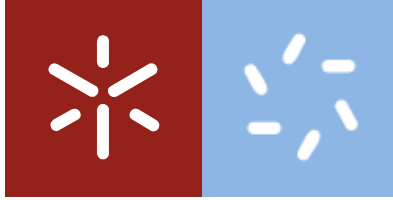




Universidade do Minho
Escola de Ciências

Ana Cristina Fernandes Lages

**Caracterização ecológica de duas espécies
de peixes exóticas predadoras no Rio Minho:
perca-sol (*Lepomis gibbosus*) e achigã
(*Micropterus salmoides*)**



Universidade do Minho

Escola de Ciências

Ana Cristina Fernandes Lages

**Caracterização ecológica de duas espécies
de peixes exóticas predadoras no Rio Minho:
perca-sol (*Lepomis gibbosus*) e achigã
(*Micropterus salmoides*)**

Dissertação de Mestrado
Mestrado em Ecologia

Trabalho efetuado sob a orientação do
Professor Doutor José Carlos Fernandes Antunes
e da
Professora Doutora Fernanda Cássio

AGRADECIMENTOS

Ao *Departamento de Biologia* (Universidade do Minho) e ao *CIIMAR* – Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental (Universidade do Porto), instituições de acolhimento, o meu agradecimento por permitirem a realização da presente tese de Mestrado.

Ao *Professor Doutor Carlos Antunes*, o meu sincero agradecimento pela orientação na elaboração desta tese de Mestrado. Muita obrigada pelo profissionalismo, total disponibilidade, empenho e entusiasmo demonstrado. O seu apoio foi essencial ao longo da elaboração da tese.

Ao *Professor Doutor Ronaldo Sousa* pela ajuda na sugestão e orientação do tema.

Ao *Eduardo Martins*, um muito obrigada por todos os ensinamentos, companheirismo, total disponibilidade e entusiasmo. A sua intervenção foi fundamental neste projecto.

Um muito obrigada a todos os pescadores que se disponibilizaram ajudar e contribuíram para este projecto.

A toda a equipa do Aquamuseu do Rio Minho, obrigada pela vossa amizade, companheirismo, ajuda e partilha de bons momentos.

À *Mariana, Joana, Helena e Hugo* por toda amizade, apoio incondicional, pelos desabafos, pelos bons momentos e troca de palavras de motivação nos momentos de maior aflição.

Ao *Paulo* um obrigada especial por toda a ajuda, apoio incondicional em todas as minhas decisões, pelas palavras de encorajamento, confiança e força. Obrigada por estar sempre presente.

À minha família, em especial aos Meus Pais e Avó, um muito obrigada por todo o apoio e confiança condicional, pela compreensão e por acreditarem em mim.

A todos os membros da *Corema* – Associação de Defesa do Património, obrigada por toda a confiança depositada em mim e no meu trabalho, pelo interesse e apoio demonstrados e por todas as novas oportunidades oferecidas.

Caracterização ecológica de duas espécies de peixes exóticas predadoras no Rio Minho: perca-sol (*Lepomis gibbosus*) e achigã (*Micropterus salmoides*)

RESUMO

A perca-sol (*Lepomis gibbosus*) e o achigã (*Micropterus salmoides*), duas espécies exóticas invasoras, foram introduzidas para promoção da pesca desportiva. Apesar da presença do achigã datar dos anos 50 no Rio Minho, existe pouca informação relativa à ecologia desta espécie acontecendo o mesmo para a perca-sol. Assim, este estudo pretendeu analisar a distribuição e abundância, a condição física, a idade, a alimentação, e a reprodução de ambas as espécies, averiguando o tipo de impactos que possam provocar no ecossistema no Rio Minho.

As amostragens realizaram-se Julho de 2014 a Outubro de 2015, em três locais distintos, Marina da Lenta, Lagoa da Lapela e na Lagoa do Cervo. Ambas as espécies estão estabelecidas no Rio Minho, no entanto, a população do achigã já se encontra estabilizada, enquanto a população da perca-sol ainda se encontra em adaptação, com possível desenvolvimento. Os indivíduos surgem com uma boa condição física ($b > 3$), mas com índices de performances de crescimento (Φ) inferiores a estudos anteriores. Em ambos os casos, as fêmeas apresentam um investimento gonadossómico superior ao dos machos. A época reprodutiva dos achigãs situa-se entre Abril/Maio e no caso da perca-sol entre Julho/Agosto. A maturidade sexual é atingida aos 2 e 1 anos, respetivamente. O exemplar mais velho de achigã tinha 5 anos e no caso da perca-sol 3 anos. Quanto à alimentação na Marina da Lenta tem como base principal insetos e crustáceos, e no caso do achigã, a partir dos 2 anos de idade alguns teleósteos como peixe-rei, carpa e verdemã, passam a fazer parte da dieta. Na perca-sol verifica-se o consumo de gastrópodes, a partir do primeiro ano de vida, e registo do consumo de larvas de peixe e ovos foi mínimo.

Os principais impactos destas duas espécies são criados pela sobreposição de guildas tróficas com espécies nativas de água doce, como por exemplo o escalo, e pela alimentação direta de espécies nativas como o peixe-rei. Os impactos no ecossistema do Rio Minho são mais evidentes nos habitats característicos dos exóticos, no entanto, deve-se continuar a monitorização e os estudos ecológicos, acompanhando a evolução das populações, em especial da perca-sol.

PALAVRAS-CHAVE: *Lepomis gibbosus*, *Micropterus salmoides*, Rio Minho, caracterização ecológica, espécies exóticas invasoras.

Ecological characterization of two species of exotic fish, pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) and largemouth black bass (*Micropterus salmoides*) in the international Minho river

ABSTRACT

The pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) and the largemouth black bass (*Micropterus salmoides*), are two invasive exotic species, which have been introduced to promote sport fishing. Although the presence of largemouth bass from the 50's, there is few information about the ecology of this species, going the same for pumpkinseed. Therefore, it was intended analyze the distribution and abundance, the physical condition, age, feeding regime, and reproduction of both species, finding out how these two species can affect the ecosystem in the Minho River.

The samplings were performed from July 2014 to October 2015, in three different locations, Marina da Lenta, Lagoa da Lapela and Lagoa do Cervo. Both species are establish in the river Minho, however, the largemouth black bass population is already stabilized, while the pumpkinseed population still in adaptation, with potential development. The individuals appear with a good physical condition ($b > 3$), but with the growth performance index (Φ) lower than the previous studies. In both cases, females have a higher gonadosomatic investment than males. The breeding season of the largemouth black bass is between April/May and in the case of pumpkinseed between July/August. Sexual maturity is reached at age 2 and 1 years, respectively. The oldest largemouth bass was 5 years old and the case of pumpkinseed was 3 years old. The feeding items in Marina da Lenta is mainly based on insects and crustaceans, and for largemouth black bass, since age 2 some teleost as sand smelt, carp and ray-finned, start to get included. In pumpkinseed there is consumption of gastropods from the first year of life, and recording the consumption of fish larvae and eggs was minimal.

The main impacts of these two species are created by overlapping of trophic guilds with native freshwater species, such as the ide, and the direct feeding of native species such as sand smelt. The impacts on the Minho River ecosystem are more evident in the characteristic habitats of exotic, however, the monitoring should continue and the ecological studies, following the evolution of the population, especially the pumpkinseed.

KEYWORDS: *Lepomis gibbosus*, *Micropterus salmoides*, river Minho, native species, ecological characterization, invasive exotic species

ÍNDICE GERAL

AGRADECIMENTOS.....	iii
RESUMO.....	iv
ABSTRACT.....	v
ÍNDICE GERAL.....	vi
ÍNDICE DE FIGURAS.....	viii
ÍNDICE DE TABELAS.....	xii
1. Introdução.....	1
1.1. Introdução Geral.....	2
1.2. Estado da Arte.....	4
1.3. Caracterização das espécies.....	4
1.3.1. Achigã.....	4
1.3.2. Perca-sol.....	7
2. Materiais e Métodos.....	11
2.1. Área de Estudo.....	12
2.2. Amostragem.....	13
2.3. Análise Laboratorial.....	15
2.3.1. Ecologia Alimentar.....	15
2.3.2. Idade e Crescimento.....	16
2.4. Análise de Dados.....	18
3. Resultados.....	21
3.1. Caracterização Abiótica.....	22
3.2. Caracterização Biótica do Achigã.....	23
3.2.1. Abundância.....	23
3.2.2. Condição Física.....	26
3.2.3. Proporção entre Sexos, Índice Gonadossomático e Hepatossomático.....	31
3.2.4. Idade e Crescimento.....	34
3.2.6. Análise da dieta.....	38

3.3. Caracterização Biótica da Perca-sol.....	43
3.3.1. Abundância.....	43
3.3.2. Condição Física.....	46
3.3.3. Proporção entre Sexos, Índice Gonadosomático e Hepatosomático.....	50
3.3.4. Idade e Crescimento.....	53
3.3.5. Análise da dieta.....	57
4. Discussão.....	61
4.1. Fatores Abióticos.....	62
4.2. Variação temporal em <i>Micropterus salmoides</i>	63
4.3. Variação espacial em <i>Micropterus salmoides</i>	65
4.4. Análise da idade de <i>Micropterus salmoides</i>	68
4.5. Análise da dieta de <i>Micropterus salmoides</i>	71
4.6. Variação temporal em <i>Lepomis gibbosus</i>	73
4.7. Variação espacial em <i>Lepomis gibbosus</i>	75
4.8. Análise da idade de <i>Lepomis gibbosus</i>	77
4.9. Análise da dieta de <i>Lepomis gibbosus</i>	79
5. Principais Conclusões.....	81
6. Implicações de Conservação e Direções Futuras.....	83
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	85
ANEXO.....	91

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Exemplar de achigã do rio Minho, com a respetiva classificação científica... 4	4
Figura 2 - Exemplar de perca-sol do Rio Minho, com a respetiva classificação sistemática da espécie. 7	7
Figura 3 - Bacia Hidrográfica do Rio Minho (adaptado de Coimbra et al., 2005) 12	12
Figura 4 – Locais de amostragem situados na bacia hidrográfica do Rio Minho (ML= Marina da Lenta; LA = Lagoa da Lapela; LC = Lagoa do Cervo).....14	14
Figura 5 – Recolha de dados biométricos. a) Exemplar de achigã durante a recolha de gónada, fígado e estômago de diferentes indivíduos. b) Gónadas femininas (em cima) e gónadas masculinas (em baixo). 15	15
Figura 6 – a) Remoção dos otólitos da cabeça de um achigã. b) Escama de achigã, com dois annulus e alguns anéis acessórios. CT = 24,9 cm. Barra = 20mm..... 17	17
Figura 7 - Análise de Componentes Principais (PCA) ordenando os meses de amostragem de acordo com as características abióticas e respetiva projeção de valores. 22	22
Figura 8 – Abundância dos indivíduos de achigã durante 8 anos de captura, em função da temperatura, na Marina da Lenta. 23	23
Figura 9 – Comprimento médio (cm \pm DP) dos indivíduos de achigã, capturados na Marina da Lenta, desde Julho de 2014 até Agosto de 2015 (Nt=118).....24	24
Figura 10 – Peso médio (g \pm DP) dos indivíduos de achigã, capturados na Marina da Lenta (Nt=118), de Julho de 2014 a Agosto de 2015.. 25	25
Figura 11 - Relação peso-comprimento dos achigãs capturados de 2007 a 2015. 26	26
Figura 12 - Relação peso-comprimento dos achigãs capturados na Marina da Lenta (Nt=166), na lagoa da Lapela (Nt=45) e lagoa Cervo (Nt=19), entre 2014 e 2015. 27	27
Figura 13 - Coeficiente da condição k dos indivíduos de achigã, entre fêmeas (N=73) e machos (N=69), ao longo dos meses de amostragem. 29	29
Figura 14 – Modelo de crescimento von Bertalanffy para o achigã. 30	30
Figura 15 – Capturas em percentagem de fêmeas e machos de achigã, durante os meses de amostragem (Nt=221)..... 31	31

Figura 16 – Percentagem de machos, fêmeas e juvenis capturados nos diferentes locais de amostragem (ML, Nt=157; LA, Nt=45; LC, Nt=20).....	32
Figura 17 – Valores médios (\pm DP) do IGS dos indivíduos de achigã capturados ao longo dos meses de amostragem (F,Nt=72; M,Nt=53).....	33
Figura 18 - Valores médios do IHS dos indivíduos de achigã capturados ao longo dos meses de amostragem em 2015 (F,Nt=46; M,Nt=33; J,Nt=13).	33
Figura 19 – Relação entre comprimento total do achigã e o comprimento anterior das escamas (Nt=120).	34
Figura 20 – Relação entre comprimento total e a idade (Nt=120).	34
Figura 21 - Diferentes classes etárias representadas segundo o comprimento do peixe (0 ⁺ ,Nt=94; 1 ⁺ ,Nt=19; 2 ⁺ ,Nt=68, 3 ⁺ ,Nt=34, 4 ⁺ ,Nt=2, 5 ⁺ ,Nt=2) (Nt=219).	35
Figura 22 - Relação do comprimento total do achigã e o comprimento do otólito horizontal e vertical (Nt=186).	36
Figura 23 - Relação do comprimento anterior da escama com o comprimento vertical e horizontal dos otólitos (Nt=112).....	36
Figura 24 – Principais grupos faunísticos presentes na dieta de <i>Micropterus salmoides</i> , capturados na Marina da Lenta.....	38
Figura 25 - Principais grupos faunísticos presentes na dieta de <i>Micropterus salmoides</i> , capturados na lagoa da Lapela.	39
Figura 26 - Principais grupos faunísticos presentes na dieta de <i>Micropterus salmoides</i> , capturados na lagoa do Cervo.....	39
Figura 27 - Número de indivíduos de <i>Micropterus salmoides</i> e respectivos grupos faunísticos presentes no estômago, por classe de idade e no conjunto dos locais de amostragem (Nt=130).	40
Figura 28 - Número de indivíduos de <i>Micropterus salmoides</i> e respectivos grupos faunísticos presentes no estômago, por classe de idade, na Marina da Lenta (Nt=130).....	41
Figura 29 - Abundância dos indivíduos de achigã durante 3 anos de captura, em função da temperatura registada, na Marina da Lenta.....	43
Figura 30 - Comprimento médio (cm \pm DP) dos indivíduos de perca-sol, capturados na Marina da Lenta, desde Julho de 2014 até Outubro de 2015 (Nt=1047).	44

Figura 31 - Peso médio ($g \pm DP$) dos indivíduos de perca-sol, capturados na Marina da Lenta (Nt=1049), de Julho de 2014 a Outubro de 2015.....	45
Figura 32 - Relação comprimento-peso das perca-sol capturados entre 2013 a 2015... 46	
Figura 33 - Relação peso-comprimento dos indivíduos de perca-sol capturados na Marina da Lenta (Nt=1050) e na Lapela (Nt=27), entre 2014 e 2015.	47
Figura 34 - Coeficiente da condição k dos indivíduos de perca-sol, entre fêmeas (N=573) e machos (N=470), ao longo dos meses de amostragem.....	48
Figura 35 – Modelo de crescimento von Bertalanffy para a perca-sol.....	49
Figura 36 – Capturas em percentagem de fêmeas e machos de perca-sol durante os meses, de amostragem (Nt=1077).....	50
Figura 37 - Percentagem de machos, fêmeas e juvenis capturados na Marina da Lenta (Nt=1050) e na Lagoa da Lapela (Nt=27).....	50
Figura 38 - Valores médios ($\pm DP$) do IGS dos indivíduos de perca-sol capturados ao longo dos meses de amostragem (F,Nt=329; M,Nt=258).....	51
Figura 39 - Valores médios do IHS dos indivíduos de perca-sol capturados ao longo dos meses de amostragem em 2015 (F,Nt=231; M,Nt=68; J,Nt=4).....	52
Figura 40 – Relação entre comprimento total da perca-sol e o comprimento anterior das escamas (Nt=163).	53
Figura 41 – Relação entre comprimento total e idade (Nt=147).....	53
Figura 42 - Diferentes classes etárias representadas segundo o comprimento do peixe e o número de indivíduos (0 ⁺ ,Nt=316; 1 ⁺ ,Nt=531; 2 ⁺ ,Nt=226, 3 ⁺ ,Nt=2).....	54
Figura 43 - Relação do comprimento total da perca-sol e o comprimento do otólito horizontal e vertical (Nt=163).	55
Figura 44 - Relação do comprimento anterior da escama com o comprimento vertical e horizontal dos otólitos (Nt=136).....	55
Figura 45 – Principais grupos faunísticos presentes na dieta de <i>Lepomis gibbosus</i> , capturados na Marina da Lenta.....	57
Figura 46 - Principais grupos faunísticos presentes na dieta de <i>Lepomis gibbosus</i> , capturados na lagoa da Lapela.....	58
Figura 47 - Número de indivíduos de <i>Lepomis gibbosus</i> e respetivos grupos faunísticos presentes no estômago, por classe de idade e no conjunto dos locais de amostragem (Nt=396).....	59

Figura 48 - Número de indivíduos de *Lepomis gibbosus* e respectivos grupos faunísticos presentes no estômago, por classe de idade, capturados na Marina da Lenta (Nt=366). 59

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 - Valores médios (\pm DP) do comprimento dos indivíduos recolhidos entre Setembro de 2014 a Julho de 2015, nos três locais de amostragem, aplicando três metodologias diferentes.....	25
Tabela 2 - Coeficiente de regressão segundo o tipo de metodologia aplicada, gama de comprimento e peso (N = número de indivíduos).....	28
Tabela 3 - Valores do coeficiente de regressão para machos, fêmeas e juvenis, e segundo a idade (N = número de indivíduos) (* Número insuficiente de indivíduos).....	28
Tabela 4 - Média e desvio padrão (\pm DP) do fator de condição entre sexos e idade (N=número de indivíduos; p = nível de significância para o teste t – Student)..	30
Tabela 5 - Retrocálculo do comprimento (cm) em função da idade e dos anéis das escamas (Nt=56).	37
Tabela 6 - Retrocálculo do comprimento (cm) em função do género e dos anéis das escamas (Nt=56).	37
Tabela 7 - Valor médio (cm \pm DP) do comprimento dos indivíduos recolhidos na Lapela durante as quatro amostragens realizadas nos meses de 2014 e 2015.	45
Tabela 8 - Valores do coeficiente de regressão para machos, fêmeas e juvenis, e segundo a idade (N = número de indivíduos).	47
Tabela 9 - Fator de condição entre sexos e idade (N= número de indivíduos; DP= Desvio Padrão; p = nível de significância para o teste t – Student).....	49
Tabela 10 - Retrocálculo do comprimento (cm) em função da idade e dos anéis das escamas (Nt=74).	56
Tabela 11 - Retrocálculo do comprimento (cm) em função do género e dos anéis das escamas (Nt=74).	56

1. INTRODUÇÃO

1.1. Introdução Geral

Através da Natureza foram criados habitats estruturados e funcionais, com o seu próprio ecossistema, protegidos por simples barreiras naturais. Contudo, a globalização desencadeada pelo Homem levou à quebra de inúmeras barreiras, alterando a distribuição natural de cada espécie segundo o seu habitat. Através da propagação de espécies exóticas invasoras tem-se originado graves perturbações a esse nível, causando efeitos prejudiciais nos ecossistemas naturais em todo o mundo. Atualmente, estas invasões são uma das principais razões da perda de biodiversidade, particularmente em ecossistemas aquáticos (Almeida *et al.*, 2008).

O Rio Minho, situado na Península Ibérica, serve, nos 75 km finais do seu percurso, de fronteira entre o norte de Portugal e Espanha, sendo neste último país o local da sua origem, com uma extensão de 300 Km até à foz em Caminha (Delgado, 2011). Segundo o ICNB, Plano Sectorial da Rede Natura 2000, o Rio Minho é um dos rios em Portugal menos intervencionado por grandes empreendimentos hidráulicos, sendo muito importante na conservação de espécies piscícolas migradoras, como o salmão (*Salmo salar*), sável (*Alosa alosa*), savelha (*Alosa falax*), lampreia-marinha (*Petromyzon marinus*), e de água doce como ruivaco (*Achondrostoma arcasii*) e a boga do norte (*Pseudochondrostoma duriense*). Apesar da sua importância ecológica e económica local, estudos recentes sugerem uma diminuição na biodiversidade, apontando como principal motivo a introdução de espécies não-nativas (Sousa *et al.*, 2008). Os estudos sobre as espécies exóticas aquáticas são recentes em Portugal (Godinho, 2006) e no Rio Minho focam-se essencialmente no bivalve *Corbicula fluminea* e no crustáceo *Procambarus clarkii*, com impactos mais visíveis, enquanto as espécies de peixes exóticas invasoras tem recebido pouca atenção.

O achigã (*Micropterus salmoides*) e a perca-sol (*Lepomis gibbosus*) são duas dessas espécies exóticas invasoras introduzidas no Rio Minho, ambas nativas da América do Norte. Presente no rio desde os anos 50, o achigã tem-se feito notar pela sua capacidade de adaptação, pela sua voracidade e pela pesca desafiante que proporciona, principal motivo que levou à sua introdução em Portugal, como peixe de pesca desportiva. A perca-sol, pelo contrário, apresenta um registo muito recente no Rio Minho, considerada uma espécie não estabelecida (Mota *et al.*, 2014). No entanto, a sua distribuição pelos cursos

de água portuguesas tem aumentando e as suas qualidades adaptativas fizeram-se notar nestes últimos anos através da dispersão geográfica atingida.

É importante compreender os mecanismos das interações estabelecidas entre espécies exóticas, espécies nativas e fatores ambientais, melhorar a nossa capacidade de previsão sobre os impactos e consequências que podem provocar, e estabelecer medidas preventivas de controlo (Godinho, 2006; Ribeiro *et al.*, 2007). No rio Minho, a informação sobre as espécies de peixes exóticas é escassa e embora se conheça a sua composição e distribuição geográfica, à escala fluvial, não são conhecidos aspetos relacionados com a sua biologia e ecologia. Através da informação sobre o desenvolvimento reprodutivo, crescimento e a análise da dieta de duas espécies de peixes exóticas, pretende-se avaliar as possíveis relações interespecíficas e as consequentes perturbações no ecossistema com a introdução de espécies exóticas predadoras, com ênfase nestas duas espécies em particular.

1.2. Estado da arte

A ictiofauna do rio Minho é composta por cerca de 50 espécies (Mota *et al.*, 2014), 188 espécies de vertebrados terrestres, 112 espécies de aves e 52 espécies de herpetofauna (Dias, 2007) (M.A.O.T, 2001). Algumas das espécies de peixes sobressaem por se encontrarem inseridas na Rede “Natura 2000”, segundo a Diretiva “Habitats” Anexo II, tais como a lampreia (*Petromyzon marinus*), o sável (*Alosa alosa*), a savelha (*Alosa fallax*), o salmão (*Salmo salar*), a boga (*Pseudochondrostoma polylepis*) e o ruivaco (*Achondrostoma arcasii*) (M.A.O.T., 2001; Dias, 2007; CIBIO, 2007). Outra espécie de extrema relevância para o Rio Minho é a enguia-europeia (*Anguilla anguilla*) referenciada pelo CITES. Estas espécies em particular fazem ainda parte da pesca tradicional do Minho, contribuindo para a economia local (Sousa *et al.*, 2008). A listagem detalhada de todas as espécies piscívoras relevantes para os locais de amostragem, encontram-se referidas na Figura 1 em Anexo.

1.3. Caracterização das espécies

1.3.1. Achigã



Reino: Animalia

Filo: Chordata

Classe: Actinopterygii

Ordem: Perciformes

Família: Centrarchidae

Género: *Micropterus*

Espécie: *M. salmoides*

(Lacepède, 1802)

Figura 1 - Exemplar de achigã do rio Minho, com a respetiva classificação científica.

O achigã (*Micropterus salmoides*) (Figura 1), espécie nativa da América do Norte, é considerada uma das mais importantes espécies para a pesca desportiva, fator que favoreceu a sua distribuição em todo o mundo (Jang *et al.*, 2006; Sanches & Rodrigues, 2011). Na Europa, foi introduzida em 1883 na Inglaterra, Escócia, Alemanha e Holanda, espalhando-se mais tarde para o resto do continente, como a Espanha, sul de França, Itália, Suíça, entre outros (Kottelat & Freyhof, 2007). Em Portugal, o achigã ganhou reconhecimento através da revista “Diana” em 1949, como um peixe a introduzir para controlo de outras espécies como os barbos e carpas (Rodrigues, 1993). Após várias tentativas de introdução, foi na lagoa das Silveirinhas que teve sucesso o desenvolvimento dos alevins. A sua proliferação pelo centro e sul do país aumentou devido à sua ótima aclimação (Sanches & Rodrigues, 2011), assim como a sua fama de “predador”, dividindo opiniões e gerando polémicas sobre os impactos provocados (Rodrigues, 1993).

Segundo Almaça (1996), o achigã foi introduzido no Continente para limitar as populações de gambúsias (*Gambusia holbrooki*), espécie introduzida em 1921 para ajudar a combater o mosquito transmissor da malária ao Homem. No norte, o achigã começou por ser introduzido nos rios Tua e Douro (Sanches & Rodrigues, 2011). No Rio Minho a sua introdução consta das mais antigas (Mota *et al.*, 2014), datando dos anos 50. A causa da introdução não se encontra definida, mas acredita-se que a pesca desportiva terá uma forte contribuição para o efeito. Antes dos anos 90 colonizou o mesmo habitat que o escaló (*Squalius carolitertii*), ocupando a mesma guilda ecológica, o que levou quase ao desaparecimento da mesma (Mota *et al.*, 2014).

Atualmente pode ser pescado em quase todas as albufeiras e rios de águas calmas de Portugal, tendo contribuído para a redução das populações de ciprinídeos autóctones (Sanches & Rodrigues, 2011).

Distingue-se das restantes espécies da família **Centrarchidae** através de características morfológicas particulares: 55-68 escamas na linha lateral do corpo; 10 (9-11) espinhos e 12-14 raios na barbatana dorsal; 3 espinhos e 11 (10-12) raios na barbatana anal; 14-15 raios na barbatana peitoral; coluna vertebral formada por 30 a 32 vértebras; boca grande, em que o comprimento do maxilar é maior que o diâmetro do olho; língua sem dentes; tonalidade esverdeada na zona dorsal, com uma faixa lateral proeminente ou série de estreitamente definidos manchas e com uma tonalidade pálida na zona ventral. (Etnier & Starnes, 1993; Antunes & Rodrigues, 2004; Kottelat & Freyhof, 2007).

É uma espécie agressiva e vigorosa, o que torna a sua captura espetacular. Prefere meios lânticos ou cursos de água fraca corrente, com vegetação aquática abundante sendo, no entanto, capaz de viver em águas turbas e com um certo grau de poluição (Iguchi & Matsuura, 2004) suportando bem águas salobras (DPAI, 1999). A riqueza de vegetação aquática é igualmente importante, proporcionando abrigo e proteção às larvas e juvenis, enquanto os adultos a usam para se proteger da luz e obter um esconderijo perfeito para capturar as presas (Patterson, 1998). Preferem águas com temperaturas médias de 20°C, no entanto, se no verão as temperaturas forem elevadas, evitam-nas em águas mais profundas, e no inverno, com temperaturas muito mais baixas, entram numa fase de dormência (Sanches & Rodrigues, 2011).

Podem viver em média até 15 anos, no entanto, segundo Pereira (1994), em Portugal os exemplares não ultrapassam os 60 cm e os 3 kg de peso. Atingem a maturidade entre os 2 e 5 anos de idade, dependendo mais do comprimento do que da idade (Heidinger, 2000), apesar de no Norte de Portugal a maturidade sexual seja mais tardia (3 anos) devido às águas mais frias (Sanches & Rodrigues, 2011).

Reproduzem-se pela primeira vez entre o seu primeiro e quarto ano de vida, ocorrendo entre os meses de Abril/Março até Junho (Weber *et al.*, 2007), quando as águas atingem 16-18°C (Sanches & Rodrigues, 2011). Os ninhos consistem numa depressão circular num fundo arenoso, em águas pouco profundas, de fraca corrente e com grandes densidades de vegetação. Após a postura, são os machos que cuidam dos ovos, limpando-os de detritos e protegendo-os de forma agressiva de possíveis intrusos. As larvas permanecem no ninho até duas semanas e após eclosão dispersam quando tem entre 1,5 cm e 2,5 cm (Sanches & Rodrigues, 2011).

