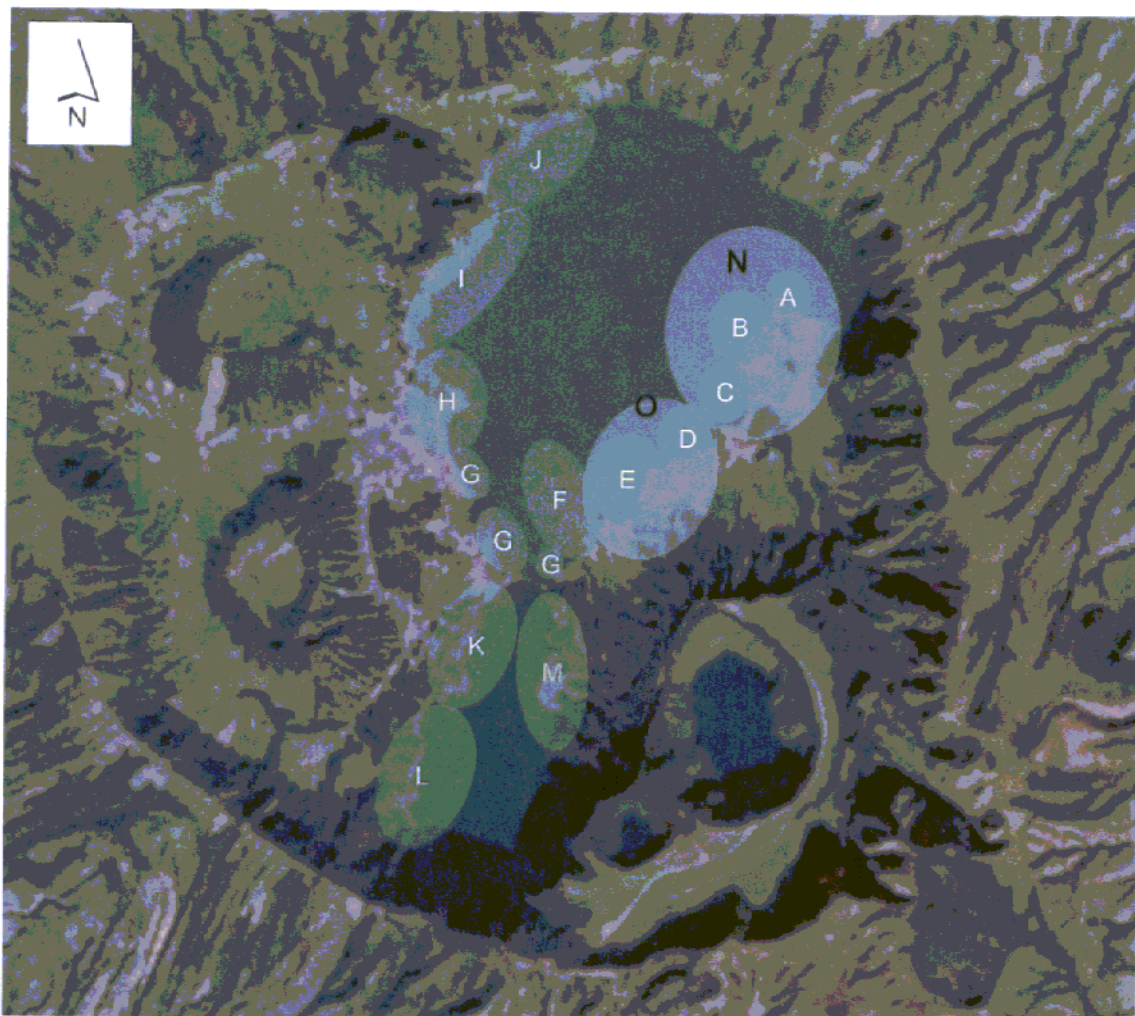


Figura 3. Representação dos troços de amostragem ao longo das margens da Lagoa das Sete Cidades (A-N) (Fonte: Google Earth, 2010)

As armadilhas foram retiradas da água sempre no dia seguinte à sua colocação e foi verificado o sexo, estado de maturação, peso, comprimento total e comprimento da carapaça de cada indivíduo (Figura 4.). Os machos foram catalogados como juvenis, imaturos (quando não apresentavam ganchos), tipo I (maturados e com a presença de ganchos no 3º e 4º pereópodes e tipo II (maturados sem ganchos no 3º e 4º péreopodes), enquanto que as fêmeas foram identificadas como imaturas e maduras vazias ou cheias (distinguidas pela presença de ovários laranjas (Correia, 2001)). Foi retirado, também, o 5º pleópode esquerdo de cada indivíduo, para posteriormente identificar os indivíduos recapturados.



Figura 4. Medição, pesagem e verificação do sexo de cada indivíduo de *P. clarkii*.

Para perceber a estrutura da população, nomeadamente as diferenças entre machos e fêmeas efectuaram-se gráficos. Assim foi necessário calcular-se classes de valores, para a distribuição dos indivíduos, através das fórmulas:

$$n^{\circ} \text{ classes} = (\log_2 nT) + 1$$

$$\text{amplitude das classes} = (\text{máx} - \text{min}) / n^{\circ} \text{ classes}$$

Também foram calculados o valor máximo e mínimo para machos e fêmeas de cada parâmetro medido, bem como a sua média e moda.

Além da amostragem efectuada na Lagoa das Sete Cidades, tal como o protocolo estipulado, foi também realizada uma amostragem na Lagoa do Peixe, no dia 03-02-2010, com o objectivo de verificar a existência de *P. clarkii* nesta lagoa.

4. Resultados

Das 533 armadilhas utilizadas, 211 capturaram lagostim-vermelho, dando assim uma média de 1,07 indivíduos por armadilha.

Após se retirar as armadilhas da água, foi efectuada medição (comprimento total do indivíduo – ct, comprimento da carapaça – cc), pesagem, identificação do sexo e estado de maturação de cada indivíduo (machos – imaturos, tipo I e tipo II; fêmeas – imaturas, cheias e vazias) (figura 5).

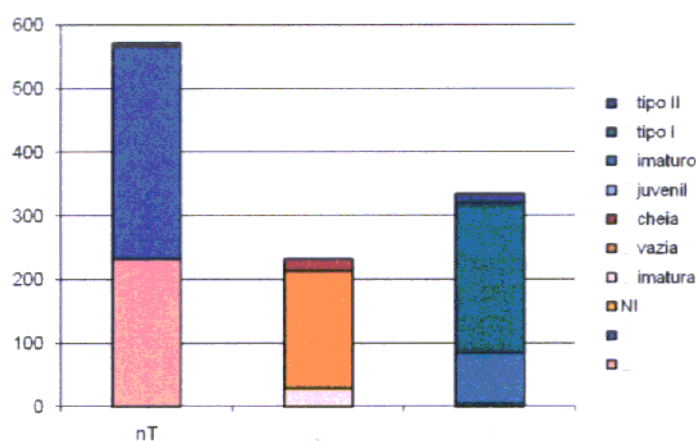


Figura 5. Número de indivíduos capturados no total da amostragem (machos, fêmeas, não identificados – NI; fêmeas – imatura, cheia e vazia; machos juvenis, imaturo, tipo I e tipo II).

