



CONTRIBUTO DO ENGODO UTILIZADO NA PESCA DESPORTIVA NA EUTROFIZAÇÃO DAS ALBUFEIRAS DO SUL DO PAÍS:

**Modelação da albufeira do Maranhão com recurso ao CE-Qual-W2 e
apresentação de cenários de biomanipulação**

Susana Cristina Amador Dias Amaral

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Gestão e Conservação dos Recursos Naturais

Orientador: Doutora Maria Teresa Marques Ferreira da Cunha Cardoso

Co-orientador: Doutor Ramiro Joaquim de Jesus Neves

Júri:

Presidente: Doutora Elizabeth da Costa Neves Fernandes de Almeida Duarte, Professora Catedrática do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa.

Vogais: Doutor Pedro Jorge Cravo Aguiar Pinto, Professor Catedrático do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa;

Doutor Ramiro Joaquim de Jesus Neves, Professor Associado do Instituto Superior Técnico da Universidade Técnica de Lisboa;

Doutora Maria Teresa Marques Ferreira da Cunha Cardoso, Professora Associada do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa.

Agradecimentos

Quero agradecer a todos os que ajudaram a realizar este trabalho, e em especial:

À Prof. Teresa Ferreira e ao Prof. Ramiro Neves, pela orientação e auxílio.

Ao Eng. Adolfo Franco, pela partilha de conhecimentos, cooperação e apoio.

Ao Eng. David Brito, pela disponibilidade e assistência.

Ao Eng. Jorge Bochechas, pela apresentação do tema.

Às Eng.^{as} Teresa Cravo, Graça Sacadura, Sofia Bruxelas e Marta Santo, e ao Sr. Abel Silva, da Autoridade Florestal Nacional, pela colaboração e apoio.

Resumo

A pesca recreativa é uma actividade de lazer com grande interesse em Portugal, registando-se em 2009 perto de 219 mil pescadores detentores de licença de pesca desportiva para águas interiores. Na prática da pesca recreativa, principalmente na pesca desportiva, a engodagem é uma técnica com grande importância, pois é através do engodo que os pescadores concentram os peixes em determinada zona do pesqueiro, facilitando a sua captura.

Com o presente estudo pretendeu-se verificar se o engodo utilizado nas provas de pesca desportiva, mais concretamente as farinhas, poderá contribuir na eutrofização da albufeira do Maranhão. Assim, realizou-se uma avaliação qualitativa e quantitativa dos engodos utilizados pelos pescadores desportivos, e um estudo da relação entre a eutrofização e o uso de engodos nas provas de pesca desportiva recorrendo a modelação/simulações da albufeira do Maranhão com o modelo CE-Qual-W2.

Para além disso, pretendeu-se avaliar o contributo da pesca desportiva na realização de biomanipulação na albufeira do Maranhão, de forma a melhorar a condição trófica desta albufeira. Para tal, analisaram-se alguns cenários de biomanipulação recorrendo à pesca desportiva, de forma a compensar os *inputs* de fósforo e azoto resultantes da engodagem e melhorar a qualidade da água e a condição trófica desta albufeira.

Palavras-chave: Albufeira do Maranhão; pesca desportiva; engodo; eutrofização; CE-Qual-W2; biomanipulação

Abstract

CONTRIBUTION OF GROUNDBAIT USED IN INLAND RECREATIONAL FISHERIES IN EUTROPHICATION OF PORTUGAL'S SOUTHERN RESERVOIRS: Modeling Maranhão reservoir using the CE-Qual-W2 and presentation of biomanipulation scenarios

Recreational fishery is a leisure activity with great interest in Portugal, registering in 2009 close to 219 000 anglers, holders of fishing license for inland waters. In recreational fisheries, mainly in angling, groundbaiting is a technique of great importance, since it is through groundbait that anglers gather fish in a certain area of fisheries, facilitating their capture.

The present study aimed to determine whether the groundbait used in angling competitions may contribute to the eutrophication of the Maranhão reservoir. Thus, there was a qualitative and quantitative assessment of groundbaits used by anglers, and a study of the relationship between eutrophication and groundbaiting in angling competitions using modeling / simulation of the Maranhão reservoir with the CE-Qual-W2 model.

In addition, we sought to assess the contribution of angling in the biomanipulation of Maranhão reservoir, in order to improve the trophic condition of this reservoir. To this end, some scenarios of biomanipulation were analyzed, using angling so as to compensate the *input* of phosphorus and nitrogen resulting from groundbaiting, and improve water quality and trophic condition of this reservoir.

Key-words: Maranhão reservoir; angling; groundbait; eutrophication; CE-Qual-W2; biomanipulation

Extended Abstract

CONTRIBUTION OF GROUNDBAIT USED IN INLAND RECREATIONAL FISHERIES IN EUTROPHICATION OF PORTUGAL'S SOUTHERN RESERVOIRS: Modeling Maranhão reservoir using the CE-Qual-W2 and presentation of biomanipulation scenarios

As mentioned by Ferreira & Godinho (2002), many human activities taking place in reservoirs, and their watersheds, lead to degradation of water quality, with substantial changes in existing communities that become unbalanced, unstable and, in limit, are also a danger to public health. Among these activities is recreational fishery, leisure activity that puts pressure related to both the number of anglers as to the methods and fishing practices.

Recreational fishery is a leisure activity with great interest in Portugal, registering in 2009 close to 219 000 anglers, holders of fishing license for inland waters. In recreational fisheries, mainly in angling, groundbaiting is a technique of great importance, since it is through groundbait that anglers gather fish in a certain area of fisheries, facilitating their capture. However, Arlinghaus & Niesar (2005) and Lewin *et al* (2006) consider that the use of excessive amounts of groundbait can affect negatively catches as well as water quality, and trophic status, and invertebrate communities of the system.

Biomanipulation has become a widely used technique to improve water quality in lakes and reservoirs (Hansson *et al*, 1998; Drenner & Hambright, 1999; Kasprzak *et al*, 2002; Mehner *et al*, 2002; Mehner *et al*, 2004). It can be considered as a complementary technique which, applied together with other measures to control the *inputs* of nutrients from internal and external sources, will accelerate the process of recovery or rehabilitation of the water body (Gulati, 1995; Benndorf *et al*, 2002). Therefore, biomanipulation is environmentally the most desirable process but it requires a deep knowledge of the ecological functioning of the system (Ferreira, 2001).

Thus, considering the assumptions mentioned above, was developed this study with the main objectives: **1)** assess the potential contribution of groundbait, used in angling competitions, in the eutrophication of Maranhão reservoir, using modeling and simulations with the CE-Qual-W2 model - longitudinal-vertical hydrodynamic and transport model, built for simulation of water quality over time, **2)** analyze the contribution of angling for the implementation of biomanipulation on Maranhão reservoir, to compensate the *inputs* of phosphorus and nitrogen resulting from groundbaiting and improve water quality and the trophic condition of the reservoir.

To achieve this study was developed a series of tasks, which stand out: organization of existing information on angling competitions on Maranhão reservoir (allowed competitions, Statistical Maps of Angling Competition submitted to the National Forest Authority (AFN), number of participants in competitions, qualitative and quantitative records of catches, etc.); qualitative and quantitative

evaluation of groundbaits used in these events, through questionnaires distributed to anglers, surveys conducted by telephone at fishing stores, chemical analysis of some of the groundbaits cited as the most commonly used to lure; chemical analysis to the main species caught in angling competitions; modeling / simulation of water quality of the Maranhão reservoir using the CE-Qual-W2 model, to infer the contribution of groundbait to the eutrophication of the reservoir (task performed together with Eng. David Brito and Prof. Ramiro Neves, from MARETEC - Marine and Environment Technology Center, IST); analysis of possible scenarios of biomanipulation on Maranhão reservoir resorting to angling, so as to compensate the *input* of phosphorus and nitrogen resulting from groundbaiting.

Índice

Agradecimentos.....	i
Resumo	ii
Abstract.....	iii
Extended Abstract	iv
Índice de Figuras	vii
Índice de Gráficos.....	viii
Índice de Tabelas	xii
1. Introdução.....	1
1.1. Qualidade da água em albufeiras e eutrofização	2
1.2. A pesca desportiva em águas interiores e o uso de engodo	9
1.3. Biomanipulação	14
2. Modelação da albufeira do Maranhão com o CE-Qual-W2 – Simulações relacionadas com o uso de engodo na pesca desportiva	17
2.1. Caracterização da albufeira do Maranhão	17
2.2. Aplicação do modelo CE-Qual-W2 à albufeira do Maranhão.....	20
2.3. Simulações realizadas e discussão dos resultados	29
2.4. Conclusões	36
3. Contributo da pesca desportiva para a biomanipulação da albufeira do Maranhão – Apresentação de cenários	37
3.1. Apresentação de 16 cenários de biomanipulação relacionados com a prática da pesca desportiva e discussão de resultados	37
3.2. Conclusões	67
4. Considerações finais	72
5. Bibliografia.....	74

Índice de Figuras

Figura 1.1. Esquema representativo das três zonas que se formam como resultado da estratificação térmica; A) Epilímnio, B) Metalímnio, C) Hipolímnio (adaptado de Cortes, 1991).....	4
Figura 1.2. Esquema ilustrativo dos principais factores reguladores do processo de eutrofização num sistema de águas interiores (adaptado de <i>National Eutrophication Monitoring Programme</i> , 2002).....	7
Figura 1.3. Embalagens de engodo; vários tipos de farinhas da marca <i>Sensas</i>	12
Figura 1.4. Engodagem forte, que antecede o início da prova de pesca desportiva.	12
Figura 1.5. Engodagem com o auxílio de fisga (à esquerda) e com <i>coupelle</i> (ao centro e à direita).....	13
Figura 1.6. Manuseamento a que o peixe é sujeito para o libertarem do anzol	14
Figura 1.7. Fluxos de energia considerando um cenário de biomanipulação e sem qualquer manipulação (adaptado de Hart, 2006).....	15
Figura 2.1. Classificação a qualidade da água da albufeira do Maranhão (SNIRH).....	18
Figura 2.2. Usos do solo presentes na bacia hidrográfica da albufeira do Maranhão (SNIRH).....	19
Figura 2.3. Fontes de poluição pontuais existentes na envolvente da albufeira do Maranhão (SNIRH)	19
Figura 2.4. Vista aérea da albufeira do Maranhão (<i>in</i> http://cnpqb.inag.pt) e respectivo mapa (adaptado de Henriques, 1989)	20
Figura 2.5. Representação da área superficial da albufeira do Maranhão no modelo CE-Qual-W2	25
Figura 2.6. Perfil longitudinal do braço 1 da albufeira do Maranhão.....	25

Índice de Gráficos

Gráfico 1.1. Marcas de engodos (farinhas) comercializadas.....	11
Gráfico 1.2. Variedade de engodos (farinhas) mais comercializados.....	11
Gráfico 2.1. Valores de P_{Total} (g/kg) e N_{Total} (g/kg) presentes nas 10 amostras de engodo (farinhas)	23
Gráfico 2.2. Comparação dos valores de temperatura registados na albufeira do Maranhão com os valores simulados pelo CE-Qual-W2	26
Gráfico 2.3. Comparação dos valores da concentração de P_{Total} medidos na albufeira do Maranhão com os valores simulados pelo CE-Qual-W2.....	26
Gráfico 2.4. Comparação dos valores da concentração de NH_4^+ medidos na albufeira do Maranhão com os valores simulados pelo CE-Qual-W2.....	27
Gráfico 2.5. Comparação dos valores da concentração de NO_3^- medidos na albufeira do Maranhão com os valores simulados pelo CE-Qual-W2.....	27
Gráfico 2.6. Comparação dos valores da concentração de Chla medidos na albufeira do Maranhão com os valores simulados pelo CE-Qual-W2.....	28
Gráfico 2.7. Resultados obtidos nas simulações realizadas representativos da evolução das concentrações de P_{Total} (mg/l) na albufeira do Maranhão, de Janeiro de 2001 a Fevereiro de 2007	30
Gráfico 2.8. Resultados obtidos nas simulações realizadas representativos da evolução das concentrações de PO_4^{3-} (mg/l) na albufeira do Maranhão, de Janeiro de 2001 a Fevereiro de 2007	31
Gráfico 2.9. Resultados obtidos nas simulações realizadas representativos da evolução das concentrações de NO_3^- (mg/l) na albufeira do Maranhão, de Janeiro de 2001 a Fevereiro de 2007	32
Gráfico 2.10. Resultados obtidos nas simulações realizadas representativos da evolução das concentrações de NH_4^+ (mg/l) na albufeira do Maranhão, de Janeiro de 2001 a Fevereiro de 2007	33
Gráfico 2.11. Resultados obtidos nas simulações realizadas representativos da evolução das concentrações de Chla (μ g/l) na albufeira do Maranhão, de Janeiro de 2001 a Fevereiro de 2007	34
Gráfico 3.1. BPUE (Kg/cana/hora) registadas na albufeira do Maranhão, por espécie e total, no período de 2001 a 2009.....	38
Gráfico 3.2. Quantidades de engodo utilizado anualmente nas provas de pesca desportiva, considerando as condições E1, E2, E3 e E3, no período de 2001 a 2009	42
Gráfico 3.3. Quantidade de engodo utilizada (considerando o valor máximo estabelecido de 10 kg de engodo/pescador) e biomassa sacrificada (com devolução à massa de água de barbos, bogas e carpas >35 cm), no período de 2001 a 2009 (kg).....	44
Gráfico 3.4. <i>Inputs</i> e <i>outputs</i> de N e P relacionados com o uso de Engodo(+) (considerando o valor máximo estabelecido de 10 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de parte da biomassa capturada (com devolução à massa de água de barbos, bogas e carpas >35 cm), no período de 2001 a 2009 (kg)...	44
Gráfico 3.5. <i>Inputs</i> e <i>outputs</i> de N e P relacionados com o uso de Engodo(-) (considerando o valor máximo estabelecido de 10 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de parte da biomassa capturada (com devolução à massa de água de barbos, bogas e carpas >35 cm), no período de 2001 a 2009 (kg)...	45
Gráfico 3.6. Quantidade de engodo utilizado (considerando o valor médio de 5 kg de engodo/pescador) e biomassa sacrificada (com devolução à massa de água de barbos, bogas e carpas >35 cm), no período de 2001 a 2009 (kg)	46