Os juvenis até aos 5 cm começam por alimentar-se de plâncton e invertebrados e até 10 cm ingerem efemerópteros, rotíferos, cladóceros e copépodes. Numa fase posterior, entre os 10 e 20 cm, tem preferência pelas ninfas de odonata, insetos, crustáceos, moluscos e pequenos peixes. Acima dos 20 cm, para além das ninfas de odonata, também ingerem anfíbios (rãs e salamandras), pequenos mamíferos, peixes e lagostins (Sanches & Rodrigues, 2011). Na presença de outras presas, o achigã adapta-se a novos hábitos alimentares. Em Portugal, após a sua introdução, houve fortes críticas à sua alimentação voraz aos ciprinídeos da Península Ibérica. No entanto, em Espanha, estudos realizados comprovaram dietas essencialmente à base de insetos, mesmo para

indivíduos acima dos 20 cm (Godinho & Ferreira, 1994). Em situações de ambientes restritos, tornam-se canibais (Sanches & Rodrigues, 2011). Não existem predadores significativos no seu habitat nativo, pois muito poucos peixes conseguem alimentar-se de um achigã adulto (Heidinger, 1976).

Os estudos desta espécie centram-se principalmente na América do Norte, sendo muito menos comuns nos restantes continentes (García-Berthou, 2002). O achigã é um “*apex predator*” que se adapta facilmente a novos meios (Sanches & Rodrigues, 2011), graças à sua capacidade de sobrevivência em ambientes perturbados, à sua natureza voraz competitiva, com uma ecologia comportamental distinta das espécies nativas, tanto a nível da reprodutivo como alimentar (Weyl & Hecht, 1999). Assim, apesar do seu indubitável valor para a pesca recreativa e para o desenvolvimento socio-económico de muitas regiões do país, é uma das espécies que mais impactes negativos provoca nas comunidades nativas (Sanches & Rodrigues, 2011).

1.3.2. Perca-Sol



Reino: Animalia

Filo: Chordata

Classe: Actinopterygii

Ordem: Perciformes

Família: Centrarchidae

Género: Lepomis

Espécie: *L. gibbosus*

(Linnaeus, 1758)

Figura 2 - Exemplar de perca-sol do Rio Minho, com a respetiva classificação sistemática da espécie.

A perca-sol (*Lepomis gibbosus*) (Figura 2), também originária da América do Norte, foi introduzida na Europa em 1880 onde teve uma enorme expansão por vários países, acompanhando a introdução de outras espécies para a pesca desportiva e também para uso ornamental (peixe de aquário) (Copp *et al.*, 2004). Na Península Ibérica surgiu apenas entre 1910-1913, no Lago Banyoles no nordeste de Espanha e em Portugal foi registado pela primeira vez em 1977 (Bhagat *et al.*, 2006) no rio Guadiana. Segundo Copp (2004), na Península Ibérica a introdução terá ocorrido de forma acidental, em simultâneo à introdução do achigã. Este tipo de introdução despropositada encontra-se registado em outros países da Europa, como na Inglaterra, República Checa, em que a introdução da perca-sol coincidiu com a introdução da carpa (Copp *et al.*, 2004). No caso do Rio Minho, o registo da sua presença surge em 2007 (Mota *et al.*, 2014), e embora não exista um motivo concreto da sua introdução, acredita-se que a pesca desportiva terá tido um forte contributo.

Distingue-se das restantes espécies da família **Centrarchidae** através de características morfológicas particulares, como o opérculo mais pequeno (dimensões semelhantes às dos olhos), coloração escura com pontos mais claros em tons avermelhados ou alaranjados, 3-4 espinhas anais, 36-37 escamas na zona lateral do corpo, porção póstero-ventral da zona dorsal e anal sem marca escura, boca pequena, comprimento do maxilar superior é igual ao diâmetro do olho (Etnier & Starnes, 1993; Kottelat & Freyhof, 2007).

Vivem entre os oito/dez anos (Copp *et al.*, 2004), tendo preferência por águas de fluxo lento de água ou até totalmente paradas, suportando uma salinidade até 18,2‰ (Kottelat & Freyhof, 2007).

Reproduzem-se pela primeira vez entre o primeiro e terceiro ano de vida, que ocorre entre os meses de Abril até Junho/Agosto, quando as temperaturas atingem os 16-18°C. Os ninhos são construídos e mantidos pelos machos, responsáveis pela ventilação e proteção. O macho guarda o ninho entre 3-10 dias até as larvas o abandonarem (Etnier & Starnes, 1993). Segundo Fox e Keast (1991) a perca-sol atinge precocemente a maturidade e aumenta a reprodutividade em condições ambientais adversas, o que resulta de uma grande plasticidade fenotípica devido às ameaças que surgem durante a história de vida das percas-sol.

Apesar de toda a informação referida, esta têm como principal base de estudo as populações nativas da América, enquanto as populações Europeias receberam relativamente pouca atenção, com estudos limitados sobre o crescimento e idade dos indivíduos. No entanto, a perceção desta espécie como uma praga levou a um aumento da necessidade de conhecimento. Num conjunto de vários estudos, as populações da perca-sol foram classificadas como juvenis com idade inferior a dois anos, entre os dois e os cinco anos ocorre a maturação sexual que é plena nos indivíduos com idade igual ou superior a cinco anos (Copp *et al.*, 2004; Almeida *et al.*, 2008). Apenas se verificam diferenças significativas nas taxas de crescimento na fase adulta, sendo a taxa maior a da América do Norte. Estas diferenças resultaram principalmente da influência das condições ambientais, tais como a temperatura que terá uma correlação diretamente proporcional (Etnier & Starnes, 1993) e da alimentação. Há ainda que considerar a introdução da perca-sol como peixe ornamental para aquários, o que resultou numa seleção dos indivíduos de menor tamanho (Copp *et al.*, 2004).

Apesar de omnívora, a perca-sol tende alimentar-se das presas com maior abundância, sendo a predação dos ovos de peixe que mais impactos provoca (Copp *et al.*, 2004). Segundo Sadzikowski e Wallace (1976), a alimentação dos juvenis centra-se em microcrustáceos (Cladocera, Copépode) e larvas de **Chironomidae**, enquanto na fase adulta, os gastrópodes são o alimento de eleição (Etnier, 1971). Este tipo de preferência aparenta ser justificada pela morfologia do aparelho faríngeo e da sua musculatura, especializada na alimentação de gastrópodes, o que poderá ter resultado de uma alimentação bentónica mais primitiva (Etnier & Starnes, 1993; Copp *et al.*, 2004; Almeida *et al.*, 2008).

Possui poucos predadores naturais na Europa, como o lucioperca (*Sander lucioperca*) e o lúcio (*Esox lucius*) (Copp *et al.*, 2004), ausentes no rio Minho e o seu grande competidor é o bluegill (*Lepomis macrochirus*) ausente em Portugal (Bhagat *et al.*, 2006). Para além de estar comprovado que esta espécie tem contribuído para o declínio de espécies nativas (Copp *et al.*, 2004), alterando o ecossistema, está também comprovado que são capazes de tirar proveito das atividades humanas para seu benefício: a construção de barragens proporciona um ambiente a montante com menor variação caudal e menor corrente o que facilita a construção dos ninhos e os nutrientes resultantes da agricultura garantem igualmente uma melhor disponibilidade alimentar (Almeida *et al.*, 2008).

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de Estudo

O rio Minho tem origem na serra de Meira, na Província do Lugo, em Espanha a 750 metros de altitude. O seu curso principal apresenta uma extensão de 300 km, em que os primeiros 230 km são percorridos na Galiza e os restantes 70 km perfazem a fronteira entre o norte de Portugal e Espanha. A área total da bacia hidrográfica do rio Minho (Figura 3) é de 17 080 km², sendo 16 250 km² área galega e apenas 800 km² área portuguesa (M.A.O.T., 2001; Coimbra *et al.*, 2005; Delgado, 2011).

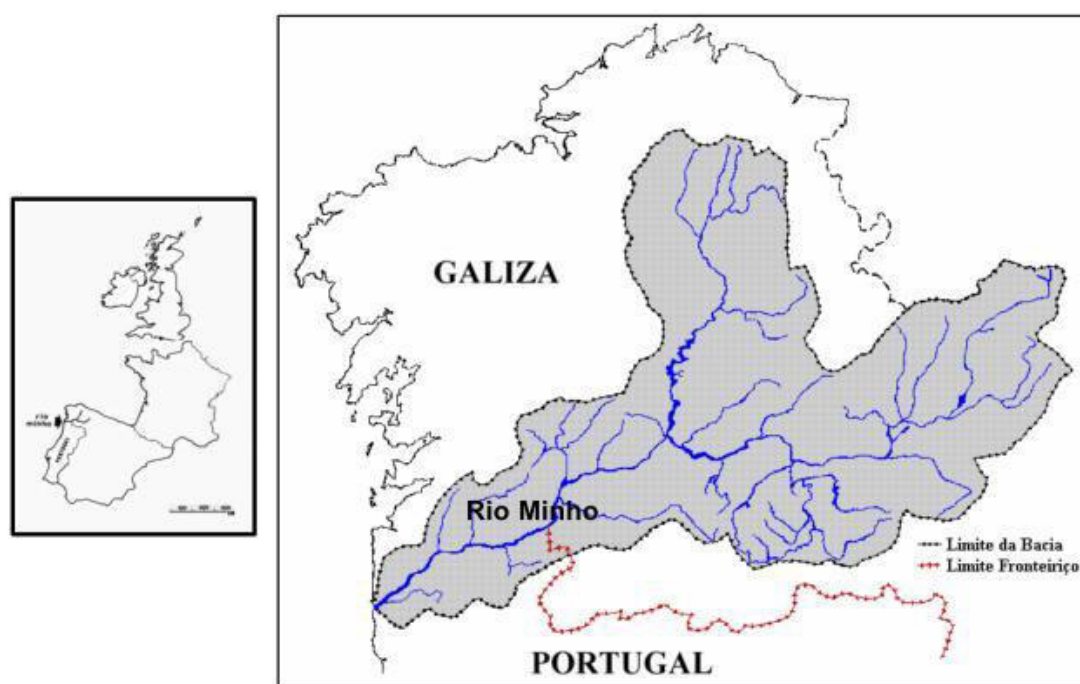


Figura 3 - Bacia Hidrográfica do Rio Minho (adaptado de Coimbra *et al.*, 2005) .

O estuário, com características mesotidais, estende-se por 35 km desde a foz em Caminha até Valença, onde a variação da maré ainda se faz sentir e pode atingir uma amplitude de 4 metros. A salinidade varia conforme as marés e pode atingir aproximadamente 35 ups. No verão a temperatura média da água pode atingir os 21°C e no inverno os 9°C. A descarga média anual é de 834 615 dam³, com valores mínimos de 31 260 dam³ e máximos de 5 673 972 dam³ (Coimbra *et al.*, 2005). As águas da bacia hidrográfica do rio Minho são consideradas, no geral, como de boa qualidade (Coimbra *et al.*, 2005), apesar de existirem alguns pontos de poluição com origem industrial, doméstica e agrícola, resultantes dos aglomerados urbanos galegos de Lugo, Ourense e

Porriño. Contudo, não será muito preocupante pois a deterioração da qualidade da água nunca foi a mesma como a encontrada em outros estuários na Europa, e poderá facilmente ser remediada se fossem aplicadas medidas apropriadas (Dias, 2007).

Dentro das várias pressões exercidas no rio Minho, destaca-se a introdução de espécies exóticas que representa a maior ameaça à conservação da biodiversidade do rio (Sousa *et al.*, 2006; Dias, 2007; Sousa *et al.*, 2008). Nove espécies de peixes foram introduzidas nos últimos anos, e algumas deles têm sido capazes de atingir grandes abundâncias, como *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758), *Micropterus salmoides* (Lacepède, 1802) e *Tinca tinca* (Linnaeus, 1758). *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758), embora em 2007 ter sido classificada como uma espécie ainda não estabelecida (Sousa *et al.*, 2008).

2.2. Amostragem

As capturas de ambas as espécies foram realizadas entre o mês de Julho de 2014 até ao mês de Agosto de 2015. Durante o período de amostragem foram colocadas cinco nassas na Marina da Lenta, com 7 m de comprimento, 10 mm de malha e com duas aberturas em forma de funil, verificadas duas a três vezes por semana. Para conseguir capturar mais exemplares de achigãs, recorreu-se ainda a redes de tresmalho, com 7 e 10 mm de malha, colocadas junto às margens abundantes em vegetação e recorreu-se à pesca à cana, em locais mais inacessíveis, dependendo sempre das condições locais e dos recursos humanos disponíveis. No caso da perca-sol, para além das nassas, recorreu-se à pesca elétrica (Hans GrassL, modelo EL62II GI; 400-750V, 6-11 A), como metodologia complementar. Esta técnica é das mais simples e eficazes na captura, utilizando uma rapeta ligada à corrente elétrica produzida por um gerador de energia. Foi utilizada em Setembro e Outubro de 2014 e em Abril e Junho de 2015.

Dentro dos locais de amostragem (Figura 4), a Marina da Lenta (ML), situada em Vila Nova de Cerveira, foi definida logo à partida como local de amostragem periódica, tendo em conta os registos históricos das capturas de 2007 até 2014, obtidos através das nassas, e assim conseguir a integração e comparação dos resultados obtidos no presente estudo. Este local consiste numa estrutura artificial que forma um canal interno paralelo ao rio Minho.

As águas sofrem menor influência das correntes do que no leito do rio, apesar das variações da maré se fazerem sentir de igual modo, e são ricas em vegetação aquática. Os métodos de captura aqui utilizados, para além das nassas, foram as redes de tresmalho e cana, apenas para a captura de achigãs.

A lagoa da Lapela (LA), localizada em Monção, consiste numa estrutura natural na margem do rio Minho. A escolha deste local resultou das condições físicas apresentadas – abundante vegetação nas margens, águas mais paradas, menor influência da maré e pouca profundidade – ideais para a postura. Assim, recorreu-se à pesca elétrica para a captura de ambas as espécies. Através do contacto com pescadores locais, também se utilizou a pesca à cana, no leito do rio, e só para a captura de achigãs.

A lagoa do Cervo (LC) também situada em Vila Nova de Cerveira, consiste numa estrutura artificial, mas desta vez afastada do rio e aproximadamente 300 m de altitude. Embora tenham sido considerados, ao longo do trabalho, outros locais de amostragens através do avistamento de exemplares das espécies, foram excluídos por falta de captura de exemplares. Este local foi assim sugerido por pescadores, ao conseguirem capturar achigãs com recurso à cana.

Em todas as saídas de campo registaram-se parâmetros físico-químicos, como a temperatura, condutividade, salinidade e pH utilizando-se uma sonda multiparamétrica YSI 6820. Na Marina da Lenta foi igualmente registado o valor da transparência utilizando o disco de *Secchi* e a profundidade.



Figura 4 – Locais de amostragem situados na bacia hidrográfica do Rio Minho (ML= Marina da Lenta; LA = Lagoa da Lapela; LC = Lagoa do Cervo)

2.3. Análise Laboratorial

Todos os indivíduos capturados foram tratados em laboratório para uma recolha inicial de dados biométricos, como o peso (0,01g), comprimento total (CT) (0,1 cm), comprimento furcal (CF) (0,1 cm).

Posteriormente, recolheram-se as amostras biológicas, como o conteúdo estomacal para posterior identificação das presas, escamas e otólitos para a análise idade. O fígado e gónadas foram igualmente recolhidos para pesagem e identificação do sexo (macho ou fêmea) (Figura 5).

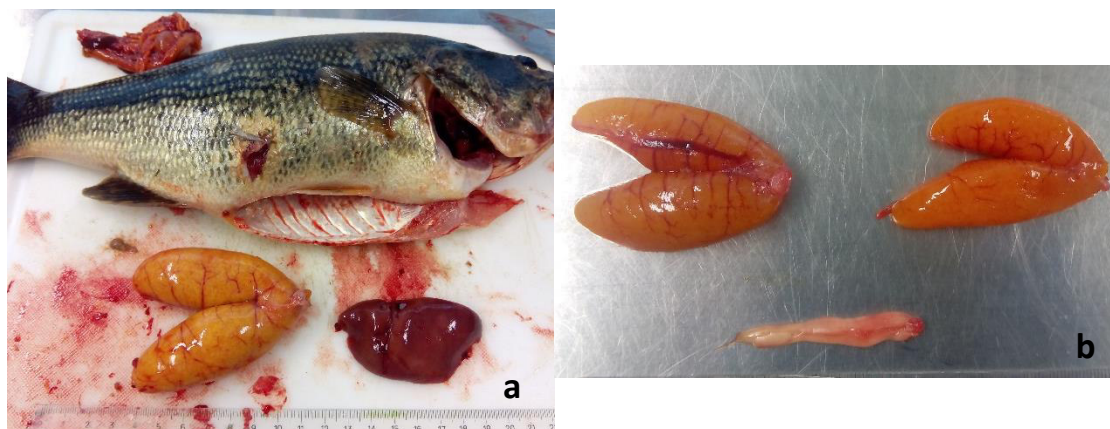


Figura 5 – Recolha de dados biométricos. a) Exemplar de achigã durante a recolha de gónada, fígado e estômago de diferentes indivíduos. b) Gónadas femininas (em cima) e gónadas masculinas (em baixo).

2.3.1. Ecologia Alimentar

Para a análise do conteúdo estomacal aplicou-se a metodologia de Knoöpell, (1970), com modificações. Os estômagos dos exemplares foram retirados após a evisceração e analisados à lupa, identificando o conteúdo até à menor categoria taxonómica possível recorrendo-se a guias adequados para o efeito (Campaioli *et al.*, 1997; Bis & Kosmala, 2005; Serra *et al.* 2009).

2.3.2. Idade e Crescimento

A remoção dos otólitos foi realizada de acordo com a metodologia referida em Secor *et al.*, (1991) (Figura 6 - a)). Depois de colocados em placas, os otólitos foram lavados em álcool a 70% para remoção de matéria orgânica. Após completa secagem, armazenaram-se em *ependorfs*, devidamente identificados. Todos os otólitos foram fotografados à lupa (Nikon SMZ800) e medidos (software Cell^{^b}), registrando o comprimento vertical (eixo menor) e comprimento horizontal (eixo maior).

Para a leitura da idade nos otólitos foram testadas três metodologias diferentes, de modo a testar aplicabilidade de cada uma delas, para as espécies em questão. Inicialmente experimentou-se o polimento dos otólitos em diferentes lixas manuais, com o intuito de atingir o ponto central dos otólitos. Devido ao aumento da transparência, os “annuli” tornam-se mais evidentes, permitindo a contagem dos anéis de idade. No entanto, a visibilidade dos anéis era pouco notória e a curvatura acentuada dos otólitos não permitia um polimento homogêneo.

Aplicou-se ainda a técnica de queima por Christensen, (1964), onde os otólitos foram passados numa chama entre 30s a 1min. A cor dos otólitos alterava-se progressivamente, de branco para castanho, e depois para cinza. Neste ponto, removia-se o otólito da chama e partia-se cuidadosamente, obtendo diferentes faces fragmentadas. Se necessário, aplicavam-se ligeiros polimentos em 95% de etanol. Colocando os fragmentos à lupa, os anéis surgiriam com uma tonalidade acastanhada num fundo amarelado. Esta técnica resultou de difícil execução, devido ao controlo da chama e da fragmentação dos otólitos em secções demasiado pequenas, tornando difícil o polimento e a observação dos anéis.

Por fim, aplicou-se a técnica de coloração por Albrechtsen, (1968). Os otólitos foram colocados em cápsulas de gelatina, previamente fixos em tiras de papel com as dimensões da cápsula, e preenchidas com resina para que possam ser cortados transversalmente com uma lâmina (Havunders & Hjalti, 1968). A resina é constituída por dois componentes: Resina EpoThin No. 20-8140 e o catalisador EpoThin No.20.8142, com proporção de 100 para 39, respetivamente. Após o período de solidificação (9 horas), fixou-se a cápsula na máquina de corte, aplicando um corte no eixo transversal do otólito.

Daí resultam duas faces da cápsula com o centro do otólito visível. Após um ligeiro polimento das faces, aplica-se o azul de toluidina (1%) durante uma hora. No final, retirou-se o corante, lavando com água limpa durante poucos segundos (Panfili *et al.*, 2002), e de seguida aplicou-se o ácido EDTA (ácido etilenodiamino tetra-acético) durante 5 minutos. O ácido reage com a matéria orgânica, deixando zonas translúcidas, constituídas por matéria inorgânica (Christensen, 1964). Os anéis surgem assim em forma de sulcos mais acentuados e com uma coloração mais escura. Esta técnica foi a selecionada, com o melhor resultado na visualização e leitura dos anéis.

Numa técnica complementar à leitura da idade, recorreu-se à remoção das escamas segundo os critérios definidos por Regier (1962) (Figura 6 - b)). As escamas foram colocadas numa placa com água destilada, para posterior lavagem com KOH 5%, removendo toda a matéria orgânica em excesso. Com as escamas limpas, foram selecionadas à lupa (*focus* bem definido e clareza dos escleritos), e guardadas entre lâminas para posterior análise da idade. Para a medição das escamas fez-se uma seleção de 5 escamas por indivíduo, com comprimentos diferentes.



Figura 6 – a) Remoção dos otólitos da cabeça de um achigã. b) Escama de achigã, com dois *annulus* e alguns anéis acessórios. CT = 24,9 cm. Barra = 20mm.

2.4. Análise de Dados

A abundância foi expressa em Captura por Unidade de Esforço (CPUE), calculado pela seguinte fórmula: $CPUE = n/e/t$, em que n é o número de indivíduos capturados pelas nassas, e é o número de nassas utilizadas e t a unidade de tempo. Os valores foram padronizados para número de indivíduos capturados por nassa e por dia.

Através do peso das gónadas e fígado calculou-se o índice gonadossomático (IGS = peso gónada (g)/ peso corpo (g) x 100) (Zeyl *et al.*, 2013) e hepatossomático (IHS = peso fígado (g)/ peso corpo (g) x 100) (Costa *et al.*, 2005), respetivamente, servindo como indicadores da época reprodutiva (Querol *et al.*, 2002).

Através da relação peso - comprimento determinou-se a condição física das populações dos achigãs e perca-sol no Rio Minho, possibilitando comparações com populações de outros locais, com condições de clima, temperatura e alimentação, diferentes (Rocha *et al.*, 2005). A condição física pode ser determinado pelo fator de condição de Fulton (1911) (K) (Nash *et al.*, 2006) e pelo fator de condição alométrico (b).

O fator de condição de Fulton assume que a relação peso - comprimento é isométrica (Moradinasab *et al.*, 2012):

$$K = (W / L^3) \times 100$$

K – Fator de condição

W – Peso do indivíduo (g)

L - Comprimento total do individuo (cm)

O fato de condição alométrico considera o valor do coeficiente de regressão (b) resultante da equação potencial ($y=mx^b$) obtida entre a relação peso-comprimento.

O modelo de crescimento de von Bertalanffy relaciona o comprimento do peixe em função da idade, permitindo uma maior comparação com outros estudos pré-existentes (Copp *et al.*, 2004). A relação é dada pela seguinte equação:

$$L_t = L_\infty(1 - e^{-k(t-t_0)})$$

L_t – Comprimento na idade t

L_∞ - Valor previsto da assintota do comprimento

K – Coeficiente de crescimento

t₀ – Comprimento teórico do peixe à idade 0

O índice de performance de crescimento (Φ) (Munro & Pauly, 1983) deriva dos parâmetros obtidos no modelo von Bertalanffy foi utilizado para comparar as curvas de crescimento (Gomiero *et al.*; 2007): $\Phi = \log (K) + 2 \log (L\infty)$.

Após leitura da idade dos indivíduos, efectuou-se o retrocálculo com base em um modelo de regressão linear desenvolvido por Fraser (1916) e Lee (1920), que assume o comprimento dos peixes como diretamente proporcional ao raio da escama (Dahl, 1909; Martinson *et al.*, 2000). Segundo Bagenal (1978), o modelo pode ser descrito em diferentes métodos. Neste caso, considerou-se que a relação entre o comprimento peixe com o comprimento da escama apresenta-se de forma linear, sem ordenada na origem.

$$L_i = a + b \times S_i$$

S_i – Raio da escama no tempo de formação de *annulus*

a – Ordenada na origem no eixo do comprimento

b – Coeficiente de regressão (declive da recta)

L_i – Comprimento do peixe na idade i

Ainda no sentido de avaliar a proporção dos sexos, foram comparadas as abundâncias de captura entre os géneros, assim como variações do índice gonadossomático e hepatossomático entre machos, fêmeas e juvenis. Para tal, utilizou-se a análise variável no programa Statistic (One-Way ANOVA), (Student's t-tests, Two Sample), (Teste X^2). Para o teste de normalidade e igual variância usaram-se os testes de Shapiro-Wilk e Leven, respetivamente. No caso da variação dos comprimentos e coeficientes de condição física, verificou-se se existiam diferenças dependendo do local de captura ou da técnica de amostragem utilizada, recorrendo ao teste não paramétrico de Kruskal-Walis de análise de variância.

3. RESULTADOS

3.1. Caracterização Abiótica

Os resultados obtidos na análise multivariada PCA relacionam os dados abióticos recolhidos na Marina da Lenta, ao longo dos meses de amostragens (Figura 7).

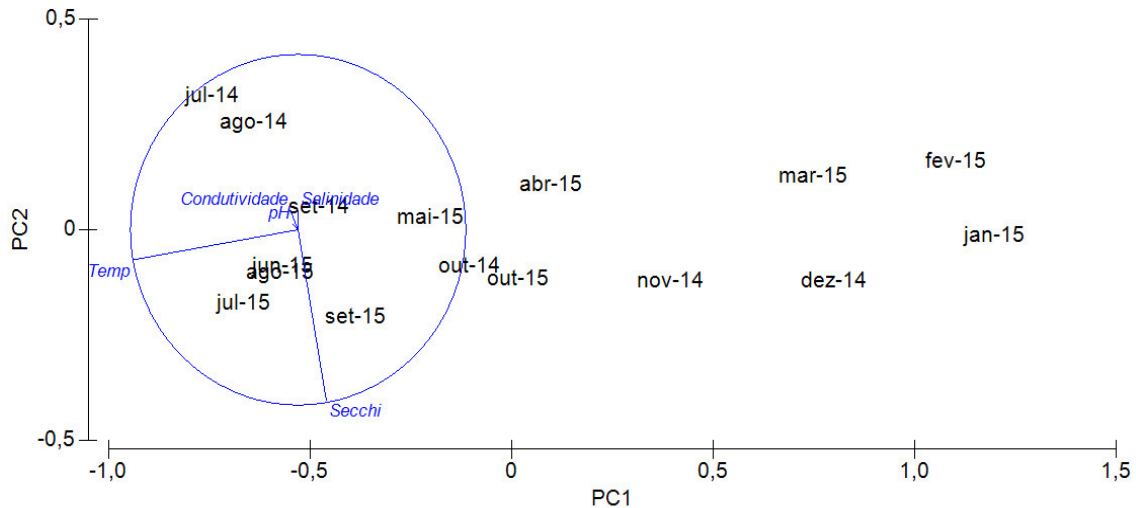


Figura 7 - Análise de Componentes Principais (PCA) ordenando os meses de amostragem de acordo com as características abióticas e respetiva projeção de valores.

Os fatores abióticos com maior influência são a temperatura e transparência (Secchi), havendo uma clara distinção entre os meses de Inverno, desde Novembro de 2014 até Março de 2015, e restantes meses de verão. Os valores mais elevados de transparência registaram-se entre Novembro a Janeiro de 2015, com o valor mais alto em Dezembro ($3,1 \pm 0,67\text{m}$). Os meses de Verão apresentam maior variação na distribuição. Junho, Julho e Agosto são os meses mais quentes, com temperaturas superiores a 22°C . A temperatura mais baixa foi registada em Janeiro de 2015 ($8,86 \pm 0,65^\circ\text{C}$). Em simultâneo, em Julho de 2014 registou-se os valores médios mais elevados de salinidade ($0,08 \pm 0,03\text{ups}$) e os valores médios mais elevados de condutividade ($0,18 \pm 0,07\text{ mS/cm}$).

3.2. Caracterização Biótica do Achigã

3.2.1. Abundância

Por análise dos registos históricos, de Outubro de 2007 até Outubro de 2015 foram registadas 846 capturas de achigã na Marina da Lenta. É possível observar a abundância CPUE ao longo desses 8 anos, em conjunto com a variação de temperatura no mesmo intervalo de tempo (Figura 8).