No total da amostragem capturaram-se 573 indivíduos, sendo que o valor dos machos (335) foi superior ao das fêmeas (232). Não se identificaram 6 capturas devido a estes serem demasiado jovens, pelo que o seu sexo não estava perceptível. Nas fêmeas identificaram-se 29 capturas imaturas, 185 fêmeas vazias (que não apresentavam ovos) e 18 fêmeas cheias (que apresentavam ovos). Em relação aos machos identificaram-se 4 juvenis, 81 imaturos (que não apresentavam ganchos nos pleiópodes) e dos maturos contaram-se 235 tipo I e 15 tipo II.

Como já foi referido, mediu-se o comprimento total, o comprimento da carapaça e pesou-se a totalidade dos indivíduos, calculando-se depois a média, moda, valor máximo e mínimo destes parâmetros (Tabela 1).

Tabela 1. Medidas de Riqueza (número total (nT) de indivíduos, fêmeas, machos e não identificados (NI); média, moda, valor máximo, valor mínimo do comprimento total, comprimento da carapaça e peso).

	nT	(%)	Comprimento total (cm)				Comprimento da carapaça (cm)				Peso (g)			
			Média	Moda	Máx	Min	Média	Moda	Máx	Min	Média	Moda	Máx	Min
Total	573		8,73	9,18	12,30	2,63	3,34	3,71	4,99	0,73	20,96	20,49	59,89	0,42
♀	232	40,49	8,89	9,33	11,79	4,22	3,39	3,33	4,95	1,50	20,42	20,49	42,80	1,49
♂	335	58,46	8,69	9,44	12,30	3,38	3,33	3,79	4,99	1,33	21,61	26,46	59,89	0,87
NI	6	1,05	4,84		9,72	2,63	1,77		3,75	0,73	6,00		26,96	0,42

No que diz respeito, ao comprimento total e comprimento da carapaça verificou-se que as fêmeas possuem em média valores superiores (8,89cm e 3,39cm, respectivamente), contudo ao considerarmos a moda destes parâmetros e do peso verifica-se o oposto (os machos apresentam valores maiores: 9,44cm, 3,79cm e 26,46g respectivamente). Os valores máximos do comprimento total, comprimento da carapaça e do peso, pertencem a machos (12,30cm, 4,99cm, 59,89g, respectivamente). Já os valores mínimos referem-se a indivíduos não identificados (2,63cm, 0,73cm, 0,42g).

Com o intuito de conhecer a estrutura da população, construíram-se os histogramas de frequências de tamanhos por classes, para o comprimento total, comprimento da carapaça e peso para ambos os sexos. Aqui apenas foram tidos em conta os valores do troço A ao troço M, sem as repetições.

Para o comprimento total dos machos a amplitude de classes foi de 0,99 e para as fêmeas de 0,95 (figura 6).

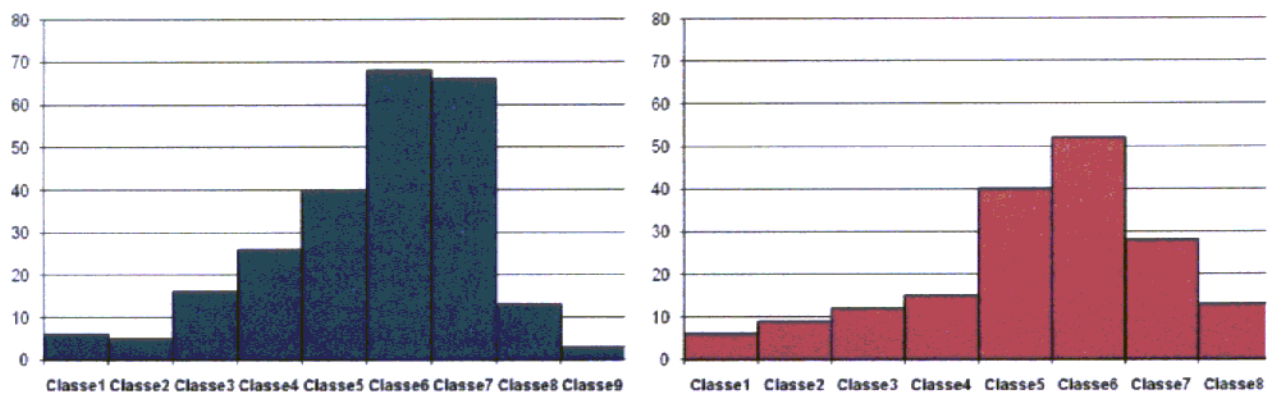


Figura 6. Comprimento total dos indivíduos (machos – lado esquerdo; fêmeas – lado direito).

Verifica-se assim que não existem grandes diferenças a nível da distribuição dos comprimentos totais nos machos e nas fêmeas na população. Em ambos os sexos a maioria dos indivíduos estão na classe 6, que corresponde ao intervalo 8,34cm – 9,33cm nos machos e 8,95cm – 9,90cm nas fêmeas. A classe que apresenta menos machos é a 9 (11,31cm - 12,30cm) com 3 indivíduos, contudo esta classe não existe para as fêmeas. Estas encontram-se em minoria (6 indivíduos) na classe 1 (5,17cm – 6,11cm).

Tal como no parâmetro do comprimento total, calcularam-se as amplitudes de classes para o comprimento da carapaça: 0,40cm para os machos e 0,43cm para as fêmeas (figura 7).

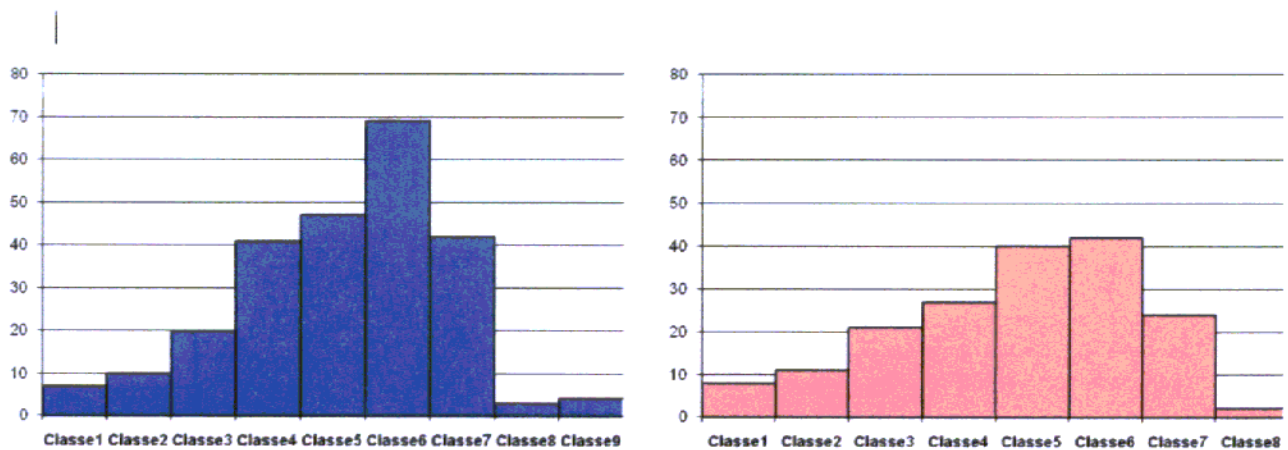


Figura 7. Comprimento da carapaça dos indivíduos (machos – lado esquerdo; fêmeas – lado direito).