Gráfico 3.7. <i>Inputs e outputs</i> de N e P relacionados com o uso de Engodo(+) (considerando o valor médio de 5 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de parte da biomassa capturada (com devolução à massa de água de barbos, bogas e carpas >35 cm), no período de 2001 a 2009 (kg)	46
Gráfico 3.8. <i>Inputs e outputs</i> de N e P relacionados com o uso de Engodo(-) (considerando o valor médio de 5 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de parte da biomassa capturada (com devolução à massa de água de barbos, bogas e carpas >35 cm), no período de 2001 a 2009 (kg)	47
Gráfico 3.9. Quantidade de engodo utilizada (considerando o valor de 3 kg de engodo/pescador) e biomassa sacrificada (com devolução à massa de água de barbos, bogas e carpas >35 cm), no período de 2001 a 2009 (kg)	48
Gráfico 3.10. <i>Inputs e outputs</i> de N e P relacionados com o uso de Engodo(+) (considerando o valor de 3 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de parte da biomassa capturada (com devolução à massa de água de barbos, bogas e carpas >35 cm), no período de 2001 a 2009 (kg)	48
Gráfico 3.11. <i>Inputs e outputs</i> de N e P relacionados com o uso de Engodo(-) (considerando o valor de 3 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de parte da biomassa capturada (com devolução à massa de água de barbos, bogas e carpas >35 cm), no período de 2001 a 2009 (kg)	49
Gráfico 3.12. Quantidade de engodo utilizada (considerando o valor de 1,5 kg de engodo/pescador) e biomassa sacrificada (com devolução à massa de água de barbos, bogas e carpas >35 cm), no período de 2001 a 2009 (kg)	50
Gráfico 3.13. <i>Inputs e outputs</i> de N e P relacionados com o uso de Engodo(+) (considerando o valor de 1,5 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de parte da biomassa capturada (com devolução à massa de água de barbos, bogas e carpas >35 cm), no período de 2001 a 2009 (kg)	50
Gráfico 3.14. <i>Inputs e outputs</i> de N e P relacionados com o uso de Engodo(-) (considerando o valor de 1,5 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de parte da biomassa capturada (com devolução à massa de água de barbos, bogas e carpas >35 cm), no período de 2001 a 2009 (kg)	51
Gráfico 3.15. Quantidade de engodo utilizada (considerando o valor máximo estabelecido de 10 kg de engodo/pescador) e biomassa sacrificada (com devolução à massa de água de barbos e bogas), no período de 2001 a 2009 (kg)	52
Gráfico 3.16. <i>Inputs e outputs</i> de N e P relacionados com o uso de Engodo(+) (considerando o valor máximo estabelecido de 10 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de parte da biomassa capturada (com devolução à massa de água de barbos e bogas), no período de 2001 a 2009 (kg)	52
Gráfico 3.17. <i>Inputs e outputs</i> de N e P relacionados com o uso de Engodo(-) (considerando o valor máximo estabelecido de 10 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de parte da biomassa capturada (com devolução à massa de água de barbos e bogas), no período de 2001 a 2009 (kg)	53
Gráfico 3.18. Quantidade de engodo utilizada (considerando o valor médio de 5 kg de engodo/pescador) e biomassa sacrificada (devolução à massa de água de barbos e bogas), no período de 2001 a 2009 (kg)	54
Gráfico 3.19. <i>Inputs e outputs</i> de N e P relacionados com o uso de Engodo(+) (considerando o valor médio de 5 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de parte da biomassa capturada (com devolução à massa de água de barbos e bogas), no período de 2001 a 2009 (kg)	54
Gráfico 3.20. <i>Inputs e outputs</i> de N e P relacionados com o uso de Engodo(-) (considerando o valor médio de 5 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de parte da biomassa capturada (com devolução à massa de água de barbos e bogas), no período de 2001 a 2009 (kg)	55
Gráfico 3.21. Quantidade de engodo utilizada (considerando o valor de 3 kg de engodo/pescador) e biomassa sacrificada (devolução à massa de água de barbos e bogas), no período de 2001 a 2009 (kg)	56

Gráfico 3.22. <i>Inputs e outputs</i> de N e P relacionados com o uso de Engodo(+) (considerando o valor de 3 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de parte da biomassa capturada (com devolução à massa de água de barbos e bogas), no período de 2001 a 2009 (kg).....	56
Gráfico 3.23. <i>Inputs e outputs</i> de N e P relacionados com o uso de Engodo(-) (considerando o valor de 3 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de parte da biomassa capturada (com devolução à massa de água de barbos e bogas), no período de 2001 a 2009 (kg).....	57
Gráfico 3.24. Quantidade de engodo utilizada (considerando o valor de 1,5 kg de engodo/pescador) e biomassa sacrificada (devolução à massa de água de barbos e bogas), no período de 2001 a 2009 (kg).....	58
Gráfico 3.25. <i>Inputs e outputs</i> de N e P relacionados com o uso de Engodo(+) (considerando o valor de 1,5 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de parte da biomassa capturada (com devolução à massa de água de barbos e bogas), no período de 2001 a 2009 (kg).....	58
Gráfico 3.26. <i>Inputs e outputs</i> de N e P relacionados com o uso de Engodo(-) (considerando o valor de 1,5 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de parte da biomassa capturada (com devolução à massa de água de barbos e bogas), no período de 2001 a 2009 (kg).....	59
Gráfico 3.27. Quantidade de engodo utilizada (valor máximo estabelecido de 10 kg de engodo/pescador) e biomassa sacrificada (sem devoluções à massa de água) no período de 2001 a 2009 (kg).....	60
Gráfico 3.28. <i>Inputs e outputs</i> de N e P relacionados com o uso de Engodo(+) (considerando o valor máximo estabelecido de 10 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de toda a biomassa capturada, no período de 2001 a 2009 (kg).....	60
Gráfico 3.29. <i>Inputs e outputs</i> de N e P relacionados com o uso de Engodo(-) (considerando o valor máximo estabelecido de 10 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de toda a biomassa capturada, no período de 2001 a 2009 (kg).....	61
Gráfico 3.30. Quantidade de engodo utilizada (considerando o valor médio de 5 kg de engodo/pescador) e biomassa sacrificada (sem devoluções à massa de água), no período de 2001 a 2009 (kg).....	62
Gráfico 3.31. <i>Inputs e outputs</i> de N e P relacionados com o uso de Engodo(+) (considerando o valor médio de 5 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de toda a biomassa capturada, no período de 2001 a 2009 (kg).....	62
Gráfico 3.32. <i>Inputs e outputs</i> de N e P relacionados com o uso de Engodo(-) (considerando o valor médio de 5 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de toda a biomassa capturada, no período de 2001 a 2009 (kg).....	63
Gráfico 3.33. Quantidade de engodo utilizada (considerando o valor de 3 kg de engodo/pescador) e biomassa sacrificada (sem devoluções à massa de água), no período de 2001 a 2009 (kg).....	64
Gráfico 3.34. <i>Inputs e outputs</i> de N e P relacionados com o uso de Engodo(+) (considerando o valor de 3 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de toda a biomassa capturada, no período de 2001 a 2009 (kg).....	64
Gráfico 3.35. <i>Inputs e outputs</i> de N e P relacionados com o uso de Engodo(-) (considerando o valor de 3 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de toda a biomassa capturada, no período de 2001 a 2009 (kg).....	65
Gráfico 3.36. Quantidade de engodo utilizada (considerando o valor de 1,5 kg de engodo/pescador) e biomassa sacrificada (sem devoluções à massa de água), no período de 2001 a 2009 (kg).....	66
Gráfico 3.37. <i>Inputs e outputs</i> de N e P relacionados com o uso de Engodo(+) (considerando o valor de 1,5 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de toda a biomassa capturada, no período de 2001 a 2009 (kg).....	66
Gráfico 3.38. <i>Inputs e outputs</i> de N e P relacionados com o uso de Engodo(-) (considerando o valor de 1,5 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de toda a biomassa capturada, no período de 2001 a 2009 (kg).....	67
Gráfico 3.39. Resultados da diferença entre <i>inputs</i> de P, devidos ao uso de Engodo(+), e <i>outputs</i> de P, nos cenários estudados (valores médios).....	69

Gráfico 3.40. Resultados da diferença entre <i>inputs</i> de P, devidos ao uso de Engodo(-), e <i>outputs</i> de P, nos cenários estudados (valores médios)	70
Gráfico 3.41. Resultados da diferença entre <i>inputs</i> de N, devidos ao uso de Engodo(+), e <i>outputs</i> de N, nos cenários estudados (valores médios)	70
Gráfico 3.42. Resultados da diferença entre <i>inputs</i> de N, devidos ao uso de Engodo(-), e <i>outputs</i> de N, nos cenários estudados (valores médios)	71

Índice de Tabelas

Tabela 1.1. Critérios de classificação do estado trófico de albufeiras e lagoas (mg/m^3) (INAG).....	3
Tabela 2.1. Principais características da albufeira do Maranhão (adaptado do INAG e SNIRH)	18
Tabela 2.2. Informação existente sobre as provas de pesca desportiva realizadas na albufeira do Maranhão, no período de Janeiro de 2001 a Fevereiro de 2007	22
Tabela 2.3. Resultados das análises químicas realizadas a 10 amostras de engodo (farinhas).....	23
Tabela 2.4. Quantidades de engodo (farinhas) utilizado nas provas de pesca realizadas e <i>inputs</i> de P e N (kg), calculados por ano para o período em estudo	24
Tabela 2.5. Características da malha computacional para a albufeira do Maranhão	25
Tabela 3.1. Informação relativa à biomassa capturada nas provas de pesca desportiva realizadas na albufeira do Maranhão, no período de 2001 a 2009	38
Tabela 3.2. Valores de biomassa total estimada, capturada em provas de pesca desportiva e percentagens	39
Tabela 3.3. Cenários de biomanipulação que serão explorados, tendo em conta a manipulação da biomassa capturada nas provas de pesca desportiva e as quantidades de engodo utilizadas, no período de 2001 a 2009	40
Tabela 3.4. Valores de P_{Total} e N_{Total} (g/kg) presentes nos engodos Engodo(+) (<i>Sensas – 3000 Barbeux</i>) e no Engodo(-) (<i>Sensas – Carpas Natura</i>).....	41
Tabela 3.5. Valores de P_{Total} e N_{Total} (g/kg) presentes nas 5 espécies de peixes mais capturadas pelos pescadores desportivos	41
Tabela 3.6. Quantidades de engodo utilizado nas condições E1, E2, E3 e E3, no período de 2001 a 2009	41
Tabela 3.7. <i>Inputs</i> de P e N (kg) originados pela utilização de Engodo(+), tendo em conta as condições E1, E2, E3 e E4, no período de 2001 a 2009.....	42
Tabela 3.8. <i>Inputs</i> de P e N (kg) originados pela utilização de Engodo(-), tendo em conta as condições E1, E2, E3 e E4, no período de 2001 a 2009.....	42
Tabela 3.9. Quantidades de engodo utilizado por ano (considerando o valor máximo estabelecido de 10 kg de engodo/pescador), biomassa sacrificada (com devolução à massa de água de barbos, bogas e carpas >35 cm) e respectivos <i>inputs</i> e <i>outputs</i> de N e P, no período de 2001 a 2009	43
Tabela 3.10. Quantidades de engodo utilizado por ano (considerando o valor médio de 5 kg de engodo/pescador), biomassa sacrificada (com devolução à massa de água de barbos, bogas e carpas >35 cm) e respectivos <i>inputs</i> e <i>outputs</i> de N e P, no período de 2001 a 2009	46
Tabela 3.11. Quantidades de engodo utilizado por ano (considerando o valor de 3 kg de engodo/pescador), biomassa sacrificada (com devolução à massa de água de Barbos, Bogas e Carpas >35 cm) e respectivos <i>inputs</i> e <i>outputs</i> de N e P, no período de 2001 a 2009	48
Tabela 3.12. Quantidades de engodo utilizado por ano (considerando o valor de 1,5 kg de engodo/pescador), biomassa sacrificada (com devolução à massa de água de barbos, bogas e carpas >35 cm) e respectivos <i>inputs</i> e <i>outputs</i> de N e P, no período de 2001 a 2009	50
Tabela 3.13. Quantidades de engodo utilizado por ano (considerando o valor máximo estabelecido de 10 kg de engodo/pescador), biomassa sacrificada (com devolução à massa de água de barbos e bogas) e respectivos <i>inputs</i> e <i>outputs</i> de N e P, no período de 2001 a 2009	52
Tabela 3.14. Quantidades de engodo utilizado por ano (considerando o valor médio de 5 kg de engodo/pescador), biomassa sacrificada (com devolução à massa de água de barbos e bogas) e respectivos <i>inputs</i> e <i>outputs</i> de N e P, no período de 2001 a 2009	54

Tabela 3.15. Quantidades de engodo utilizado por ano (considerando o valor de 3 kg de engodo/pescador), biomassa sacrificada (com devolução à massa de água de barbos e bogas) e respectivos <i>inputs</i> e <i>outputs</i> de N e P, no período de 2001 a 2009.....	56
Tabela 3.16. Quantidades de engodo utilizado por ano (considerando o valor de 1,5 kg de engodo/pescador), biomassa sacrificada (com devolução à massa de água de barbos e bogas) e respectivos <i>inputs</i> e <i>outputs</i> de N e P, no período de 2001 a 2009.....	58
Tabela 3.17. Quantidades de engodo utilizado por ano (considerando o valor máximo estabelecido de 10 kg de engodo/pescador), biomassa sacrificada (sem devoluções à massa de água) e respectivos <i>inputs</i> e <i>outputs</i> de N e P, no período de 2001 a 2009.....	60
Tabela 3.18. Quantidades de engodo utilizado por ano (considerando o valor médio de 5 kg de engodo/pescador), biomassa sacrificada (sem devoluções à massa de água) e respectivos <i>inputs</i> e <i>outputs</i> de N e P, no período de 2001 a 2009.....	62
Tabela 3.19. Quantidades de engodo utilizado por ano (considerando o valor de 3 kg de engodo/pescador), biomassa sacrificada (sem devoluções à massa de água) e respectivos <i>inputs</i> e <i>outputs</i> de N e P, no período de 2001 a 2009	64
Tabela 3.20. Quantidades de engodo utilizado por ano (considerando o valor de 1,5 kg de engodo/pescador), biomassa sacrificada (sem devoluções à massa de água) e respectivos <i>inputs</i> e <i>outputs</i> de N e P, no período de 2001 a 2009	66
Tabela 3.21. Tabela resumo dos principais resultados dos 16 cenários de biomanipulação (considerando o valor médio para o período de 2001 a 2009)	68
Tabela 3.22. Quantidades médias de engodo que deveriam ser utilizadas por pescador desportivo (e desvio padrão) de forma a que os <i>inputs</i> de P originados pelo engodo sejam iguais aos <i>outputs</i> de P verificados pela manipulação da biomassa capturada, no período de 2001 a 2009 (kg).....	71

1. Introdução

Como é referido por Ferreira e Godinho (2002), muitas actividades humanas em curso nas albufeiras, e nas suas bacias de drenagem, conduzem à degradação da qualidade da água, com alterações substanciais das comunidades existentes, que se tornam desequilibradas, instáveis e, no limite, constituem também um perigo para a saúde pública. Entre essas actividades, podemos salientar a prática da pesca de carácter recreativo, actividade lúdica que tem angariado um número considerável de praticantes e que exerce inúmeras pressões nessas massas de água, relacionadas tanto com o número de pescadores como com os métodos e práticas de pesca utilizados.

Na pesca de carácter recreativo, principalmente na pesca desportiva, a engodagem é uma técnica com grande importância, pois é através do uso de engodo que os pescadores desportivos concentram os peixes em determinada zona do pesqueiro, de forma a facilitar a sua captura. Contudo, Arlinghaus e Niesar (2005) e Lewin *et al* (2006) consideram que o uso de quantidades excessivas de engodo poderá afectar negativamente as capturas, bem como a qualidade da água, e a sua condição trófica, e as comunidades de invertebrados do sistema. Considerando que o desenvolvimento de enormes quantidades de biomassa vegetal é o principal efeito gerado pelo processo eutrofizacional, existem várias técnicas de regressão trófica relacionadas com o seu controlo (Ferreira, 2001), entre as quais salienta-se o controlo da biomassa por biomanipulação das cadeias alimentares, que constitui o processo ecologicamente mais recomendável mas que exige um profundo conhecimento do funcionamento ecológico do sistema.

Assim, considerando os pressupostos anteriormente mencionados, desenvolveu-se o presente estudo com os objectivos principais de: **1)** averiguar o potencial contributo do engodo utilizado nas provas de pesca desportiva, mais concretamente as farinhas utilizadas pelos pescadores, para a eutrofização das albufeiras, recorrendo para tal à modelação e a simulações com o CE-Qual-W2 – modelo longitudinal-vertical hidrodinâmico e de transporte, construído para simulações de qualidade de água, ao longo do tempo; **2)** analisar o possível contributo da pesca desportiva para a realização de biomanipulação, de forma a melhorar a qualidade da água e a condição trófica desta albufeira. Para este estudo foram considerados os dados relativos às provas de pesca desportiva autorizadas pela Autoridade Florestal Nacional (AFN) no período de 2001 a 2009 (para a modelação considerou-se apenas de 2001 a 2007).

O trabalho incidiu sobre as Albufeiras de Águas Públicas localizadas no Sul do país (por serem mais propensas ao desenvolvimento de *blooms* de algas, relacionados com a presença de elevadas concentrações de nutrientes, entre outros factores, que influenciam a qualidade da água desses sistemas), mais concretamente sobre a albufeira do Maranhão, por se tratar da albufeira com maior volume de informação sobre provas de pesca desportiva, tanto a nível de

autorizações emitidas pela AFN como, principalmente, de registos de Mapas Estatísticos de Provas de Pesca Desportiva (131 mapas devolvidos).