Os valores mais elevados das abundâncias coincidem com os picos mais altos de temperatura, acima dos 20°C, correspondendo aos meses de verão, entre Junho a Setembro. Os valores mais altos foram em Setembro de 2012, com uma abundância de 0,55 ind./nassa/dia. Também nos anos de 2009 e 2010 se registaram valores de 0,53 ind./nassa/dia e 0,49 ind./nassa/dia, respetivamente. Já em 2011, verificou-se uma diminuição na captura dos indivíduos, com CPUE a atingir o valor máximo de 0,27. No entanto, o valor mais baixo de capturas foi registado em 2015, com o valor máximo de CPUE de 0,04 no mês de Janeiro. Mesmo nos meses de verão do mesmo ano, as capturas foram praticamente nulas, havendo alguns registos apenas nos meses de Junho e Julho (Figura 8).

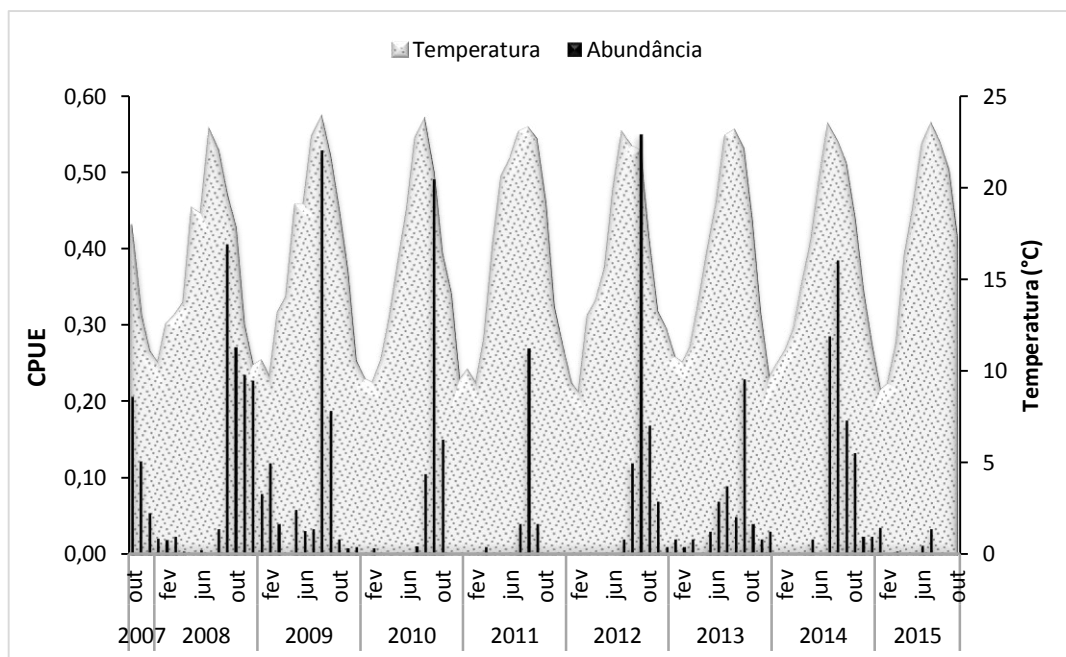


Figura 8 – Abundância dos indivíduos de achigã durante 8 anos de captura, em função da temperatura, na Marina da Lenta.

No âmbito do presente trabalho, durante o período de amostragem de Julho de 2014 até Agosto de 2015, foram capturados 222 indivíduos, dos quais 157 na Marina da Lenta (101 nas nassas, 9 nas redes de tresmalho e 47 à cana), 45 na lagoa da Lapela (34 à cana e 11 por pesca elétrica), e 20 na lagoa do Cervo (à cana).

Analisaram-se os valores dos comprimentos médios dos indivíduos capturados apenas na Marina da Lenta, com uma variação de comprimentos entre os 4,2 cm e 26,6 cm, apresentando diferenças significativas ao longo dos meses ($F_{10;107}=5,029$; $p<0,001$). Entre Julho a Novembro de 2014, denotou-se um aumento progressivo do comprimento médio, no entanto, o valor máximo foi registado em Junho de 2015 ($13,75 \pm 1,06$ cm) a partir da captura de dois exemplares, e o valor mais baixo em Março de 2015 (8,9 cm), a partir de um exemplar (Figura 9).

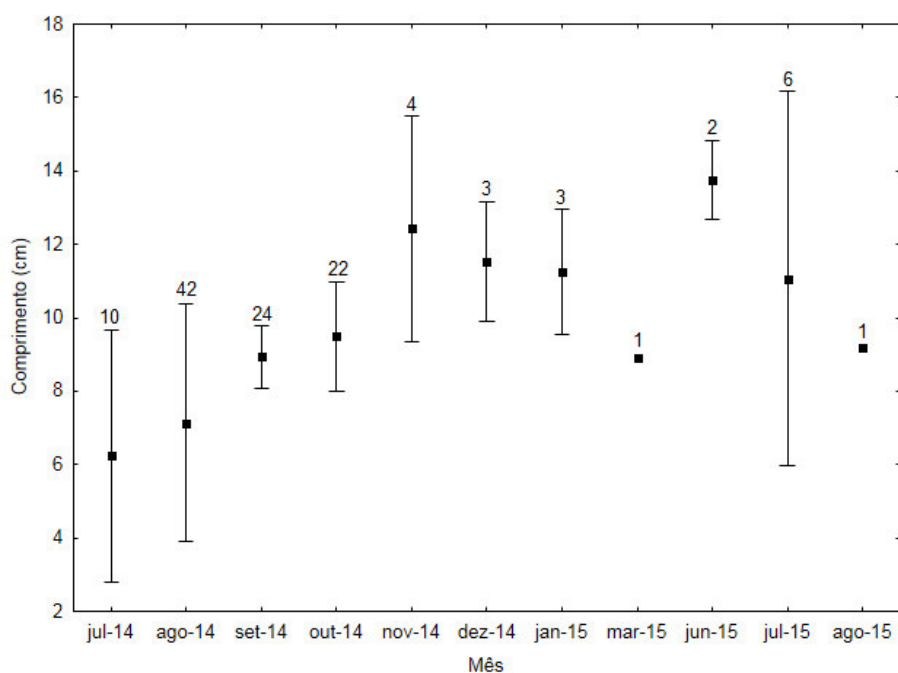


Figura 9 – Comprimento médio (cm \pm DP) dos indivíduos de achigã, capturados na Marina da Lenta, desde Julho de 2014 até Agosto de 2015 ($N_i=118$).

Analisando os comprimentos médios dos achigãs, segundo as diferentes técnicas de amostragem, verifica-se que existem diferenças significativas (Kruskal-Wallis: $H(3, N=222)=147,53$; $p<0,01$). Da pesca elétrica resultaram indivíduos mais pequenos, enquanto com a pesca à cana e rede de tresmalho se conseguiram indivíduos maiores (Tabela 1).

Tabela 1 - Valores médios (\pm DP) do comprimento (cm) dos indivíduos recolhidos entre Setembro de 2014 a Julho de 2015, nos três locais de amostragem, aplicando três metodologias diferentes.

	<i>Marina da Lenta</i>			<i>Lagoa Lapela</i>	<i>Lagoa Cervo</i>
	Nassas	Cana	Rede Tresmalho	Pesca elétrica	Cana
<i>Jul-14</i>	5,8 \pm 1,2				
<i>Ago-14</i>	7,3 \pm 3,7				
<i>Set-14</i>	15,8 \pm 6,7				21,7 \pm 2,5
<i>Out-14</i>	9,5 \pm 1,6				
<i>Nov-14</i>	12,4 \pm 2,9				
<i>Fev-15</i>	20,9 \pm 10,3		25,7 \pm 4,3	6,0 \pm 0,9	
<i>Mar-15</i>		23,5 \pm 4,4			
<i>Abr-15</i>	16,3 \pm 11,3		33,8 \pm 2,1		
<i>Mai-15</i>	15,1 \pm 5,9	23,4		11,0 \pm 3,6	
<i>Jun-15</i>	13,3 \pm 0				
<i>Jul-15</i>	17,5 \pm 2,7	18,5 \pm 1,8			16,5 \pm 0,7

Os valores do peso médio variam entre 0,97 g e 260,00 g, não se verificando diferenças significativas ($F_{10;107}=0,749$; $p>0,05$) ao longo dos meses de amostragem, na Marina da Lenta. Os valores médios mais elevados registaram-se em Novembro ($28,5 \pm 26,4$ g), Junho ($34,4 \pm 3,9$ g) e Julho ($34,4 \pm 57,5$ g) de 2015. Em contrapartida, Julho de 2014 é o mês com o valor do comprimento médio mais baixo ($5,9 \pm 13,4$ g) (Figura 10).

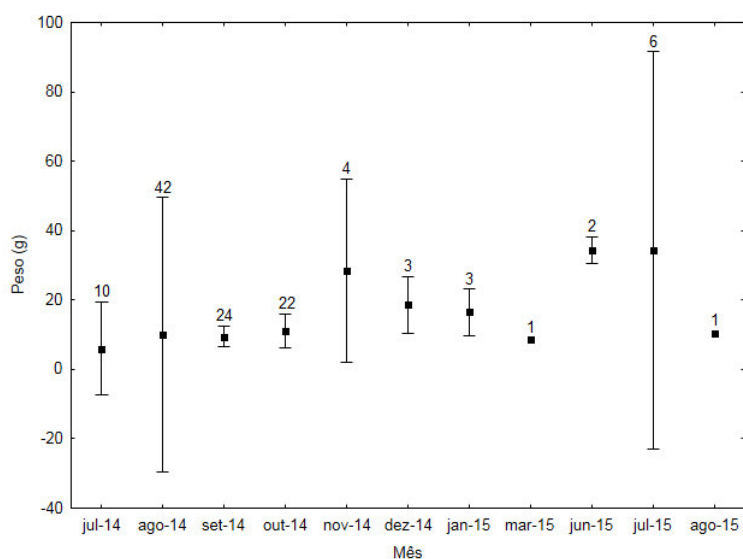


Figura 10 – Peso médio (g \pm DP) dos indivíduos de achigã, capturados na Marina da Lenta ($N_i=118$), de Julho de 2014 a Agosto de 2015.

3.2.2. Condição Física

Com base nos registos históricos, foi calculada a relação peso-comprimento de 840 indivíduos capturados na Marina da Lenta, desde 2007 até 2015, juntamente com as restantes estações de amostragem, no âmbito deste trabalho. Os indivíduos capturados apresentam comprimentos entre 4,0 cm e os 35,2 cm e peso entre 0,64 g e 750,00 g, obtendo-se uma relação peso-comprimento traduzida pela equação: $y = 0,0082x^{3,1789}$ ($R^2=0,9973$) (Figura 11).

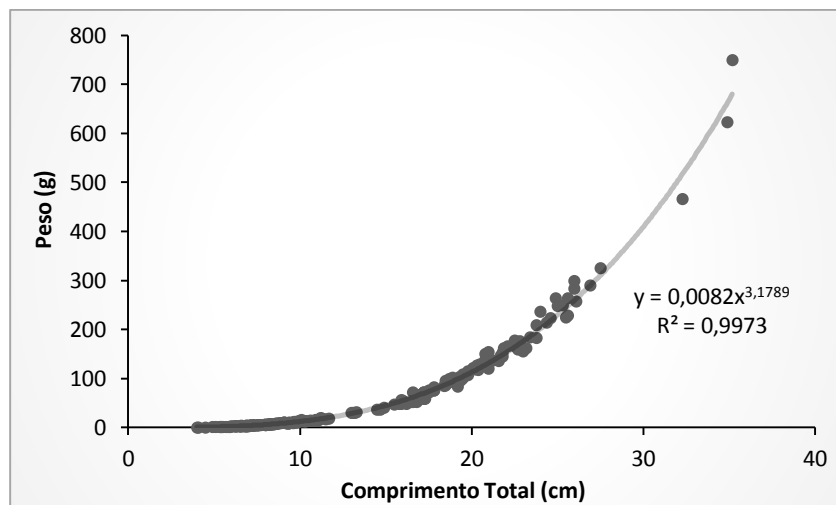


Figura 11 - Relação peso-comprimento dos achigãs capturados de 2007 a 2015.

Fator de condição alométrico (b)

Através do fator de condição alométrico, determinou-se o valor do coeficiente de regressão (b) a partir da relação potencial peso-comprimento, para cada local de amostragem. Quanto aos indivíduos capturados na Marina da Lenta (2014/15), estes possuem comprimentos que variam entre os 4,0 cm e os 35,2 cm e peso entre os 0,64 g e 750,00 g, obtendo-se uma relação peso-comprimento traduzida pela equação $y = 0,0087x^{3,1574}$ (Figura 12).

Os indivíduos capturados na lagoa da Lapela apresentam comprimentos que variam entre 4,5 cm e os 27,5 cm e peso entre 0,965 g e 325,18 g, obtendo-se uma relação peso-comprimento traduzida pela equação $y = 0,0068x^{3,2586}$ (Figura 12).

Dos indivíduos capturados na Marina da Lenta e na Lapela, os valores do coeficiente de regressão (b) são ambos superiores a 3,0, embora os achigãs da Lapela apresentem um valor de $b=3,26$, superior do registado na Marina da Lenta $b=3,16$. Os achigãs capturados apresentam um valor muito próximo de 3,0 (Figura 12).

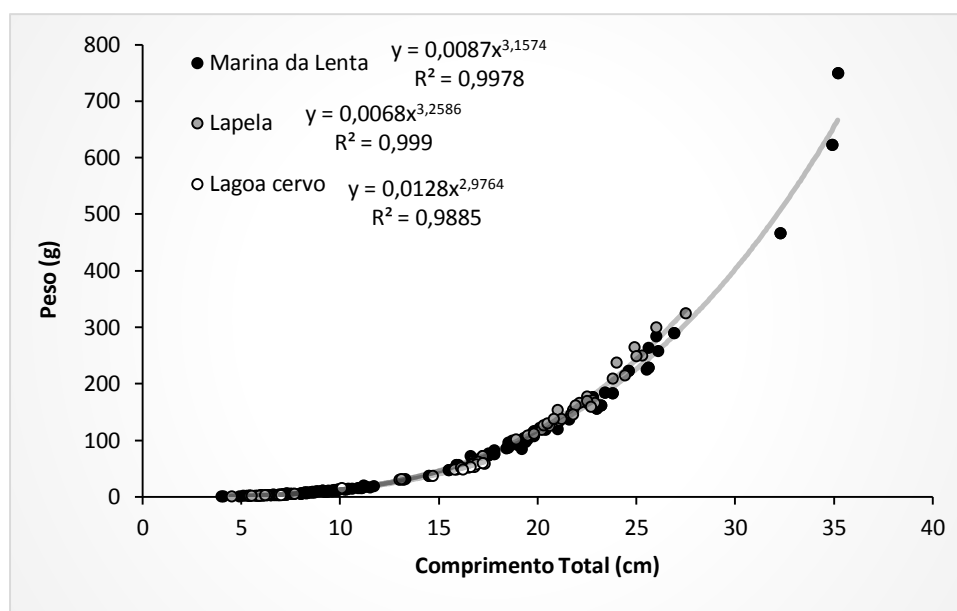


Figura 12 - Relação peso-comprimento dos achigãs capturados na Marina da Lenta ($N_i=166$), na lagoa da Lapela ($N_i=45$) e lagoa Cervo ($N_i=19$), entre 2014 e 2015.

Numa análise mais detalhada, é possível observar algumas diferenças biométricas nos achigãs capturados de diferentes formas. Quanto a comprimentos mais baixos, estes foram registados na pesca elétrica, entre 4,5 cm a 13,1 cm, embora com poucos exemplares ($N=11$), enquanto a rede de tresmalho capturou indivíduos com os maiores comprimentos, entre 22,8 cm a 35,2 cm, mas também com poucos exemplares ($N=9$) (Tabela 2).

A cana foi a metodologia que mais exemplares conseguiu ($N=101$), com indivíduos de diferentes comprimentos, desde os 7,0 cm, aos 27,5 cm. As nassas apresentam indivíduos com uma maior amplitude de comprimentos (4,0 cm - 26,1 cm) e com um número significativo de exemplares ($N=97$). Por conseguinte, o mesmo se aplica ao peso (Tabela 2).

Quanto ao coeficiente de regressão, em todas as metodologias os achigãs apresentam o valor de $b > 3$, o que indica um desenvolvimento alométrico positivo. Os exemplares capturados à cana apresentam o valor mais elevado, seguidos dos achigãs capturados pela pesca elétrica. Os exemplares colhidos pela rede de tresmalho e nassas apresentam um valor de b semelhante (Tabela 2).

Tabela 2 - Coeficiente de regressão segundo o tipo de metodologia aplicada, gama de comprimento e peso (N = número de indivíduos).

<i>Metodologia</i>	N	Comprimento (cm) (mínimo - máximo)	Peso (g) (mínimo - máximo)	Coeficiente de regressão (b)
<i>Tresmalho</i>	9	22,8 - 35,2	156,00 - 750,00	3,16
<i>Nassas</i>	97	4,0 - 26,1	0,64 - 258,00	3,17
<i>Pesca elétrica</i>	11	4,5 - 13,1	0,97 - 31,16	3,28
<i>Cana</i>	101	7,0 - 27,5	3,69 - 325,18	3,35

Separando os resultados pela idade dos indivíduos, até à idade 1⁺ são os machos e os juvenis que tem os valores do coeficiente de regressão (b) mais elevado, comparando com as fêmeas. A partir da idade 2⁺ as fêmeas possuem um valor de $b > 3$, superando os machos e os juvenis. Nesta mesma idade, 2⁺, também se registou o valor mais elevado de b , em ambos os géneros (Tabela 3).

Tabela 3 - Valores do coeficiente de regressão para machos, fêmeas e juvenis, e segundo a idade. (N = número de indivíduos) (* Número insuficiente de indivíduos).

Idade	Machos (N)	Fêmeas (N)	Juvenis (N)	Geral (N)
0+	3,33 (21)	*	3,27 (67)	3,25 (94)
1+	3,11 (8)	2,47 (5)	3,35 (8)	3,11 (21)
2+	3,62 (26)	3,76 (39)		3,7 (67)
3+	2,95 (11)	3,58 (20)		3,41 (31)
Geral	3,19 (66)	3,26 (70)	3,20 (77)	

Fator de condição de Fulton (k)

Através do fator de condição de Fulton (K), calculou-se a condição física para ambos os gêneros dos indivíduos de achigã, não apresentando diferenças significativas entre machos e fêmeas ($F_{1;140}=3,96$; $p=0,05$), mas sim ao longo dos meses de amostragem ($F_{8;133}=3,89$; $p<0,01$). Em Setembro 2014, Abril e Maio 2015 verificaram-se valores superiores de K das fêmeas em relação aos machos. O maior valor registado para as fêmeas foi em Abril ($K=1,63$) e o menor foi em Outubro ($K=1,19$). Quanto aos machos, o maior valor registado foi em Fevereiro ($K=1,49$) e o menor valor registado foi em Outubro ($K=1,18$) (Figura 13).

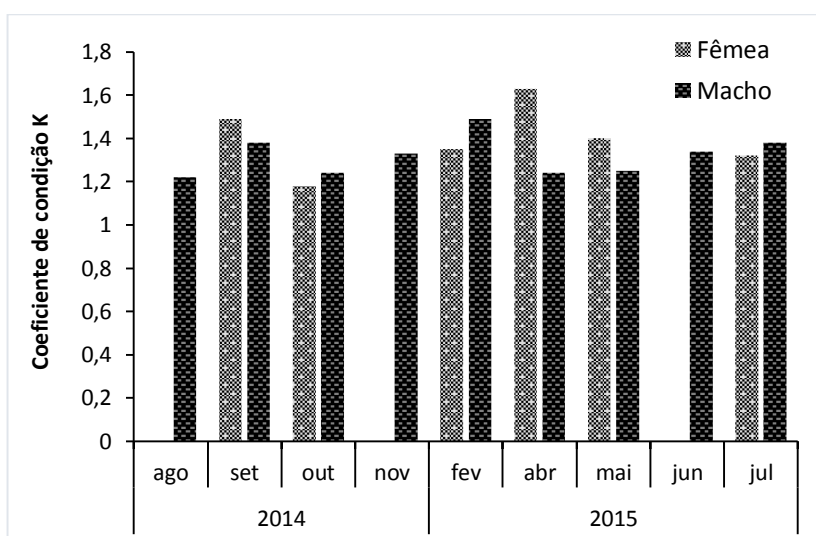


Figura 13 - Coeficiente da condição k dos indivíduos de achigã, entre fêmeas (N=73) e machos (N=69), ao longo dos meses de amostragem.

Entre sexos e para o conjunto das idades dos indivíduos capturados nos mesmos meses, não se verificou diferenças significativas (teste t; $p= 0,05$) para a condição física (1,34 para os machos e 1,39 para as fêmeas) (Tabela 4).

Tabela 4 – Média e desvio padrão (\pm DP) do fator de condição entre sexos e idade (N=número de indivíduos; p = nível de significância para o teste t – Student).

Idade	Machos			Fêmeas			t	p
	N	Média	DP	N	Média	DP		
0	21	1,207	0,108	6	1,188	0,107	0,38	0,71
1	8	1,269	0,097	4	1,254	0,096	0,25	0,81
2	26	1,414	0,123	39	1,349	0,125	2,05	0,05
3	12	1,430	0,068	21	1,516	0,126	-2,18	0,03
4	1	1,489		1	1,563			
5	1	1,386		2	1,593	0,180		
Total	69	1,337	0,144	73	1,389	0,161	-1,99	0,05

Modelo de von Bertalanffy

Os parâmetros da curva de crescimento utilizando o modelo de von Bertalanffy foram $L_{\infty} = 40,52$ cm ($\pm 3,01$), $k = 0,23$ ($\pm 0,03$), $t_0 = -0,93$ e $\Phi = 2,58$ (Figura 14) (Tabela 1 – Anexo).

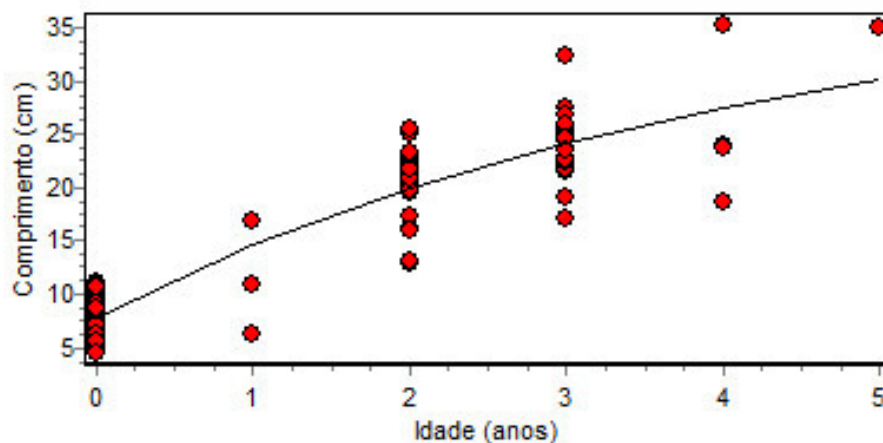


Figura 14 – Modelo de crescimento von Bertalanffy para o achigã.

3.2.3. Proporção entre Sexos, Índice Gonadossomático e Hepatosomático

Dos 222 indivíduos capturados apenas foi possível identificar o gênero em 142 indivíduos (64,3%), dos quais 73 indivíduos (51%) eram fêmeas e 69 indivíduos (49%) eram machos. Os restantes 79 eram ainda juvenis (imaturos). Ao analisar a frequência da captura de fêmeas e machos, verificou-se que não há diferenças significativas ($X^2=0,11$; $p=0,74$) ao longo do período de amostragem (Figura 15).

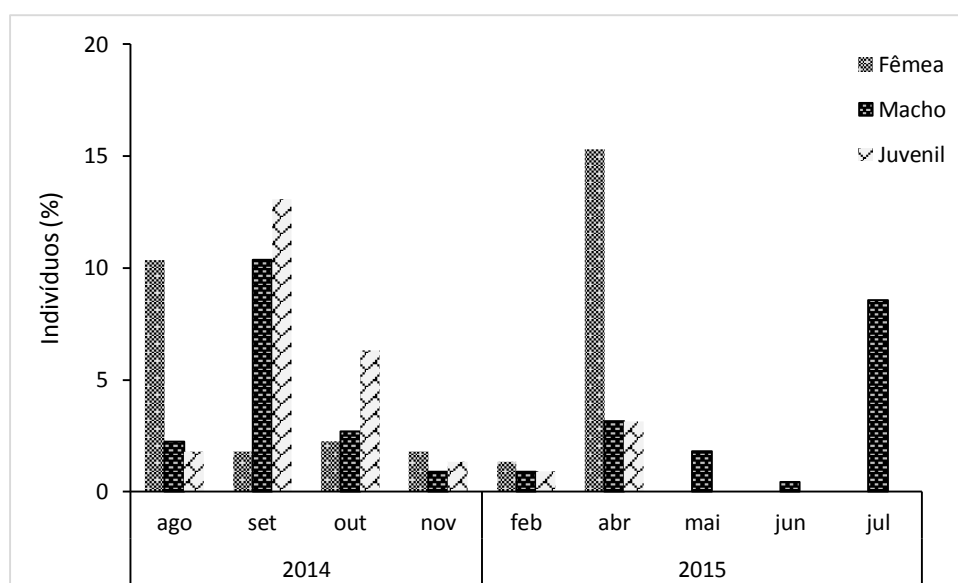


Figura 15 – Capturas em porcentagem de fêmeas e machos de achigã, durante os meses de amostragem ($N_i=221$).

São ainda apresentadas a frequência de captura segundo o gênero e local. É possível verificar uma maior porcentagem de captura na Marina da Lenta (70,7%), com maior incidência nos juvenis (32%). Na lagoa da Lapela e na lagoa do Cervo, as porcentagens de captura são mais baixas (19,9% e 9,5% respectivamente) (Figura 16).

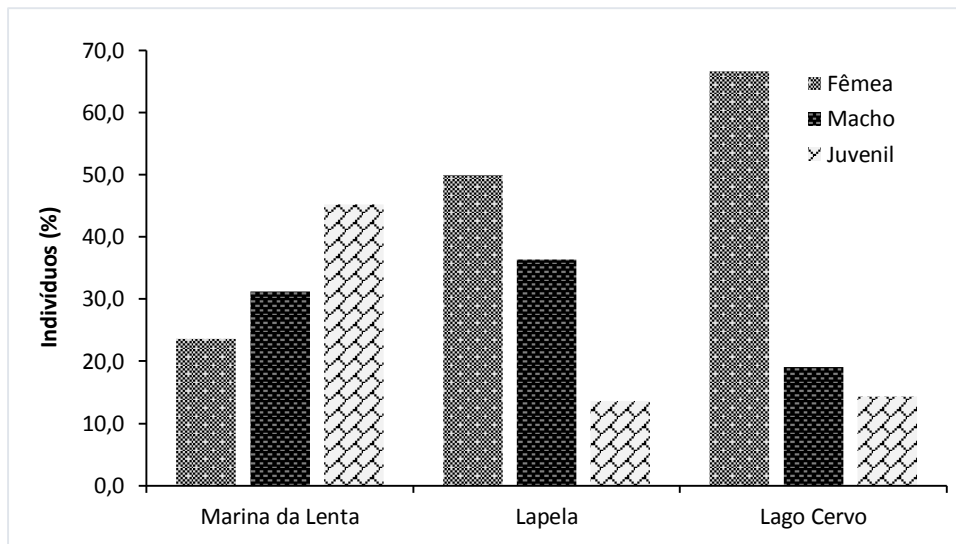


Figura 16 – Percentagem de machos, fêmeas e juvenis capturados nos diferentes locais de amostragem (ML, $N_i=157$; LA, $N_i=45$; LC, $N_i=20$).