No que diz respeito ao comprimento da carapaça dos lagostins verifica-se que a distribuição também não apresenta muitas diferenças. Quer nos machos, quer nas fêmeas é na classe 6 onde se verifica o maior número de indivíduos (3,36cm – 3,77cm nos machos e 3,63cm – 4,05cm nas fêmeas). A classe 8, com o intervalo de 4,18cm – 4,58cm para os machos e 4,48cm – 4,90cm para as fêmeas, é onde existem menos indivíduos (3 machos e 2 fêmeas).

Nos dois parâmetros acima referidos verifica-se que o maior número de indivíduos corresponde à classe 6, não existindo a classe 9 nas fêmeas. Neste sentido existe uma relação positiva entre o comprimento total e o comprimento da carapaça dos indivíduos.

No peso dos indivíduos efectuou-se o mesmo tratamento de resultados acima referido. Nos machos a amplitude das classes foi de 6,15g e nas fêmeas foi de 5,16g (figura 8.)

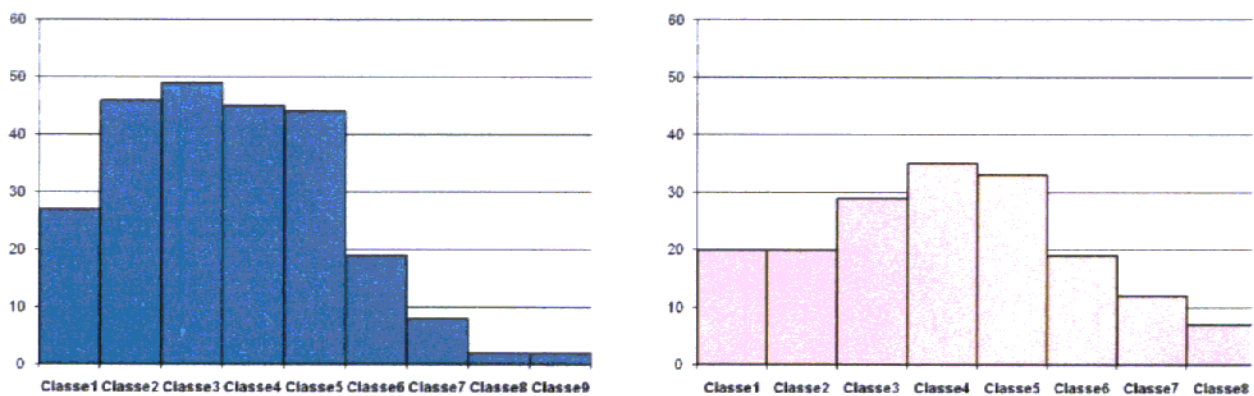


Figura 8. Peso dos indivíduos (machos – lado esquerdo; fêmeas – lado direito).

No peso verifica-se uma distribuição diferente, quer em relação aos parâmetros do comprimento total e comprimento da carapaça, quer entre o peso de machos e fêmeas.

Os machos possuem maioritariamente um peso que se insere na classe 3 (12,97g – 19,12g). Já o valor mínimo de indivíduos está presente na classe 8 e 9, ambas com 2 indivíduos cada (43,71g – 49,86g; 49,86g – 56,01 respectivamente). Os indivíduos do sexo feminino estão maioritariamente na classe 4, com 35 espécimes, e minoritariamente na classe 8, com 7 espécimes. Estas classes correspondem aos valores 16,98g – 22,15g e 37,64g – 42,80g, respectivamente.

No sentido de verificar se a variação temporal entre o início e o fim do período de amostragem estaria a condicionar os resultados, compararam-se os troços do A ao E com os troços N, O que correspondem a uma repetição da amostragem no mesmo local (tabela 2).

Tabela 2. Comparação das Medidas de Riqueza dos Troços A-E com as dos troços N - O (número total (nT) de indivíduos, fêmeas, machos e não identificados (NI); média, moda, valor máximo, valor mínimo do comprimento total, comprimento da carapaça e peso).

TROÇOS A - E														
	nT	(%)	Comprimento total				Comprimento carapaça				Peso			
			Média	Moda	Máx.	Min.	Média	Moda	Máx.	Min.	Média	Moda	Máx.	Min.
Total	347		8,47	8,50	12,30	2,63	3,20	3,64	4,99	0,73	18,87	20,49	56,01	0,42
♀	141	40,63	8,71	9,97	11,79	4,22	3,27	3,33	4,90	1,50	19,04	20,49	42,80	1,49
♂	203	58,50	8,39	9,44	12,30	3,38	3,18	3,44	4,99	1,33	19,02	6,32	56,01	0,87
NI	3	0,86	3,11		3,82	2,63	1,06		1,40	0,73	0,73		1,32	0,42
TROÇOS N - O														
Total	156		9,21	9,59	11,71	5,54	3,60	3,51	8,23	2,03	24,52	26,46	59,89	4,71
♀	60	38,46	9,24	9,59	11,26	6,98	3,57	3,12	4,95	2,73	22,97		42,38	9,83
♂	95	60,90	9,23	3,83	11,71	2,78	3,57	3,83	8,23	2,78	25,71	26,46	59,89	8,30
NI	1	0,64	5,54		5,54	5,54	2,03		2,03	2,03	4,71		4,71	4,71

Verificou-se que nos troços primeiramente amostrados (troços A – E) capturaram-se mais 191 indivíduos do que nos troços N – O. O número de machos foi sempre superior aos das fêmeas. A média e a moda do comprimento total dos indivíduos são superiores nos troços N e O, bem como o comprimento mínimo verificado. Já no comprimento máximo observa-se o contrário. Em relação ao comprimento da carapaça, a média, comprimento máximo e comprimento mínimo aumentaram na segunda amostragem daquela área, tal como no peso, onde todos os itens estudados apresentaram valores superiores.

Na amostragem realizada na Lagoa do Peixe não foi capturado nenhum indivíduo.