Para a consecução deste estudo desenvolveram-se as seguintes tarefas: pesquisa sobre as temáticas (qualidade da água, albufeiras, eutrofização, pesca recreativa nas águas interiores, modelação, biomanipulação, etc.); organização da informação existente sobre provas de pesca desportiva (provas autorizadas, Mapas Estatísticos de Provas de Pesca Desportiva devolvidos, participantes nos eventos, registos qualitativos e quantitativos das capturas, etc.); saídas de campo com o intuito de acompanhar, e dessa forma melhor entender, toda a envolvente da organização e consecução destes eventos, bem como para conhecer os locais onde se realizam as referidas provas; avaliação qualitativa e quantitativa dos engodos utilizados nessas provas, principalmente das farinhas, através de questionários distribuídos a pescadores desportivos, questionários realizados por telefone a lojas de pesca, análises químicas a algumas dessas farinhas, referidas como as mais utilizadas para engodar; análises químicas às principais espécies capturadas nas provas de pesca desportiva; modelação/simulações da qualidade da água da albufeira do Maranhão com recurso ao modelo CE-Qual-W2, para inferir acerca do contributo dos engodos para a eutrofização do meio (tarefa realizada juntamente com o Eng.º David Brito e com o Prof. Ramiro Neves, do MARETEC - Centro de Ambiente e Tecnologias Marítimas, do Instituto Superior Técnico); análise de possíveis cenários de biomanipulação da albufeira do Maranhão recorrendo à pesca desportiva, de forma a compensar os *inputs* de fósforo e azoto resultantes da engodagem e melhorar a qualidade da água e a condição trófica desta albufeira.

Seguidamente apresenta-se uma breve perspectiva do actual estado da arte, abordando definições e conceitos relacionados com as temáticas abrangidas neste estudo – Qualidade da água em albufeiras e eutrofização, pesca desportiva nas águas interiores e biomanipulação.

1.1. Qualidade da água em albufeiras e eutrofização

As albufeiras são massas de água artificiais, fortemente modificadas, de carácter lântico e volume muito variável, cuja construção está estritamente relacionada com uma série de necessidades sociais, tais como: abastecimento para consumo humano, rega, produção de energia eléctrica, regularização de caudais e lazer. Por se tratarem de ecossistemas artificiais, as albufeiras são frequentemente ignoradas, ou consideradas ecologicamente menos interessantes, enquanto objecto de estudo das suas comunidades biológicas, bem como dos seus processos e funções ecológicas. No entanto, constituem ecossistemas com uma dinâmica própria, onde espécies e comunidades, bem características, se estabelecem sendo que, algumas dessas comunidades, como é o caso da ictiofauna, são utilizadas pelas populações como recurso piscatório e como forma de lazer (Ferreira e Godinho, 2002).

Estes sistemas artificiais, de características ambientais e biológicas complexas e pouco resilientes, estão sujeitos a pressões ambientais, principalmente resultantes das actividades antropogénicas que ocorrem na zona envolvente da albufeira. Estas pressões encontram-se concretizadas nos seguintes aspectos: flutuações do nível de água das albufeiras, resultantes da sua utilização; alterações na carga orgânica e nutritiva, consequência das actividades e usos da albufeira e da sua bacia hidrográfica (Ferreira, 2001). O aumento dos níveis de nutrientes na massa de água, com especial relevo para as quantidades de azoto e fósforo, que são identificados como elementos-chave na definição do estado trófico do meio, devido ao seu papel como nutrientes limitantes de crescimento na maioria das águas doces (Fonseca, 2001), proporciona a intensificação dos processos biológicos de produção. Desta forma, a presença de nutrientes em quantidade suficiente para suportar o crescimento sustentado das algas e macrófitas é tida como um dos principais factores propulsores de alterações no estado trófico das massas de água.

O estado trófico é uma classificação utilizada para descrever o grau de eutrofização de uma determinada massa de água e está principalmente relacionado com a concentração dos nutrientes no meio, na maioria das vezes do fósforo e do azoto, e com as concentrações de cianobactérias e algas planctónicas, contabilizadas através da clorofila *a* (Chl_a). Com a finalidade de tornar o processo de classificação dos ecossistemas lênticos mais preciso, através de uma abordagem quantitativa das condições do sistema, a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico (OCDE) estabeleceu valores limites para parâmetros como o fósforo total e clorofila *a*. No entanto, considerando as características das albufeiras portuguesas, o Instituto da Água (INAG) verificou que os intervalos de concentrações estabelecidos pela OCDE não eram os mais adequados, uma vez que não reflectiam a verdadeira condição destes sistemas. Assim, procedeu a uma adaptação desses valores, compilando a seguinte tabela de classificação (Tabela 1.1).

Tabela 1.1. Critérios de classificação do estado trófico de albufeiras e lagoas (mg/m³) (INAG)

Classificação INAG	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico
Fósforo Total (mg P/m ³)	< 10	10 – 35	> 35
Clorofila <i>a</i> (mg/m ³)	< 2,5	2,5 – 10	> 10
Oxigénio Dissolvido (% saturação)			< 40

A sensibilidade que estes corpos de água apresentam a uma carga adicional de nutrientes, e subsequentemente à eutrofização, está fortemente relacionada com as propriedades geomorfológicas e hidrográficas da área. Isto é, para além dos nutrientes, outros factores tais como as características geológicas do local, o caudal, a turvação, a profundidade, a temperatura e a turbulência do sistema hídrico, têm um papel importante na determinação do seu estado trófico. Henderson-Sellers (1987 *cit in* Mateus, 2005) refere que, para além das descargas agrícolas, que contêm nitratos e fosfatos presentes nos fertilizantes e adubos, e de esgotos urbanos não tratados ou parcialmente tratados, que contêm fosfatos presentes nos

detergentes, a eutrofização está, igualmente, relacionada com a estratificação térmica que ocorre no sistema e com os sedimentos presentes.

Portugal tem um clima Temperado Mediterrânico, verificando-se temperaturas elevadas no Verão e relativamente amenas no Inverno, quase sem precipitação no Verão e com uma precipitação relativamente maior nos meses de Inverno. Estas variações sazonais de temperatura reflectem-se na estratificação térmica das massas de água, aspecto que tem importantes implicações quer ao nível químico quer biológico. No período mais quente do ano, em águas paradas e suficientemente profundas, a camada superficial da massa de água adquire uma temperatura nitidamente superior relativamente à subjacente. Em consequência, formam-se correntes de convecção na massa de água superior que, no entanto, não promovem a mistura com a água mais fria. Devido a este fenómeno, estabelece-se um gradiente de temperatura desde a superfície até ao fundo do sistema, que é caracterizado por uma diferença brusca deste parâmetro numa determinada zona da massa de água, mais concretamente na camada que separa a zona mais quente da zona mais fria (Cortes *et al*, 1991). Desta forma, durante o Verão, o perfil de temperatura apresenta-se tipicamente estratificado em três camadas – epilímnio, metalímnio e hipolímnio (Figura 1.1).

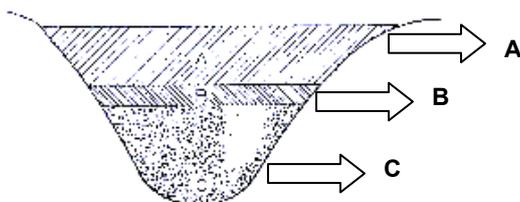


Figura 1.1. Esquema representativo das três zonas que se formam como resultado da estratificação térmica; **A)** Epilímnio, **B)** Metalímnio, **C)** Hipolímnio (adaptado de Cortes *et al*, 1991)

No **epilímnio**, camada com a temperatura mais elevada, a água apresenta-se com boa qualidade e uniforme devido ao arejamento que ocorre a partir da superfície, à elevada concentração de oxigénio dissolvido, à sedimentação das partículas em suspensão e à baixa carga bacteriana, resultante da elevada penetração da luz solar (Pinheiro, 2001). No **metalímnio**, verifica-se uma qualidade da massa de água inferior à do epilímnio, resultante de um elevado gradiente térmico, bem como da redução da velocidade de sedimentação das partículas, fomentando desta forma o aumento da carga orgânica e bacteriológica, e uma redução acentuada do oxigénio dissolvido (Pinheiro, 2001). É, portanto, um estrato intermédio com alterações térmicas acentuadas, sendo nesta camada que ocorre a variação brusca do parâmetro temperatura e podemos encontrar o plano, ou superfície, de taxa máxima de decréscimo da temperatura denominado por **termoclino** (Wetzel, 1993). O **hipolímnio**, situado junto ao leito, não apresenta condições de rearejamento para proporcionar a reposição do oxigénio consumido pela decomposição da matéria orgânica. Assim, uma vez que os teores em oxigénio são bastante baixos, a água não apresenta boa qualidade para abastecimento público (Pinheiro, 2001). Esta camada é dotada de uma temperatura muito inferior à do epilímnio.

Esta estratificação manifesta uma intensa dinâmica ao longo do ano, influenciada pelas condições meteorológicas exteriores. Assim, durante o Outono o metalímnio vai progressivamente descendo em profundidade, até se desvanecer completamente. Consequentemente, sucede a mistura de toda a massa de água, pelo que a temperatura do epilímnio decresce até um valor próximo da existente no hipolímnio, ocorrendo uma reoxigenação desta camada. Durante a Primavera, com o aumento da temperatura exterior, começam-se novamente a propiciar as condições para a formação da estratificação (Cortes *et al*, 1991). Naturalmente cada ecossistema lêntico possui o seu padrão específico de estratificação, que nem sempre se ajusta ao padrão genérico acabado de descrever (Cortes *et al*, 1991) devido às suas características, tais como, morfologia, geologia, exposição ao vento e transferência de água, que condicionam fortemente o sistema, e o tornam único.

Nestes sistemas aquáticos, os sedimentos também desempenham um papel importante na dinâmica de metais e nutrientes presentes no meio (Fonseca, 2001). A ocorrência de mobilidade desses elementos através da interface sedimento-água proporciona a libertação de nutrientes para a coluna de água, principalmente de fósforo, que desempenha um papel importante no metabolismo biológico. Em comparação com outros macro-nutrientes requisitados pelo biota, o fósforo é o menos abundante e geralmente é o primeiro elemento a limitar a produtividade primária, apesar das quantidades de fósforo necessárias serem menores do que as de azoto (Horne e Goldman, 1994). O fenómeno designado por “**armadilha de fosfato**” resulta da dependência de processos de fixação de fósforo no sedimento, função principalmente da presença de oxigénio, ferro, enxofre, alumínio e cálcio. O ferro, alumínio e o cálcio podem participar na eliminação do fósforo da massa de água, funcionando como um sistema tampão que mantém o teor de fosfato livre em baixas concentrações. No caso da existência de fosfato ou hidróxido de ferro, estes compostos podem formar um horizonte bloqueador que impede o contacto directo entre o sedimento e a água, evitando a solubilização do fosfato precipitado. Outro sistema tampão para a eliminação do fósforo é o que resulta da transformação do bicarbonato de cálcio ($\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$) em carbonato de cálcio (CaCO_3), composto este que é insolúvel, precipitando-se sob a forma de cristais de calcite circundados por fosfato (Cortes *et al*, 1991).

A dinâmica do fósforo depende também da estratificação, especialmente quando existe uma acentuada depleção hipolimnética de oxigénio (O_2). Neste caso, existe uma redução paralela de potencial redox, formando-se sulfetos de hidrogénio (H_2S), os quais reagem com o ferro formando pirite (FeS_2), composto que reduz a disponibilidade do ferro para a eliminação do fosfato. Desta forma, libertam-se quantidades significativas de fosfatos ligados a formas insolúveis de ferro, provocando a reutilização do fósforo a nível da produção primária. Processo semelhante ocorre para as mesmas condições de défice de O_2 no hipolímnio associado aos elevados teores de dióxido de carbono (CO_2), resultantes da respiração microbiana, do que resulta a reacção $\text{CaCO}_3 \longrightarrow \text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$, proporcionando a libertação de fósforo que se encontrava ligado ao calcário (Cortes *et al*, 1991).

Resumindo, estes fenómenos reflectem-se de uma forma directa na produção primária destes ecossistemas e conseqüentemente na sua qualidade da água. Com o final da estratificação térmica, o fosfato libertado no hipolímnio é introduzido nas camadas superiores da massa de água, ocorrendo então, durante o Outono, um *bloom* de algas, embora de duração reduzida dado que o fósforo disponível esgota rapidamente. Contudo, na Primavera, com o aumento progressivo de fósforo que é introduzido no epilímnio e com o paralelo incremento da temperatura, formam-se extensas massas de algas, podendo atingir-se o pico máximo anual de biomassa (Cortes *et al*, 1991), conduzindo à depleção da qualidade da água do sistema. Em relação ao azoto, tal como é referido por Cortes *et al* (1991), todo o seu ciclo num ecossistema lêntico está ligado às suas condições tróficas, principalmente no modo como essas condições se reflectem nos níveis de oxigénio dissolvido e, conseqüentemente, intimamente relacionado com a estratificação que se verifica no sistema. Este elemento poderá ser encontrado na massa de água ou nos sedimentos, sob as formas de azoto (N_2), azoto orgânico (N orgânico), amónia (NH_4^+), hidróxido de amónia (NH_4OH), hidroxilamina (NH_2OH), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-), relacionadas com processos de fixação, nitrificação, desnitrificação e amonificação.

Tendo em conta a Directiva 91/676/CEE, a eutrofização pode ser definida como: “O enriquecimento das águas em compostos particularmente de azoto e fósforo que, provocando uma aceleração do crescimento das algas e plantas superiores, ocasiona uma perturbação indesejável do equilíbrio dos organismos presentes na água e da qualidade das águas em causa”. Assim, a eutrofização causa a diminuição do valor biológico, patrimonial e estético das massas de água e provoca a diminuição da sua potabilidade e insalubridade (Ferreira, 2002). Nestes ambientes, deve aplicar-se a distinção entre processos de eutrofização naturais e culturais (Rast e Thornton, 1996). Como **eutrofização natural** considera-se o processo lento, contínuo, pelo qual estes ecossistemas vão gradualmente envelhecendo, tornando-se mais produtivos. Depende apenas da geologia local e das características naturais da captação. Contudo, o estado de eutrofização recente, resultante do enriquecimento de nutrientes devido às acções humanas, através de resíduos e de fertilizantes provenientes dos pastos ou lavouras, é rápido e altera a qualidade de água e/ou o balanço dos organismos. A este processo que presume a intervenção antropológica no aumento da carga de nutrientes disponíveis, acelerando conseqüentemente o processo de eutrofização além da taxa natural, dá-se o nome de **eutrofização cultural**. A eutrofização cultural tem provado ser um dos distúrbios antropogénicos mais difundidos e um dos mais problemáticos nos ecossistemas aquáticos.

A poluição que normalmente afecta estes sistemas pode provir de uma série de fontes, como se tem salientado anteriormente. Contudo, pode fazer-se uma distinção entre fontes de poluição pontual e fontes de poluição difusa. As fontes de **poluição pontual** são aquelas que podem ser localizadas e mais facilmente monitorizadas e controladas, tais como: efluentes de estações de tratamento de águas residuais domésticas e/ou industriais; efluentes provenientes de minas ou indústrias; águas de escorrência e lixiviados de aterros. As fontes de **poluição difusa**, ao contrário das anteriores, são difíceis de localizar e, por conseguinte, a sua

monitorização e regularização torna-se bem mais complicada. Neste grupo temos, por exemplo, os contributos das actividades relacionadas com a agricultura e pastorícia; as águas de escorrência de minas abandonadas e dos povoamentos em geral. (Smith, 1999). Na Figura seguinte estão representadas algumas das causas da eutrofização (Figura 1.2).