Quanto ao índice gonadossomático, o valor mais elevado para as fêmeas, registou-se no mês de Abril ($6,36 \pm 1,2 \%$), seguido de Maio ($1,64 \pm 2,48 \%$) e Fevereiro 2015 ($1,35 \pm 1,07 \%$). O valor mais baixo registou-se em Outubro 2014 ($0,13 \pm 0,03 \%$). As fêmeas apresentam variações significativas de IGS ($F_{5;72}=79,09$; $p<0,01$) ao longo dos meses de amostragem. Nos meses de Novembro e Junho não foram capturadas fêmeas. No caso dos machos também apresenta diferenças significativas ao longo dos meses ($F_{7;53}=7,41$; $p<0,01$), mantendo-se com valores significativamente inferiores ao das fêmeas ($F_{1;123}=9,99$; $p<0,001$). Entre Fevereiro e Maio registaram-se os valores mais elevados de IGS, e o valor máximo foi registado em Fevereiro ($0,46\% \pm 0,05$), e os valores mais baixos em Junho ($0,09\%$) e em Julho ($0,09\% \pm 0,06$) (Figura 17).

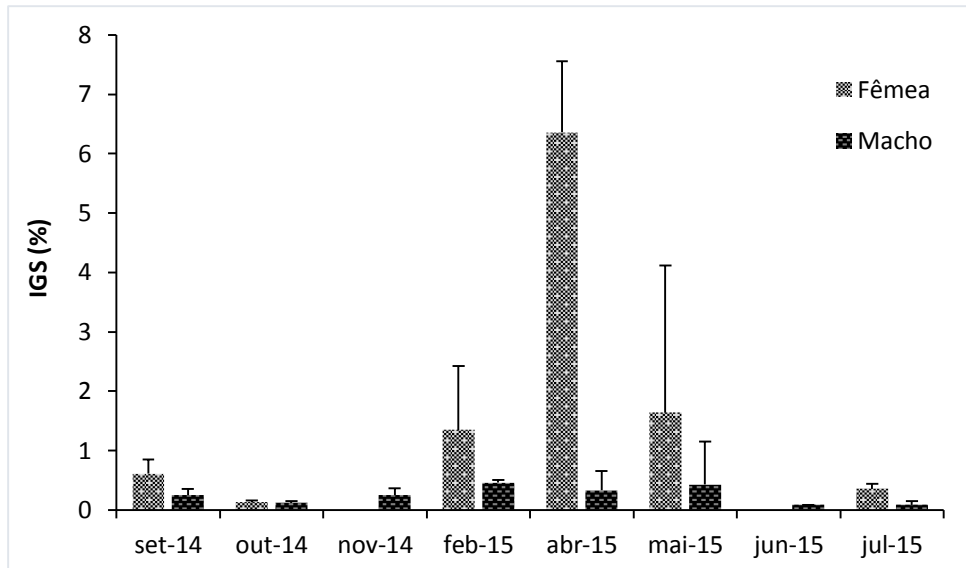


Figura 17 – Valores médios (\pm DP) do IGS dos indivíduos de achigã capturados ao longo dos meses de amostragem (F, $N_i=72$; M, $N_i=53$).

O índice hepatossomático foi calculado para 93 indivíduos capturados, machos, fêmeas e juvenis. As fêmeas apresentam no geral o IHS mais elevado, principalmente no mês de Abril. Nos restantes meses, não se verificam diferenças significativas entre machos, fêmeas e juvenis ($F_{2,89}=1,52$, $p>0,05$) (Figura 18).

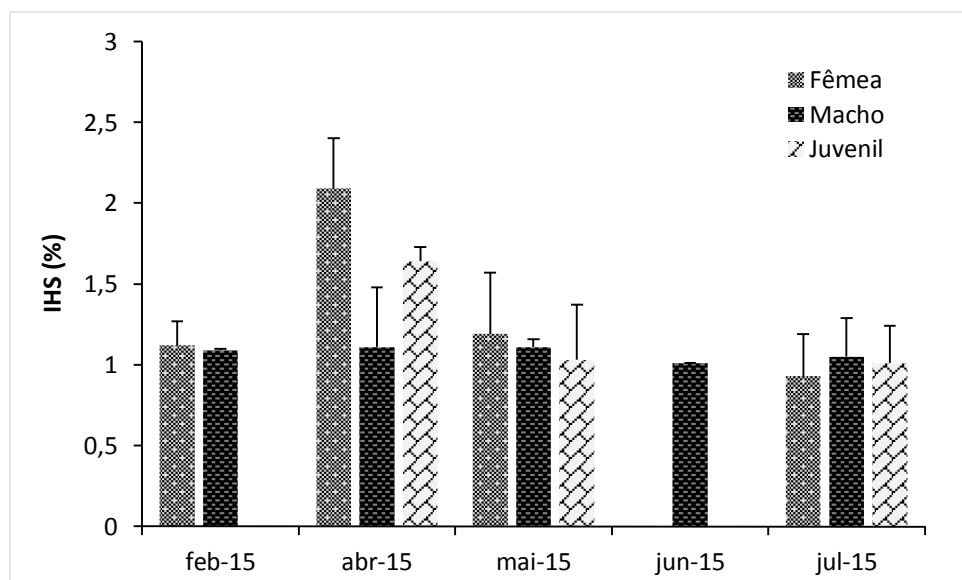


Figura 18 - Valores médios do IHS dos indivíduos de achigã capturados ao longo dos meses de amostragem em 2015 (F, $N_i=46$; M, $N_i=33$; J, $N_i=13$).

3.2.4. Idade e crescimento

O comprimento total dos indivíduos variou entre os 4,5 cm e os 35,2 cm, e o comprimento anterior da escama variou entre os 0,03 cm e os 0,44 cm. Dessa relação obteve-se equação $y = 69,832x + 2,4586$ ($R^2=0,975$) (Figura 19).

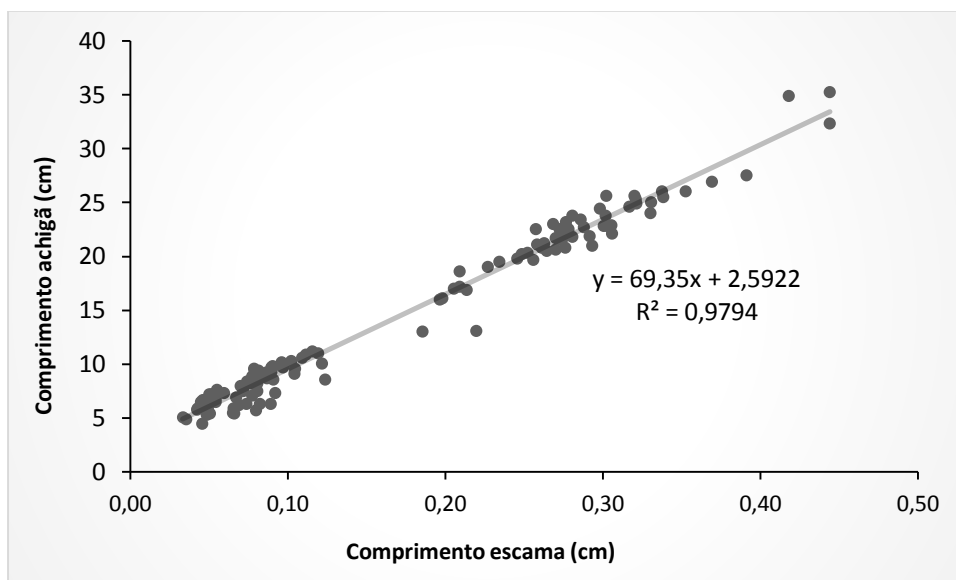


Figura 19 – Relação entre comprimento total do achigã e o comprimento anterior das escamas ($N_i=120$).

A relação entre o comprimento total dos indivíduos e a idade é expressa pela seguinte equação $y = 5,3681x + 8,0978$ ($R_2=0,8685$) (Figura 20).

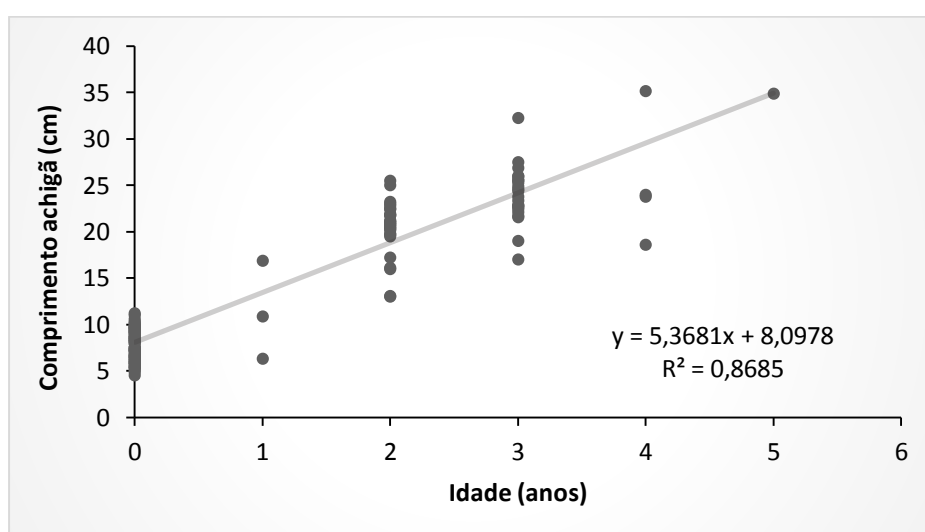


Figura 20 – Relação entre comprimento total e a idade ($N_i=120$).

Após análise da idade, verificou-se que os peixes com idade 0⁺ têm comprimentos compreendidos entre os 4,5 cm e 11,2 cm, dada a ausência do anel anual. No primeiro ano de vida, os comprimentos variam entre os 6,3 cm e 16,9 cm; segundo ano entre os 13 cm e 25,5 cm; no terceiro ano entre os 17 cm e 32,3 cm; no quarto ano entre os 18,6 cm e 35,2 cm; e no quinto ano o único valor registado tinha 34,9 cm. Existem sobreposições de comprimentos dos peixes para a mesma idade, indicando que será nesses comprimentos onde há variação da idade (Figura 21).

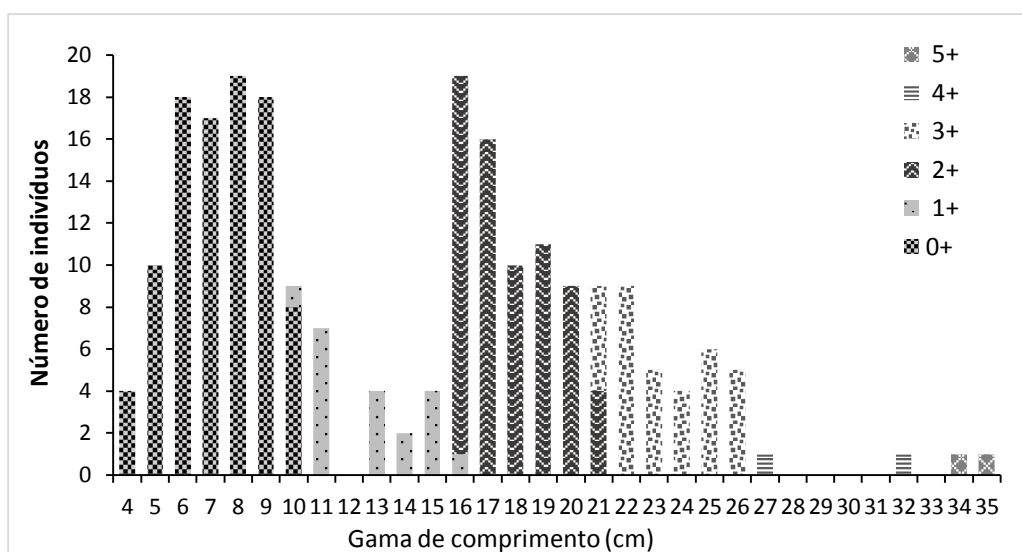


Figura 21 - Diferentes classes etárias representadas segundo o comprimento do peixe (0⁺, N_i=94; 1⁺, N_i=19; 2⁺, N_i=68, 3⁺, N_i=34, 4⁺, N_i=2, 5⁺, N_i=2) (N_t=219).

Dos 222 indivíduos capturados, foram selecionados 186 achigãs para análise dos pares de otólitos correspondentes. No total foram medidos 372 otólitos pelo eixo menor, com comprimentos entre 0,078 cm e 0,53 cm, e pelo eixo maior, com comprimentos entre 0,125 cm e 0,995 cm. A relação entre o comprimento horizontal e vertical é $y = 0,5143x^{0,9418}$ ($R^2 = 0,9897$), e a relação para com o comprimento total dos indivíduos é de $y = 30,909x^{1,0849}$ ($R^2=0,9782$) e de $y = 65,737x^{1,1441}$ ($R^2=0,9751$), respetivamente (Figura 22).

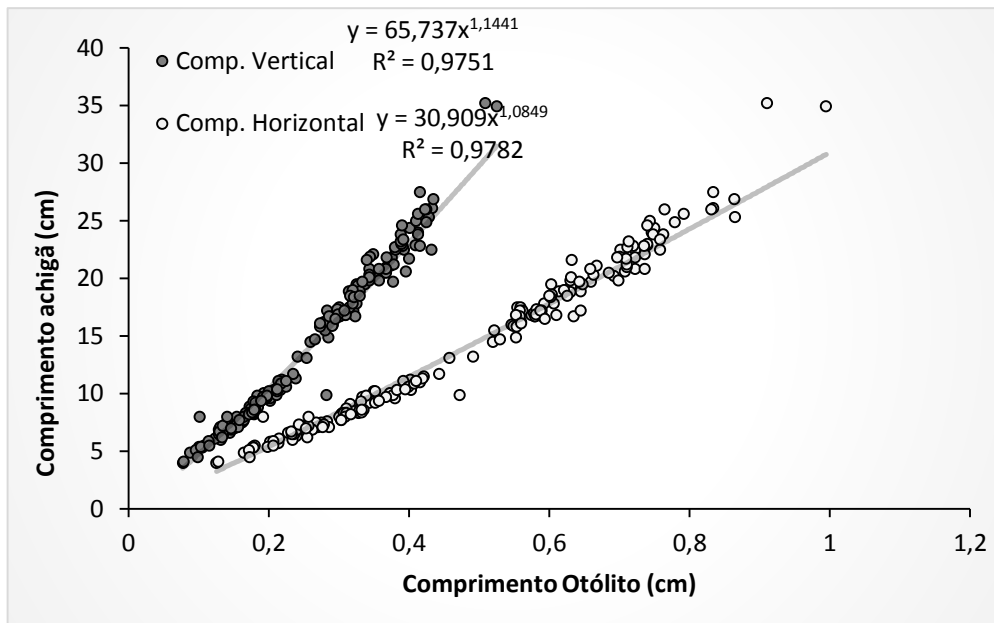


Figura 22 - Relação do comprimento total do achigã e o comprimento do otólito horizontal e vertical ($N_i=186$).

Após análise individual das escamas e dos otólitos estabeleceu-se a relação do comprimento de ambos, expressas pelas seguintes equações $y = 0,8533x^{0,6446}$ para o eixo menor (vertical) e $y = 0,4431x^{1,4193}$ para o eixo maior (horizontal) (Figura 23).

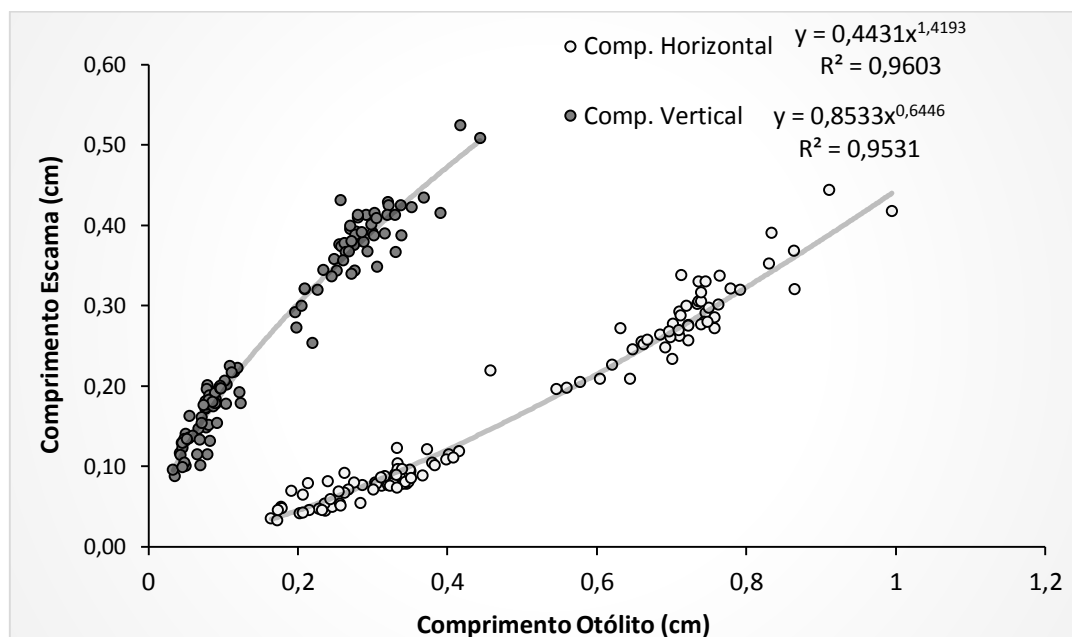


Figura 23 - Relação do comprimento anterior da escama com o comprimento vertical e horizontal dos otólitos ($N_i=112$).

Da relação obtida entre o comprimento do peixe e o comprimento anterior da escama ($y = 69,832x + 2,4586$) ($R^2=0,975$), determinou-se o comprimento do achigã por retrocálculo, utilizando as medições dos anéis nas escamas. Através da medição do primeiro anel, verifica-se um aumento do comprimento dos indivíduos ao longo da idade, variando entre os 4,2 cm e 16,2. Na medição do segundo anel (II annulus) a variação de comprimentos é menor, entres os 11,9 cm e os 19,4 cm, com aumento do comprimento ao longo da idade. Para o terceiro, quarto e quinto anel (III, IV e V annulus) as variações são menos expressivas, tendo em atenção que para a idade 1+, 4+ e 5+ o número de exemplares analisados é muito baixo (Tabela 5).

Tabela 5 - Retrocálculo do comprimento (cm) em função da idade e dos anéis das escamas ($N_i=56$).

Idade	<i>Annulus</i>					
	N	I	II	III	IV	V
1+	3	4,2				
2+	27	6,4	11,9			
3+	21	9,1	14,5	18,3		
4+	4	10,8	14,5	17,6	17,5	
5+	1	16,2	19,4	21,9	24,8	26,9
Geral	56	7,8	13,3	18,4	19,3	26,9

Ao analisar o mesmo tipo de dados entre géneros, é possível observar, com base nas medições do *annulus* I, II e III, poucas diferenças no comprimento obtido para as fêmeas e os machos, e semelhantes aos valores gerais. Para o *annulus* IV a diferença é mais relevante. O número de machos e fêmeas difere um pouco, principalmente na análise do IV e V *annulus* (Tabela 6).

Tabela 6 - Retrocálculo do comprimento (cm) em função do género e dos anéis das escamas ($N_i=56$).

	<i>Annulus</i>					
	N	I	II	III	IV	V
Fêmeas	31	8,3	13,4	19,2	21,3	26,9
Macho	22	7,3	13,5	17,1	13,4	
Geral	56	7,8	13,3	18,4	19,2	26,9

3.2.5. Análise da dieta

Foram analisados 222 estômagos de achigãs, dos quais 36,9% (82 indivíduos) não possuíam qualquer presa e 63,1% (140 indivíduos) apresentavam vestígios ou presas inteiras no seu interior, com possibilidade de identificação.

Analisado o conteúdo estomacal, no total foram contabilizados 18 grupos taxonômicos. Os grupos taxonômicos mais representativos na Marina da Lenta foram Amphipoda, **Corixidae** e Decapoda, com uma menor percentagem de teleósteos como peixe-rei (**Atherinidae**) e verdemã (**Cobitidae**). O grupo “Outros” constitui todos os grupos taxonômicos consumidos em menor percentagem, como pequenos crustáceos (**Chydoridae**; **Cyclopidae**; **Chironomidae**), insetos (Odonata; Zygoptera larva; Megaloptero) e também outros teleósteos como por exemplo a carpa (**Cyprinidae**) ou então exemplares ainda no estado larvar (Figura 24).

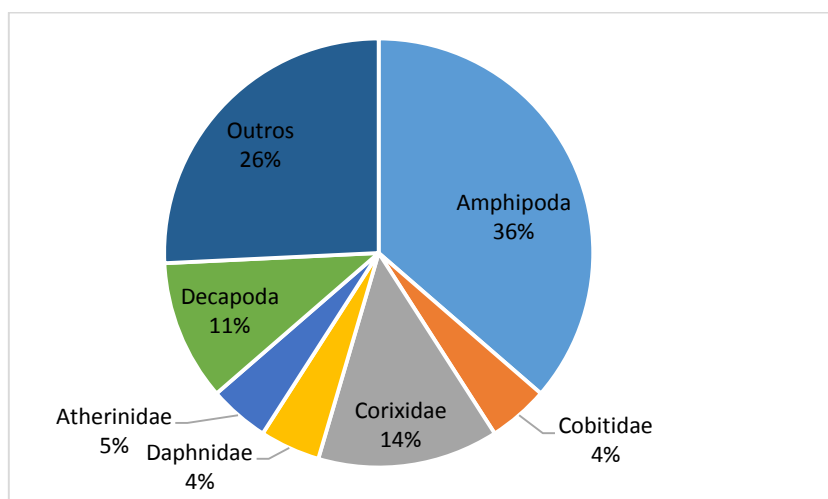


Figura 24 - Principais grupos faunísticos presentes na dieta de *Micropterus salmoides*, capturados na Marina da Lenta.

No caso da Lapela, a ordem Amphipoda constitui o grande grupo da alimentação dos achigãs, sendo os restantes grupos constituídos por insetos e pequenos crustáceos como **Chydoridae** e **Chironomidae**. O verdemã (**Cobitidae**) representa um dos itens principais dentro dos teleósteos. O grupo “Outros” engloba ainda o consumo de peixe-rei (**Atherinidae**), e larvas de peixe, assim como outros insetos (Figura 25).

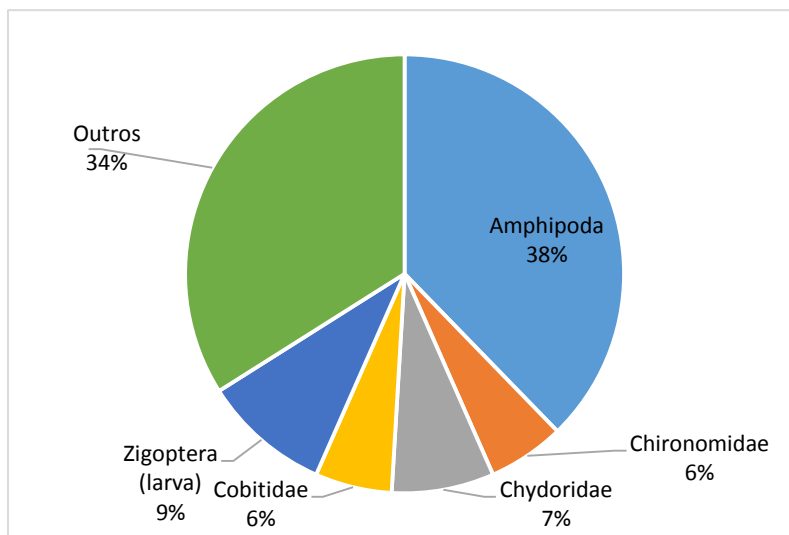


Figura 25 - Principais grupos faunísticos presentes na dieta de *Micropterus salmoides*, capturados na lagoa da Lapela.

Na lagoa do Cervo a alimentação centrou-se principalmente em insetos da família **Corixidae** e da subordem Zoptera larva. Em menores quantidades surge ainda pequenos crustáceos como **Chydoridae** e **Chironomidae**, e outros insetos como **Nematocera** e Odonata (Figura 26).

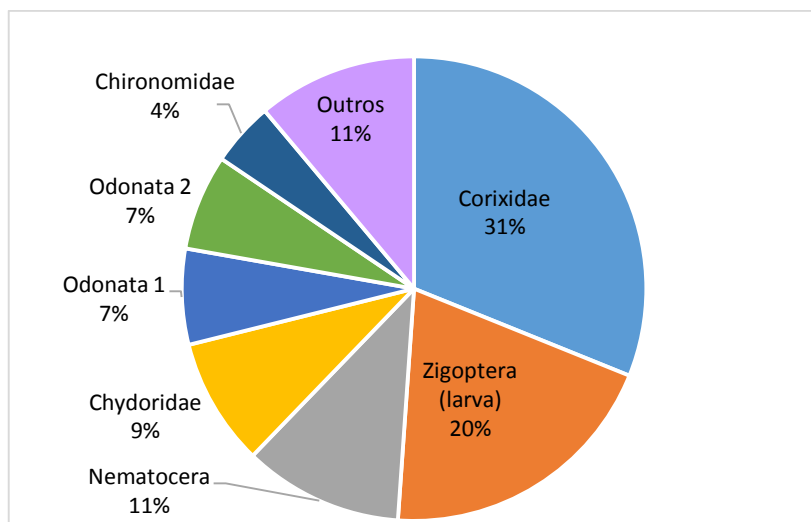


Figura 26 - Principais grupos faunísticos presentes na dieta de *Micropterus salmoides*, capturados na lagoa do Cervo.

Para os indivíduos capturados em todos os locais de amostragem (Figura 27) e na Marina da Lenta (Figura 28), foi relacionado o grupo faunístico com a idade dos achigãs, apresentando poucas diferenças a nível do grupo taxonômico dada a composição maioritária dos achigãs provenientes da Marina da Lenta

Desse modo, a facilitar a interpretação dos dados, os grupos taxonômicos foram divididos em três grupos principais: Crustáceos, Peixes e Insetos. Na fase juvenil, entre a idade 0⁺ e 1⁺, os achigãs apresentaram preferência pelos crustáceos (Amphipoda, **Daphnidae**, **Chydoridae**) e insetos (**Corixidae**, **Cyclopidae**, Colurella, **Arachnidae**, **Chironomidae**, Zígotera larva, Odonata). Entre a idade 1⁺ e 2⁺ verificou-se um decréscimo de ambos os grupos, acompanhada da introdução do consumo de peixes como peixe-rei, verdemã e carpa. No entanto, o índice de ocorrência dos crustáceos volta a subir devido à introdução do consumo de lagostim-vermelho (Decapoda). O consumo de insetos permanece constante, com a introdução de Anisoptera larva e Megaloptera na dieta. Na idade 4⁺ e 5⁺ o índice de ocorrência diminui devido ao diminuto número de exemplares capturados.

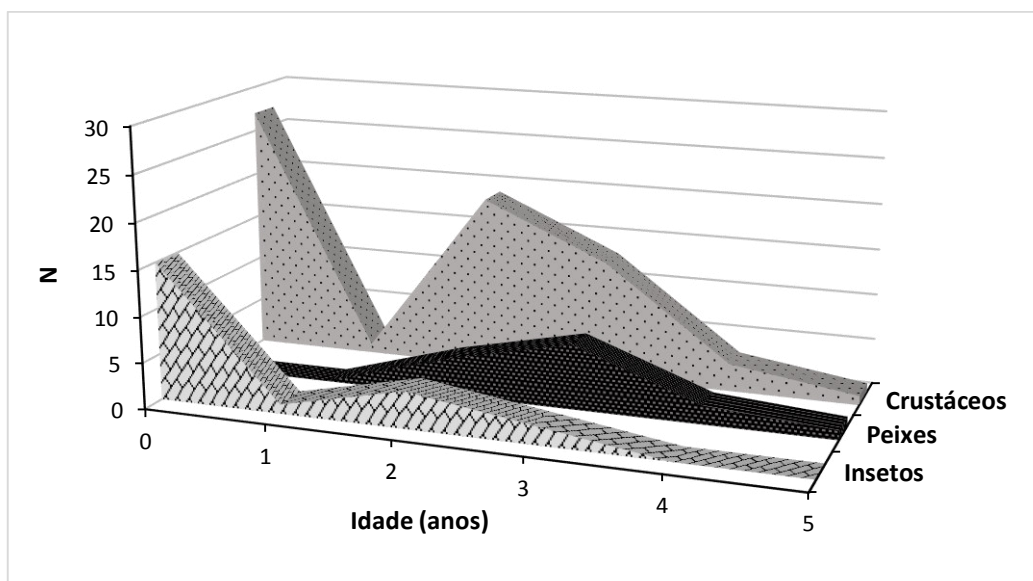


Figura 27 - Número de indivíduos de *Micropterus salmoides* e respectivos grupos faunísticos presentes no estômago, por classe de idade e no conjunto dos locais de amostragem ($N_t=130$).