5. Análise de Resultados

Neste trabalho capturou-se no total 573 indivíduos, sendo o *sex ratio* aproximadamente de 1:1 (1,44 machos : 1 fêmea), tal como na maioria dos estudos publicados (Anastácio, 1993), sendo este valor característico de populações de crustáceos estabilizadas e bem estabelecidas (Fransozo, 2003).

Analisando o local onde a amostragem foi repetida, verificou-se um decréscimo no número de efectivos de *P. clarkii* naqueles troços. Estes resultados podem ser explicados pelo ciclo biológico da espécie e/ou pelo facto de ter havido um corte de *Elodea sp.* nos dias anteriores à segunda amostragem, sendo observados alguns lagostins mortos na margem junto à vegetação cortada.

No que diz respeito à estrutura populacional de *P. clarkii* na Lagoa das Sete Cidades, parece que a população está estabilizada. Tal acontece uma vez que são encontrados indivíduos juvenis (que apesar de serem encontrados durante quase todo o ano, atingem maiores abundâncias percentuais durante os meses de Outubro a Fevereiro) e também pela abundância de machos tipo I, que é um indicador do “estado reprodutor” da população (Anastácio, 1993). Este autor refere ainda que a duração média de vida de um indivíduo desta espécie é de aproximadamente 69 dias. Este valor pode parecer excessivamente pequeno, mas é preciso não esquecer que a maior parte dos animais morre nos primeiros tempos de vida (Anastácio, 1993).

Só recapturámos 6 indivíduos pelo que consideramos que o efectivo populacional de *P. clarkii* deverá ser considerável, pelo que teremos que aumentar substancialmente o esforço de amostragem num único momento de marcação e recaptura subsequente para uma tentativa de estimar com alguma exactidão o nº de lagostins presentes

O provável desaparecimento da população de lagostim-vermelho da Lagoa do Peixe, parece ser algo singular, uma vez que nenhum caso semelhante é mencionado na literatura. Esta extinção pode-se dever a pressões antropogénicas, essencialmente ao excesso de captura a que o lagostim foi alvo há uns anos, nesta lagoa. Contudo,

este parece não ser o único factor, uma vez que num estudo realizado em Espanha verificou-se que numa população à qual foram retirados 96% dos efectivos, no ano seguinte estavam restabelecidos os números originais de lagostins (Anastácio, 1993). Assim, a esta explicação acrescentamos ainda factores genéticos, como os endocruzamentos (reprodução resultante de dois indivíduos geneticamente semelhantes) e consequentemente perda de variabilidade genética e perda de *fitness*, que são muitas vezes apontadas como causa de extinção de pequenas populações animais (Frankham, 2005), como era o caso da população de lagostim na Lagoa do Peixe, população isolada numa pequena lagoa e muito provavelmente descendente de muito poucos fundadores.

5.1 Comparação dos resultados com registos anteriores

Um factor enriquecedor de qualquer trabalho desta natureza – caracterização de uma população – é poder comparar os resultados obtidos com os dados recolhidos noutra ocasião (estudos e amostragens anteriores) desde que, se salvaguarde que os parâmetros/medidas usadas são comparáveis entre si.

Procedeu-se assim à pesquisa e análise de trabalhos anteriores semelhantes, efectuados na mesma área, com o objectivo de avaliar, caso fosse possível, a evolução da população de *P. clarkii* na Lagoa das Sete Cidades (Tabela 3.).

Tabela 3 – Comparação entre a população de lagostim-vermelho em duas épocas diferentes (2001/02 – 2009/ 10)

		Nov 2001/ Fev 2002	Nov 2009/ Fev 2010
nT	♂	61	335
	♀	66	232
	NI	2	6
	total	129	573
Frequência relativa	♂	0,48	0,59
	♀	0,52	0,41
Comprimento total médio	♂	5,07	8,69
	♀	2,89	8,89
	total	4,14	8,73
Peso médio	♂	2,97	21,61
	♀	1,05	20,42
	total	2,01	20,96

Conforme se pode observar pela tabela anterior, são poucos os parâmetros recolhidos que puderam ser comparados entre as duas épocas de trabalhos de campo, resumindo-se ao número de efectivos capturados, frequências relativas dos géneros e biometrias básicas (comprimento e peso).

Há que ter em conta que o esforço de amostragem teve diferentes intensidades nos dois trabalhos. Enquanto o trabalho inicial da época de 2001/ 02, se estendeu ao longo de 12 meses, já na época de 2009/ 10, todo o trabalho foi concentrado nos meses entre Novembro de 2009 e Fevereiro de 2010. Para efeitos de comparação, só se utilizaram os dados relativos aos mesmos meses na época inicial.

Relativamente ao número de indivíduos capturados, há uma diferença notória - 129 em 2001/02 contra 573 em 2009/10 – que se deve unicamente à intensidade do esforço de amostragem, mais concentrado na presente época.

A frequência relativa entre machos e fêmeas é sensivelmente a mesma nas duas épocas comparadas, apresentando valores equilibrados para ambos os sexos.

Quanto aos dados biométricos (comprimento total da carapaça e peso) é notória a diferença nos valores registados. Na época de 2009/10 os dados apresentam valores médios a rondar os 9cm de comprimento e peso médio de quase 21g, enquanto na primeira época os valores apresentados são muito mais baixos – 4cm e 2 g, de comprimento médio e peso médio, respectivamente.

Apesar de muito díspares os valores podem ser explicados. Nos primeiros anos em que se detectou o lagostim, ele foi consequentemente utilizado como recurso alimentar ou, mesmo como complemento para fazer isco de pesca. Daí que os indivíduos de maior porte não apareçam nos registos da época de 2001/02, pois possivelmente terão sido capturados para consumo humano, restando os de menores dimensões e peso. Acresce a este facto, que as metodologias de captura não foram as mesmas (em 2001 os animais foram obtidos por entre a elódea (*Egeria densa*) que foi “ceifada” dentro da lagoa) e que a população sofreu, na altura, um grande decréscimo populacional. Este decréscimo terá sido agravado pelas várias pressões que a população terá sofrido: remoção de grandes biomassas juntamente com a elódea, que por sua vez constitui um recurso alimentar importante, e a predação natural.

Além dos dados acima referidos, referentes em 2001, analisou-se também os dados de Picanço (2005) de modo a verificar a evolução da população de lagostim-vermelho nas Sete Cidades. Assim, verificou-se que o número médio de lagostim por armadilha na altura é de 0,54 indivíduos, inferior ao registado neste trabalho, pelo que se apercebe que a população aumentou nos últimos 5 anos. No presente trabalho capturaram-se indivíduos menores e menos pesados do que em 2005. Enquanto que nesse ano o comprimento total mínimo verificado foi de 5,28cm, agora foi de 2,63cm. O peso mínimo em 2005 foi de 13,34g e o máximo foi de 73,30g, presentemente foi de

59,89 e 0,42cm, respectivamente. O valor de SR dos lagostins da Lagoa das Sete Cidades aumentou sendo agora 1,44 machos : 1 fêmea e em 2005 era de 1,34 machos: 1 fêmea. Contudo é de referir que a metodologia dos dois trabalhos e o período de amostragem apresentaram diferenças. No trabalho de Picanço (2005) as armadilhas foram colocadas aleatoriamente, nas áreas onde se verificou maior abundância, nos meses de Junho, Julho, Agosto e Setembro de 2005, pelo que a diferenciação de valores analisados pode estar relacionada com os locais e variação sazonal.