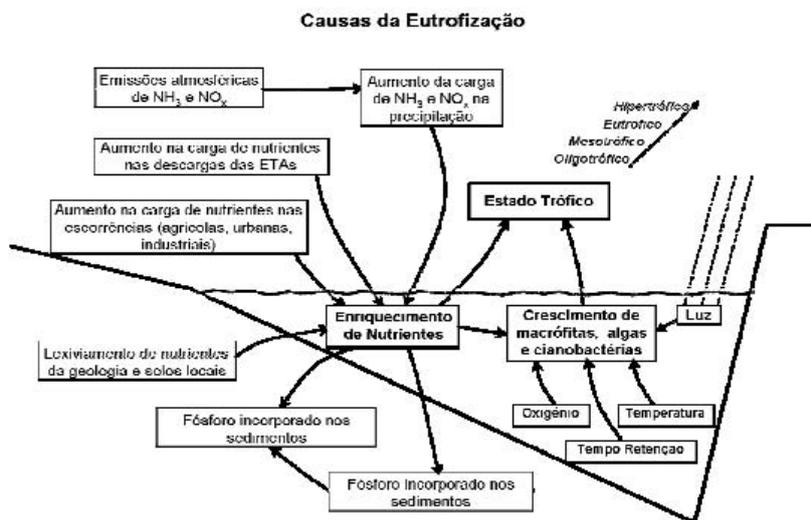


Figura 1.2. Esquema ilustrativo dos principais factores reguladores do processo de eutrofização num sistema de águas interiores (adaptado de *National Eutrophication Monitoring Programme*, 2002)

A eutrofização é uma preocupação devido aos inúmeros impactos negativos que provoca. Embora o aumento da produtividade num sistema aquático possa ser benéfico providenciando ao homem, e a alguns animais, potenciais fontes de alimento, devido ao rápido crescimento de peixes e outras espécies apreciadas, os prejuízos ecológicos que provoca podem implicar outros impactos adversos nos tipos de uso da água, que vão desde a estética e recreio, até à saúde humana e à economia. Resumidamente, temos que os principais efeitos indesejáveis da eutrofização podem ser os seguintes (Arceivala, 1981; Thomann e Mueller, 1987; Von Sperling, 1994 *sit in* Mateus, 2005):

- ✓ **Problemas estéticos e recreativos** – *blooms* de algas e plantas, distúrbios com mosquitos e insectos, maus odores, e mortalidade de peixes.
- ✓ **Condições anaeróbicas no fundo do corpo de água** – consumo do oxigénio dissolvido pelas bactérias heterotróficas, sedimentação da matéria orgânica, penetração reduzida do oxigénio a estas profundidades, e ausência de fotossíntese devido à falta de luz.
- ✓ **Eventuais condições anaeróbicas na coluna de água** – dependendo do grau de crescimento bacteriano, pode ocorrer em períodos de mistura da coluna de água (inversão térmica) ou de ausência de fotossíntese (período nocturno), mortalidade de peixes e reintrodução de compostos reduzidos na coluna de água, com conseqüente degradação da qualidade da água.
- ✓ **Eventual mortalidade de peixes** – condições de anaerobiose e/ou toxicidade por amónia, em condições de pH elevado, frequentes durante os períodos de elevada

fotossíntese. A amónia apresenta-se preferencialmente na forma livre (NH_3), tóxica para os peixes, e não na forma ionizada (NH_4^+), não tóxica.

- ✓ **Dificuldade acrescida e aumento dos custos de tratamento da água** – remoção das algas na zona de captação, remoção de cor, sabor e odor, maior consumo de produtos químicos e lavagens dos filtros mais frequentes.
- ✓ **Problemas no abastecimento de água industrial** – aumento dos custos de abastecimento, pelas razões descritas anteriormente, e também pela ocorrência de depósitos de algas nas águas de refrigeração.
- ✓ **Toxicidade das algas** – inadequação da água para abastecimento, devido à presença de cianotoxinas.
- ✓ **Alteração na qualidade e quantidade de peixes** com valor comercial.
- ✓ **Redução da navegação e capacidade de transporte** – crescimento excessivo de macrófitas enraizadas.
- ✓ **Desaparecimento gradual do corpo de água e necessidade de controlo e/ou dragagens** – devido ao progresso da eutrofização e do assoreamento, aumenta a acumulação de matéria e vegetação, diminuindo gradualmente a profundidade da massa de água. Embora seja um processo extremamente lento, esta tendência de conversão em áreas pantanosas é irreversível, podendo, no entanto, ser desacelerada pela interferência do homem.

A recuperação de albufeiras é uma área científica que só nos anos 70 começou a ser implementada. Existem cerca de 15 a 20 técnicas diferentes às quais se pode recorrer para melhorar ou manter o estado trófico de uma massa de água lântica, propiciando, desta forma, um controlo da eutrofização da mesma (Welch, 1992 *cit in* Ferreira, 2001). Essas técnicas podem ser classificadas em formas de controlo externo ou interno, sendo o objectivo principal de ambas controlar os níveis de fósforo, já que este apresenta-se como elemento determinante da eutrofização das albufeiras portuguesas, pois a resposta do azoto é geralmente menos conhecida, menos evidente e menos previsível. Como formas de **controlo externo**, têm-se: desvio de fontes poluidoras pontuais, tratamento secundário e terciário de efluentes e retenção, desvio ou tratamento de águas de drenagem. As formas de **controlo interno** podem ser: inactivação do fósforo, diluição das águas enriquecidas, dragagem de sedimentos, circulação artificial da coluna de água, arejamento hipolimnético, extracção de água hipolimnética, adição de azoto, biomanipulação (por introdução de espécies planctívoras), colheita mecânica ou biológica de plantas (por peixes herbívoros) e impermeabilização dos fundos (Ferreira, 2001).

Em suma, devido à dinâmica muito própria das albufeiras e aos diversos regimes de uso a que estão sujeitas, deverá ser implementada uma gestão ecológica do tipo integrado e activo, de forma a proporcionar boas condições de funcionamento ecológico. Para tal, é necessário ter em conta as seguintes três áreas estratégicas (Ferreira, 2001):

- ✓ **Controlo da poluição e de fontes poluidoras** - Controlo da eutrofização e poluição da massa de água (desvio, tratamento ou controlo das fontes pontuais e difusas de

substâncias nutritivas e poluentes), biomanipulação e intervenções directas de regressão trófica (utilização de carpas filtradoras, arejamento e dragagens hipolimnéticas, plantio de zonas tampão marginais de coberto vegetal...) e ordenamento do uso das margens (definição e delimitação da área e localização de pesqueiros, de praias e de zonas de lazer.

- ✓ **Conciliação das flutuações de nível da água resultantes do uso da albufeira com as comunidades biológicas existentes** - Controlo e gestão das flutuações do nível da água, por forma à conciliação do seu uso (abastecimento, hidroeléctrico, hidroagrícola ou outros), com o ciclo de vida e manutenção das populações piscícolas existentes nas albufeiras, nomeadamente aumentando o nível da água na pré-desova e evitando grandes flutuações na época de desova e de recrutamento de juvenis. E ainda planeamento e gestão dos esvaziamentos necessários de forma a mitigar os seus efeitos ecológicos.
- ✓ **Gestão piscícola** - Gestão das populações piscícolas por forma a manter um equilíbrio desejado entre as espécies (ou entre as diferentes idades ou classes de dimensão das espécies) por intervenção directa sobre estas (povoamento, repovoamento ou captura) ou sobre o meio aquático (introdução de abrigos, construção de ilhas e mouchões, afeiçoamento de praias de desova...), ou ainda outras acções, tais como fiscalização e medidas legislativas de protecção e fomento aquícola.

Walmsley (2000), no seu documento *Perspectives on Eutrophication of Surface Waters: Policy/Research Needs in South Africa*, salienta ainda que para uma gestão bem sucedida é necessária a colaboração entre o governo, entidades e as comunidades e que o problema não pode ser resolvido por uma única intervenção técnica, requerendo uma panóplia de acções sociais, económicas e técnicas, sendo as pesquisas e actividades de monitorização pré-requisitos fundamentais para a tomada de decisões.

1.2. A pesca desportiva em águas interiores e o uso de engodo

De todas as actividades desenvolvidas nas albufeiras, a pesca desportiva associada aos recursos piscícolas, produzidos nessas massas de água, pode contribuir para gerar desenvolvimento e riqueza, como acontece noutras zonas mundiais desenvolvidas. Além do aumento previsível das actividades de recreio ao ar livre, no geral, e da pesca desportiva, em particular, as albufeiras têm, aparentemente, a capacidade de atrair pescadores desportivos para a prática da actividade piscatória (Godinho, 2001). Portanto, pode considerar-se que esta actividade desportiva constitui, sem dúvida, uma área importante da utilização de recursos biológicos naturais dessas massas de água, e da gestão de recursos hídricos. Para a realização de provas de pesca desportiva, em águas públicas, as entidades organizadoras devem enviar um requerimento aos serviços da AFN com os seguintes elementos: data da

realização da prova; indicação do local de realização, convenientemente delimitado; projecto do respectivo regulamento da prova. Após a realização de cada prova, a organização deverá remeter à AFN o Mapa Estatístico da Prova de Pesca Desportiva (impresso disponível no sítio da AFN) com a seguinte informação: número de participantes; espécies capturadas, com indicação do número e pesos globais por espécies; tempo utilizado no concurso, com menção da hora de início e de fim. Toda a informação recebida na AFN presente nos Mapas Estatísticos está compilada numa base de dados de provas de pesca.

O uso de engodo na pesca recreativa, em especial na prática da pesca desportiva, é uma técnica bastante importante, pois é através da **engodagem** que os pescadores concentram os peixes em determinada zona do pesqueiro, de forma a facilitar a sua captura, ou seja, utilizam os diversos engodos como chamariz, incentivando o peixe a deslocar-se para os sítios pretendidos e a permanecer mais tempo no local, proporcionando desta forma um maior aglomerado de presas e conseqüentemente melhores hipóteses de captura. Como **engodo** considera-se, normalmente, as farinhas e as sementes utilizadas pelos pescadores, existindo no mercado uma diversidade de marcas e tipos, especificamente direccionadas para as diferentes espécies que se pretende atrair.

Arlinghaus e Niesar (2005), bem como Lewin *et al* (2006), consideram que a engodagem, dentro de certos limites, é uma técnica eficaz para aumentar a aglomeração de peixes, principalmente no que diz respeito aos ciprinídeos (carpas, barbos, bogas). No entanto, salientam que o uso de quantidades excessivas de engodo pode afectar negativamente os peixes, a qualidade da água e as comunidades de invertebrados do sistema. Assim, referem que quando grandes quantidades de engodo são usadas, este pode tornar-se um factor importante na dieta dos peixes (Specziár *et al*, 1997 *sit in* Arlinghaus e Niesar, 2005), possibilitando a ocorrência de um aumento do número de indivíduos (Niesar *et al*, 2004; Arlinghaus e Niesar, 2005). Este aumento de população tem um efeito directo nas pescarias, uma vez que leva a um aumento do número de exemplares capturados, ou que podem vir a sê-lo. No entanto, o uso de engodo em grandes quantidades poderá contribuir para a eutrofização, pois ocorre um *input* de nutrientes no sistema, entre os quais o fósforo, que aí permanecem através dos produtos excretados pelos peixes, ou então devido aos restos de engodo que não foram ingeridos. Portanto, segundo Niesar *et al* (2004), existem já alguns clubes de pesca desportiva, Alemães e Ingleses, que estão a banir a prática da engodagem em alguns encontros. No entanto, esta medida ainda não se encontra objectivamente estabelecida devido à lacuna no conhecimento científico acerca do tema.

Tendo em conta a informação recolhida entre os pescadores desportivos, ao longo das provas de pesca assistidas e através de um questionário sobre os iscos e engodos utilizados, foi possível constatar que o uso de farinhas e de sementes como engodo é generalizado. No que diz respeito às **sementes**, os pescadores preferem, principalmente, o milho, o trigo e o cânhamo, para além de também usarem ervilhas e amendoim. Todas as sementes são normalmente cozidas e deixadas a repousar durante alguns dias. Em relação às **farinhas**,

existem diversas marcas e diferentes qualidades, tendo em conta as espécies que se pretendem atrair. Através de um questionário, realizado telefonicamente a um número significativo de lojas que comercializam produtos de pesca, a nível nacional, bem como do referido questionário sobre iscos e engodos, aplicado a alguns pescadores desportivos, verificou-se que uma das marcas mais procurada é a *Sensas*, principalmente na variedade para carpas, destacando-se ainda as marcas *Amorim*, *Van den Eynde*, *Calado* e *Sorraia*; nas *Outras* estão contempladas as marcas próprias de algumas lojas de pesca (Gráfico 1.1). As variedades mais procuradas são os engodos para carpas, seguindo-se os para barbos, bogas, e outros (Gráfico 1.2). Em termos quantitativos, cada pescador desportivo costuma gastar, normalmente, entre 1 a 5 kg de farinhas por prova.

Gráfico 1.1. Marcas de engodos (farinhas) comercializadas

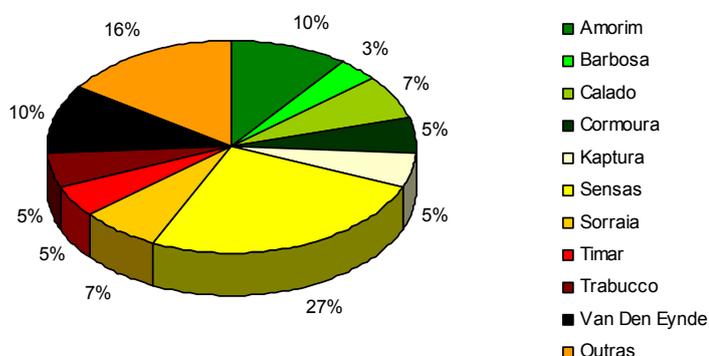
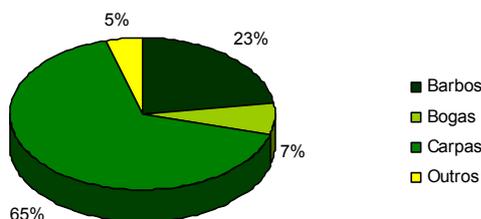


Gráfico 1.2. Variedade de engodos (farinhas) mais comercializados



Estas farinhas são compostas essencialmente por farinha de milho, de amendoim, trigo, cânhamo, centeio, noz, por pão ralado e bolacha, produtos aromáticos e corantes, em diferentes proporções consoante as espécies que se pretendem engodar (Figura 1.3). Um dos aspectos negativos, apontado por Arlinghaus e Nieser (2005) aos produtores destas farinhas é que, normalmente, não explicitam a composição do produto nem as quantidades empregues de cada componente, facto que poderá influenciar os estudos realizados na área, bem como não fazem referência à data limite de utilização do mesmo.



Figura 1.3. Embalagens de engodo; vários tipos de farinhas da marca Sensas

Nas provas de pesca desportiva, a engodagem é feita mediante uma série de regras que estabelecem os tipos de iscos e engodos permitidos, as quantidades máximas que podem ser usadas (normalmente até 10 kg) e a forma como cada participante poderá engodar, tendo em conta o estabelecido pela Federação Portuguesa de Pesca Desportiva (FPPD), no seu Regulamento Geral de Pesca de Competição em Água Doce, ou o previsto no regulamento de cada prova, da autoria da entidade organizadora. No que diz respeito à forma de engodar temos que nos 5 minutos, ou 10 minutos em alguns casos, que antecedem o início da prova de pesca é permitido aos participantes realizarem a denominada **engodagem forte**, ou seja, durante este período de tempo é-lhes permitido lançar à massa de água bolas de engodo, usualmente de farinha, que têm, obrigatoriamente, de ser confeccionadas pelo próprio pescador, dentro do pesqueiro, não devendo exceder o diâmetro de 40 mm (Figura 1.4).



Figura 1.4. Engodagem forte, que antecede o início da prova de pesca desportiva.

Após este tempo, só é permitido realizar uma **engodagem discreta**, e portanto mais esporádica, de forma a não perturbar a estabilidade dos pesqueiros. Nesta engodagem discreta os pescadores costumam recorrer a uma *fisga*, para dessa forma colocar o engodo, aproximadamente, no sítio pretendido e alcançar maiores distâncias, ou ainda à engodagem com *coupelle*, na qual as bolas de engodo são colocadas nuns pequenos recipientes que se aplicam nas canas de encaixes, possibilitando desta forma colocar a bola de engodo no sítio pretendido, com maior precisão e sem provocar grandes alterações de estabilidade do pesqueiro, pois trata-se de um acto não ruidoso que evita a movimentação nervosa dos peixes no pesqueiro (Figura 1.5).