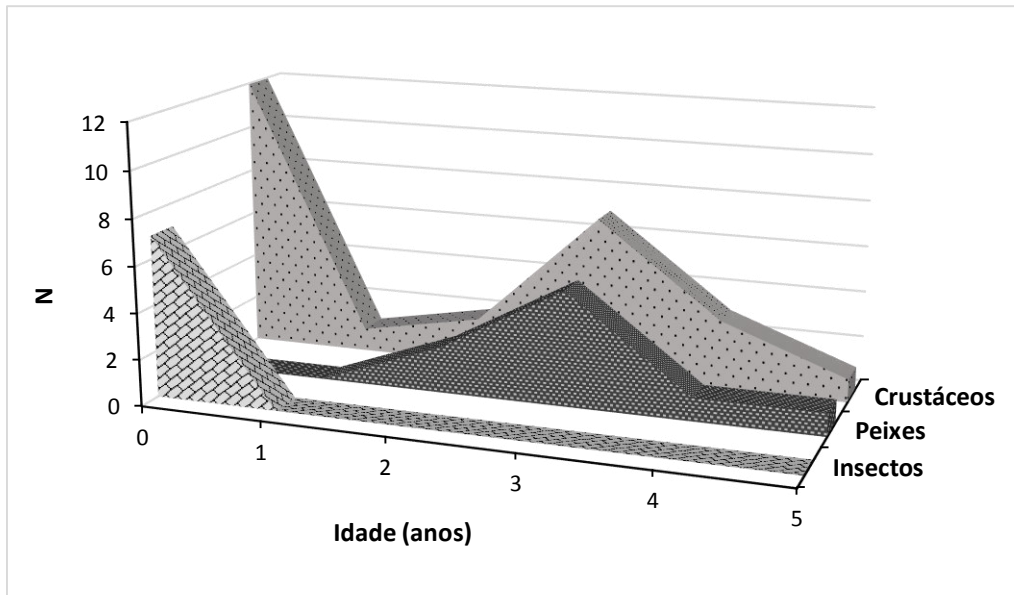


Figura 28 - Número de indivíduos de *Micropterus salmoides* e respectivos grupos faunísticos presentes no estômago, por classe de idade, na Marina da Lenta ($N_T=130$).

3.3. Caracterização Biótica da perca-sol

3.3.1. Abundância

Na Marina da Lenta, a presença de exemplares de perca-sol começou a ser notória a partir de Julho de 2013, com valores máximos de 0,48 ind/nassas/dia (CPUE). Após um longo período de ausência, entre Dezembro de 2013 a Julho de 2014, voltaram a surgir exemplares na mesma época que no ano anterior. No entanto, em 2014, os picos máximos de captura registaram-se em Outubro, com um CPUE de 0,67 e Novembro com um CPUE de 0,71, numa altura em que as temperaturas caíram para os 14°C, menos 10°C que no mês de Julho. Em 2015 deu-se um aumento acentuado nos valores de abundância, principalmente durante os meses de verão, com valores máximos de CPUE de 3,11 em Julho e CPUE de 3,71 em Setembro. No total foram capturados 2039 indivíduos, utilizando as nassas como arte de captura (Figura 29).

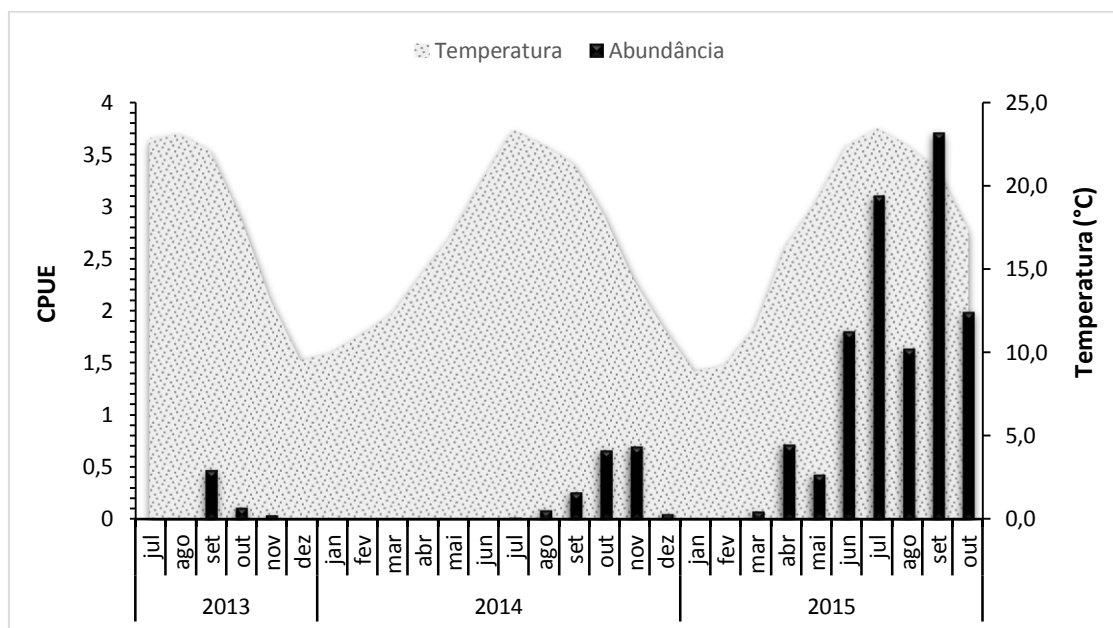


Figura 29 - Abundância dos indivíduos de achigã durante 3 anos de captura, em função da temperatura registada, na Marina da Lenta.

Durante o período de amostragem de Julho de 2014 até Outubro de 2015, foram capturados 1077 indivíduos, dos quais 1050 (97,5%) foram capturados na Marina da Lenta com nassas, e 27 (2,5%) capturados na lagoa da Lapela com pesca elétrica. Dos indivíduos capturados na Marina da Lenta, analisou-se o comprimento médio no período de amostragem (Figura 300).

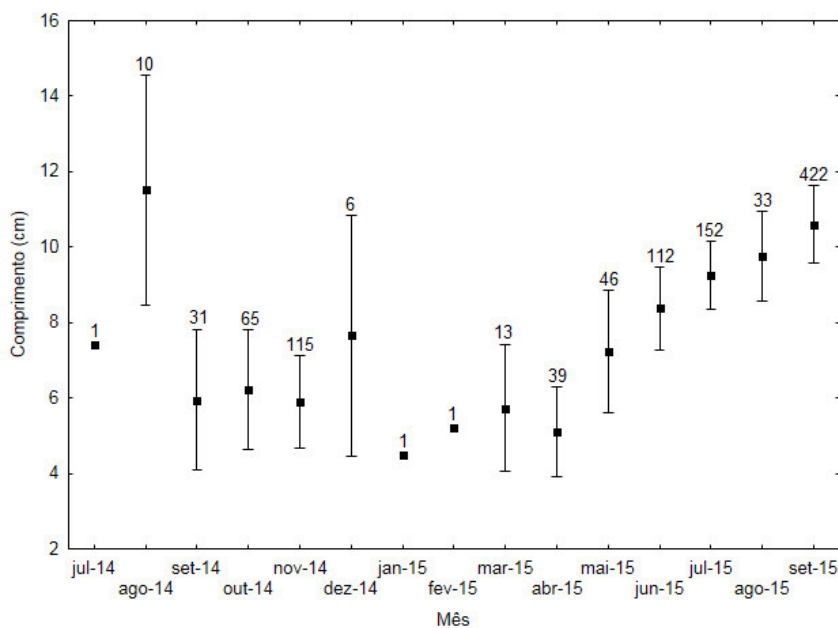


Figura 300 - Comprimento médio (cm \pm DP) dos indivíduos de perca-sol, capturados na Marina da Lenta, desde Julho de 2014 até Outubro de 2015 ($N_i=1047$).

Também foi analisado o valor do comprimento médio para os indivíduos capturados na lagoa da Lapela, com quatro amostragens registadas. Ao longo dos meses de captura, o comprimento médio variou entre os 3,1 cm e 14,4 cm. Entre Julho de 2014 a Janeiro de 2015, verifica-se uma diminuição da média dos comprimentos, seguida subida progressiva entre Fevereiro a Outubro de 2015. Verifica-se assim diferenças significativas ($F_{14;1032}=193,53$; $p<0,001$) nos comprimentos das percas ao longo do período de amostragem (Tabela 7). A frequência relativa dos comprimentos entre o mês de Março a Outubro de 2015 encontram-se discriminados na Figura 2 (Anexo).

Tabela 7 - Valor médio (cm \pm DP) do comprimento (cm) dos indivíduos recolhidos na Lapela durante as quatro amostragens realizadas nos meses de 2014 e 2015.

Local	Tipo de amostragem	Meses de Amostragens			
		Out 2014	Nov 2014	Dez 2014	Abril 2015
Lapela	Pesca elétrica	3,42 \pm 0,32	2,90	2,60	4,51 \pm 0,21

Os valores do peso médio variaram entre 0,30 g e 66,56g, verificando-se diferenças significativas ($F_{14;1032}=193,5349$; $p<0,01$) ao longo dos meses de amostragem. Os valores médios mais elevados registaram-se em Agosto de 2014 ($38,9 \pm 21,34$ g), enquanto nos restantes meses os valores são mais baixos, registando um aumento do peso médio entre Maio e Setembro de 2015 (Figura 31).

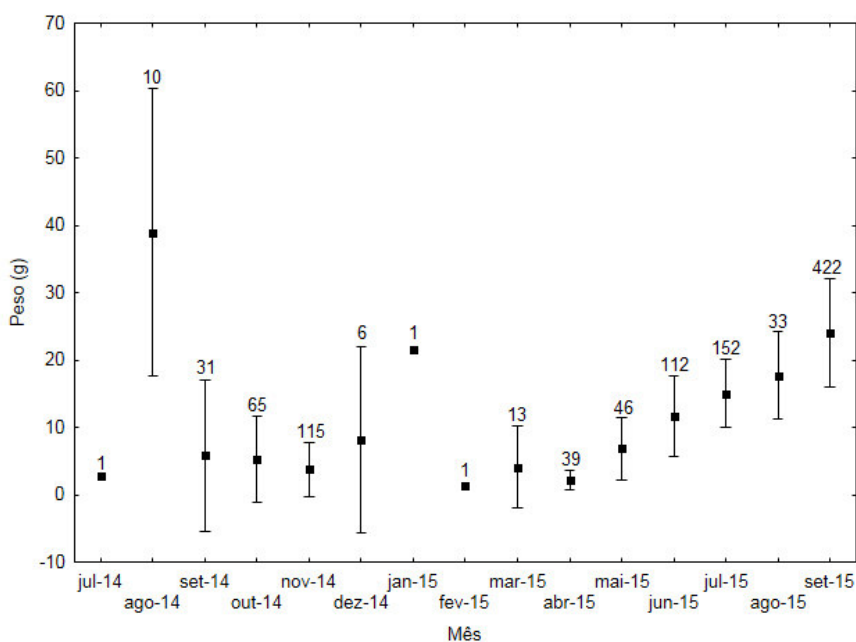


Figura 31 – Peso médio (g \pm DP) dos indivíduos de perca-sol, capturados na Marina da Lenta ($N_i=1049$), de Julho de 2014 a Outubro de 2015.

3.3.2. Condição Física

Com base nos registos históricos, foi calculada a relação peso-comprimento de 1944 indivíduos de perca-sol, capturados na Marina da Lenta, desde 2013 até 2015, juntamente com os indivíduos capturados na Lapela. Os valores de comprimento variam entre 4,0 cm e 15,2 cm e o peso entre 0,99 g e 73,00 g, obtendo-se a relação $y = 0,0106x^{3,2363}$ ($R^2=0,979$) (Figura 32).

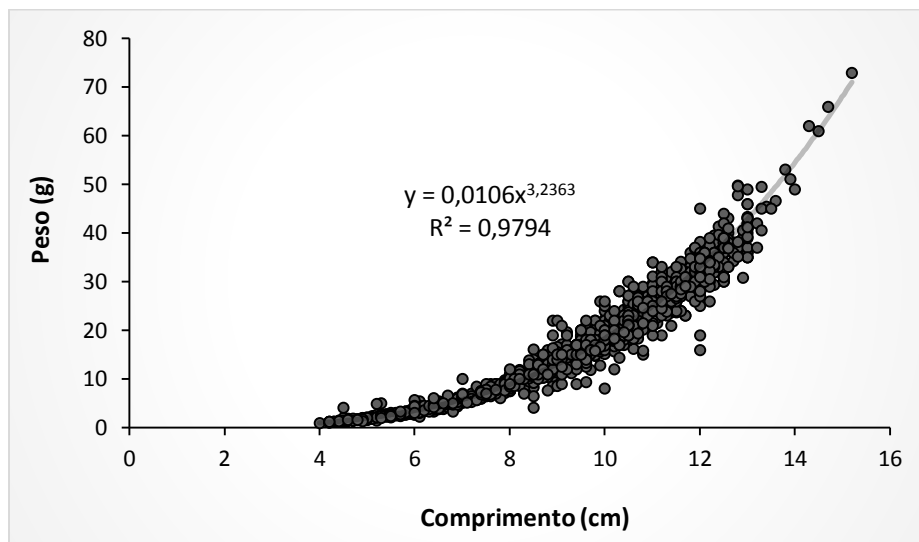


Figura 32 - Relação peso-comprimento das perca-sol capturados entre 2013 a 2015.

Fator de condição alométrico (b)

Através do fator de condição alométrico, determinou-se o valor do coeficiente de regressão (b) a partir da relação potencial peso-comprimento, para cada local de amostragem. Na Marina da Lenta foram utilizadas as nassas e na Lapela recorreu-se à pesca elétrica. Os indivíduos capturados na Marina da Lenta possuem comprimentos que variam entre os 3,1 cm e os 14,7 cm e peso entre os 0,30 g e 66,56 g, obtendo-se uma relação peso-comprimento $y = 0,0085x^{3,3488}$ ($R^2=0,99$). Os indivíduos capturados na lagoa da Lapela apresentam comprimentos que variam entre 2,6 cm e os 4,8 cm e peso entre 0,21 g e 1,81 g, obtendo-se uma relação peso-comprimento $y = 0,0068x^{3,2586}$ ($R^2=0,98$) (Figura 33).

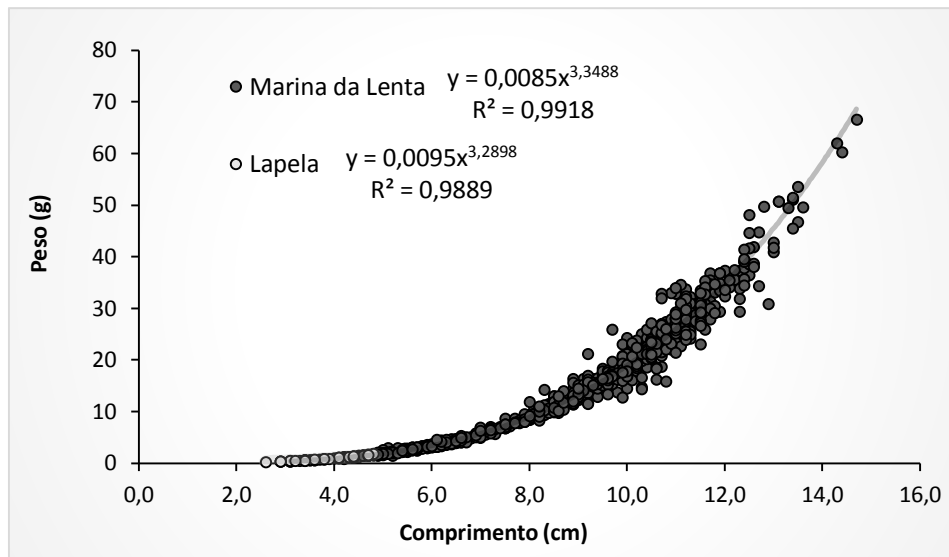


Figura 33 - Relação peso-comprimento dos indivíduos de perca-sol capturados na Marina da Lenta ($N_i=1050$) e na Lapela ($N_i=27$), entre 2014 e 2015.

Separando os resultados pela idade dos indivíduos, verifica-se que as fêmeas possuem os valores do coeficiente de regressão (b) mais elevados, comparando com os machos. Na idade, 1^+ registou-se o valor mais elevado de b , em ambos os géneros. No geral, todos apresentam valores $b > 3$, com exceção das fêmeas na idade 2^+ , o que indica um crescimento alométrico positivo (Tabela 8).

Tabela 8 - Valores do coeficiente de regressão para machos, fêmeas e juvenis, e segundo a idade (N = número de indivíduos).

Idade	Machos (N)	Fêmeas (N)	Juvenis (N)	Geral (N)
0+	3,23 (143)	3,29 (146)	3,36 (28)	3,27 (317)
1+	3,24 (218)	3,37 (309)		3,32 (530)
2+	3,21 (108)	2,97 (117)		3,06 (226)
Geral	3,35 (471)	3,34 (573)	3,33 (32)	3,34 (1075)

Fator de condição de Fulton (k)

No caso da perca-sol, o valor da condição física determinado através do fator de condição de Fulton, demonstrou que não existem diferenças significativas entre os gêneros ($F_{1;1042}=2,68$; $p>0,05$). No entanto, ao longo dos meses de amostragem, tanto as fêmeas ($F_{12;560}=43,10$; $p<0,01$) como os machos ($F_{13;457}=28,76$; $p<0,01$) apresentam diferenças significativas. No geral, verifica-se uma ligeira superioridade de k das fêmeas em relação aos machos, com exceção de Novembro e Abril. Em Agosto de 2014 atingiram-se os maiores valores para os machos ($k=2,01$) e fêmeas ($k=2,13$). O mês com menor coeficiente de condição foi em Abril para as fêmeas ($k=1,43$) e em Dezembro para os machos ($k=1,43$) (Figura 34).

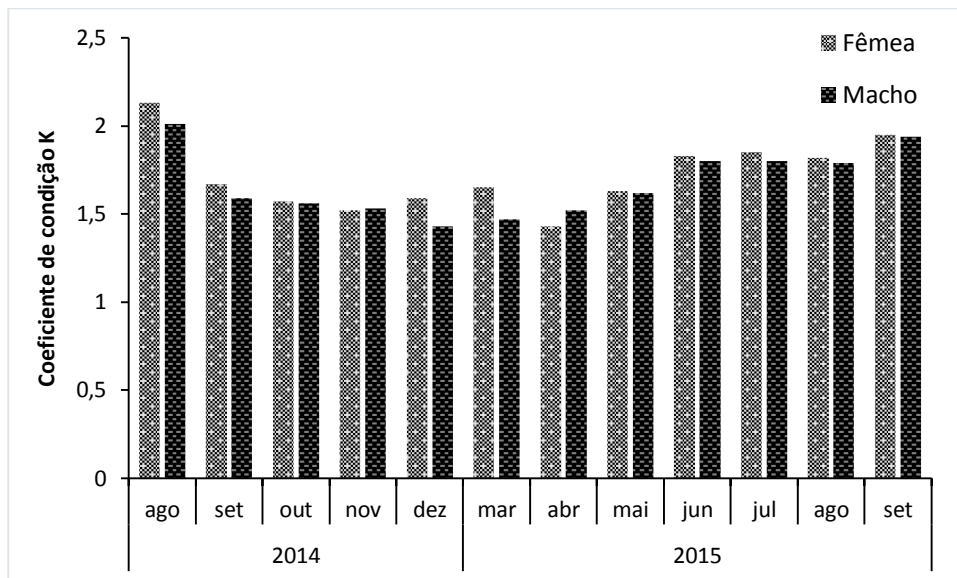


Figura 34 - Coeficiente da condição k dos indivíduos de perca-sol, entre fêmeas (N=573) e machos (N=470), ao longo dos meses de amostragem.

Entre sexos e para o conjunto das idades dos indivíduos capturados nos mesmos meses, não se verificou diferenças significativas (teste t; $p= 0,05$) para a condição física (1,78 para os machos e 1,81 para as fêmeas) (Tabela 9).

Tabela 9 - Fator de condição entre sexos e idade (N= número de indivíduos; DP= Desvio Padrão; p = nível de significância para o teste t – Student).

Idade	Machos			Fêmeas			t	p
	N	Média	DP	N	Média	DP		
0	143	1,52	0,12	146	1,53	0,15	0,88	0,38
1	219	1,85	0,37	528	1,88	0,18	1,07	0,28
2	108	1,98	0,20	117	1,98	0,19	0,23	0,82
3	1	2,1		1	2,02			
Total	471	1,78	0,33	573	1,81	0,24	1,64	0,10

Modelo de von Bertalanffy

Os parâmetros da curva de crescimento utilizando o modelo de crescimento de von Bertalanffy, foram $L_{\infty} = 30,61$ cm ($\pm 11,35$), $k=0,16$ ($\pm 0,1$), $t_0 = -1,20$ e $\Phi = 0,69$ (Figura 35).

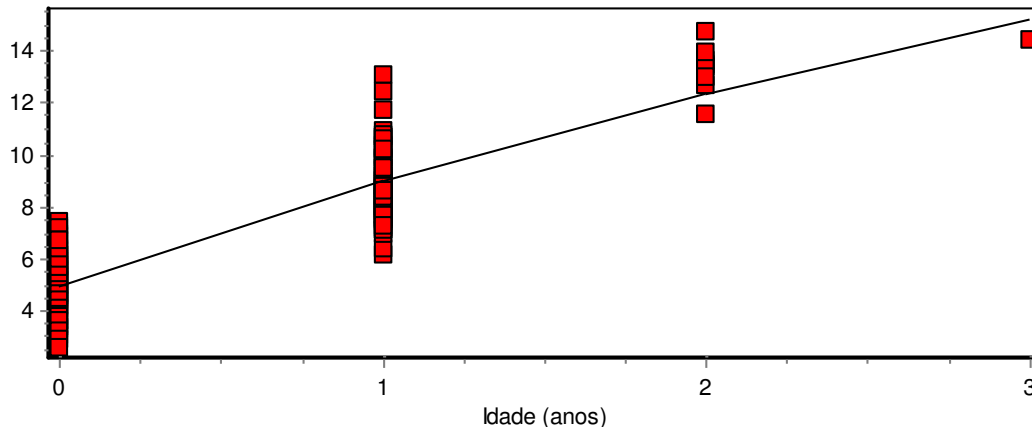


Figura 35 – Modelo de crescimento von Bertalanffy para a perca-sol.

3.3.3. Proporção entre Sexos, Índice Gonadossomático e Hepatosomático

Dos 1077 indivíduos capturados apenas foi possível identificar o gênero em 1044 indivíduos, dos quais 573 indivíduos (54,9%) eram fêmeas e 471 indivíduos (45,1%) eram machos (fêmeas:machos = 1,22:1). Os restantes 33 indivíduos eram ainda juvenis. Ao longo dos meses de amostragem, verificaram-se diferenças significativas na proporção de captura entre machos e fêmeas ($X^2=9,97$; $p=0,002$) (Figura 36).

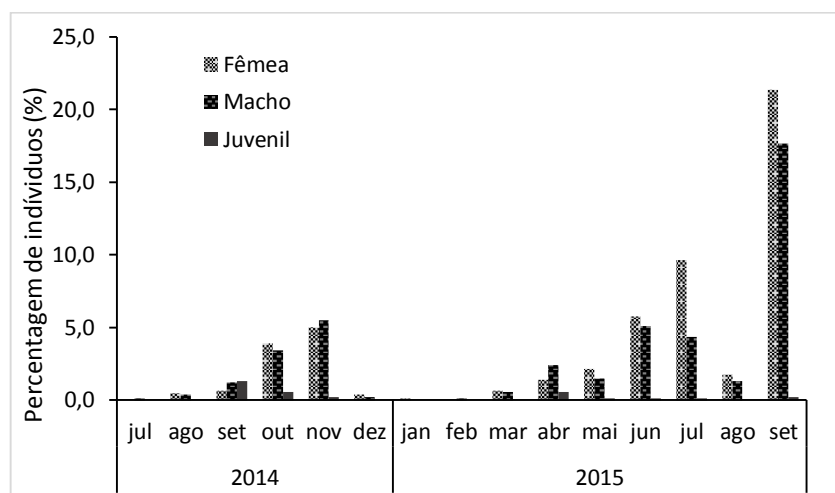


Figura 36 – Capturas em porcentagem de fêmeas e machos de perca-sol, durante os meses de amostragem ($N_i=1077$).

A porcentagem de captura também é apresentada em função do local. Na Marina da Lenta é possível verificar uma maior porcentagem de fêmeas (52,3%) do que na lagoa da Lapela (44,4%) visto ter-se registado uma maior porcentagem de juvenis (22,2 %) contra Marina da Lenta (2,4%) (Figura 37).

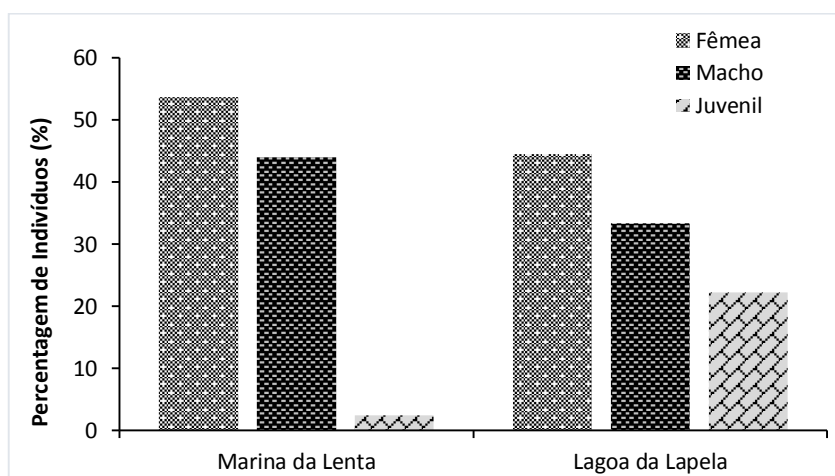


Figura 37 - Porcentagem de machos, fêmeas e juvenis capturados na Marina da Lenta ($N_i=1050$) e na Lagoa da Lapela ($N_i=27$).

Quanto ao índice gonadossomático, as fêmeas apresentam variações significativas ($F_{11;317}=35,51$; $p<0,01$) ao longo dos meses de amostragem. O índice mais elevado registou-se em 2015, no mês de Julho ($7,39 \pm 3,6 \%$), seguido de Agosto ($5,98 \pm 2,58 \%$) e Junho ($3,2 \pm 3,2 \%$). Os valores mais baixos registaram-se em Outubro ($0,47 \pm 0,38 \%$), Janeiro ($0,5\%$) e Março ($0,7 \pm 0,31 \%$). Nos meses de Julho 2014 e Fevereiro de 2015 não foram capturadas fêmeas. No caso dos machos também apresenta diferenças significativas ao longo dos meses ($F_{11;246}=19,69$; $p<0,01$), mantendo-se com valores significativamente inferiores ao das fêmeas ($F_{1;585}=150,43$; $p<0,01$). Entre Maio e Julho de 2015 registou-se um pequeno aumento do IGS, com o valor máximo de $1,4 \pm 0,73 \%$. Os valores mais baixos registaram-se em Novembro ($0,15 \pm 0,09 \%$), Dezembro ($0,16 \pm 0,05 \%$) e Outubro ($0,16 \pm 0,09 \%$). Em Janeiro não se registaram capturas dos machos (Figura 38).