Depois um *bloom* de expansão populacional que se terá seguido nos anos seguintes à introdução, a população terá sofrido o decréscimo característico dos ciclos de crescimento populacional que nas Sete Cidades terá sido agravado pelos factores acima mencionados. Assim, após um período de declínio populacional estamos novamente perante uma recuperação da população que parece estar estabilizada e bem estabelecida.

Assim, a situação de *P. clarkii* na Lagoa das Sete Cidades, apresenta-se como a uma população estabilizada e bem estabelecida considerando os parâmetros analisados, i. e., com um SR equilibrado, uma distribuição normal, unimodal, dos parâmetros biométricos, a que corresponde um maior número de adultos reprodutores, mas onde se regista a presença quer de indivíduos de pequenas dimensões quer de adultos maiores do que a média da população. As maiores densidades parecem estar na zona da lagoa conhecida por Cerrado das Freiras associadas a menores profundidades, margens de declive suave e presença de elódea. Considerando a época do ano em que foi feita a amostragem, e que geralmente corresponde a uma altura do ano em que é menos fácil observar/captura lagostins desta espécie é de esperar um aumento da visibilidade destes organismos no próximo Verão, altura em que os animais se tornam mais activos e quando atingem maiores dimensões (Correia, 2001), e quando a lagoa apresenta menores volumes de água, e portanto expõe maiores áreas de baixa profundidade, aliadas a um maior crescimento de elodea, habitats que parecem ser preferenciais a esta espécie. Assim, será natural uma percepção de maiores abundâncias desta espécie na presente Primavera e Verão.

Com o aumento dos níveis de eutrofização das lagoas, o perigo para a saúde pública cresceu e o previsível impacto que esse facto teve nos hábitos de consumo das espécies capturadas nas lagoas (lagostins, peixes, etc.) foi um decréscimo compreensível na actividade de captura que, se mantém até aos dias de hoje, não tendo sido retomada. Além disso, o Plano de Ordenamento da Bacia Hidrográfica da Lagoa das Sete Cidades, prevê como actividades não permitidas nesta lagoa a navegação recreativa a motor, competições desportivas e actividades com restrições tais como a pesca, banhos e natação, navegação recreativa a remo e vela e caça (DRR3/2005/A).

6. Introdução de *Procambarus clarkii* em São Miguel

Uma espécie invasora, uma vez estabelecida, tem a capacidade de causar mudanças no ecossistema e reduzir a biodiversidade, bem como causar impactes nas indústrias como a agriculturas e as pescas (Lovell & Stone, 2005).

As espécies invasoras podem ser vistas como um problema socioeconómico, que requerem soluções económicas e sociais (Perrings, 2005). Contudo ainda existem muitas falhas no conhecimento, no que diz respeito à prevenção, controlo, erradicação e monitorização de espécies invasoras (Garcia-Llorente, 2008).

6.1. Avaliação dos Riscos para o Ecossistema

A nível insular, *P. clarkii* pode prejudicar a fauna piscícola, comunidades de macroinvertebrados e zonas agrícolas.

Como já foi referido, a espécie *Procambarus clarkii*, é conhecida por ser um vector da afanomicose (peste dos lagostins), que tem um efeito devastador nas espécies de lagostins europeias (Gherardi & Holdich, 1999), mas também transmissível a peixes. *P. clarkii* é um intermediário de parasitas para vertebrados, o que pode levar à criação de novos problemas de saúde veterinária (Holdich, 1999). Além disso, o lagostim-vermelho pode ser um consumidor dos ovos dos peixes das lagoas açorianas, que os põem junto ao fundo, normalmente fixos à vegetação, estando assim acessíveis aos lagostins.

Em relação aos perigos face à agricultura, *P. clarkii* poderá ter efeitos nas pequenas zonas agrícolas junto às lagoas. É de salientar que existem registos dos lagostins afectarem a cultura do inhame no Hawaïi. Embora não se tenham registado ocorrências do género, dignas de nota até ao momento, este poderá consistir num problema em São Miguel, caso a população se expanda para fora da bacia das Sete Cidades (e.g. Furnas, onde já foi registada a ocorrência de alguns indivíduos que não se estabeleceram ou pelo menos a população não terá ainda atingido o efectivo populacional que permita a captura regular de organismos). No entanto, não sendo a

cultura do inhame uma cultura estabelecida na bacia das Sete Cidades, este problema não se colocará aqui.

Gutiérrez-Yurrita (1998) referiu que *P. clarkii* pode alimentar-se selectivamente de macrófitas e macroinvertebrados. Em São Miguel, o consumo de macrófitas não se torna problema, uma vez que não existem espécies de macrófitas endémicas nesta ilha. Mais, o lagostim parece mesmo viver em grande harmonia com a outra espécie invasora dominante na Lagoa das Sete Cidades, a *Egeria densa* já que é mais frequente nas zonas em que esta predomina, não só porque lhe fornece alimento mas também porque as profundidades onde esta ocorre lhe são favoráveis e porque a planta provavelmente lhe fornece protecção aos predadores. Já em relação aos macroinvertebrados, Correia (2003) diz que os lagostins juvenis alimentam-se intensamente destes invertebrados, sendo que Nyström (2001) demonstrou que os lagostins podem afectar muito as comunidades de macroinvertebrados, quando não existe outro alimento disponível. Correia (2002) demonstrou que nos campos de arroz *P. clarkii* ajustou o seu comportamento trófico à disponibilidade de macroinvertebrados, tendo sido consumidos *Daphnia*, Dysticidae, Hydrophilidae, Culicidae e Chironomidae, taxas presentes em São Miguel (Gonçalves *et al.*, 2006).

Um dos indicadores de degradação do estado ecológico de um ecossistema é geralmente a presença de espécies invasoras. Assim, considerando o presente estado trófico desta lagoa [Lagoa Azul – mesotrófico, Lagoa Verde – eutrófico; dados de 12 de Outubro de 2009 (Gonçalves, *in press a*)] a presença desta espécie não será o único problema da Lagoa das Sete Cidades, mas sim um dos lados visíveis do seu estado de degradação. Nos pontos positivos, pode-se referir que, o lagostim-vermelho poderá contribuir para a diminuição dos efectivos de *Galba truncatula*, um gastrópode presente em São Miguel (Gonçalves *et al.*, 2006), responsável pela transmissão das fasciolose hepática, atenuando este problema de saúde veterinária (Garcia *et al.*, 1993).