Figura 1.5. Engodagem com o auxílio de fisga (à esquerda) e com *coupelle* (ao centro e à direita)

Por norma, os pescadores costumam usar todo o engodo que levam para o pesqueiro, proporcionando assim elevadas entradas de matéria orgânica, e portanto de nutrientes (P e N), no sistema. Parte dessa matéria será consumida e metabolizada pela fauna piscícola e outros organismos; outra parte permanecerá no sistema, sedimentando e decompondo-se rapidamente, metabolizada pela actividade microbiana, advindo daí um elevado consumo de oxigénio do sistema (Cryer e Edwards, 1987 *sit in* Lewin *et al*, 2006). Arlinghaus e Mehner (2003), bem como Lewin *et al* (2006), salientam que o contributo da engodagem para a eutrofização cultural das massas de água está fortemente dependente das condições do local, tais como: o volume de água, o estado trófico da mesma, os *inputs* de nutrientes efectivos ao longo do tempo, o tempo de retenção da água, e factores relacionados com a prática da pesca desportiva – capturas, composição química dos engodos utilizados e sua digestibilidade.

Relativamente à digestibilidade das farinhas usadas para engodar, Arlinghaus e Niesar (2005) apontam três factores principais para que sejam preferidas as que apresentam uma elevada digestibilidade, ou seja, um elevado coeficiente de absorção de nutrientes expresso pela razão entre o que foi retido pelo peixe, no seu organismo, e o total ingerido pelo mesmo: **1)** Uma elevada digestibilidade e eficiência de conversão alimentar proporciona mais benefícios, para os peixes, a nível de crescimento, e um maior desenvolvimento dos indivíduos proporciona igualmente melhores capturas para os pescadores; **2)** Elevadas taxas de absorção são o pré-requisito para minimizar perdas de nutrientes por alimento não assimilado; **3)** Pequenas percentagens de engodo regurgitado causam menor impacto do que a farinha não digerida que posteriormente é decomposta, associando-se a este processo um consumo de oxigénio e, conseqüentemente, uma diminuição do teor do mesmo na coluna de água e nos sedimentos.

Ao mesmo tempo, também os nutrientes provenientes da excreção dos peixes depois de se alimentarem com estes engodos, ou resultantes do excesso de engodo lançado à água, podem contribuir para a eutrofização cultural (Arlinghaus e Mehner, 2003; Niesar *et al*, 2004; Lewin *et al*, 2006). Portanto, a remoção dos peixes capturados poderia contrabalançar esse *input* de nutrientes, pois constituiria uma saída dos mesmos do sistema (Arlinghaus e Mehner, 2003; Niesar *et al*, 2004; Lewin *et al*, 2006). No entanto, actualmente os pescadores recreativos, sobretudo os que participam em provas de pesca desportiva, praticam a **pesca sem morte** (*catch – and – release*), devolvendo à massa de água todos os exemplares que pescaram no

decorrer da prova, após terem efectuado a pesagem. Tal como é salientado por Arlinghaus e Niesar (2005), embora a pesca sem morte seja considerada como parte de uma consciencialização ecológica pelos pescadores desportivos, esta prática acarreta impactos, quer para os peixes libertados, que ficam sujeitos a níveis de *stress* significativos (Figura 1.6), quer para a massa de água e a sua condição trófica, não se proporcionando, portanto, nenhuma saída de nutrientes do meio.



Figura 1.6. Manuseamento a que o peixe é sujeito para o libertarem do anzol

O aumento da consciência que os recursos aquícolas não são infinitos conduziu à percepção da necessidade de explorar estes meios de uma forma sustentável, fomentando a sua gestão quer no que diz respeito à pesca profissional quer da pesca recreativa (Arlinghaus *et al*, 2002; Lewin *et al*, 2006). Assim, no que toca à pesca recreativa, e mais concretamente ao uso de engodos, Arlinghaus e Mehner (2003), Niesar *et al* (2004), Arlinghaus e Niesar (2005) e Lewin *et al* (2006) consideram que algumas das medidas mais importantes a adoptar, para controlar os *inputs* de nutrientes e dessa forma minorar a potenciação da eutrofização, são: **1)** Consciencializar os pescadores desportivos de que a engodagem forte e o uso excessivo de engodo prejudica o meio aquícola, alterando a qualidade da massa de água e as comunidades que aí existem, influenciando igualmente de forma negativa as suas pescarias; **2)** Sugerir a diminuição das quantidades de engodo usadas pelos pescadores, diminuindo, conseqüentemente, as entradas de nutrientes no sistema, principalmente de fósforo; **3)** Advertir para a redução da prática da pesca sem morte, proporcionando desta forma uma remoção dos nutrientes introduzidos no sistema, através da remoção da biomassa piscícola.

1.3. Biomanipulação

As experiências pioneiras em biomanipulação foram realizadas no final dos anos 50 e início dos 60 por J. Hrbáček e sua equipa, que demonstraram o efeito dos peixes na qualidade da água através da predação do zooplâncton. Durante os anos 70, os estudos de biomanipulação focaram-se sobre os efeitos dos consumidores dos níveis tróficos superiores na qualidade da água, e já anos 80 registaram-se progressos significativos ao aumentarem o número de componentes em estudo, incorporando-nos em modelos, e considerando questões como as

respostas do fitoplâncton e zooplâncton à diminuição ou aumento da pressão de predação por peixes plantívoros, e o efeito da predação por parte dos peixes ictiófagos. Foram igualmente considerados os nutrientes e o efeito dos peixes nesses nutrientes, bactérias, microzooplâncton e picozooplâncton (Gophen, 1990). Devido ao sucesso dos trabalhos anteriormente desenvolvidos, durante a década de 90 foram realizadas intervenções em grandes lagos (Lammens, 2001).

Assim, a biomanipulação tornou-se uma técnica bastante utilizada para melhorar a qualidade da água em lagos e albufeiras (Hansson *et al*, 1998; Drenner e Hambright, 1999; Kasprzak *et al*, 2002; Mehner *et al*, 2002; Mehner *et al*, 2004), podendo ser ponderada como uma técnica complementar que, aplicada conjuntamente com outras medidas de controlo dos *inputs* de nutrientes, provenientes de fontes internas e externas, irá acelerar o processo de reabilitação ou recuperação da massa de água (Gulati, 1995; Benndorf *et al*, 2002).

Tendo em conta que o excesso de biomassa fitoplanctonica é um dos sinais indesejáveis da eutrofização das massas de água, os ecologistas ponderaram a hipótese de poderem utilizar os peixes ictiófagos para reverter os efeitos que os peixe planctívoros têm no fitoplâncton e, desta forma, minimizar alguns dos sintomas de eutrofização (Drenner e Hambright, 2002; Hart, 2006). Assim, baseando-se nas interações das cadeias alimentares que ocorrem na zona pelágica: ...peixes planctívoros → grandes dáfnias → fitoplâncton (Shapiro *et al*, 1975; Gladyshev *et al*, 2003), consideraram que: ao aumentar a biomassa de peixes ictiófagos, a biomassa de plantívoros diminui, aumentando a biomassa de herbívoros e diminuindo a biomassa de fitoplâncton (Carpenter *et al*, 1985; Drenner e Hambright, 2002; Scharf, 2007) (Figura 1.7). A apresentação deste “conceito de interações tróficas em cascata”, também designado por “Hipótese de cascata trófica”, por Carpenter *et al* (1985) foi bem recebida entre os ecologistas e plenamente aceite.

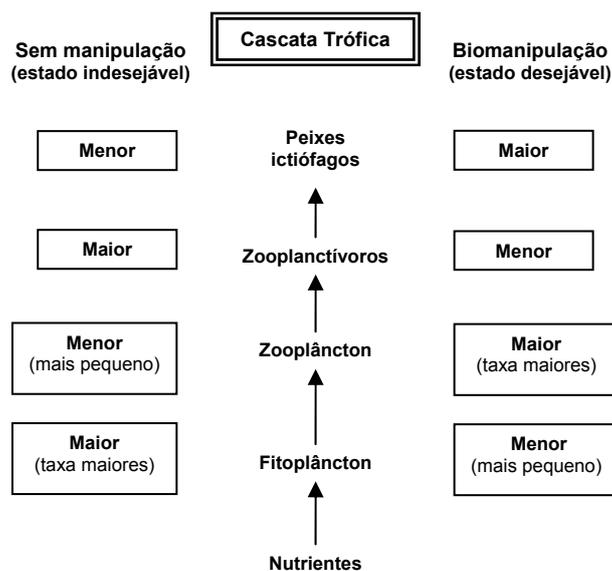


Figura 1.7. Fluxos de energia considerando um cenário de biomanipulação e sem qualquer manipulação (adaptado de Hart, 2006)

Os peixes têm um papel importante na biocenose de uma albufeira e, conseqüentemente, na sua qualidade da água. A presença ou ausência de determinadas espécies, e as quantidades de peixes presentes na massa de água, co-determinam a composição e as quantidades de zooplâncton e fitoplâncton existentes nessa albufeira (Straškraba, 1999). Através das recentes aplicações desta técnica, realizadas em grande escala, foi possível actualizar uma série de recomendações sobre quando, onde e como deve ser realizada uma biomanipulação do meio. Assim, entre as mais recentes recomendações estão (Hansson, 1998):

- ✓ A redução da biomassa de peixes planctívoros deve ser de 75%, ou mais;
- ✓ A redução da biomassa piscícola deve ser realizada de forma eficiente e rápida (entre 1 a 3 anos);
- ✓ Devem ser feitos esforços para reduzir o número de peixes bentónicos;
- ✓ O recrutamento de peixes-do-ano deve ser reduzido;
- ✓ As condições para o estabelecimento de macrófitas devem ser melhoradas;
- ✓ Os *inputs* externos de nutrientes (fósforo e azoto) devem ser reduzidos, tanto quanto possível, antes da implementação da biomanipulação.

Embora várias questões de carácter científico relativas à biomanipulação requeiram mais estudos, a técnica em si está suficientemente avançada, tanto do ponto de vista científico como ao nível da gestão, sendo portanto possível fazer previsões sobre a provável melhoria da qualidade da água em muitos casos. Excepto no caso dos lagos sem peixes, as interacções tróficas mantidas nas comunidades pelágicas descritas pelo “modelo de cascata trófica” de Carpenter, Kitchell e Hodgson (1985) e pela “teoria *bottom-up: top-down*” de McQueen, Post e Mills (1986) estão presentes em quase todos os ecossistemas lênticos. No entanto, as estruturas específicas e os processos que ocorrem são bastante variáveis. Ambos sofrem influências de forças *top-down* e *bottom-up*, tornando-se por vezes difícil prever qual o resultado duma experiência de biomanipulação, quantitativamente (Carpenter *et al*, 1985; Kasprzak *et al*, 2002). Contudo, são apontados alguns problemas por Kasprzak *et al* (2007) para a implementação da biomanipulação como ferramenta de gestão da qualidade da água de albufeiras, categorizados em 5 grandes grupos: **1)** Profundidade da massa de água; **2)** Impacto da carga de nutrientes; **3)** Mecanismos de defesa contra predadores; **4)** Gestão das pescas; **5)** Estabilização a longo prazo de uma cadeia alimentar que não está em equilíbrio.

Portanto, para a implementação desta técnica deve existir uma série de informação de base, de forma a proporcionar um estudo detalhado, e adaptado caso a caso, das várias formas possíveis de actuação e das respostas, espectáveis, do sistema relacionadas com a aplicação deste método de controlo de biomassa.

2. Modelação da albufeira do Maranhão com o CE-Qual-W2 – Simulações relacionadas com o uso de engodo na pesca desportiva

Neste segundo capítulo apresenta-se o estudo realizado de forma a verificar se o engodo utilizado nas provas de pesca desportiva, mais concretamente as farinhas utilizadas pelos pescadores, poderá contribuir para a eutrofização das albufeiras. Para tal, realizou-se uma avaliação qualitativa e quantitativa dos engodos utilizados pelos pescadores desportivos, bem como um estudo da relação entre a eutrofização e o uso de engodos nas provas de pesca desportiva recorrendo a modelação/simulações com o modelo CE-Qual-W2 – modelo longitudinal-vertical hidrodinâmico e de transporte, construído para simulações de qualidade de água, ao longo do tempo.

2.1. Caracterização da albufeira do Maranhão

A albufeira do Maranhão, localizada na sua quase totalidade no concelho de Avis, apresenta-se como um pólo de elevadas potencialidades cénicas e ambientais. Constitui uma reserva de água, desde logo destinada à rega, permitindo ainda o aproveitamento hidroeléctrico e, encontra-se prevista desde a sua construção, a possibilidade de servir como origem de água para o abastecimento público (POA Maranhão, 1999). Esta barragem ficou concluída em 1957, e tem como entidade exploradora a Associação de Regantes e Beneficiários do Vale do Sorraia. É uma das albufeiras da região Alentejana com maior variedade geológica na sua bacia de drenagem proporcionando, conseqüentemente, a sedimentação de materiais provenientes de diversas fontes e, portanto, com diferenças significativas sob o ponto de vista de texturas, mineralogia e características geoquímicas (Fonseca, 2001). Assim, geologicamente é caracterizada pela presença de xistos, que constituem aproximadamente 50% da albufeira e da bacia de drenagem; argilas, numa percentagem aproximada de 30%; e rochas calcárias, que formam cerca de 20% da área (Henriques, 1989). Além da referida diversidade em termos geológicos, este sistema apresenta condições muito particulares, das quais se salientam: a sua morfometria complexa, o facto de possuir uma grande profundidade e uma extensa bacia de drenagem, e as elevadas temperaturas registadas durante a época estival. É ainda de salientar o facto deste sistema apresentar um clima do tipo submediterrâneo, em que a humidade relativa anual é menor que 65%. As principais características encontram-se compiladas na Tabela 2.1.

Tabela 2.1. Principais características da albufeira do Maranhão (adaptado do INAG e SNIRH)

Albufeira do Maranhão		
Localização:	Distrito	Portalegre
	Concelho	Avis
	Bacia Hidrográfica Principal	Tejo
	Linha de Água	Ribeira da Raia ou de Seda
Utilização:	Principalmente rega e produção de energia	
Características Hidrológicas:		
	Área da Bacia Hidrográfica	2283,81 km ²
	Caudal Integral médio anual	24600 x 1000 m ³
	Caudal Máximo de Cheia	2200 m ³ /s
	Período de Retorno	500 anos
Características Fisiográficas da Bacia Hidrográfica:		
	Altitude média	260,66 m
	Declive médio	5 %
	Escoamento Médio Anual	331 hm ³

O aumento das pressões antropogénicas verificadas na bacia de drenagem, fortemente associadas ao desenvolvimento progressivo das actividades agrícolas e industriais desenvolvidas na zona, conduz a uma excessiva acumulação de nutrientes nos sedimentos (Fonseca, 2001), contribuindo para a diminuição progressiva da qualidade da água desta albufeira e pondo em causa a sua utilização para alguns usos a que foi destinada. Assim, quanto à classificação da qualidade da água da albufeira do Maranhão, aos usos do solo presentes na bacia hidrográfica e às fontes de poluição pontuais existentes ao longo da albufeira, existe a seguinte informação compilada pelo INAG e acessível para consulta através do Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH) (Figuras 2.1, 2.2 e 2.3).