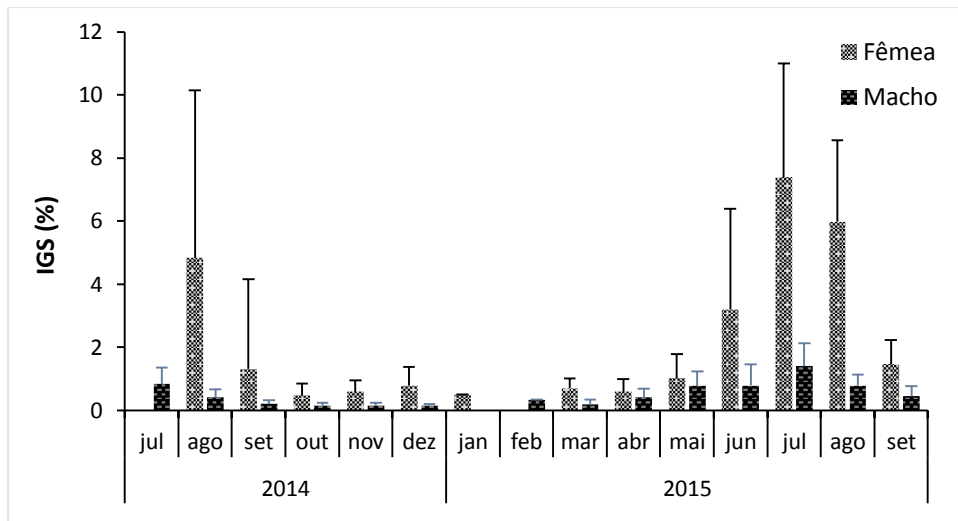


Figura 38 - Valores médios (\pm DP) do IGS dos indivíduos de perca-sol capturados ao longo dos meses de amostragem ($F, N_i=329$; $M, N_i=258$).

O índice hepatossomático foi calculado para 728 indivíduos capturados, machos, fêmeas e juvenis. As fêmeas apresentam no geral o IHS mais elevado, com um aumento contínuo desde Abril até Agosto. Ao longo do ano de 2015, verificam-se diferenças significativas entre machos, fêmeas e juvenis ($F_{2,300}=34,23$ $p<0,01$) Os juvenis possuem um IHS mais baixo nos meses de Julho e Setembro (Figura 39).

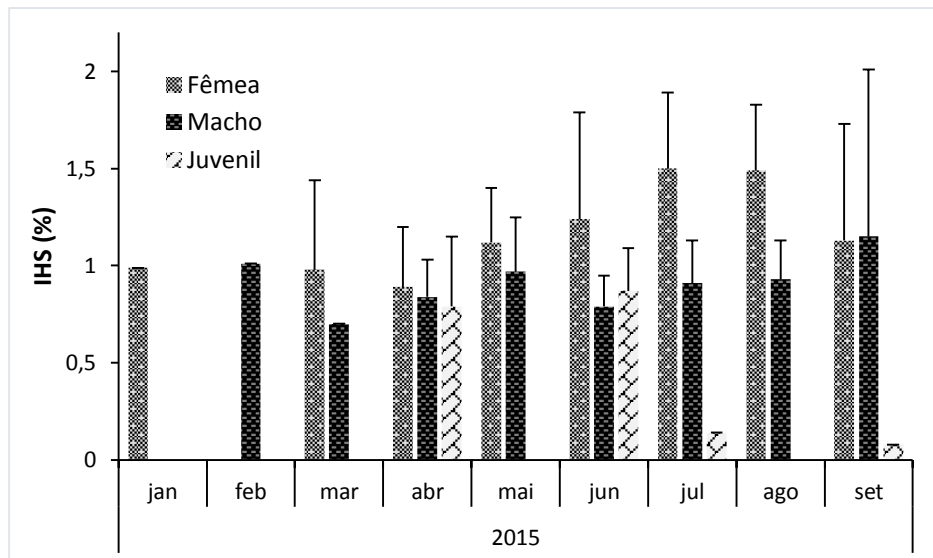


Figura 39 - Valores médios do IHS dos indivíduos de perca-sol capturados ao longo dos meses de amostragem em 2015 (F,N_i=231; M,N_i=68; J,N_i=4).

3.3.4. Idade e Crescimento

O comprimento total dos indivíduos variou entre os 2,6 cm e os 14,7 cm, e o comprimento anterior da escama variou entre os 0,03 cm e os 0,29 cm, obtendo-se a equação $y = 44,337x + 1,3009$ ($R^2=0,82$) (Figura 40).

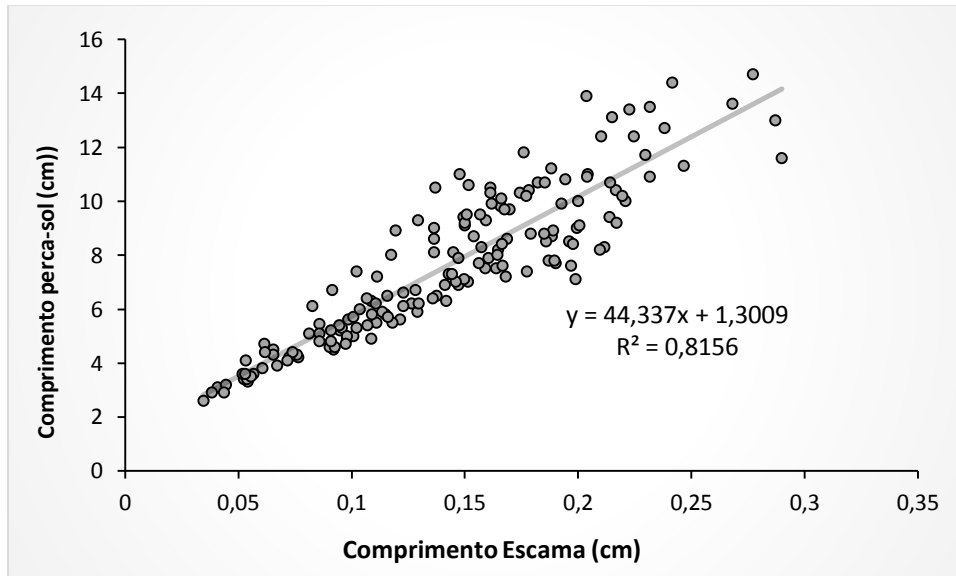


Figura 40 – Relação entre comprimento total da perca-sol e o comprimento anterior das escamas ($N_i=163$).

A relação entre o comprimento total e a idade é expressa pela seguinte equação: $y = 3,5744x + 5,3842$ ($R^2=0,6604$) (Figura 41).

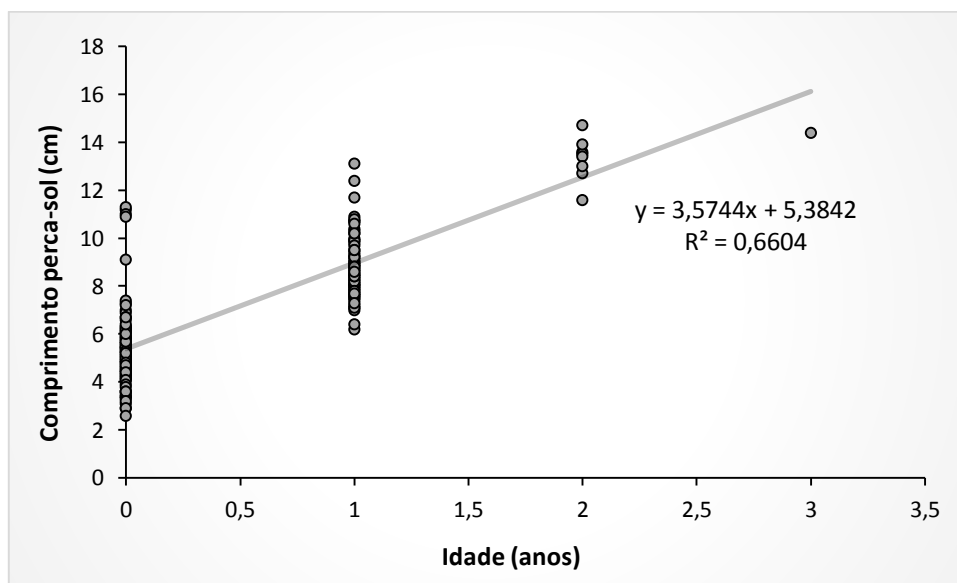


Figura 41 – Relação entre comprimento total e idade ($N_i=147$).

Após análise da idade, verificou-se que os peixes com comprimentos compreendidos entre os 2,6 cm e 11,3 cm correspondem à idade 0⁺, dada a ausência do anel anual. No primeiro ano de vida, os comprimentos variam entre os 6,2 cm e 13,1 cm e segundo ano entre os 11,6 cm e 14,7 cm. No terceiro ano apenas existe o registo de um indivíduo com 14,4 cm. Existem sobreposições de comprimentos para a mesma idade, indicando que será nesses comprimentos onde há variação da idade (Figura 42).

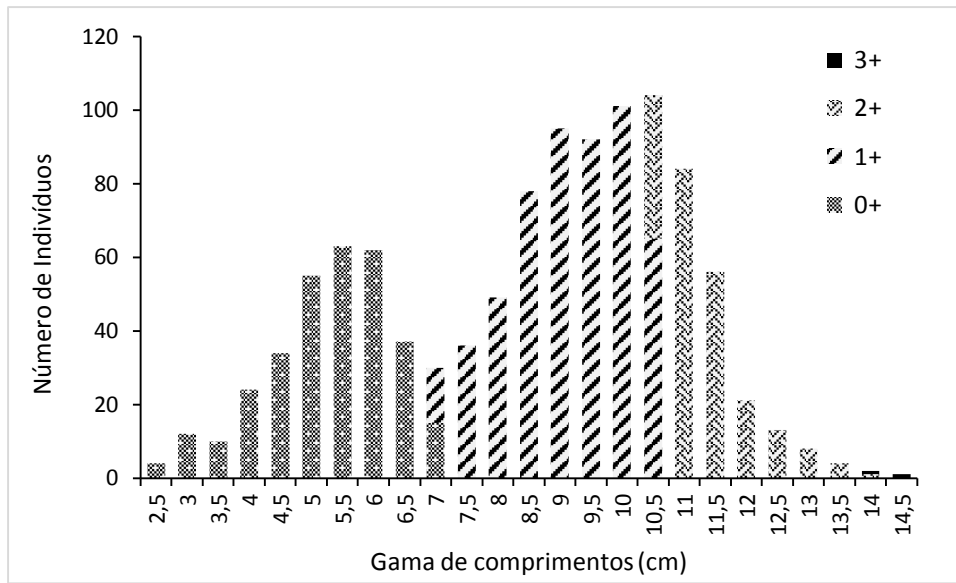


Figura 42 - Diferentes classes etárias representadas segundo o comprimento do peixe e o número de indivíduos (0⁺, N_i=316; 1⁺, N_i=531; 2⁺, N_i=226, 3⁺, N_i=2).

Dos 1077 indivíduos capturados, foram selecionadas 545 perca-sol para análise dos pares de otólitos correspondentes. No total foram medidos 1090 pelo eixo menor, com comprimentos entre 0,074 cm e 0,341 cm, e pelo eixo maior, com comprimentos entre 0,112 cm e 0,528 cm. A relação entre o comprimento horizontal (eixo maior) e vertical (eixo menor) é $y = 0,6081x^{0,9491}$ ($R^2=0,9858$), e a relação para com o comprimento total dos indivíduos é de $y = 27,979x^{1,1233}$ ($R^2= 0,9764$) e de $y = 49,365x^{1,1795}$ ($R^2= 0,9621$), respetivamente (Figura 43).

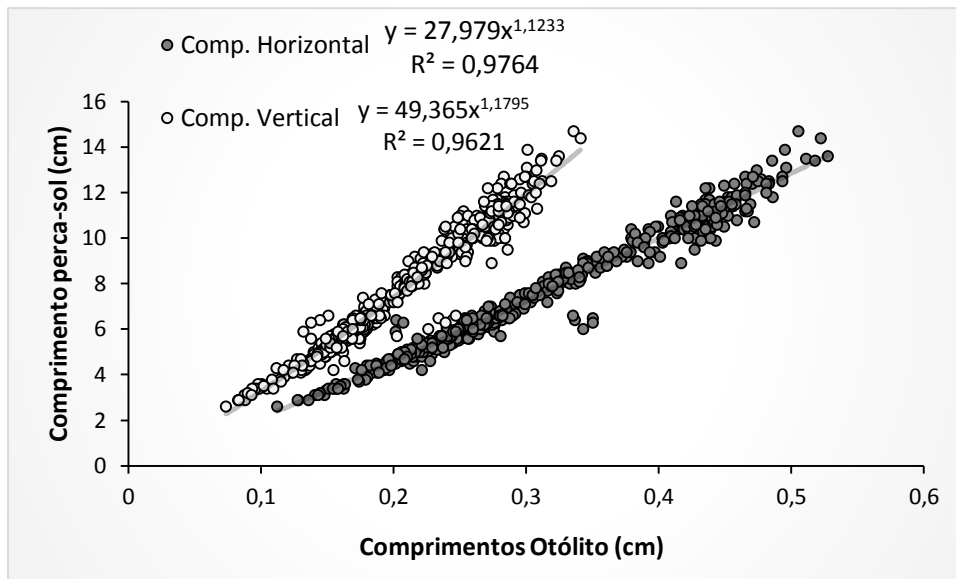


Figura 43 - Relação do comprimento total da perca-sol e o comprimento do otólito horizontal e vertical ($N_i=163$).

Após análise individual das escamas e dos otólitos estabeleceu-se a relação do comprimento de ambos, expressas pelas seguintes equações $y = 12,174x^{1,3551}$ para o eixo menor (vertical) e $y = 6,1989x^{1,2864}$ para o eixo maior (horizontal) (Figura 44).

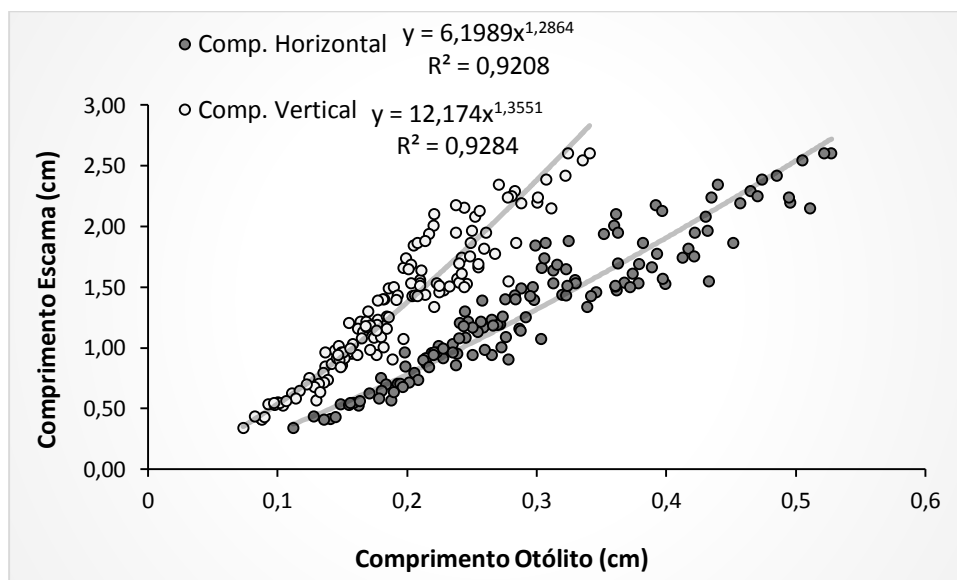


Figura 44 - Relação do comprimento anterior da escama com o comprimento vertical e horizontal dos otólitos ($N_i=136$).

Da relação obtida entre o comprimento do peixe e o comprimento anterior da escama ($y = 44,337x + 1,3009$) ($R^2=0,8156$), determinou-se o comprimento da perca-sol por retrocálculo, utilizando as medições dos anéis nas escamas. Separou-se os indivíduos de acordo com as diferentes idades e verificou-se que nas medições do primeiro anel das escamas, entre a idade 1⁺ e 2⁺ houve um aumento do comprimento. Entre a idade 2⁺ e 3⁺ o comprimento da perca-sol manteve-se praticamente constante, segundo as medições do primeiro e segundo anel. O número de indivíduos na idade 1⁺ é marcadamente superior aos indivíduos com idades 2⁺ e 3⁺. Comparativamente ao valor geral, o comprimento da perca-sol com base na leitura do primeiro anel para a idade 2⁺ e 3⁺ são os que diferem mais (Tabela 10).

Tabela 10 - Retrocálculo do comprimento (cm) em função da idade e dos anéis das escamas (N_t=74).

Idade	N	<i>Annulus</i>		
		<i>I</i>	<i>II</i>	<i>III</i>
1+	65	3,32		
2+	8	6,46	8,4	
3+	1	6,53	9,0	10,5
Geral	74	3,7	8,48	10,5

Ao analisar o mesmo tipo de dados entre gêneros, é possível observar poucas diferenças no comprimento obtido para as fêmeas e para os machos. O número de machos e fêmeas é semelhante (Tabela 11).

Tabela 11 - Retrocálculo do comprimento (cm) em função do gênero e dos anéis das escamas (N_t=74).

	N	<i>Annulus</i>		
		<i>I</i>	<i>II</i>	<i>III</i>
Fêmea	39	3,73	7,4	10,5
Macho	35	3,67	9,35	
Geral	74	3,7	8,48	10,5

3.3.5. Análise da dieta

No total foram analisados 530 estômagos dos 1077 indivíduos de perca-sol capturados, em que 335 indivíduos (63,2%) não possuíam qualquer presa e 195 indivíduos (36,8%) apresentavam vestígios ou presas inteiras, possíveis de identificar.

No total foram contabilizados 23 grupos taxonômicos. Os grupos taxonômicos com maior destaque na Marina da Lenta são o grupo **Chironomidae**, **Chydoridae** e **Gastropoda**, com uma menor percentagem de **Amphipoda**, **Corixida** e **Zigoptera** (larva). O grupo “Outros” constitui todos os grupos taxonômicos consumidos em menor percentagem, como insetos (**Odonata**; **Trichoptera**; **Megaloptero**; **Coleoptero**), crustáceos (**Daphnidae**) e também teleósteos na fase larvar e ovos (Figura 45).

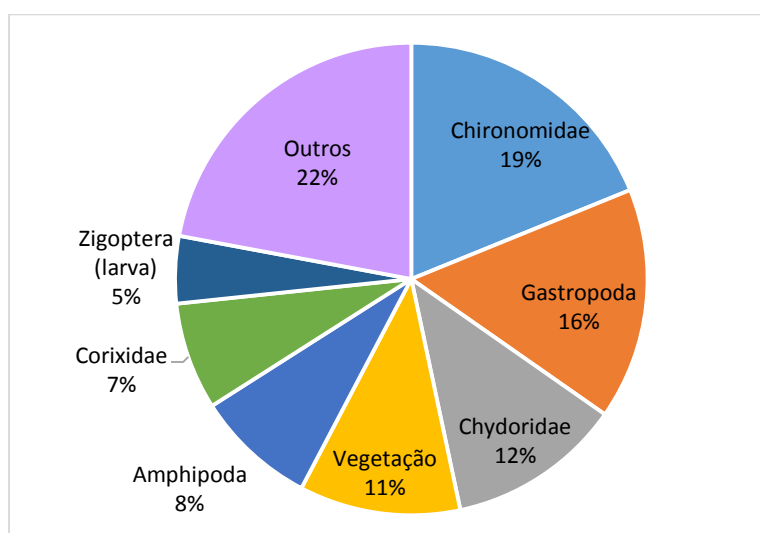


Figura 45 – Principais grupos faunísticos presentes na dieta de *Lepomis gibbosus*, capturados na Marina da Lenta.

No caso da Lapela, a ordem **Chironomidae** constitui o grande grupo da alimentação das perca-sol, sendo os restantes grupos constituídos por insetos (**Corixidae**, **Trichoptera**, **Cyclopidae**, **Coleoptera**), e por pequenos crustáceos (**Chydoridae**). O grupo “Outros” engloba consumos inferiores de **Amphipoda** e outros insetos (**Ephemeroptera** larva, **Isopoda**) (Figura 46).

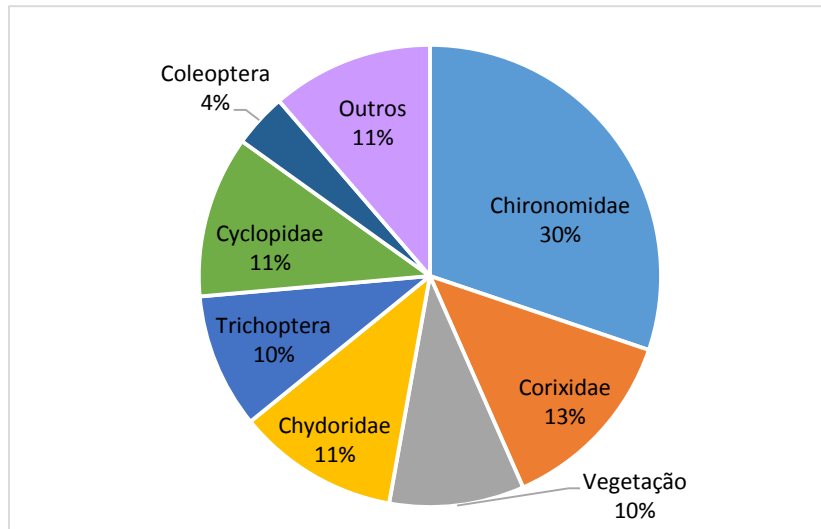


Figura 46 - Principais grupos faunísticos presentes na dieta de *Lepomis gibbosus*, capturados na lagoa da Lapela.

Para os indivíduos capturados em todos os locais de amostragem (Figura 47) e na Marina da Lenta (Figura 48), foi relacionado o tipo de grupo faunístico com a idade das perca-sol, apresentando poucas diferenças a nível do grupo taxonômico dada a composição maioritária das perca-sol provenientes da Marina da Lenta.

Dividiram-se os grupos taxonômicos em quatro grupos principais: Insetos, Crustáceos, Moluscos e Peixes. Na fase juvenil, entre a idade 0⁺ e 1⁺, as perca-sol tem uma alimentação variada, com maior consumo de insetos (**Chironomidae**, **Corixidae**, Trichoptera, **Cyclopidae**, Zigoptera larva), e crustáceos (Amphipoda, **Chydoridae**, **Daphnidae**). O consumo de moluscos corresponde unicamente à classe Gastropoda. Entre a idade 1⁺ e 2⁺ verifica-se um decréscimo no consumo de Insetos e Crustáceos, acompanhado de um aumento no consumo de Moluscos. O consumo de peixes ocorreu principalmente na fase juvenil, com o consumo essencialmente de larvas e ovos. Na idade 3⁺ o índice de ocorrência diminui devido ao pequeno número de exemplares capturados.

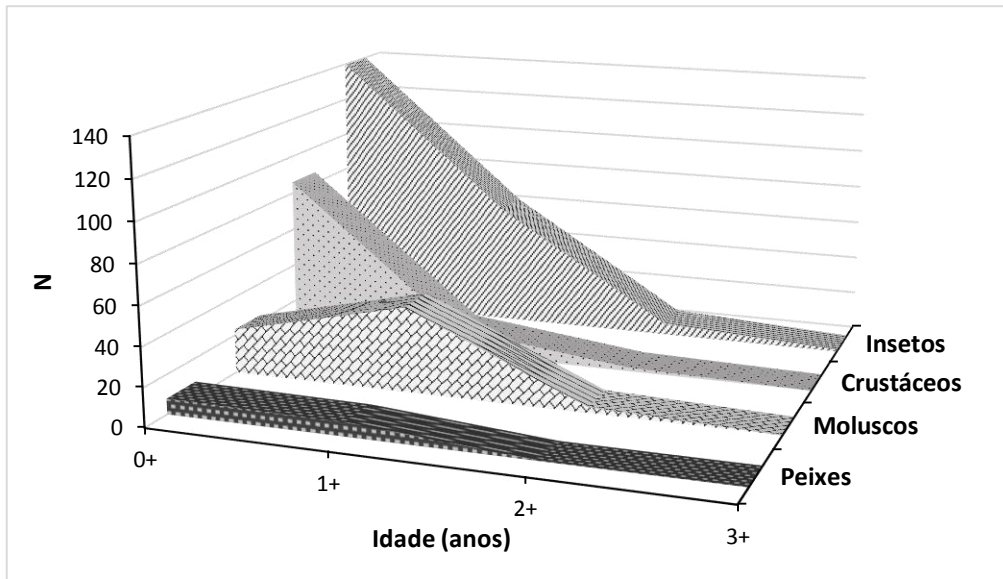


Figura 47 - Número de indivíduos de *Lepomis gibbosus* e respectivos grupos faunísticos presentes no estômago, por classe de idade e no conjunto dos locais de amostragem ($N_T=396$).

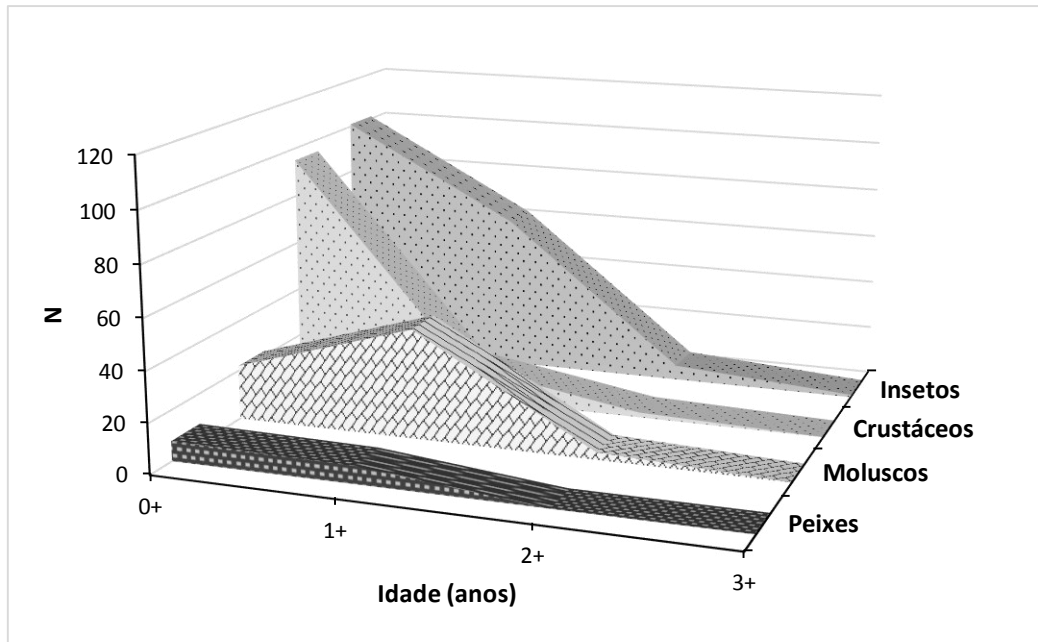


Figura 48 - Número de indivíduos de *Lepomis gibbosus* e respectivos grupos faunísticos presentes no estômago, por classe de idade, capturados na Marina da Lenta ($N_T=366$).

4.DISSCUSSÃO

4.1. Fatores Abióticos

Os valores médios mensais mais elevados da temperatura foram registados, como seria de esperar, nos meses de verão, entre Junho e Setembro, mantendo-se sempre acima dos 20°C. Foi precisamente nestes meses onde as capturas de achigãs e perca-sol foram superiores. Durante esta fase, os indivíduos estão mais ativos devido à procura de alimento, garantindo um maior desenvolvimento físico, ao mesmo tempo que garantem maior reserva para a fase invernal. Para além disso, é nesta altura que se dá a época de reprodução, o que aumenta ainda mais a sua atividade, tornando-os mais territoriais e expostos às capturas.

A partir de Outubro, verificou-se uma diminuição progressiva da temperatura, atingindo os valores mais baixos nos meses de Janeiro e Fevereiro, fase em que os achigãs entram numa fase de dormência, reduzindo a sua atividade ao máximo (Rodrigues, 1993; Sanches & Rodrigues, 2011). No caso da perca-sol, estes diminuem a sua atividade mas de uma forma menos acentuada.

Comparando os valores médios da temperatura registada ao longo dos meses de amostragem, com valores de anos anteriores (Ribeiro, 2014), constata-se que no geral são semelhantes, apesar do registo de um ligeiro aumento da temperatura entre Abril e Julho de 2015. A maior diferença registou-se no mês de Junho, onde a temperatura subiu até 2,55°C, comparativamente à média dos últimos 6 anos. Esta situação é igualmente constatada segundo o registo de Ilarri *et al.*, (2015), onde a temperatura em Junho de 2012 é 2,15°C mais baixa que em Junho de 2015.

Quanto aos restantes fatores abióticos como a condutividade, salinidade, pH e profundidade, os valores mantiveram-se constantes e com poucas variâncias ao longo do ano. Para além disso, não possuem um papel decisivo no comportamento destas duas espécies, principalmente quando possuem uma capacidade adaptativa elevada.