Como já foi mencionado, as aves podem consumir lagostim, podendo-se tornar fundamental na sua sobrevivência quando a sua presa preferencial é escassa ou está indisponível. Este ponto ganha uma certa relevância no Arquipélago dos Açores já que

é um local de importância de nidificação de aves, ou mesmo para aves de ocorrência irregular nos Açores, *Ardea cinerea* e *Egretta garzetta*, que foram avistadas nas Sete Cidades durante esta amostragem, ou mesmo de outras espécies migradoras, mais raras que, pontualmente são avistadas na região.

6.2. Avaliação dos Perigos para a População

A presença do lagostim americano, na Lagoa das Sete Cidades não coloca *per se* riscos para a população, nem para a saúde pública. No entanto, algumas cautelas deverão ser tomadas em linha de conta quanto ao seu consumo.

Aquando a introdução do lagostim-vermelho em São Miguel, houve por parte da população uma grande apetência para o consumo deste crustáceo, que é aliás explorado comercialmente com fins alimentares em várias partes do mundo e em particular na Louisiana, de onde é originário. Relativamente ao consumo dos lagostins da Lagoa das Sete Cidades, poder-se-á colocar a questão da possível intoxicação pela microcistina.

A deterioração ou alteração dos parâmetros físico-químicos da água predispõe o crescimento acelerado de plantas superiores e de microalgas, também conhecidas como cianofícias, algas azuis ou cianobactérias, muitas das quais são fonte de alimento de várias espécies de peixes (Mohamed & Hussein, 2006) e crustáceos.

A floração algal, também conhecida como florescimento algal ou *bloom* algal (Figura 8.) ocorre preferencialmente em águas doces, com pH entre 6 e 9, contendo elevada concentração de nutrientes (principalmente azoto e fósforo) e com temperatura entre 15°C e 30°C (Mohamed & Hussein, 2006). Este *bloom* é influenciado por factores químicos, físicos e biológicos. Em condições ambientais desfavoráveis como alterações bruscas da temperatura, pode haver morte de cianobactérias e a libertação das cianotoxinas. Os factores que levam à formação destas toxinas não são totalmente conhecidos. Contudo há fortes indícios de correlação entre a sua formação e a sazonalidade, radiação solar, temperatura da superfície da água, pH e percentagem de oxigénio dissolvido (Carmichael, 1997).

Das várias espécies de cianobactérias existem linhagens produtoras de toxinas e outras não. As espécies de microcistinas identificadas como produtoras de hepatoxinas estão incluídas nos géneros *Microcystis*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Oscillatoria*, *Nostoc* e *Cylindrospermopsis*, dos quais se destaca a *Microsistis aeruginosa* (Figura 8.) (Carmichael, 1997). Gonçalves (*in press b*) regista na Lagoa das Sete Cidades os dois primeiros géneros acima referidos.

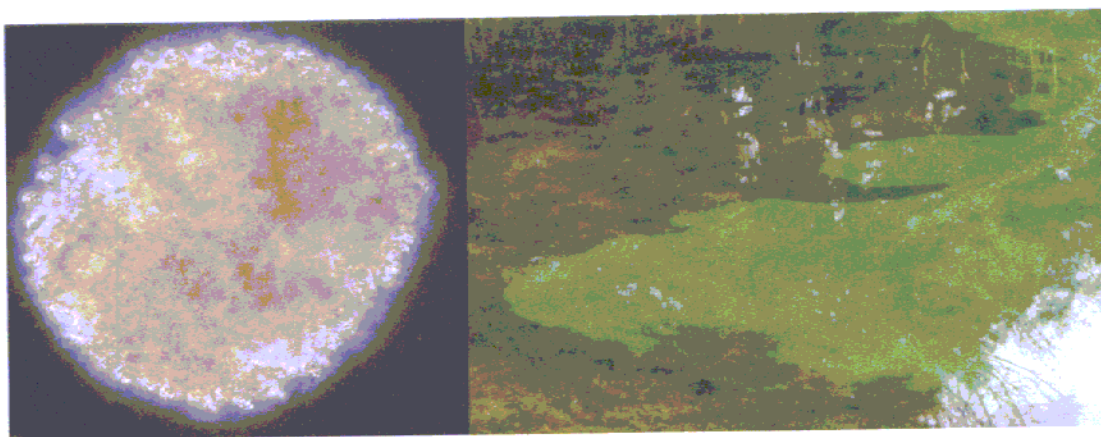


Figura 8. Cianobactéria produtora da toxina - *Microcystis aeruginosa* (no lado esquerdo); Tonalidade verde na água, aquando a presença da cianobactéria, em Janeiro de 2010 (no lado direito).

Aquando a realização deste trabalho foi realizada uma contagem de uma amostra recolhida no local ilustrado na figura 8 (Lagoa Verde), sendo o valor de biomassa de *Microcystis aeruginosa* presente 96,3%. Assim, a capacidade de *P. clarkii* de acumular microcistina no hepatopâncreas, pode levar à transferência da toxina a níveis tróficos superiores, nomeadamente a humanos (Lirás, 1998). Como já foi referido, o fígado é o órgão alvo da microcistina, visto que a citotoxicidade é mais acentuada nos hepatócitos do que em outros tipo celulares (Santos, 2008). Na intoxicação de humanos por microcistina há relatos de ocorrência de gastroenterites, diarreia, náuseas, vômitos, cólicas abdominais e epigástricas, febre, hepatite com anorexia, astenia, hepatomegalia, distúrbios respiratórios, distúrbios alérgicos e morte, devido a hemorragia hepática e choque hipovolémicos (Figueiredo, 2004). Nishiwaki-Matsushima (1992) ainda sugere que a exposição continua a doses não letais estimulam a proliferação celular, sendo por isso, consideradas promotoras de carcinogénese.

7. Considerações Finais

A população de *P. clarkii* na Lagoa das Sete Cidades parece bem estabelecida apresentando, no entanto, ciclos de abundância, associados com factores intrínsecos à espécie e decorrentes de variações ambientais (Anastácio & Marques, 1995) não apresentando, face ao estado actual do sistema, riscos consideráveis para o mesmo. Tentativas para a sua erradicação, geralmente considerada impossível, poderão trazer problemas maiores para o ecossistema do que a sua presença dado as opções passíveis de utilização. No entanto consideramos ser útil uma monitorização da população, para eventualmente considerar medidas para a sua gestão que poderão passar por capturas em determinados anos. De facto, o correcto conhecimento acerca das características das populações presentes numa região, pode permitir a optimização de recursos e/ou a diminuição de prejuízos (Anastácio, 1993), pelo que uma avaliação periódica da comunidade de *P. clarkii* é aconselhada. Hernandez (2008) ainda afirma que devido às dificuldades de controlo e erradicação de espécies exóticas, as autoridades devem estar vigilantes à propagação da espécie de lagostim-vermelho. Estas também devem informar os residentes das áreas geográficas onde *P. clarkii* se encontra distribuído sobre os riscos, que podem ser perpetuados, se esta espécie for transportada para outro local.