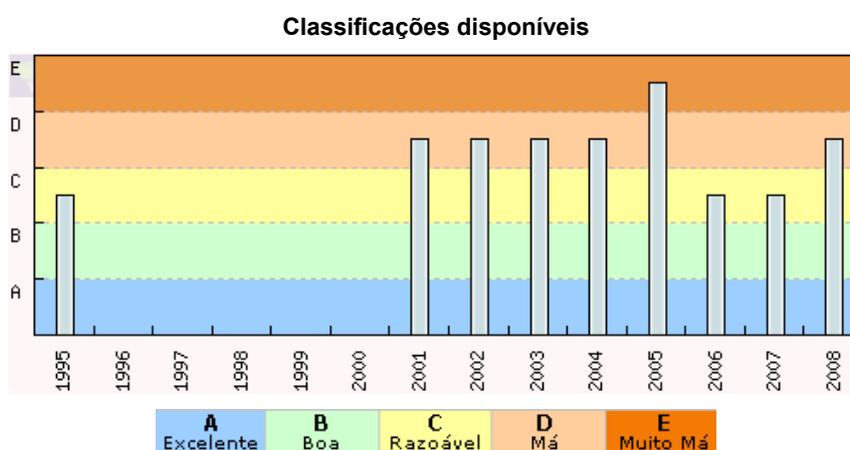


Figura 2.1. Classificação a qualidade da água da albufeira do Maranhão (SNIRH)

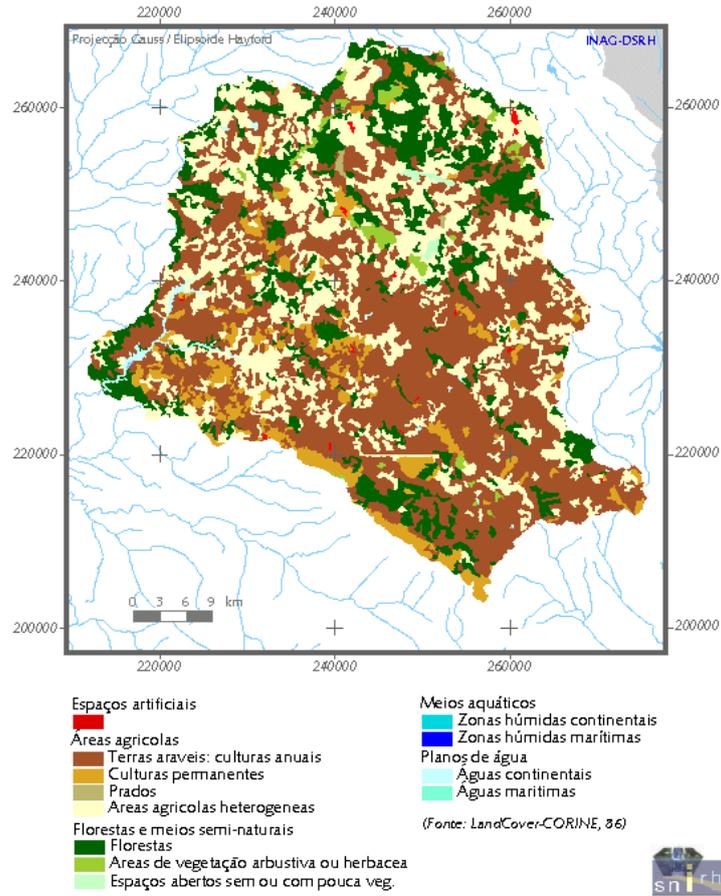


Figura 2.2. Usos do solo presentes na bacia hidrográfica da albufeira do Maranhão (SNIRH)

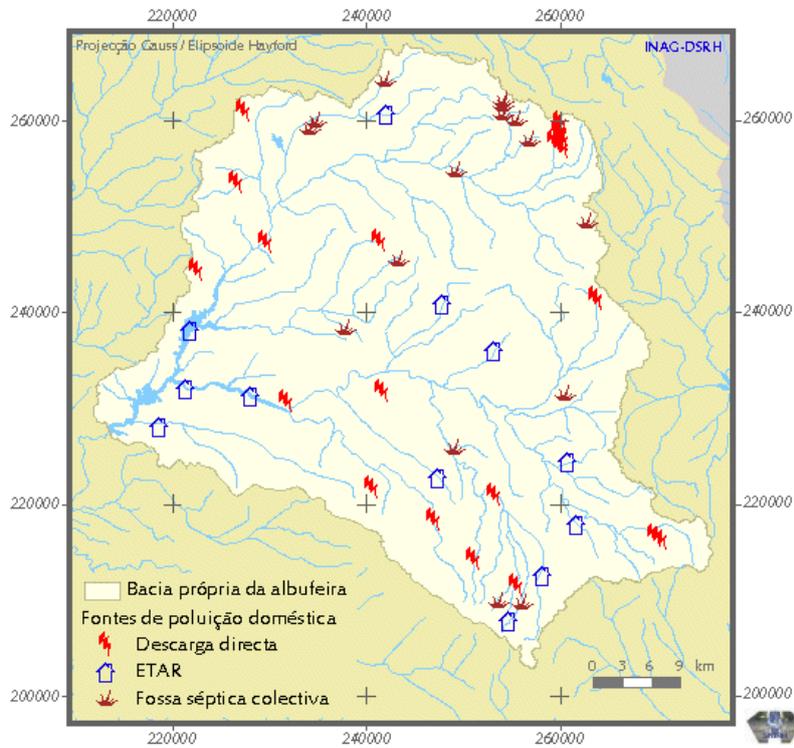


Figura 2.3. Fontes de poluição pontuais existentes na envolvente da albufeira do Maranhão (SNIRH)

No que diz respeito às sinuosidades e ramificações da massa de água temos que, quanto mais recortado o reservatório, com ramificações e ilhas, maior é a possibilidade de compartimentação em subsistemas com comportamentos distintos entre eles. Nestas condições, o tempo de residência da água nos braços é geralmente muito superior ao do corpo central, e a estratificação térmica e química, quando ocorre, é muito mais estável, mantendo condições de eutrofização e de anóxia por muito mais tempo, comparativamente às condições médias para a albufeira (Mateus, 2005). A albufeira do Maranhão, tal como se pode constatar na Figura 2.4, é rica em sinuosidades e ramificações, verificando-se portanto diferentes condições entre os seus ramos e a parte central da albufeira.

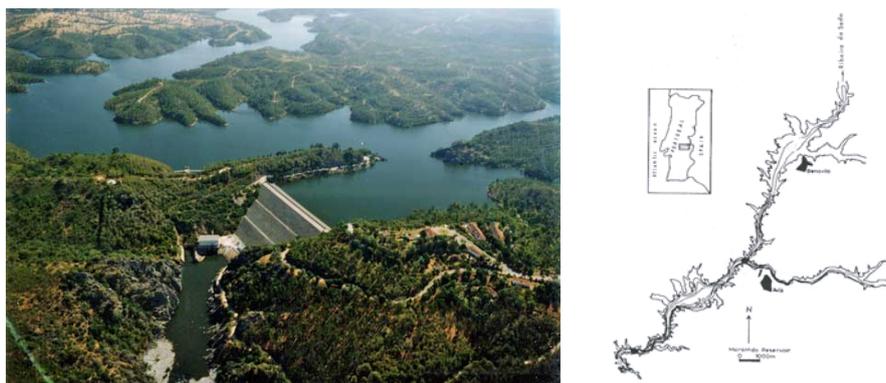


Figura 2.4. Vista aérea da albufeira do Maranhão (in <http://cnpqb.inag.pt>) e respectivo mapa (adaptado de Henriques, 1989)

2.2. Aplicação do modelo CE-Qual-W2 à albufeira do Maranhão

Um elemento fundamental para a avaliação dos recursos hídricos do ponto de vista qualitativo passa, necessariamente, pelo conhecimento das cargas poluentes que são geradas nas bacias hidrográficas, resultantes das pressões exercidas pelas diferentes actividades socio-económicas que existem no território. Juntamente com as condições naturais existentes nas bacias, são estas pressões que determinam o estado da qualidade da água, e o consequente impacto que poderá causar na saúde pública e/ou nos ecossistemas. A definição de um conjunto adequado de programas, e de medidas para compatibilizar a qualidade da água com os diferentes usos, terá de passar pelo entendimento da relação causa/efeito, para que se possam conhecer as respostas do meio às alterações das pressões a que está sujeito. Neste conhecimento é fundamental o recurso a instrumentos como os modelos matemáticos, cujo desempenho será tanto mais positivo quanto melhor for a informação existente sobre as cargas poluentes e o estado da qualidade da água (Mateus, 2005). Assim, os modelos desempenham um papel importante, tanto no que concerne o estabelecimento de diagnósticos sobre os problemas do ecossistema, através da integração e da correlação dos diversos parâmetros envolvidos, como no que diz respeito à execução de prognósticos, quer sobre eventuais

medidas remediadoras, quer sobre os possíveis efeitos da alteração das variáveis no respectivo funcionamento (Neves *et al.*, 2001).

Como é referido por Makinia *et al* (*sit in* Mateus, 2005), um dos principais factores para um controlo da qualidade da água eficaz, é a capacidade de relacionar as causas (entradas) aos efeitos (saídas), e poder prever quais as consequências das acções de controlo e as alterações nas fontes de poluição. Neste contexto, a modelação matemática e a simulação computacional podem tornar-se parte integrante do processo de tomada de decisão, uma vez que permitem elaborar uma avaliação rápida e variada das causas e respectivos efeitos, e têm como vantagem principal possibilitar uma análise das acções a longo prazo, em pouco tempo e a custos de investimento limitados. Logo, os softwares para simulação dos principais elementos do sistema de qualidade da água têm-se tornado, em muitos países, numa ferramenta essencial para os peritos envolvidos no desenvolvimento, operação e controle desses sistemas.

Para simular a dinâmica de uma albufeira estratificada, onde os gradientes verticais da velocidade afectem a distribuição dos constituintes, ou influenciem o processo da estratificação, deve recorrer-se a uma aplicação de modelação em 2 dimensões (2D), como é o caso do Modelo CE-Qual-W2 que, pelas suas características, é provavelmente o modelo 2D de domínio público mais extensamente aplicado. Actualmente suportado pela US Army Corp's of Engineer's, na Waterways Experiments Station (WES), o CE-Qual-W2 é um modelo longitudinal-vertical hidrodinâmico e de transporte, construído para simulações de longo prazo, e para simulações da qualidade de água, ao longo do tempo, de rios e afluentes, lagos, albufeiras, estuários e sistemas de bacias hidrográficas associadas. É um modelo que reproduz, com exactidão, gradientes verticais e longitudinais de qualidade da água, e é capaz de fazer simulações multi-décadas, para além de simular processos biológicos e químicos relevantes que ocorrem nos sistemas aquáticos, como a eutrofização e as relações entre os parâmetros temperatura, nutrientes, algas, oxigénio dissolvido, matéria orgânica e sedimentos (Mateus, 2005).

Portanto, o CE-Qual-W2 revelou-se um modelo adequada à consecução deste estudo, permitindo verificar, através de simulações realizadas para o período de Janeiro de 2001 a Fevereiro de 2007, se o engodo utilizado pelos pescadores desportivos nas provas de pesca realizadas, mais concretamente as farinhas, contribuiu para a alteração do estado trófico da albufeira do Maranhão. Para tal, considerou-se a informação recolhida através dos Mapas Estatísticos de Provas de Pesca Desportiva, remetidos à AFN pelas entidades organizadoras destes eventos desportivos, sobre o número de provas realizadas na albufeira do Maranhão no referido período e o número de pescadores que participaram nessas provas; os valores de fósforo e azoto, determinados através de análises químicas, presentes nas farinhas usadas para atrair os peixes aos pesqueiros; e todos os parâmetros físicos e químicos, inerentes à modelação da albufeira, que influenciam os processos de eutrofização.

Relativamente à informação sobre as provas de pesca desportiva realizadas nesta albufeira há a salientar que, no período de Janeiro de 2001 a Fevereiro de 2007, existe informação sobre 64 provas de pesca desportiva, com duração total de 262 horas, em que participaram 7208 pescadores. Nestas provas foram capturadas, maioritariamente, carpas, percas-sol, pimpões, barbos, bogas e achigãs (Tabela 2.2). Como foi referido anteriormente, nas provas de pesca desportiva os participantes costumam praticar a pesca sem morte; portanto, no final da prova, os exemplares capturados que se encontravam em boas condições de sobrevivência foram devolvidos à massa de água.

Tabela 2.2. Informação existente sobre as provas de pesca desportiva realizadas na albufeira do Maranhão, no período de Janeiro de 2001 a Fevereiro de 2007

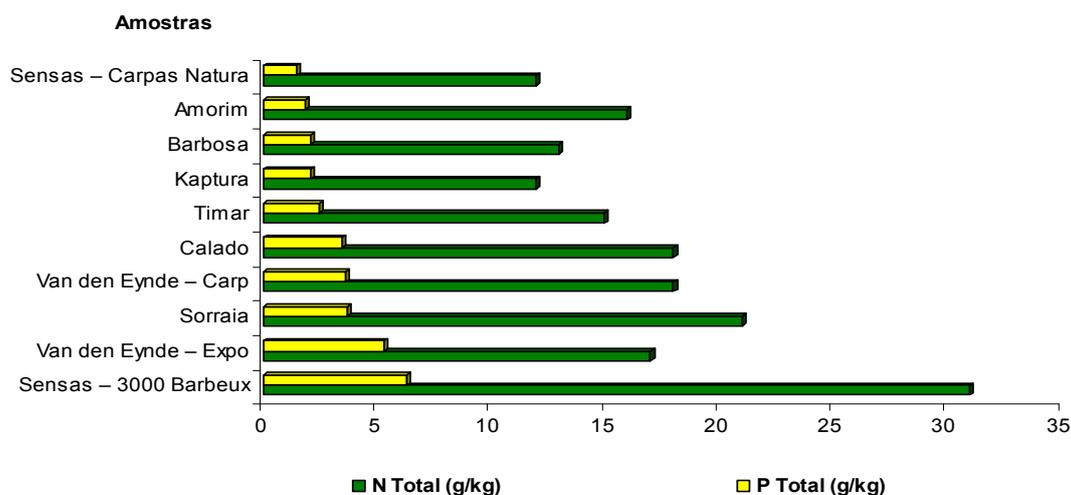
Ano	Provas	Participantes	EP (cana/hora)	Principais espécies capturadas
2001	7	681	44,510	Carpa; Perca-sol; Achigã; Barbo
2002	9	1392	32,372	Carpa; Barbo; Perca-sol; Boga; Pimpão
2003	5	870	45,789	Carpa; Boga; Perca-sol; Barbo; Achigã
2004	6	836	28,828	Carpa; Pimpão; Barbo; Boga
2005	13	1444	28,708	Carpa; Barbo; Boga; Perca-sol; Pimpão; Achigã
2006	24	1985	21,344	Carpa; Perca-sol; Pimpão; Barbo; Boga; Achigã
2007 (até Fev)	-	-	-	-

Como a composição química das farinhas utilizadas para engodar é um factor preponderante na determinação do seu contributo para a eutrofização das massas de água onde ocorrem provas de pesca desportiva, e uma vez que os produtores destas farinhas, normalmente, não definem a composição do produto nem as quantidades empregues de cada componente, efectuaram-se análises químicas a algumas das marcas e variedades de farinhas que costumam ser adquiridas pelos pescadores, para dessa forma poder tomar conhecimento das suas composições, em termos quantitativos, em relação aos elementos chave que têm influência no estado trófico do sistema. Assim, foram requisitadas ao Laboratório de Análises do Instituto Superior Técnico análises químicas a 10 amostras de farinhas (Amorim, Barbosa, Calado, Kaptura, Sensas – 3000 Barbeux, Sensas – Carpas Natura, Sorraia, Timar, Van den Eynde – Expo e Van den Eynde – Carp), para os seguintes parâmetros: Carência Bioquímica de Oxigénio ao fim de 5 dias (CBO_5), Fósforo (P_{Total}), Azoto (N_{Total}), Carbono ($C_{Org.}$) e Matéria Volátil (queima a 550 °C). Os resultados obtidos estão compilados na Tabela 2.3, para todos os parâmetros determinados, e no Gráfico 2.1, relativo aos valores de P_{Total} e N_{Total} presentes nas amostras.