4.2. Variação temporal em *Micropterus salmoides*

No que respeita à abundância do achigã, desde 2007 até 2013, verificou-se uma variação semelhante entre os anos, com diferenças durante os períodos de inverno, em que a abundância descia significativamente, enquanto nos meses de verão, principalmente entre Junho e Setembro atingiam-se valores elevados, coincidindo com os picos de maior temperatura.

De acordo com a fisiologia apresentada sobre o achigã, esta espécie têm preferência por águas mais quentes, com menos corrente e abundantes em vegetação. Como no verão existe maior disponibilidade de alimento, os achigãs ficam mais ativos e a sua captura é facilitada. Por sua vez, no inverno, a atividade torna-se praticamente nula, adotando um estado latente, um dos motivos que pode levar a grandes períodos sem capturar um exemplar. Apesar de em 2011 os valores de abundância no verão serem baixos comparativamente aos anos anteriores, no ano seguinte, registou-se o maior valor de abundância neste intervalo de tempo. Esta variação pode ter resultado da interferência das condições locais, como menor disponibilidade de alimento, presença de outras espécies territoriais ou pouca vegetação que servisse como refúgio.

O ano de 2015 apresentou os valores mais baixos de abundância, tendo sido capturados exemplares apenas nos meses de Janeiro, Junho e Julho. Um dos motivos que poderá ter originado esta quebra, terá sido a presença da planta invasora do género *Elodea*, que ao alastrar em grande abundância por toda a marina da Lenta, dificultou a colocação das nassas nos principais locais de distribuição do achigã. Por essa razão, adotaram-se outras duas metodologias, a cana e a rede tresmalho, utilizadas de acordo com a disponibilidade de recursos humanos. Os exemplares assim conseguidos possuíam um valor do comprimento médio superior.

No caso da lagoa da Lapela, a pesca elétrica resultou para a captura de indivíduos com menor comprimento, enquanto a cana resultou também para indivíduos de maiores dimensões. Neste local as capturas foram esporádicas, devido à colaboração dos pescadores lúdicos. A participação de pescadores desportivos foi decisiva para a obtenção de um maior número de exemplares. Os indivíduos conseguidos da lagoa do Cervo foi resultado dessa participação, demonstrando por conseguinte, o interesse na pesca

desportiva em relação a esta espécie. Tendo em conta a localização da lagoa do Cervo, a sua introdução apenas poderá ter conseguida com ajuda do Homem.

No geral, apesar da quebra registada no último ano de capturas com nassas, pode não significar uma diminuição no número de indivíduos da população, pois através do uso de diferentes metodologias garantiu-se a captura de exemplares. Durante a abordagem a pescadores locais sobre a origem da introdução desta espécie no rio Minho, os esclarecimentos divergiam em duas posições: a introdução do achigã teve origem em Espanha, no Rio Minho ou afluentes do mesmo; ou introduções realizadas no Rio Minho, mas desta vez, em Portugal. Ambas as situações poderão ter ocorrido, tendo como principal motivo a pesca desportiva.

4.3. Variação espacial em *Micropterus salmoides*

Numa avaliação geral de todas as capturas realizadas, foi possível observar diferenças na condição física dos indivíduos, consoante o local e o tipo de pesca utilizada. Os exemplares capturados na Marina da Lenta e na lagoa da Lapela apresentam ambos um valor de $b > 3$, indicando um desenvolvimento alométrico positivo, mais acentuado no comprimento (Rocha et al., 2005), enquanto os exemplares da Lagoa do Cervo apresentam um crescimento isométrico. Isto indica que os achigãs da Marina da Lenta e da Lagoa da Lapela tiveram um desenvolvimento precoce, mais exigente, possivelmente devido às instâncias do meio onde estão inseridos, enquanto os achigãs da Lagoa do Cervo se desenvolveram num ambiente com menor pressão em termos ambientais e competitivos com outras espécies.

O fator de condição alométrico considera que as várias espécies de peixes podem ter diferentes relações de peso – comprimento (Froese, 2006). A relação entre o peso e o comprimento corporal pode apresentar condições de crescimento isométrico quando $b=3,0$, isto é, o peso aumenta com o comprimento elevado ao cubo (Rocha et al., 2005). Quando $b < 3,0$ o incremento é devido ao peso, e quando $b > 3,0$ o incremento é devido ao comprimento. Os valores do coeficiente de regressão (b) para peixes podem assumir valores entre 2,5 e 4,0 (Le Cren, 1951) ou 2,0 e 3,5 (Royce, 1972). Segundo as metodologias aplicadas, verifica-se que o valor de b foi superior nas capturas de cana e pesca elétrica, como esperado, pois os indivíduos com maior incremento de comprimento, terão maior capacidade física para capturar presas com maior rapidez. As fêmeas apesar de possuírem um valor de $b < 3,0$ até à idade 1+, sofrem um maior desenvolvimento na idade 2+, superando os machos. Essa subida abrupta num ano em que acontece definitiva maturação sexual, poderá refletir a maior necessidade de procura de alimento por parte das fêmeas para a reprodução. O mesmo se verifica nos machos que atingiram os valores máximos b para a mesma idade.

Quanto ao coeficiente de Fulton (1911), a escala utilizada para os achigãs, varia entre $k=1,11$ (peixe magro) e $k=1,83$ (peixe com uma excecional condição física). No geral, os machos apresentaram uma condição de 1,34 e as fêmeas de 1,39 (bom peixe, bem proporcionado) (Rodrigues & Sanches, 2011). Achigãs de uma charca de rega na Beira Interior Sul apresentam fatores de condição física entre 1,29 e 1,66, muito semelhantes aos achigãs no Rio Minho (Rodrigues & Sanches, 2011). Este fator pode ser

influenciado pela temperatura e pelo stress do meio ambiente (Blazer *et al.*, 1987). Estas condições refletem provavelmente a abundância de alimento nos locais de amostragem e facilidade em consegui-lo graças às condições dos locais, ricas em vegetação. O fato de os locais terem águas mais calmas, com pouca influência da corrente também ajuda a manter a temperatura da água mais elevada e constante, favorável ao crescimento.

Pereira (1994) refere que os achigãs em Portugal atingem os 60 cm, no entanto, segundo o modelo von Bertalanffy, o comprimento máximo que o achigã no Rio Minho pode atingir é inferior. O facto do número de exemplares com maiores comprimentos ser baixo pode influenciar os resultados dos parâmetros do modelo.

De acordo com Lorenzoni *et al.* (2002), o valor do índice de crescimento (Φ) para os achigãs capturados no Lago Trasimeno, Itália, varia entre 2,74 e 2,93, um pouco acima dos valores encontrados nos achigãs do Rio Minho. Também os achigãs capturados no Lago Chicamba, Moçambique ($\Phi=5,28$), em diferentes estados da América do Norte ($\Phi=4,57 - 4,86$), e no Brasil ($\Phi=3,28$) apresentam o índice mais elevado (Weyl & Hecht 1999; Schulz & Leal, 2005). Estas diferenças justificam-se pela captura de indivíduos em maior número e com comprimentos médios superiores. Tal como esperado, houve uma proporção de capturas entre machos e fêmeas (1:1), no entanto, o tipo de captura aplicado poderá criar uma maior divergência entre juvenis e adultos. Enquanto as nassas e a pesca elétrica capturam mais juvenis, as redes de tresmalho e a pesca à cana resulta melhor para indivíduos já adultos.

Tal como esperado, houve uma proporção de capturas entre machos e fêmeas de 1:1, no entanto a técnica de captura, a poderá criar uma maior divergência entre juvenis e adultos. Enquanto as nassas e a pesca elétrica capturam mais juvenis, as redes de tresmalho e a pesca à cana resulta melhor para indivíduos já adultos.

De acordo com estudos anteriores, o índice gonadossomático das fêmeas foi significativamente superior ao dos machos, com principal incidência no mês de Abril, época em que terá ocorrido a reprodução (Adams & McLean, 1985; Lorenzoni *et al.*, 2002; Rodriguez-Sánchez *et al.*, 2009).

O IGS revela igualmente uma superioridade das fêmeas, com valores máximos registados igualmente em Abril, demonstrando um maior gasto energético associado à época de reprodução. Após essa época, os valores mantêm-se semelhantes entre os

gêneros. No entanto estes resultados não são concordantes com análise feita por Cooke *et al.* (2001), onde descrevem, através do uso de dispositivos de telemetria, as contrações musculares entre machos e fêmeas antes e após o período da desova. Os gastos energéticos dos machos estão associados a atividades da postura em que a fêmea não atua, como a construção dos ninhos, cortejo, defesa e manutenção, o que requer gastos energéticos superiores quando comparado com o ato da desova (Breder & Rosen, 1996). Isto poderá justificar o dimorfismo sexual no tamanho, em que as fêmeas atingem maiores comprimentos e melhores condições físicas que os machos (Carlander, 1977)

4.4. Análise da idade de *Micropterus salmoides*

Para uma melhor análise dos dados relativos à idade do peixe foram utilizados otólitos e escamas de modo a garantir uma análise mais rigorosa. Para a análise dos otólitos, foram aplicadas diferentes metodologias como o polimento dos otólitos e a técnica de queima. Apesar de existirem estudos anteriores que comprovam a sua eficiência (Weyl & Hecht, 1999), neste trabalho revelaram-se inadequadas.

Como alternativa, aplicou-se a técnica de coloração por Albrechtsen (1968). Após o processo concluído, comprovou-se que os resultados não eram o esperado, existindo diversos fatores que comprometeram todo o processo. A consistência da resina nem sempre era a adequada, o corte longitudinal por vezes fragmentava o interior do otólito, o polimento nem sempre acontecia de forma uniforme. No final, a leitura dos anéis revelou-se incongruente devido à quantidade de anéis falsos, tornando a distinção dos anéis verdadeiros difícil. Vários autores sugerem a causa da formação destes anéis, como resultado de um crescimento mais rápido (Bagenal, 1978), por influência da época da reprodução ou pela disponibilidade do alimento, no entanto, existem igualmente estudos que contestam estas relações (Sprugel, 1953).

Desse modo, recorreu-se à análise dos anéis nas escamas. Para tal, as amostragens devem ser significativas em número, devido às alterações que estas sofrem com o crescimento do indivíduo (Adams & McLean, 1985), possibilitando a comparação entre várias escamas do mesmo indivíduo para facilitar a interpretação da leitura dos anéis. De acordo com Regier (1962), este definiu 12 critérios a ter em consideração na leitura dos verdadeiros anéis anuais ou *annulus*, diferenciando-os de anéis superficiais ou “*accessórios*”. Estes anéis “falsos” induzem normalmente em erro a leitura da idade. Surgem em bandas largas, mais escuras, dando uma aparência confusa, variando entre escamas (Sprugel, 1953). Contrariamente, os *annulus* devem surgir bem definidos, com menos espessura e em quase todas as escamas. Apesar de existirem igualmente dificuldades na correta identificação dos *annulus*, foi possível realizar uma análise coerente, realizando sempre comparações entre as escamas.

Considerando a relação entre o comprimento do achigã e o comprimento da escama, foi possível determinar a idade para a totalidade dos achigãs capturados, verificando que as idades 0⁺ e 2⁺ são os grupos etários com maior frequência de captura, enquanto as idades 4⁺ e 5⁺ são os grupos com menor indivíduos. Estes dados estão de acordo com estudos anteriores (Rodríguez-Sánchez *et al.*, 2009; Rodrigues & Sanches, 2011), demonstrando que os indivíduos acima de 4⁺ anos são mais difíceis de capturar. Um dos motivos poderá estar associado ao menor número de indivíduos com esta idade ou então pelo facto de serem mais experientes.

Em Rodrigues & Sanches, (2011), os achigãs capturados na Beira Interior Sul atingiram os 15 cm no primeiro ano, entre 20-25 cm no segundo, entre 25-30 cm no terceiro e depois dos 5 anos os 45 cm e mais de 1 kg (Rodrigues & Sanches, 2011). Estes valores são superiores aos apresentados pelos achigãs no Rio Minho, o que pode ser justificado por temperaturas mais elevadas e maior disponibilidade em alimento. Estes valores registados na Beira do Sul são ainda semelhantes aos encontrados no Norte de França (Arrignon, 1984).

A sobreposição de comprimentos para a mesma idade demonstra que nessa zona de sobreposição ocorrerá a transição da idade. Nos achigãs do Rio Minho verifica-se que a maturidade sexual é atingida entre o primeiro e segundo ano de vida, contrariamente ao que afirmava (Sanches & Rodrigues 2011) e Heidinger (2000). Os achigãs do lago de Primera de Palos (Huelva, Espanha) atingem a maturidade no primeiro ano de vida (machos) e no segundo ano de vida (fêmeas), dados semelhantes aos encontrados neste estudo. No caso dos achigãs do Lago Chicamba (Moçambique) a maturidade sexual é atingida aos 0,9 anos (Weyl & Hecht, 1999). Estes dados levam a crer que o principal fator de influência será a temperatura, seguida da disponibilidade alimentar.

A gama de comprimentos obtidos para o achigã através do retrocálculo, segundo os diferentes grupos etários, é concordante com a relação do comprimento do peixe e das escamas. Embora existam alguns valores um pouco afastados do valor geral obtido, justificam-se pelo baixo número de exemplares. Segundo Hurley & Willis, (1997), os achigãs da Dakota do Sul, possuem um comprimento ligeiramente superior em relação aos achigãs deste estudo, com 8,9 cm para o primeiro ano de vida e 43,1 cm para o sétimo, encontrando igualmente dificuldades em capturar indivíduos mais velhos. Em Arkansas (Johnson & Davis, 1997) os achigãs demonstraram atingir os 14 cm no primeiro ano de

vida, chegando aos 7⁺ anos de idade com 49,6 cm, valores muito superiores aos encontrados neste estudo.

As medições dos comprimentos horizontais e verticais dos otólitos foram utilizadas para a relação com o comprimento do peixe, e o comprimento da escama. Desse modo, é possível, através da equação potencial inferir qual a idade do peixe. O facto das medições dos otólitos se encontrarem diferenciados segundo o eixo menor e maior, facilita o uso de otólitos que tenham sido fragmentados durante a extração.

4.5. Análise da dieta de *Micropterus salmoides*

Segundo García-Berthou (2002), os achigãs introduzidos no Lago Banyoles (Espanha) apresentam fortes mudanças ao longo do crescimento. Enquanto juvenis (<25mm) alimentam-se de microcrustáceos, entre 25-75 mm de anfípodes e insetos, entre 100-225 mm de camarão, pequenos peixes e insetos, entre 250-300 mm de camarão e lagostim, e acima dos 300 mm em lagostim e peixes maiores. Este estudo demonstrou uma preferência alimentar do achigã diferente da sugerida em estudos anteriores, como uma maior preferência de anfípodes em vez de insetos, baixa captura de peixes e um atraso na alternância alimentar entre idades. Para além disso, não foi registado consumo de perca-sol, apesar da forte abundância no lago, nem canibalismo. Em conclusão, demonstraram que os achigãs introduzidos no mediterrânico apresentam uma alimentação distinta dos achigãs nativos da América do Norte.

De acordo com Sanches & Rodrigues (2011), os achigãs na Beira Interior Sul até à idade 3⁺ tem preferência por larvas aquáticas de insetos, odonatas, himenópteros e aracnídeos. Entre a idade 3⁺ e 4⁺ preferem larvas aquáticas de insetos, odonatas, himenópteros e rato toupeira com 6 cm de comprimento. A partir da idade 4⁺ preferem odonatas e teleósteos entre os 10 – 12 cm de comprimento.

Para uma análise comparável entre estudos, foi considerada apenas a análise alimentar dos achigãs recolhidos na Marina da Lenta devido à periodicidade constante de amostragens ao longo dos meses de amostragem. Assim, os achigãs do Rio Minho apresentam uma estrutura alimentar semelhante aos dos achigãs da Beira Interior Sul e dos achigãs presentes em lagos mediterrâneos. Possuem um forte consumo de crustáceos, nomeadamente o grupo Amphipoda, enquanto o consumo dos insetos apenas se verifica nos juvenis, diminuindo a partir da idade 1⁺. O consumo dos peixes aumenta nessa mesma idade, e também se verifica o consumo da espécie exótica *Procambarus clarkii* (Decapoda), uma das espécies exóticas mais abundantes no Rio Minho, demonstrando a sua adaptabilidade a diferentes meios (Weyl & Hecht, 1999).

De acordo com García-Berthou (2002), apesar da abundância de perca-sol, não se verificou a sua captura pelo achigã, embora existam estudos anteriores que demonstrem o seu consumo. Um dos motivos poderá resultar na abundância de vegetação presente no

meio, diminuindo as probabilidades de capturar a perca-sol, assim como a forma larga do corpo das perca-sol (Godinho & Ferreira, 2006).

Quanto à Lagoa da Lapela também se verificou um maior consumo principalmente de Amphipoda, no entanto, os restantes grupos principais são formados por macroinvertebrados como como Corixidae, Chironomidae e Chydoridae, e insetos como Nematocera, Odonata e Zygoptera.

No Lago do Cervo, como consiste num local isolado, a alimentação consiste basicamente em macroinvertebrados e insetos. Não se verificou canibalismo, indicando um local com abundância alimentar. Por esse motivo, o achigã é considerado um “*apex predator*”, situado no topo da cadeia trófica, como um excelente bioindicador do ecossistema onde vive relativamente à abundância de alimento (Sanches & Rodrigues, 2011).

A maior dificuldade associada à análise do conteúdo estomacal foi a percentagem de estômagos vazios. No caso do achigã, os alevins alimentam-se de 3 em 3 horas, e em adultos entre 14 a 24 horas, variando o intervalo com o tamanho da presa (Sanches & Rodrigues, 2011). No caso das nassas, como estas eram recolhidas entre períodos de 48h a 60h, a percentagem de achigãs sem conteúdo estomacal foi elevada, assim como nas redes de tresmalho que implicam algumas horas a serem recolhidas. A cana e a pesca elétrica constituem os melhores métodos aplicar para uma análise estomacal credível.

4.6. Variação temporal em *Lepomis gibbosus*

No que respeita à abundância da perca-sol, desde 2013 até 2015, verificou-se um aumento significativo, especialmente no último ano. As primeiras capturas aconteceram em Julho de 2013, mês em que as temperaturas são mais elevadas. Esse fator poderá ter sido o mais influente no sucesso da permanência da espécie, após introdução, garantindo melhores condições para o seu desenvolvimento.

O facto de em 2013 e 2014 as abundâncias serem mais baixas, com períodos de ausências, subindo ligeiramente de um ano para o outro, antes da subida acentuada de 2015, demonstra que provavelmente a espécie se poderia estar adaptar ao meio e ser uma introdução recente. A presença de outras espécies territoriais como o achigã poderiam afetar a sua distribuição. Coincidentemente, a abundância do achigã diminuiu significativamente no ano 2015. A vegetação, que sofreu um aumento progressivo e acentuado em toda a área da Marina da Lenta poderá ter afetado a distribuição de ambas as espécies (Godinho & Ferreira, 2006).

As nassas revelaram-se uma boa metodologia para a captura de perca-sol, não havendo necessidade de recorrer a outras técnicas.

Ao longo dos meses de amostragem registou-se uma diminuição na média dos comprimentos entre Julho de 2014 a Janeiro de 2015. No entanto, houve um aumento progressivo desde o início do ano de 2015, com particular interesse a partir de Março. Este desenvolvimento comprova uma maior adaptabilidade da espécie. Para além das temperaturas favoráveis, implica abundância em alimento. A presença do achigã pode ainda facilitar a expansão da perca-sol ao reduzir (ou remover) potenciais competidores (Copp & Fox, 2006).

Nas capturas realizadas na lagoa da Lapela, com recurso à pesca elétrica, conseguiram-se exemplares com comprimentos muito reduzidos. Por essa razão, em conjunto com as condições locais, acredita-se que este seja um local de postura.

Quando questionados sobre as origens da perca-sol no Rio Minho, alguns pescadores demonstraram pouco conhecimento sobre a espécie, como as características físicas que a distinguem de outros peixes. Um dos motivos será a recente presença da espécie no Rio Minho e também a falta de contato com a mesma, pois não é uma espécie

que se facilmente se capture fora sua distribuição normal. No entanto, a maioria tinha conhecimento sobre a classificação como espécie exótica, podendo constituir uma ameaça para o ecossistema do Rio Minho. Houve ainda declarações sobre grupos de pesca desportiva, vindos do centro ou sul de Portugal, que traziam perca-sol para libertar na Marina da Lenta, funcionando como isco para a captura de achigãs.

4.7. Variação espacial em *Lepomis gibbosus*

Numa avaliação geral de todas as capturas realizadas, foi possível observar diferenças na condição física dos indivíduos, consoante o local capturado. Os exemplares capturados na Marina da Lenta e na lagoa da Lapela apresentam ambos um valor de $b > 3$, indicando um desenvolvimento alométrico positivo, mais acentuado no comprimento (Rocha et al., 2005). Este valor sugere um desenvolvimento precoce, neste caso, possivelmente devido às condições oferecidas pelo meio, com uma grande variabilidade alimentar e temperaturas favoráveis. O valor do coeficiente de regressão b nas perca-sol capturadas de Julho de 2014 a Outubro de 2015, foi superior ao coeficiente b obtido no total da amostragem de 2013 a 2015, confirmando o desenvolvimento dos indivíduos, em comprimento, no ano de 2015.

As fêmeas apresentam um valor de coeficiente de regressão (b) ligeiramente superior ao dos machos. Em ambos os géneros, é na idade 1^+ onde o valor b é mais elevado, o que poderá refletir a maior necessidade de procura de alimento por ambos e preparação para a postura.

Quanto ao coeficiente de Fulton (1911), populações de perca-sol do Lago Kerkiní (Grécia) obtiveram valores de k entre 1,39 a 1,40, com poucas flutuações ao longo do ano, o que demonstra uma independência deste fator relativamente à influência dos fatores abióticos (Neophitou & Giapis, 1994). Resultados semelhantes foram publicados por Crivelli & Mestre (1988) relativamente a perca-sol introduzidos num lago mediterrânico em Camarga (França). Apesar de nos resultados relativos à perca-sol do Rio Minho não apresentarem variações ao longo do ano, a condição física é melhor do que comparada às perca-sol da Grécia e França. Um maior valor de k poderá estar então associado a uma maior disponibilidade de alimento e ao facto de ser uma introdução recente.

O valor do índice de crescimento (Φ) para as perca-sol em geral na Europa é de $\Phi = 3,64$, e na América do Norte de $\Phi = 3,82$ (Lorenzoni et al., 2002, Copp *et al.*, 2004), valores significativamente superiores ao encontrado nas perca-sol do Rio Minho. Estas diferenças justificam-se pela captura de indivíduos com maiores dimensões, em maior número e em ambientes mais favoráveis.

De acordo com estudos anteriores, o índice gonadossomático das fêmeas foi significativamente superior ao dos machos, com principal incidência no mês de Junho, época em que terá ocorrido a reprodução (Deacon & Keast, 1987; Neophitou & Giapis, 1994). No entanto, no presente estudo, as perca-sol fêmeas apresentaram um valor de IGS superior em Julho, apesar de em Junho já se denotar um aumento e ainda valores elevados em Agosto, o que corresponderá ao período de reprodução. Nas perca-sol analisadas do Lago Opinicon (Canadá), verificaram que em condições adversas de temperatura, ou falta de recursos alimentares, que provoquem uma taxa elevada de mortalidade, esta espécie aumenta significativamente o investimento gonadossômico, num intervalo de um ano, de modo a conseguir assegurar a continuidade da espécie (Fox & Keast, 1991).

O índice hepatossomático revela igualmente uma superioridade das fêmeas, com valores máximos registados igualmente em Julho, demonstrando um maior gasto energético associado à época de reprodução. Quanto ao IHS não foram encontrados estudos anteriores para comparações. No entanto, considerando na perca-sol, tal como o achigã, é o macho que está envolvido em atividades da postura em que a fêmea não atua, seria de esperar que o macho apresentasse maiores valores de gastos energéticos, o que não se verifica.

4.8. Análise da idade de *Lepomis gibbosus*

O tratamento aplicado aos otólitos da perca-sol foram os mesmos aplicados aos achigãs, obtendo-se o mesmo resultado. A análise da idade através dos otólitos tornou-se inconclusível, não sendo fiável para conclusões. Todo o processo encontra-se já discutido na análise da idade do achigã.

Também na perca-sol se recorreu à análise dos anéis nas escamas. Considerando a relação entre o comprimento da perca-sol e o comprimento da escama, foi possível determinar a idade para a totalidade das perca-sol capturadas, verificando que as idades 1⁺ e 2⁺ são os grupos etários com maior frequência de captura, enquanto as idades 4⁺ e 5⁺ são os grupos com menor indivíduos. Comparativamente aos dados recolhidos no Lago Kerkini (Grécia) (Neophitou, C.; Giapis, 1994), as perca-sol apresentam-se em maior número nas idades 3⁺ e 4⁺, com idades registadas até 6⁺. No entanto, comprando com as perca-sol situadas no Parque Nacional de Cabañeros, os comprimentos variam entre 2,1 – 12,0 cm, comprimentos inferiores aos registados no Rio Minho (Almeida *et al.*, 2008).

A sobreposição de comprimentos para a mesma idade demonstra que nessas fases ocorrerá a transição da idade. Na perca-sol do Rio Minho verifica-se que a maturidade sexual é atingida na idade 1⁺. Os achigãs do Lago Kerkini também atingem a maturidade sexual a esta idade (Neophitou & Giapis, 1994). Outros trabalhos referem que a perca-sol, quer nas populações nativas ou introduzidas, atingem a maturidade sexual à idade 3⁺, considerando que a maturidade sexual só é atingida na totalidade entre os 3⁺ e os 5⁺ (Fox, 1994, Copp *et al.*, 2004). Em estudos anteriores são determinados vários fatores de influência na maturidade sexual, como a temperatura da água (Burns, 1976) e o comprimento corporal. Segundo (Danylchuk & Fox (1994) indivíduos com menor comprimento pode ser uma consequência de um maior esforço reprodutivo.

A gama de comprimentos obtidos através do retrocálculo é menos abrangente para os diferentes grupos etários. Para além disso é possível observar a taxa de comprimentos entre idades. No entanto, como houve poucos exemplares com idades superiores a 2⁺, os valores obtidos para os comprimentos foram incoerentes. Esta metodologia foi aplicada em estudos anteriores para o estudo da espécie, no entanto, o número de indivíduos era superior em todas as idades, com exemplares até aos 9 anos de idade no caso do Lago Kerkini (Moçambique) (Neophitou & Giapis, 1994). No mesmo estudo são analisadas

outras populações de perca-sol na Hungria, Minnesota, Florida, e Itália, onde a idade varia entre os 4⁺ e 7⁺. O comprimento para a idade 1⁺ varia entre 3,3 cm e 7,7 cm e para a idade 2⁺ entre 5,15 cm e 10,2 cm, estando concordantes com os obtidos neste estudo. Copp *et al.*, (2004) determina o comprimento da perca-sol através do retrocálculo, obtendo uma relação entre o aumento do comprimento com o aumento da latitude.

Apesar da inutilização dos otólitos para a análise da idade, as medições dos comprimentos horizontais e verticais foram utilizadas para relacionar com o comprimento do peixe, e o comprimento da escama. Desse modo, é possível, através da equação potencial inferir qual a idade do peixe. O facto das medições dos otólitos se encontrarem diferenciados segundo o eixo menor e maior, facilita o uso de otólitos que tenham sido fragmentados durante a extração.

4.9. Análise da dieta de *Lepomis gibbosus*

De acordo com Copp *et al.*, (2004), existe uma diferenciação marcante entre os perca-sol juvenis e os adultos, chegando a ocupar diferentes distribuições de acordo com a sua alimentação. Na idade adulta existe preferência pelos gastrópodes, no entanto é defendido que tanto as populações europeias como as da América do Norte, são omnívoras, adaptando-se às presas mais abundantes. Já nas perca-sol do Parque Nacional de Cabañeros (Almeida *et al.*, 2008) foram identificados 28 grupos taxonómicos distintos, em que os grupos com maior preferência são Diptera (larva), Ephemeroptera (ninfas), Trichoptera (larva) e algas/vegetação. O estudo defende uma variação alimentar ao longo do ano, em função da temperatura e da disponibilidade alimentar, com etapas de mudança alimentar conforme o aumento do comprimento. Em conclusão, determinaram que todas as variações registadas demonstram a adaptabilidade da espécie.