Por outro lado, caso o consumo e comercialização do lagostim-vermelho sejam considerados, deverá ser proibida a captura, por precaução, sempre que haja *Microcystis* ou outras espécies produtoras de toxinas na água. Em alternativa, e caso se justifique a nível económico e de controlo da população de *P. clarkii*, é necessário a realização de análises (HPLC, MS, ELISA, ou PPIA) à água e aos lagostins de forma a garantir que não existem valores de microcistina que apresentem riscos para a saúde pública, uma vez que é um problema sazonal.

Bibliografia

- Anastácio, P.M., 1993. *Ciclo biológico e produção do lagostim vermelho da Louisiana (Procambarus clarkii, Girard) na região do baixo Mondego*. M.Sc. Thesis. Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Anastácio, P. M. & J. C., Marques. 1995. Population Biology and production of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard) in the lower Mondego river valley, Portugal. *Journal of Crustacean Biology*. 15: 156-168.
- Anastácio P.M. & J.C., Marques. 1997. – Crayfish, *Procambarus clarkii*, effects on initial stages of rice growth in the lower Mondego River valley (Portugal). *Freshwater Crayfish*, 11:608-617
- Anastácio, P.M., Correia, A. M., Menino, J. P., & L. M., Silva. 2005. Are rice seedlings affected by changes in water quality caused by crayfish? *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology*, 41(1): 1-6
- Angeler, D. G., Sanchez-Carrilo, S., Garcia, G. & M., Alvarez-Cobelas. 2001. The influence of *Procambarus clarkii* (Cambaridae, Decapoda) on water quality and sediment characteristics in Spanish floodplain wetland. *Hydrobiologia* 464: 89-98
- APRH, 2007. Glossário RGCI, *Journal of Integrated Coastal Zone Management*. Disponível em: <http://www.aprh.pt/rgci/glossario/bioturbacao.html>.
- Carmichael, W. W., Azevedo, S., An, J., Molica, R., Jochimsen, E., Lau, S., Rinehart, K., Shaw, G. R. & G., Eaglesham. 2001. Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. *Environmental Health Perspectives*, United States, 109(7):663-668.
- Codd, G.Y, Steven A., Bell G., Kaya K., Ward, C., Beattie K. & J. Metcalf, 1999. Cyanobacterial toxins, exposure routes and human health. *European Journal of Phycology*. 34: 405±415
- Constância, J. P., Braga, T. J., & J.C. Nunes. 2001. *Lagoas e Lagoeiros da Ilha de São Miguel*. 2ª Edição. Amigos dos Açores. Ponta Delgada.
- Correia, A.M. 1993. Situation de l'acclimatation de l'écrevisse rouge des marais *Procambarus clarkii* au Portugal. *L'astaciculteur de France*. 35: 2-9.
- Correia, A. M. & A. C., Costa. 1994. Introduction of Red Swamp Crayfish *Procambarus clarkii* (Crustacea, Decapoda) in São Miguel, Azores, Portugal. *Arquipélago. Life and Marine Sciences*. 12A: 67-73.
- Correia, A. M., 1995. Populations Dynamics of *Procambarus clarkii* (Crustacea: Decapoda) in Portugal. *Freshwater Crayfish* 8, 276-290
- Correia, A. M., 2001. Seasonal and interspecific evaluation of predation by mammals and birds on the introduced red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Crustacea, Camabaridae) in freshwater marsh (Portugal). *Journal of Zoology*. 255: 533-541.
- Correia, A. M., 2002. Niche breadth and trophic diversity: feeding behaviour of the red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) towards environmental availability of

- aquatic macroinvertebrates in a rice field (Portugal). *Acta Oecologica*, 23: 421-429
- Correia, A. M., 2003. Food choice by the introduced crayfish *Procambarus clarkii*. *Annales Zoologici Fennici*, 40: 517-528.
- Decreto Regulamentar Regional 3/2005/A de 16 de Fevereiro de 2005. Plano de Ordenamento da Bacia Hidrográfica da Lagoa das Sete Cidade.
- Figueiredo, D. R., Azeiteiro, U. M., Esteves, S. M., Gonçalves, F. J. & M.J., Pereira. 2004. Microcystin producing blooms-a serious global public health issue. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 9(2):151-163.
- Florêncio, E., 1993. *O lagostim de rio (P. clarkii Girard, 1852) como recurso alimentar da comunidade de carnívoros na Reserva Natural do Paul do Boquilobo*. Relatório de Estágio Profissionalizante para a obtenção da Licenciatura em Recursos Faunísticos e Ambiente. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. 68pp.
- Fonseca F. , 2007. *Microcistina em água superficial no noroeste paulista e avaliação de parâmetros que favorecem a sua produção*. Baseado em dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências, da Coordenadoria de Controle de Doenças da Secretaria de Estado da Saúde de São Paulo, para a obtenção do título de Mestre. Área de Concentração: Pesquisas Laboratoriais em Saúde Pública. Orientadora: Prof^a. Dr^a. Myrna Sabino.
- Frankham, R., 2005. Genetics and Extinction. *Biological Conservation*, 126: 131 – 140.
- Franzoso, A., Costa R. C., Reigada, A. L. D. & J.M., Nakagaki. 2003. Population structure of *Aegla castro* Schmidt, 1942 (Crustacea: Anomura: Aegliidae) from Itatinga (SP), Brazil. *Acta Limnologia Brasiliensis* 15(2): 13-20
- Garcia, V., Costa, A. C., Azevedo, J. N. & A. Correia. 1993. *O lagostim-vermelho (Procambarus clarkii) em São Miguel: Caracterização da espécie e implicações da sua introdução*. Universidade dos Açores. Ponta Delgada
- García-Llorente, M., Martín-López, B., González, J. A., Alcorlo, P. & C. Montes. 2008. Social perceptions of the impacts and benefits of invasive alien species: Implications for management. *Biological Conservation*. 141: 2 9 6 9 –2 9 8 3
- Garrigues, V. P., s.d. Introducción de especies alóctonas. Introducción de patógenos. Caso del cangrejo de río.
- Gherardi, F. & S. Marbesi. 2007. Feeding preferences of the invasive crayfish, *Procambarus clarkii*. *Bulletin française de la Pêche et de la Pisciculture* 385:7-20.
- Gonçalves, V., Costa, A., Micael, J., Raposeiro, P., Marques, H., Malhão, V., Cunha, A. 2006. *Caracterização Biológica das Massas de Água Interiores das Ilhas de São Miguel e Santa Maria da Região Autónoma dos Açores*. CCPA/Departamento de Biologia, Universidade dos Açores, Ponta Delgada.
- Gonçalves, V., 2008. *Contribuição para o estudo da qualidade ecológica das lagoas dos Açores – Fitoplâncton e diatomáceas bentónica*. PhD. Thesis. Universidade dos Açores, Ponta Delgada, Portugal