Tabela 2.3. Resultados das análises químicas realizadas a 10 amostras de engodo (farinhas)

Amostras	Parâmetros analisados				
	P Total (g/kg)	N Total (g/kg)	C Org. (g/kg)	CBO ₅ (g O ₂ /kg)	Mat. Volátil (550°C) (%)
Amorim	1,9	16	398	196	97
Barbosa	2,1	13	380	205	91
Calado	3,5	18	435	204	97
Kaptura	2,1	12	389	181	89
Sensas – 3000 Barbeux	6,3	31	385	57 ^(*)	81
Sensas – Carpas Natura	1,5	12	311	62 ^(*)	82
Sorraia	3,7	21	402	67 ^(*)	96
Timar	2,5	15	413	106	98
Van den Eynde – Carp	3,6	18	420	206	91
Van den Eynde – Expo	5,3	17	400	199	88
Valor Médio	3,25	17,3	393,3	148,30	91

(*) – Nota: os valores assinalados com (*) foram determinados utilizando a mesma metodologia mas sem recorrer a agitação durante 24 horas

Gráfico 2.1. Valores de P_{Total} (g/kg) e N_{Total} (g/kg) presentes nas 10 amostras de engodo (farinhas)

Para a realização do forçamento do modelo com os dados relativos ao uso de engodo nas provas de pesca desportiva, consideraram-se os valores de fósforo e azoto determinados para as amostras de engodo escolhidas, bem como o número de pescadores presentes em cada prova de pesca realizada no período de Janeiro de 2001 a Fevereiro de 2007 e as quantidades de engodo por eles usadas. Assim, para efeitos de cálculos posteriormente introduzidos no modelo, estipulou-se que seriam utilizados os valores mais elevados de fósforo e azoto presentes nas amostras de farinhas analisadas, recaindo a escolha na farinha *Sensas – 3000 Barbeux* com 6,3 g P_{Total}/kg e 31 g N_{Total}/kg, e que cada pescador utilizaria 5 kg de engodo (farinha) por pescaria. Os valores de *inputs* de P e N relacionados com o uso de engodos foram determinados através da seguinte expressão:

- ✓ $P_{Input} (g) = n.^{\circ} \text{ participantes} \times 5 \text{ kg engodo} \times 6,3 P_{Total} (g/kg)$
- ✓ $N_{Input} (g) = n.^{\circ} \text{ participantes} \times 5 \text{ kg engodo} \times 31 N_{Total} (g/kg)$

Para ter uma melhor percepção das quantidades de engodo envolvidas nestes eventos desportivos, tendo em conta as condições estipuladas anteriormente, estão compiladas na Tabela 2.4 as quantidades de engodo utilizadas nas provas de pesca realizadas durante o período em estudo, por ano, e os correspondentes *inputs* de P e N (kg), calculados através das expressões anteriores.

Tabela 2.4. Quantidades de engodo (farinhas) utilizado nas provas de pesca realizadas e *inputs* de P e N (kg), calculados por ano para o período em estudo

Ano	Participantes	Engodo (kg)	P _{Total} (kg)	N _{Total} (kg)
2001	681	3405	21,452	105,555
2002	1392	6960	43,848	215,760
2003	870	4350	27,405	134,850
2004	836	4180	26,334	129,580
2005	1444	7220	45,486	223,820
2006	1985	9925	62,528	307,675
2007 (até Fev)	-	-	-	-

Na consecução da modelação foi analisado um passado recente afim de proceder à caracterização do estado de referência, tendo sido necessário conhecer as afluências qualitativas e quantitativas à massa de água, bem como as condições meteorológicas vigentes no sistema. Portanto, para a realização e validação do modelo, tarefa anteriormente desenvolvida pela equipa do MARETEC e gentilmente cedida para a realização das simulações com os forçamentos resultantes do uso de engodos (farinhas) nas provas de pesca desportiva, foram considerados os dados disponibilizados pelo INAG, resultantes dos seus programas de monitorização, bem como uma avaliação SWAT.

A batimetria da albufeira do Maranhão foi deduzida com recurso à carta 1:25000, para extrapolar a inclinação das encostas e utilização da informação acerca da altura da barragem, cota do Nível de Pleno Armazenamento (NPA) e curva de volumes acumulados. As características da malha estão representadas nas Figuras 2.5 e 2.6, e na Tabela 2.5. O CE-Qual-W2 requer um forçamento meteorológico relativamente às seguintes variáveis: temperatura do ar e do ponto de orvalho, velocidade do vento, precipitação e nebulosidade. Esta informação foi retirada do SNIRH. Outras variáveis meteorológicas como a evaporação, os fluxos de calor latente, sensível e infravermelho, e a radiação solar foram calculadas pelo modelo, com base nos dados anteriormente referidos.

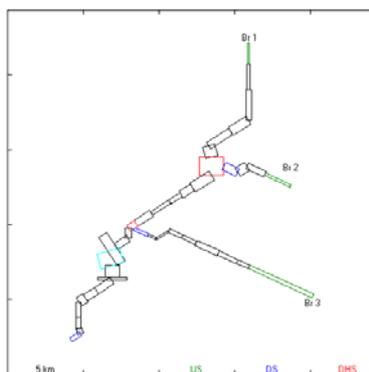


Figura 2.5. Representação da área superficial da albufeira do Maranhão no modelo CE-Qual-W2

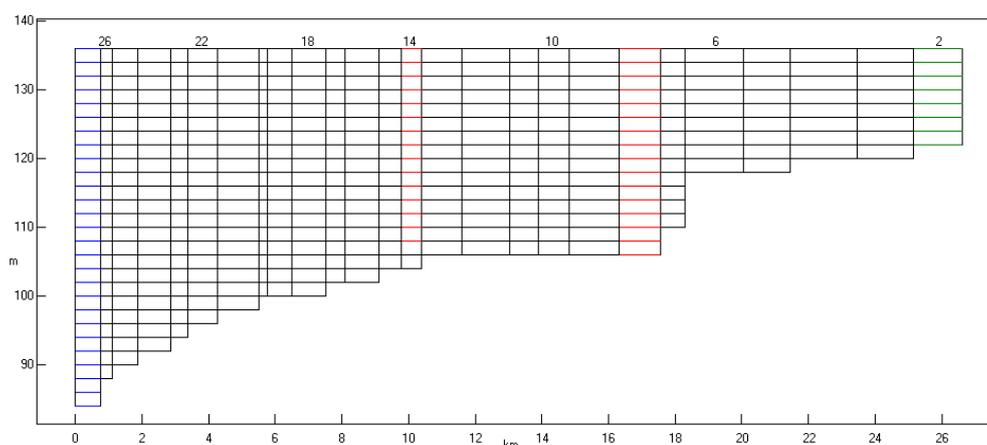


Figura 2.6. Perfil longitudinal do braço 1 da albufeira do Maranhão

Tabela 2.5. Características da malha computacional para a albufeira do Maranhão

Resolução vertical	N.º Camadas	N.º Segmentos	Máximo Δx	Mínimo Δx
2 m	28	45	2000 m	250 m

Relativamente às afluições à massa de água, de uma forma geral, existem poucas albufeiras em Portugal onde a rede de monitorização existente torna possível o cálculo directo das cargas e caudais afluentes à massa de água. Contudo, como as afluições à albufeira constituem a condição de fronteira, a montante, para o modelo, torna-se bastante importante conhecer com algum rigor os dados relativos a essas afluições. Portanto, no caso da albufeira do Maranhão, as afluições foram obtidas a partir dos dados das estações de monitorização de caudal e concentrações do INAG dos rios afluentes.

De forma a aferir se o CE-Qual-W2 conseguia representar os valores e a evolução dos dados verificados na massa de água, procedeu-se à validação dos resultados do modelo por comparação com os dados recolhidos na albufeira pelos programas de monitorização do INAG.

Em seguida apresentam-se alguns dos gráficos resultantes da validação anteriormente realizada para esta albufeira, para os valores de temperatura, P_{Total} , NH_4^+ , NO_3^- e clorofila a (Chla) (Gráficos 2.2 a 2.6).

Gráfico 2.2. Comparação dos valores de temperatura registados na albufeira do Maranhão com os valores simulados pelo CE-Qual-W2

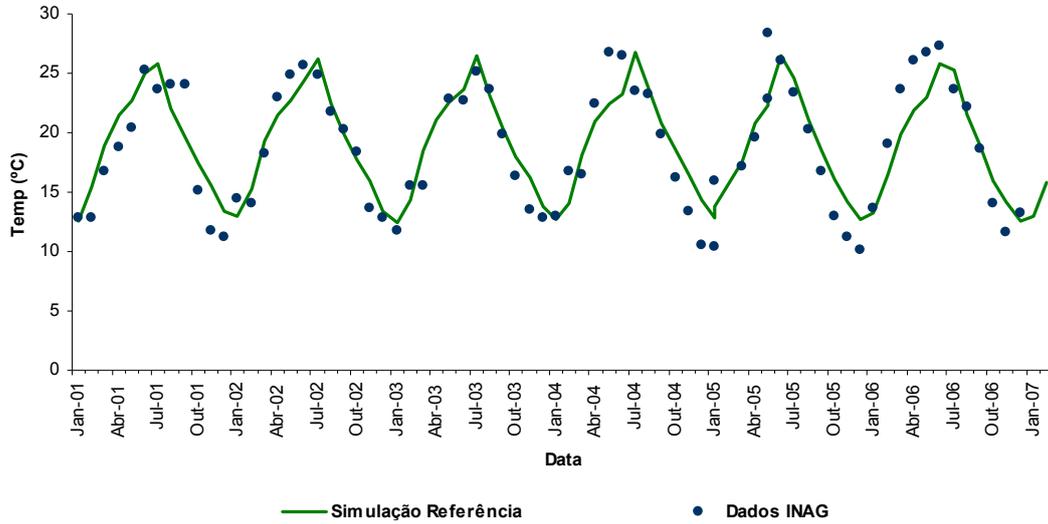
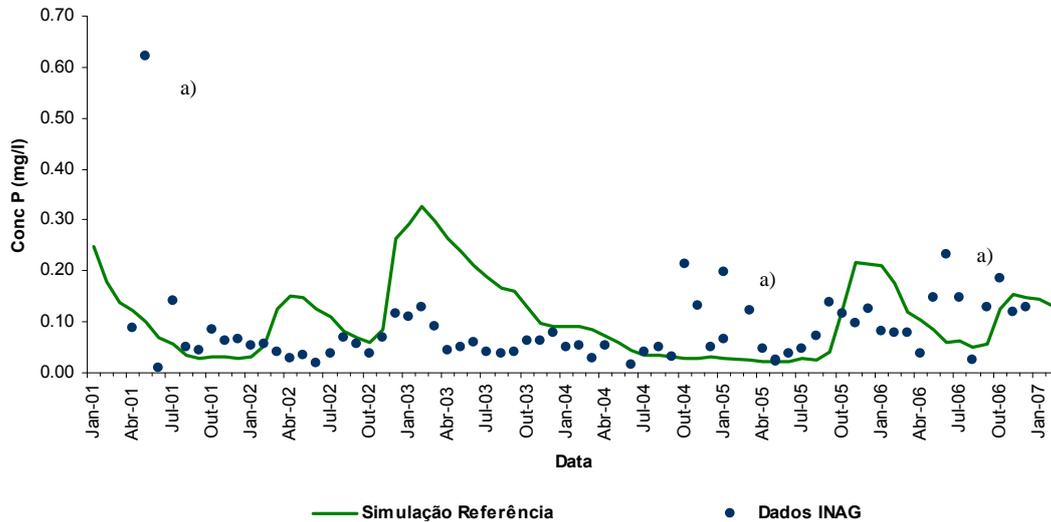


Gráfico 2.3. Comparação dos valores da concentração de P_{Total} medidos na albufeira do Maranhão com os valores simulados pelo CE-Qual-W2



a) Valores que poderão ter tido origem numa descarga orgânica, uma vez que, para o mesmo período de tempo, os valores de clorofila a registados também apresentam uma concentração mais elevada do que era esperado

Gráfico 2.4. Comparação dos valores da concentração de NH_4^+ medidos na albufeira do Maranhão com os valores simulados pelo CE-Qual-W2

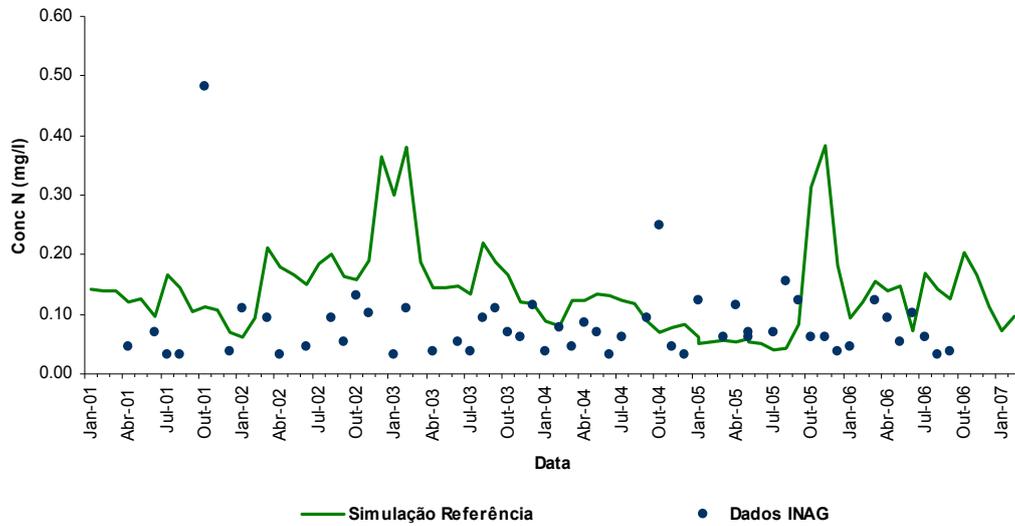


Gráfico 2.5. Comparação dos valores da concentração de NO_3^- medidos na albufeira do Maranhão com os valores simulados pelo CE-Qual-W2

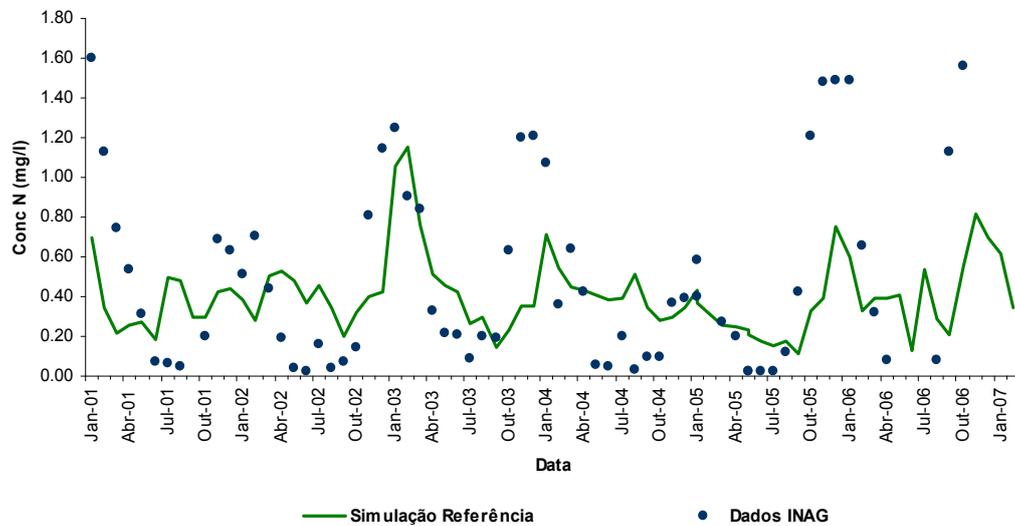
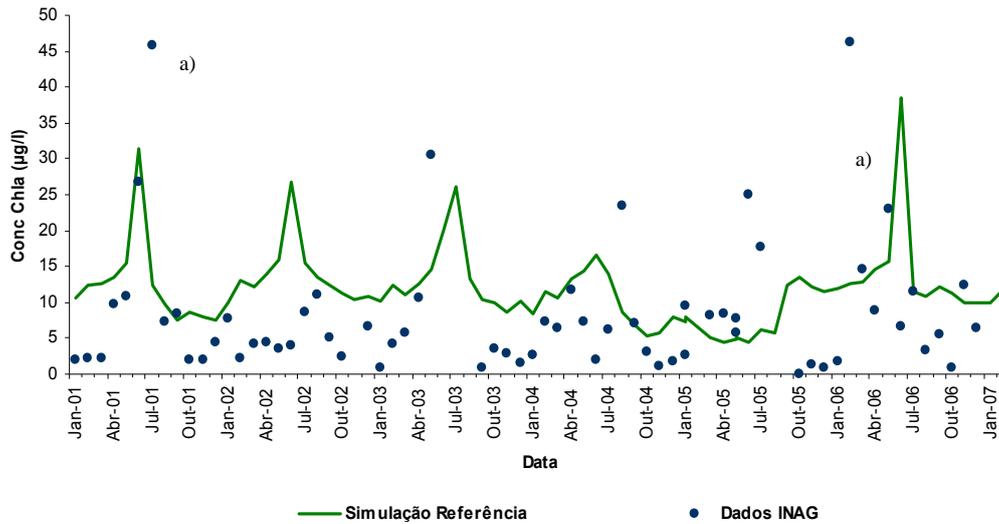


Gráfico 2.6. Comparação dos valores da concentração de Chla medidos na albufeira do Maranhão com os valores simulados pelo CE-Qual-W2

a) Valores que poderão ter tido origem numa descarga orgânica, uma vez que, para o mesmo período de tempo, os valores de fósforo total registados também apresentam uma concentração mais elevada do que era esperado.