Para uma análise comparável entre estudos, foi considerada apenas a análise alimentar das perca-sol recolhidos na Marina da Lenta devido à periodicidade constante de amostragens ao longo dos meses de amostragem. Assim, as perca-sol do Rio Minho apresentam um número de grupos taxonómicos próximo do encontrado nas perca-sol em Cabañeros, com forte preferência pelos insetos, embora no Rio Minho os grupos taxonómicos sejam diferentes, o que poderá estar associado a diferentes abundâncias. Numa análise relativa à idade, os dados são concordantes com as afirmações relativas às populações europeias e do Norte da América, apresentando uma mudança alimentar mais significativa na idade 1⁺, aumentando o consumo de gastrópodes, numa fase em que se atinge a maturidade sexual.

Numa análise local, verifica-se que tanto na Marina da Lenta como na Lagoa da Lapela a alimentação é essencialmente à base de Insetos e Crustáceos, com introdução progressiva dos gastrópodes, enquanto o consumo de peixes é significativamente mais baixo. Assim, comprova-se a dieta oportunista com mudanças entre a fase juvenil e adulto, com um alto consumo de macroinvertebrados, garantindo a sua boa condição física ao longo de todo o ano (Almeida *et al.*, 2008).

A maior dificuldade associada à análise do conteúdo estomacal foi a percentagem de estômagos vazios. Como a grande maioria das perca-sol foram capturadas com recurso às nassas, o intervalo de tempo da recolha das redes era demasiado longo. Mais de metade

das perca-sol capturadas não apresentavam conteúdo estomacal. Nos meses de verão devido à maior abundância alimentar, foi a época onde surgiram as maiores percentagens de perca-sol com conteúdo estomacal. Nesse sentido, a pesca elétrica consiste num melhor método aplicar para uma análise estomacal credível.

5.PRINCIPAIS CONCLUSÕES

Ambas as espécies, achigã (*M. salmoides*) e perca-sol (*L. gibbosus*) se encontram estabelecidas nos pontos de amostragem do Rio Minho, mais especificamente na Marina da Lenta. No entanto, enquanto o achigã se pode considerar uma espécie estabilizada, com um desenvolvimento previsível através deste estudo, a perca-sol encontra-se ainda em fase de desenvolvimento e adaptação. Verificou-se que os indivíduos tem vindo a aumentar, com indivíduos cada vez maiores, o que poderá implicar um crescimento da população e uma expansão da distribuição.

A população do achigã apresenta com uma boa condição física, embora estudos anteriores, demonstrem populações de outros países com um desenvolvimento mais acentuado. Este fator poderá ser relevante no que toca ao impacto que o achigã tem no ecossistema onde está inserido, isto é, se o seu desenvolvimento é menor, os impactos serão menores. A população de perca-sol também apresenta uma boa condição física, no entanto, existe a possibilidade de ainda aumentar o seu desenvolvimento, como se comprovou em estudos anteriores.

A maturidade do achigã é atingida entre o primeiro e segundo ano de vida, com a época de reprodução registada no início da primavera, em Abril. Na perca-sol, a maturidade é atingida mais cedo, logo a partir do primeiro ano de vida e a época de reprodução acontece no período mais quente do verão entre Julho e Agosto.

Quanto à alimentação, esta é a componentes que mais impactos poderá provocar no ecossistema do rio Minho. Embora estas espécies, e outras consideradas invasoras, se encontrem restritas às condições da Marina da Lenta, ocupando massas de água diferentes das espécies nativas, existe uma competição indireta pelo alimento, havendo sobreposição das guildas tróficas. O escalão por exemplo, peixe nativo de água doce, ao ser afetado a este nível, a sua presença diminui drasticamente neste local. Para além disso, ao achigã tem um impacto mais notório ao alimentar-se diretamente de espécies nativas, como o peixe-rei. Também a perca-sol afeta todo o ecossistema ao alimentarem-se diretamente de ovos e larvas de peixes.

Numa conclusão final, estas espécies afetam negativamente o ecossistema do Rio Minho, no entanto, este estudo revelou que o seu contributo para a diminuição de espécies nativas não é tão acentuado como em registos anteriores.

6. IMPLICAÇÕES DE CONSERVAÇÃO E DIRECÇÕES FUTURAS

A introdução de espécies exóticas invasoras tem aumentado cada vez mais por consequência da mobilidade da sociedade e da sua rápida movimentação. Como resultado, existem consequências imprevisíveis para os locais afetados. Uma forma de controlar e diminuir este tipo de situações é através da sensibilização de toda a comunidade para esta temática, alertando para os perigos no meio ambiente e também para o Homem.

Quanto às espécies piscívoras em particular, existem associações de pesca desportiva que podem ter um papel ativo junto dos pescadores sensibilizando para esta problemática, aconselhando a não efetuarem transporte de espécies exóticas para novos meios.

Para além disso, é importante dar continuidade aos estudos destas espécies, realizando um acompanhamento contínuo, através da monitorização dos indivíduos capturados, neste caso em particular, da perca-sol, devido ao seu possível desenvolvimento de forma imprevisível.

Referências Bibliográficas

- Adams, S.M.; McLean, R. B. (1985). Estimation of Largemouth bass, *Micropterus salmoides* Lacépède, growth using the liver somatic index and physiological variables. *Journal of Fish Biology*, 26, 111–126.
- Almaça, C. (1996). Peixes dos Rios de Portugal. INAPA, Lisboa, 129.
- Almeida, D., Almodóvar, A., Nicola, G. G., & Elvira, B. (2008). Feeding tactics and body condition of two introduced populations of pumpkinseed *Lepomis gibbosus*: taking advantages of human disturbances? *Ecology of Freshwater Fish*, 18(1), 15–23.
- Antunes, Carlos; Rodrigues, H. (2004). *Guia Natural do Rio Minho. Os peixes*. Vila Nova de Cerveira: Aquamuseu do Rio Minho.
- Arrignon, J. (1984). *Ecologia y Piscicultura de Agua Dulces*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Bagenal, T. (1978). *Methods for Assessment of Fish Production in Fresh Waters (Third Edit)*. Blackwell Scientific Publications.
- Bis, B.; Kosmala, G. (2005). *Chave de Identificação de Macroinvertebrados Bentónicos de Água Doce*. Education and Culture, Project CO.
- Blazer, V. S., Wolke, R. E., Brown, J., & Powell, C. a. (1987). Piscine macrophage aggregate parameters as health monitors: effect of age, sex, relative weight, season and site quality in largemouth bass (*Micropterus salmoides*). *Aquatic Toxicology*, 10(4), 199–215.
- Breder, C.M.; Rosen, D. E. (1996). *Modes of reproduction in fishes*. New York: Natural History Press, pp.941.
- Britton, J.R.; Harper, D.M.; Oyugi, D. O. (2010). Is the fast growth of an equatorial *Micropterus salmoides* population explained by high water temperature. *Ecology of Freshwater Fish*, 19, 228–238.
- Burns, J. R. (1976). The reproductive cycle and its environmental control in the pumpkinseed, *Lepomis gibbosus* (Pisces: Centrarchidae). *Copeia*, 3, 449–455.
- Campaioli, S.; Ghetti, P.; Minelli, A.; Ruffo, S. (1997). *Manuale per il ricognoscimento del macroinvertebrati delle acque dolci italiane (Vol. Vol. I)*.
- Carlander, K. D. (1977). Handbook of freshwater fishery biology. In Volume 2. Life history data on centrarchid fishes of the United States and Canada. Ames. Iowa: The Iowa State University Press (pp. 431).
- Christensen, J. M. (1964). Burning of Otoliths, a Technique for Age Determination of Soles and Other Fish. *ICES Journal of Marine Science*, 29, 73–81.
- CIBIO. (2007). *O plano Sectorial da Rede “Natura 2000” e os Planos Directores Municipais no Vale do Minho*. (G. de E. e P. em E. A. (GEPE), Ed.). Porto: ICETA - Universidade do Porto.

- Coimbra, João; Antunes, José; Damasceno-Oliveira, Alfredo; Dias, S. (2005). Bacia Hidrográfica do Minho.
- Cooke, S.J.; McKinley, R.S.; Philipp, D. P. (2001). Physical activity and behavior of a centrarchid fish, *Micropterus salmoides* (Lacépède), during spawning. *Ecology of Freshwater Fish*, 10, 227–237.
- Copp, G. H., & Fox, M. G. (2006). Growth and life history traits of introduced pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) in Europe, and the relevance to its potential invasiveness, Chapter fifteen.
- Copp, G. H., Fox, M. G., Przybylski, M., Godinho, F. N., & Vila-gispert, A. (2004). Life-time growth patterns of pumpkinseed *Lepomis gibbosus* introduced to Europe, relative to native North American populations, 53(3), 237–254.
- Costa, A.; Andrade, D.; Junior, M.; Souza, G. (2005). Indicadores quantitativos da biologia reprodutiva de fêmeas de piau-vermelho no Rio Paraíba do Sul. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 40(8), 789–795.
- Crivelli, A.J.; Mestre, D. (1988). Life history traits of pumpkinseed, *Lepomis gibbosus*, introduced into the Camargue, a Mediterranean wetland. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 111(3), pp.449–466.
- Dahl, K. (1909). The assessment of age and growth in fish. *Int. Revue Ges. Hydrobiol. Hydrogr.* 2.
- Danylchuk, A.J.; Fox, M. (1994). Seasonal reproductive patterns of pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) populations with varying body size characteristics. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51, 490–500.
- Deacon, L. I.; Keast, J. A. (1987). Patterns of reproduction in two populations of pumpkinseed sunfish, *Lepomis gibbosus*, with differing food resources. *Environmental Biology of Fishes*, 19(4), pp.281–296.
- Delgado, A. (2011). Caracterização Hidrodinâmica E Sedimentar Do Estuário Do Rio Minho. Universidade do Porto.
- Dias, S. (2007). Estudo da dieta do Corvo-marinho-de-faces-brancas (*Phalacrocorax carbo* Linnaeus, 1758) no Estuário do Rio Minho (NO-Portugal). Universidade do Porto.
- DPAL. (1999). Gestão dos Recursos Aquícolas em Portugal. Divisão de Pesca Nas Águas Interiores, Direcção Geral Das Florestas, Lisboa.
- Etnier, David; Starnes, W. (1993). The Fishes of Tennessee. In The University of Tennessee Press (Ed.), (p. 398). Tennessee.
- Fox, M. G. (1994). Growth, density and interspecific influences on pumpkinseed life histories. *Ecology* 75, 1157–1171.
- Fox, M.G.; Keast, A. (1991). Effect of overwinter mortality on reproductive life history characteristics of pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) populations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 48, 1792–1799.

- Fraser, C. M. (1916). Growth of the spring salmon. Trans. 2nd Meet. Pac. Fish. Soc., 29–35.
- Froese, R. (2006). Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. J. Appl. Ichthyol., 22, p. 241–253.
- G.C., Nicola; B. Elvira; A, A. A. (2008). Feeding tactics and body condition of two introduced populations of pumpkinseed *Lepomis gibbosus*: taking advantages of human disturbances? Ecology of Freshwater Fish, Fish 2009:, 15–22.
- García-Berthou, E. (2002). Ontogenic Diet Shifts and Interrupted Piscivory in Introduced Largemouth Bass (*Micropterus salmoides*). Internat. Rev. Hydrobiol., 87, 353–363.
- Godinho, F. N. (2006). Introduções, Causas e Consequências Peixes fluviais exóticos em Portugal continental: mediação ambiental das introduções de sucesso.
- Godinho, Francisco Nunes; Ferreira, M. (1994). Diet composition of largemouth black bass, *Micropterus salmoides* (Lacepède), in southern Portuguese reservoirs: its relation to habitat characteristics. Fisheries Management and Ecology, 1, 120–137.
- Godinho, Franciso; Ferreira, M. (2006). Influence of habitat structure on the fish prey consumption by largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in experimental tanks. Limnetica, 25 (3), 657–664.
- Gomiero, L. M., Carmassi, A. L., & Braga, F. M. D. S. (2007). Crescimento e mortalidade de *Brycon opalinus* (Characiformes, Characidae) no Parque Estadual da Serra do Mar, Mata Atlântica, Estado de São Paulo. Biota Neotropica, 7(1).
- Hahn, N.; Delariva, R. (2003). Métodos para avaliação da alimentação natural de peixes: o que estamos usando? INCI, 28(2).
- Havunders, T., & Hjalti, S. (1968). A technique for sectioning blue whiting otoliths for age determination. FiskDir. Skr. Ser. HavUnders., 16, 189–193.
- Heidinger, R. C. (1976). Synopsis of Biological data on the Largemouth Bass. *Micropterus salmoides* (Lacepède) 1802. FAO Fisheries Synopsis, No. 115.
- Heidinger, R. C. (2000). A White Paper on the Status and Needs of Largemouth Bass Culture in the North Central Religion. Largemouth Bass White Paper, 1-10.
- Hurley, K. L.; Pope, K. L.; Willis, D. W. (1997). Back-calculated length-at-age estimates from two scale radii. Nebraska Cooperative Fish & Wildlife Research, 29(4), 229–236.
- Iguchi, K.; Matsuura, K. (2004). Predicting Invasions of North American Basses in Japan using Native Range Data and a Genetic Algorithm. Transactions of the American Fisheries Society, 133: 845-8.
- Ilarri, M.I.; Souza, A.T.; Modesto, V.; Guilhermino, L.; Sousa, R. (2015). Differences in the macrozoobenthic fauna colonising empty bivalve shells before and after invasion by *Corbicula fluminea*. Marine and Freshwater Research.
- Jang, M.H.; Joo, G.J.; Lucas, M. C. (2006). Diet of introduced largemouth bass in Korean rivers and potential interactions with native fishes. Ecology of Freshwater Fish, 15, 315–320.

- Johnson, R.L.; Davis, R. M. (1997). Age, growth and condition of largemouth bass, *Micropterus salmoides*, of Lake Ashbaugh, Arkansas. *Journal of the Arkansas Academy of Science*, 51, 95–102.
- Knoöpell, H. A. (1970). Food of central Amazonian Fishes. Contribution to the nutrient-ecology of Amazonian rainforest-streams. *Amazoniana* 2:257-352.
- Kottelat, M. and Freyhof, J. (2007). *Handbook of European freshwater fishes* (Kottelat). Berlin, Germany.
- Le Cren, E. D. (1951). The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatis*). *Journal Of Animal Ecology*, 20(Oxford), 201–219.
- Lee, R. M. (1920). A review of the methods of age and growth determination in fishes by means of scales. *Fishery Invest., Lond., Ser.2*, 4(2).
- Lorenzoni, M., Dorr, a J. M., Erra, R., Giovanazzo, G., Mearlelli, M., & Selvi, S. (2002). Growth and reproduction of largemouth bass (*Micropterus salmoides* Lacepede, 1802) in Lake Trasimeno (Umbria, Italy). *Fisheries Research*, 56, 89–95.
- M.A.O.T. (2001). Plano de Bacia Hidográfica do Rio Minho. In Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território (pp. 64–66).
- Martinson, E. C., Masuda, M. M., & Helle, J. H. (2000). Back-calculated fish lengths, percentages of scale growth, and scale measurements for two scale measurement methods used in studies of salmon growth. *North Pacific Anadromous Fish Commission Bulletin*, 2, p. 331–336.
- Moradinasab, Gh.; Raehsi, H.; Paighambari, S.Y.; Ghorbani, R.; Bibak, Z. (2012). Length-weight relationships, relative condition factor and relative weight of three fish species from beach seine fishing grounds in Iranian coastal waters of Caspian Sea. *Scientific Research and Essays*, 7(18), pp. 1809–1812.
- Mota, Micaela; Sousa, Ronaldo; Bio, Ana; Araújo, Jorge; Braga, Catarina; Antunes, C. (2014). Seasonal changes in fish assemblages in the River Minho tidal freshwater wetlands, NW of the Iberian Peninsula.
- Munro, J.; Pauly, D. (1983). A Simple Method for Comparing the Growth of Fishes and Invertebrates. *Fishbyte*, 1(1), 5–6.
- Nash, R.; Valencia, A.; Geffen, A. (2006). The Origin of Fulton’s Condition Factor — Setting the Record Straight. *Fisheries*, 31(5), 236–238.
- Neophitou, C.; Giapis, A. J. (1994). A Study of the biology of pumpkinseed (*Lepomis gibbosus* (L.)) in Lake Kerkini (Greece). *J. Appl. Ichthyol.*, 10, p. 123–133.
- Panfili, Jacques; Pontual, Hélène; Troadec, Hervé; Wright, P. (2002). *Manual of fish sclerochronology* (Ifremer-IR). Brest, France.
- Patterson, G. (1998). *The Largemouth Bass*. Arkansas Game & Fish Commission, Arkansas.
- Pereira, C. (1994). *Espécies Aquícolas de Portugal Continental*. Direcção Geral Das Florestas.

- Querol, M.; Querol, E.; Gomes, N. (2002). Fator de condição gonadal, índice hepatossomático e recrutamento como indicadores do período de reprodução de *Loricariichthys platymetopon* (Osteichthyes, Loricariidae), bacia do rio Uruguai médio, sul do Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, 92(3), 79–84.
- Regier, H. (1962). Validation of the Scale Method for Estimating Age and Growth of Bluegills. *Transactions of the American Fisheries Society*, 91(January 2015), 362–374.
- Ribeiro, F., Elvira, B., Collares-Pereira, M. J., & Moyle, P. B. (2007). Life-history traits of non-native fishes in Iberian watersheds across several invasion stages: a first approach. *Biological Invasions*, 10(1), 89–102.
- Ribeiro, H. (2014). Ecologia e conservação da espécie *Salmo trutta* no troço internacional do Rio Minho. Universidade do Minho.
- Rocha, M.; Ribeiro, E.; Mizubuti, I.; Silva, L.; Borosky, J.; Rubin, K. (2005). Uso do fator de condição alométrico e de Fulton na comparação de carpa (*Cyprinus carpio*), considerando os sexos e idade. *Semina: Ciências*, 26(3), 429–434.
- Rodrigues, H. (1993). Achigã. Estoril.
- Rodrigues, A.M.; Sanches, J. C. (2011). Caracterização da população de achigãs (*Micropterus salmoides*) numa charca de rega localizada na beira interior sul. *Agroforum*, (1), 5–10.
- Rodríguez-Sánchez, Victoria; Encina, Lourdes; Rodríguez-Ruiz, Amadora; Sánchez-Carmona, R. (2009). Largemouth bass, *Micropterus salmoides*, growth and reproduction in Primera de Palos' lake (Huelva, Spain).
- Royce, W. F. (1972). Introduction to the fishery science. New York: Academic Press, 351.
- Sanches, J.C.; Rodrigues, A. M. (2011). O Achigã (*Micropterus salmoides*), uma espécie com interesse para a pesca desportiva. *Agroforum*, nº26 Ano 1, 17–22.
- Schulz, U.H.; Leal, M. E. (2005). Growth and mortality of black bass, *Micropterus salmoides* (Pisces, Centrarchidae; Lacapède, 1802) in a reservoir in southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 65(2), 363–369.
- Secor, D.; Dean, J.; Laban, E. (1991). Manual for Otolith Removal and Preparation for Microstructural Examination.
- Serra, S.; Coimbra, N.; Graça, M. (2009). Invertebrados de Água Doce. Universidade de Coimbra.
- Sousa, R., Dias, S. C., Guilhermino, L., & Antunes, C. (2008). Minho river tidal freshwater wetlands: Threats to faunal biodiversity. *Aquatic Biology*, 3(September), 237–250.
- Sousa, Ronaldo; Dias, Sérgia; Antunes, Carlos; Guilhermino, L. (2006). Fauna exótica presente no estuário do rio Minho: distribuição e impactos potenciais.
- Sousa, Ronaldo; Dias, Sérgia; Guilhermino, Lúcia; Antunes, C. (2008). Minho River tidal freshwater wetlands: threats to faunal biodiversity (Vol. 3:237–250).
- Sprugel, G. J. (1953). Growth of bluegill in a new lake, with particular reference to false annuli. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 83, 58–75.

- Weber, Mike; Ferreira, Ana; Santos, A. (2007). Descobrir o Rio e as Albufeiras (Edições Af, pp. 120–121).
- Weyl, O. L. F., & Hecht, T. (1999). A successful population of largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in a subtropical lake in Mozambique. *Environmental Biology of Fishes*.
- Y. Bhagat; M.G. Fox; M.T. Ferreiras. (2006). Morphological differentiation in introduced pumpkinseed *Lepomis gibbosus* (L.) occupying different habitat zones in Portuguese reservoirs. *Fish Biology*, 69, 79–94.
- Zeyl, J.; Love, O.; Higgs, D. (2013). Evaluating gonadosomatic index as an estimator of reproductive condition in the invasive round goby, *Neogobius melanostomus*. *Journal of Great Lakes Research*, 8.

Anexo

Figura 1 – Resumo de espécies presentes no Rio Minho que surgem de modo relevante nos locais de amostragem. Informações baseadas na Carta Piscícola Nacional (CPN) disponível no ICNF, Dias (2007), Sousa (2006), Sousa (2008) e Mota (2014).

Classificação		Nome	Espécie	Origem	Conservação*
Grandes migradores	Anádromo	Lampreia-marinha	<i>Petromyzon marinus</i>	Nativo	Vulnerável
		Sável	<i>Alosa alosa</i>	Nativo	Em perigo
		Savelha	<i>Alosa fallax</i>	Nativo	Vulnerável
		Salmão	<i>Salmo salar</i>	Nativo	Criticamente em perigo
		Truta marisca	<i>Salmo trutta trutta</i>	Nativo	Criticamente em perigo
	Catádromo	Enguia	<i>Anguilla anguilla</i>	Nativo	Em perigo
Água doce	Truta fário	<i>Salmo trutta fario</i>	Nativo	Criticamente em perigo	
	Boga-do-norte	<i>Pseudochondrostoma duriense</i>	Endémico	Pouco preocupante	
	Barbo	<i>Barbus bocagei</i>		Pouco preocupante	
	Escalo-do-norte	<i>Squalius carolitertii</i>	Endémico	Pouco preocupante	
	Ruivaco	<i>Achondrostoma arcasii</i>	Endémico	Não avaliado	
	Verdemã	<i>Cobitis paludica</i>	Nativo	Pouco preocupante	
	Esgana-gata	<i>Gasterosteus gymnurus</i>	Nativo	Em perigo	
Peixe-rei	<i>Atherina boyeri</i>	Nativo	Inf. insuficiente		
Peixes estuarinos	Peixe-mosquito	<i>Gambusia holbrooki</i>	Introduzido	Não avaliado	
Peixes marinhos oportunistas (existem 14 espécies)	Solha-das-pedras	<i>Platichthys flesus</i>	Nativo	Não avaliado	
	Robalo	<i>Dicentrarchus labrax</i>	Nativo	Não avaliado	
	Tainhas	<i>Chelon labrosus</i>	Nativo	Não avaliado	
		<i>Liza aurata</i>	Nativo	Sem estatuto	
		<i>Liza ramada</i>	Nativo	Pouco preocupante	
		<i>Mugil cephalus</i>	Nativo	Não avaliado	
Espécies exóticas introduzidas	Truta arco-íris	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Introduzida	Sem estatuto	
	Pimpão	<i>Carassius auratus</i>	Introduzida	Sem estatuto	
	Carpa	<i>Cyprinus carpio</i>	Introduzida	Sem estatuto	
	Tenca	<i>Tinca tinca</i>	Introduzida	Não avaliado	
	Góbio	<i>Gobio lozanoi</i>	Introduzida	Não avaliado	
	Achigã	<i>Micropterus salmoides</i>	Introduzida	Sem estatuto	
	Perca-sol	<i>Lepomis gibbosus</i>	Introduzida ^a	Sem estatuto	

* Segundo o Livro Vermelho de Portugal a Não estabilizada

Figura 2 - Frequência relativa dos comprimentos relativos aos indivíduos de perca-sol, capturados entre Março a Outubro de 2015.

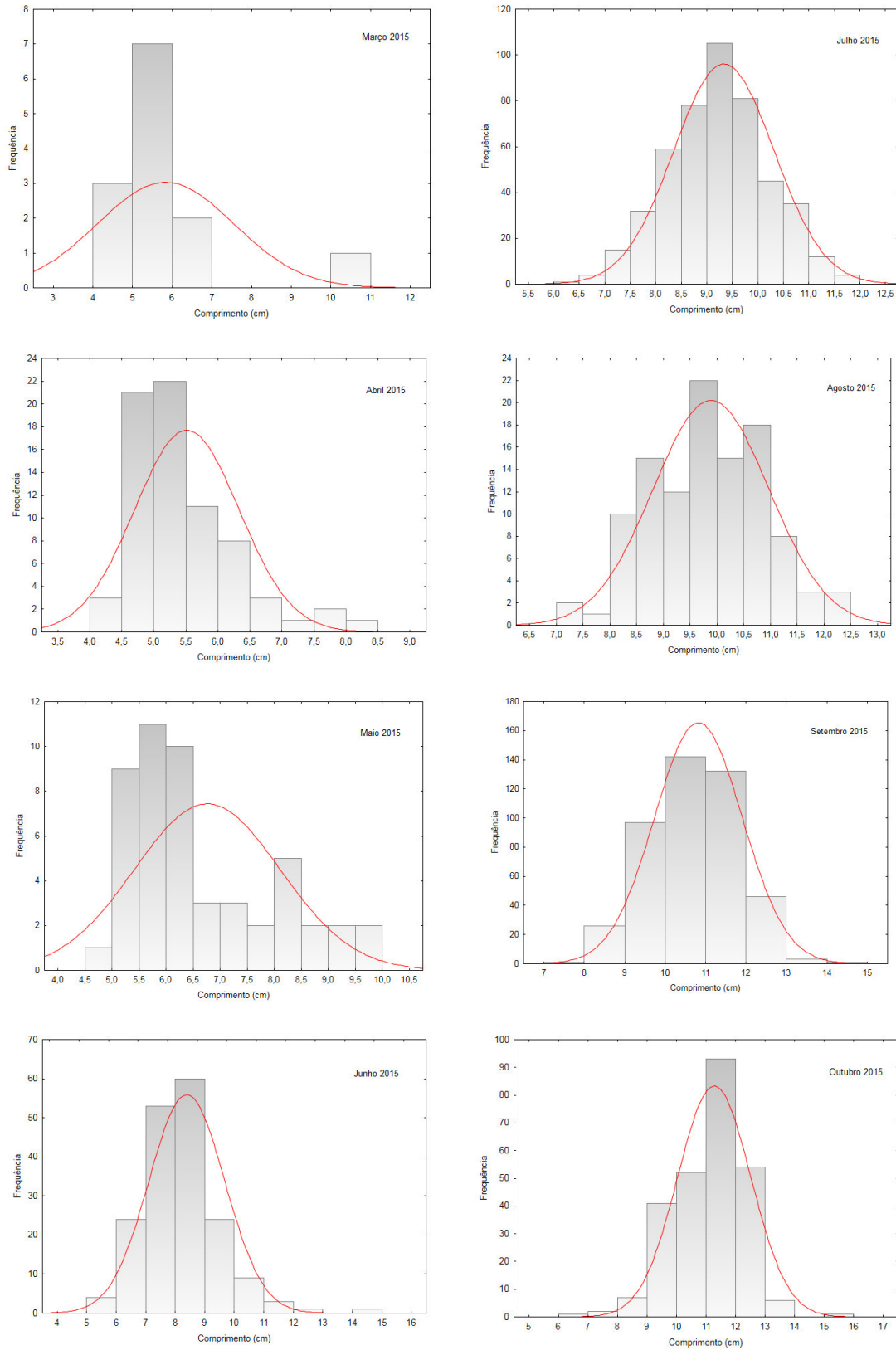


Tabela 1 - Parâmetros de crescimento segundo o modelo de von Bertalanffy para o achigã, em estudos anteriores (Weyl & Hecht, 1999; Schulz & Leal, 2005; Rodriguez-Sánchez *et al.*, 2009; Britton *et al.*, 2010)

Local	K	L_∞	Φ
Rio Minho (presente estudo)	0,23	40,4	2,58
Lago Chicamba, Moçambique	1,17	40,2	5,3
Flint Creek (Arkansas)	0,52	48,0	5,1
Lago Primera de Palos (Espanha)	0,19	51,3	
Ontário (Canadá)	0,61	55,4	
Brasil	0,99	43,9	3,28
Nova Iorque (EUA)	0,22	52,9	2,79
Minnesota (EUA)	0,16	58,9	2,74
Alabama (EUA)	0,28	62,5	3,04
Itália	0,28	51	2,87
Japão	0,5	34,1	2,76