- Gonçalves, V., Costa, A., Raposeiro, P., Marques, H., Cunha, A., Ramos, J., Cruz, A. & Pereira, C., 2010. *Caracterização Biológica das Massas de Água Interiores das Ilhas de São Miguel e Santa Maria*. CCPA/Departamento de Biologia, Universidade dos Açores, Ponta Delgada. (in press a)
- Gonçalves, V., Costa, A., Raposeiro, P., Marques, H., Cunha, A., Ramos, J., Cruz, A. & Pereira, C., 2009. *Caracterização Biológica das Massas de Água Interiores das Ilhas de São Miguel e Santa Maria*. CCPA/Departamento de Biologia, Universidade dos Açores, Ponta Delgada. (in press b)
- Gutiérrez-Yurrita, P. J., Martínez, J. M., Ilhéu, M., Bravo-Utrera, M. A., Bernardo, J. M. & C. Montes. 1999. The status of crayfish populations in Spain and Portugal, *In: Gherardi, F. Holdich, D. M. (Eds.). Crayfish in Europe as Alien Species. Crustacean Issues 11*. A. A. Balkema, Rotterdam, pp. 161-192
- Gutiérrez-Yurrita, P. J., Sancho, G., Bravo, M. A., Baltanás, A. & C. Montes. 1998. Diet of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in natural ecosystems of the Doñana National Park temporary fresh-water marsh (Spain). *Journal of Crustacean Biology*, 18(1): 120-127.
- Hernández, L., Maeda-Martínez, A. M., Ruiz-Campos, G., Almaraz, G. R., Alonzo-Rojo, F. & J.C. Sainz. 2008. Geographic expansion of the invasive red crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) (Crustacea: Decapoda) in Mexico. *Biological Invasions*. 10: 977-984
- Hickley, P., North, R., Muchiri, S. M. & D. M. Harper. 1994. The diet of largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in Lake Naivasha. Kenya. *Journal of Fish Biology* 44: 607-619
- Holdich, D. M., 1999. The negative effects of established crayfish introductions. *In: Gherardi, F. & Holdich, D. M. (eds.) Crayfish in Europe as alien species: how to make the best of bad situation?*, pp. 299
- Huxley, T. H., 1880. The crayfish. An introduction to the study of Zoology. *XXVIII of the International Scientific Series*. New York
- Ilhéu, M. & J.M. Bernardo. 1993. Experimental evaluation of food preference of red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*: vegetal versus animal. *Freshwater Crayfish*, 9: 359-364.
- Kamogae M. & E. Hirooka, 2000. Microcistinas: risco de contaminação de águas eutróficas. *Acta Scientiarum* 22(5):1189-1200
- Lirás, V., Lindberg, M., Nyström, P., Annadotter, H., Lawton, A. L. & B. Graf. 1998. Can ingested cyanobacteria be harmful to the signal crayfish (*Pacifastus leniusculus*)? *Freshwater Biology*, 39: 233-242.
- Lovell, S.J. & S.F. Stone. 2005. *The economic impacts of aquatic invasive species: a review of the literature*. Working paper 2005-02. US Environmental Protection Agency National Center for Environmental Economics
- Martín-Díaz, M. L., Tuberty, S.R., McKenny Jr., C. L., Blasco, J., Sarasquite, C. & T.A. Delvalls. 2006. The use of bioaccumulation, biomarkers and histopathology diseases in *Procambarus clarkii* to establish bioavailability of Cd and Zn after a mining spill. *Environmental Monitoring and Assessment* 116: 169-18

- MOHAMED, Z. A. & A.A. HUSSEIN. 2006. Depuration of microcystins in tilapia fish exposed to natural populations of toxic cyanobacteria: A laboratory study. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 63:424-429.
- NISHIWAKI-MATSUSHIMA, R.; OHTA, T.; NISHIWAKI, S.; SUGANUMA, M.; KOHYAMA, K.; ISHIKAWA, T.; CARMICHAEL, W. W. & H.R. FUJIKI. 1992. Liver tumor promotion by the cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin-LR. *Journal of Cancer Research and Clinical Oncology*. 118:420-424.
- Nyström, P., 1999. Ecological impact of introduced and native crayfish on freshwater communities: European Perspectives. In: Gherardi, F., Holdich, D. M. (Eds.), *Crayfish in Europe as Alien Species. Crustacean Issues 11*, A. A., Balkema, Rotterdam, pp. 63-86
- Olsen, T. M., Lodge, D.M. Capelli, G. M. & R.J. Houlihan. 1991. Mechanisms of impact of impact of an introduced crayfish (*Orconects rusticus*) on littoral congeners, snails, and macrophytes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 48:1853-1861.
- Perrings, C., Dehnen-Schmutz, K., Touza, J. & M. Williamson. 2005. How to manage biological invasions under globalization. *Trends in Ecology and Evolution*. 20:212-215.
- Picanço, A.L., 2005. Estudo da Estrutura Populacional e Caracterização do habitat de *Procambarus clarkii* (lagostim vermelho) na Lagoa das Sete Cidades e na Lagoa do Peixe (São Miguel, Açores). Relatório de estágio em biologia. Universidade dos Açores, Ponta Delgada, 46 Pp.
- Poovey, A. G. & K. D., Getsinger. 2002. Impacts of inorganic turbidity on diquat efficacy against *Egeria densa*. *Journal of Aquatic Plant Management*, 40: 6-10
- Santos, A. P., Bracarense, A. P., 2008. Hepatotoxicidade associada à microcistina. *Ciências Agrárias, Londrina*. 29(2):417-430.
- Silva, L., Land E. & J.L. Luengo. 2008. *Flora e Fauna Terrestre Invasora na Macaronésia. TOP 100 nos Açores, Madeira e Canárias*. ARENA, Ponta Delgada, 546pp.
- Stewart, I., Seawright A.A. & G.R. Shaw, 2008 Cyanobacterial poisoning in livestock, wild mammals and birds – an overview. *Advances in Experimental Medicine and Biology*. 613-637.
- Usio, N., Kamiyama, R., Saji, A. & N. Takamura. 2009. Size-dependent impacts of invasive alien crayfish on a littoral marsh community. *Biological Conservation*, 142: 1480-1490.
- Vasconcelos, V., Oliveira, S. & F. Teles. 2001. Impact of a toxic and non-toxic strain of *Mycrocystis aeruginosa* on the crayfish *Procambarus clarkii*. *Toxicon* 39: 1461-1470
- Wiernicki, C., 1984. Assimilation efficiency by *Procambarus clarkii* fed elodea (*Egeria densa*) and its products of decomposition. *Aquaculture*, 36: 203-215