Comparando os resultados obtidos na Simulação de Referência com os dados disponibilizados pelo INAG, referentes às suas monitorizações, verifica-se que o modelo apresenta algumas limitações pois não representa com precisão os valores das concentrações de P_{Total} , NH_4^+ , NO_3^- e Chla registados na base de dados do SNIRH (Gráficos 2.3, 2.4, 2.5 e 2.6). Essas limitações estão relacionadas com o facto do CE-Qual-W2 não incluir o efeito do zooplâncton na produção primária, nomeadamente o seu efeito na dinâmica das algas e na reciclagem dos nutrientes. Outra causa que se poderá salientar é a sua abordagem simples aos processos de deposição e ressuspensão da matéria particulada, uma vez que o modelo não calcula dinamicamente as reacções nos sedimentos e os fluxos na interface água/sedimentos, influenciando assim a sua capacidade de previsão a longo prazo. No entanto, as representações apresentam a mesma ordem de grandeza, e no que toca à representação das evoluções sazonais das concentrações dos nutrientes e da Chla, verifica-se uma coerência dos resultados obtidos na modelação/simulações com os tipicamente observados. Assim sendo, é possível concluir que o modelo representa os principais factores que condicionam o sistema, obtendo-se resultados da(s) modelação/simulações com a mesma ordem de grandeza, em relação aos valores registados *in loco*, bem como uma representação coerente das tendências de evolução sazonais ocorridas.

2.3. Simulações realizadas e discussão dos resultados

Para a realização das diferentes simulações foram considerados, para além das condições de referência da albufeira, os dados do forçamento relacionado com o uso de engodos, calculados anteriormente tendo em conta o número de pescadores que se deslocaram até esta albufeira para participar em provas de pesca, a data de ocorrência desses eventos, uma quantidade média de engodo (farinha) utilizada por pescador (5 kg, 10 kg), e os valores de P_{Total} e N_{Total} presentes nesses engodos (como referido anteriormente, para efeitos de cálculos considerou-se os valores presentes na farinha *Sensas – 3000 Barbeux* por serem os mais elevados). Os *inputs* resultantes da engodagem foram aplicados no segmento 16 do braço principal (braço 1), troço onde se realiza um grande número de provas de pesca, sob a forma de matéria orgânica particulada lábil (LPOM).

Assim, as simulações efectuadas contemplaram os seguintes cenários:

- ✓ *Sem engodo* – cenário de Referência que diz respeito à evolução dos parâmetros em estudo considerando as condições de referência da albufeira anteriormente validadas sem ponderar a ocorrência de *inputs* relacionados com o uso de engodo na prática da pesca desportiva (**C₀**);
- ✓ *Com 5 kg de engodo* – simulação que considera os *inputs* relativos ao uso de 5 kg de engodo por pescador desportivo (**C₁**);
- ✓ *Com 10 kg de engodo* – simulação que considera os *inputs* relativos ao uso de 10 kg de engodo por pescador desportivo (valor que corresponde, sensivelmente, ao máximo admitido nos regulamentos das provas de pesca desportiva) (**C₂**);
- ✓ *Com 10 kg de engodo x 10* – simulação que considera os *inputs* relativos ao uso de engodo com valores 10 vezes superiores (**C₃**);
- ✓ *Com 10 kg de engodo x 100* – simulação que considera os *inputs* relativos ao uso de engodo com valores 100 vezes superiores (**C₄**);

De seguida apresentam-se graficamente os resultados obtidos nas simulações realizadas, representativos da evolução das concentrações de P_{Total} (Gráfico 2.7), PO_4^{3-} (Gráfico 2.8), NO_3^- (Gráfico 2.9), NH_4^+ (Gráfico 2.10) e Chla (Gráfico 2.11) na massa de água (elementos seleccionados para a realização deste estudo), para o período de Janeiro de 2001 a Fevereiro de 2007.

Gráfico 2.7. Resultados obtidos nas simulações realizadas representativos da evolução das concentrações de P_{Total} (mg/l) na albufeira do Maranhão, de Janeiro de 2001 a Fevereiro de 2007

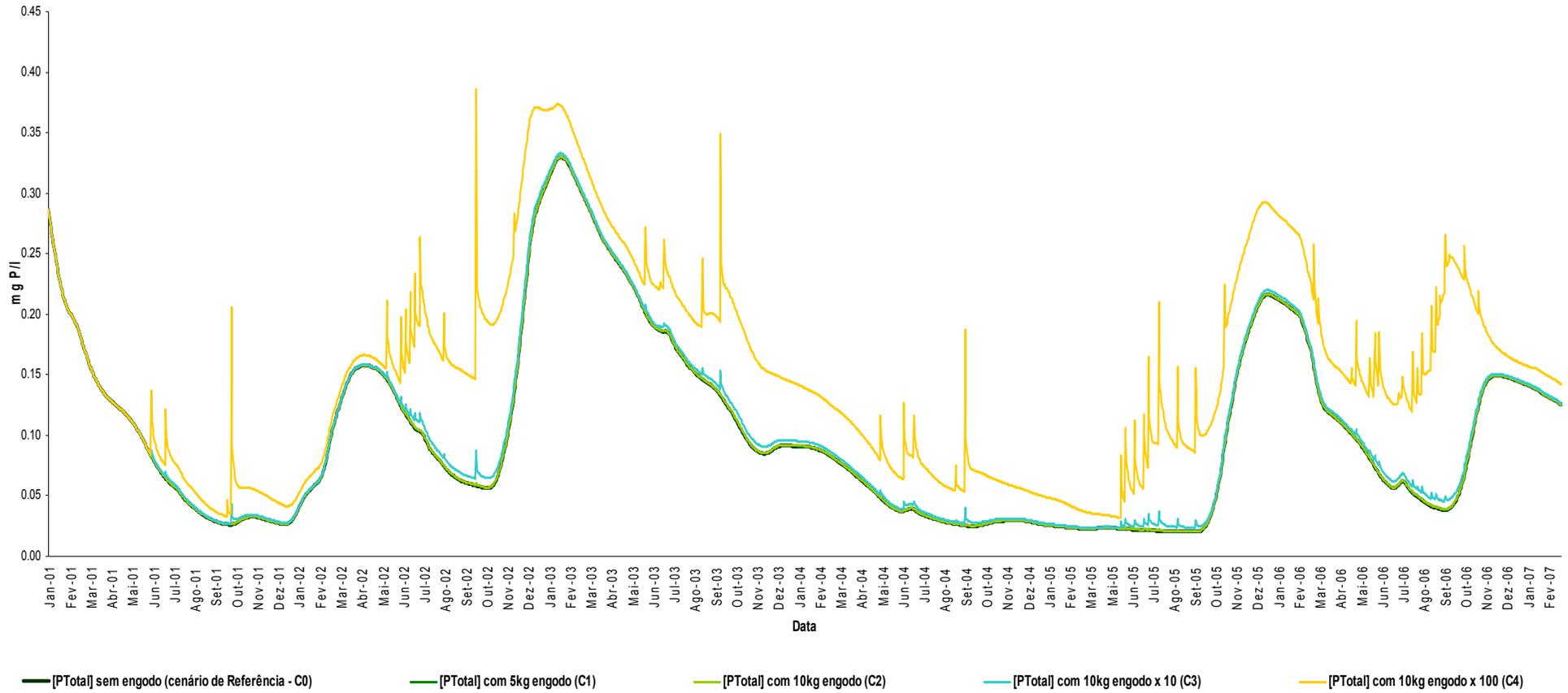


Gráfico 2.8. Resultados obtidos nas simulações realizadas representativos da evolução das concentrações de PO_4^{3-} (mg/l) na albufeira do Maranhão, de Janeiro de 2001 a Fevereiro de 2007

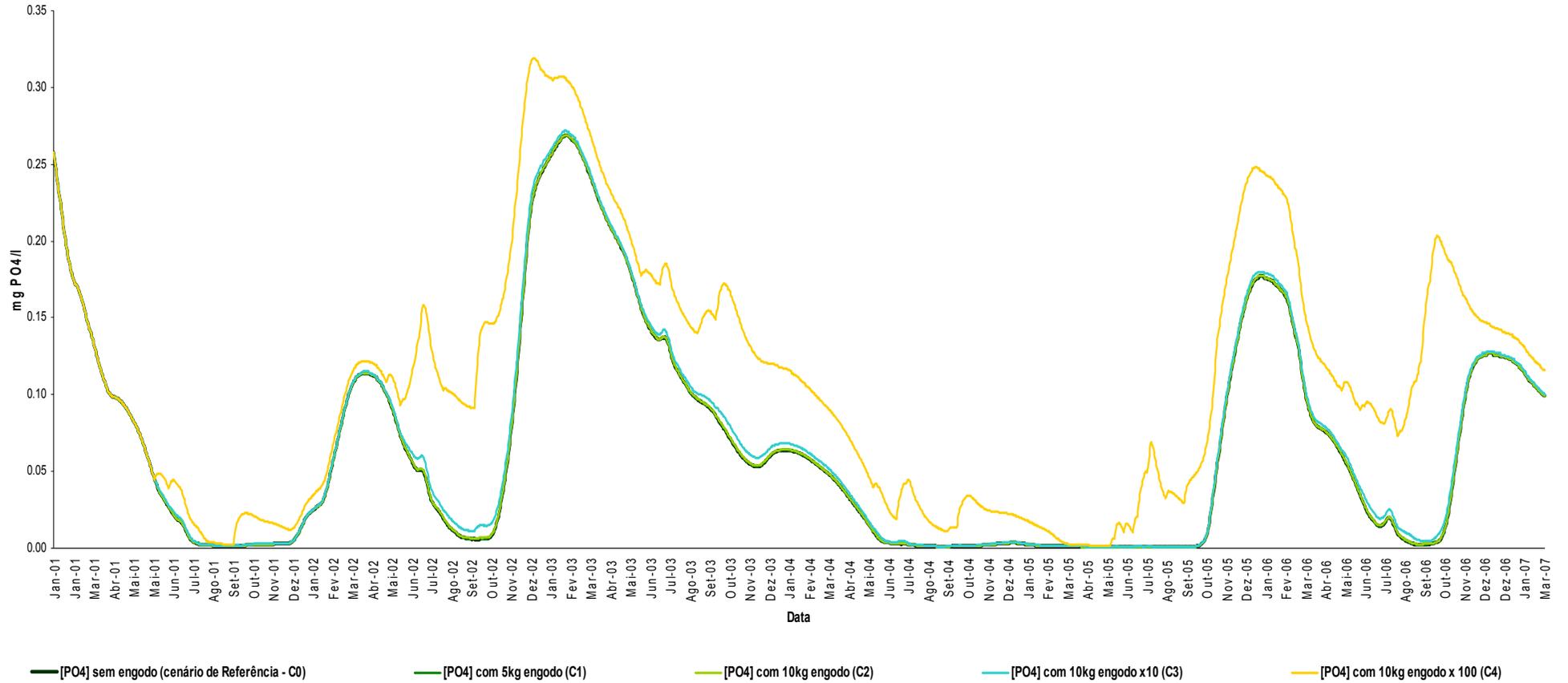


Gráfico 2.9. Resultados obtidos nas simulações realizadas representativos da evolução das concentrações de NO_3^- (mg/l) na albufeira do Maranhão, de Janeiro de 2001 a Fevereiro de 2007

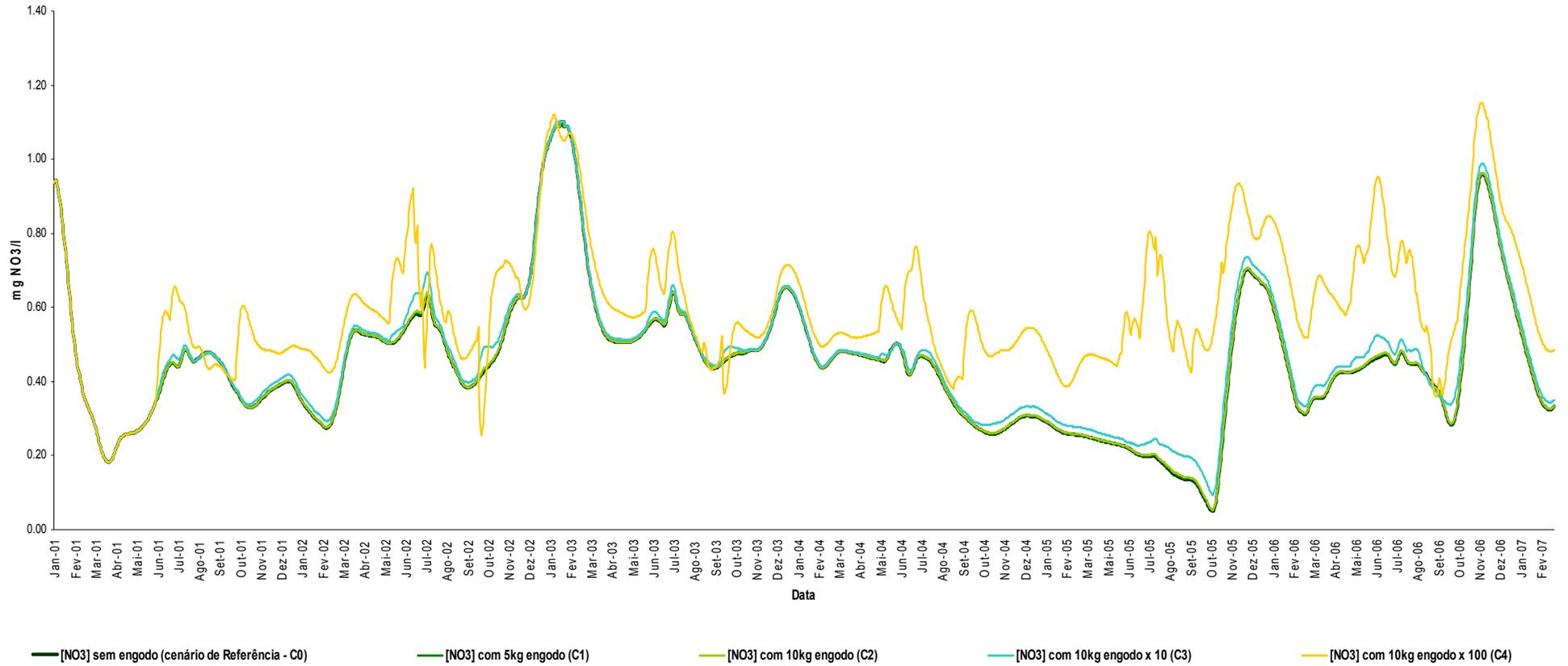


Gráfico 2.10. Resultados obtidos nas simulações realizadas representativos da evolução das concentrações de NH_4^+ (mg/l) na albufeira do Maranhão, de Janeiro de 2001 a Fevereiro de 2007

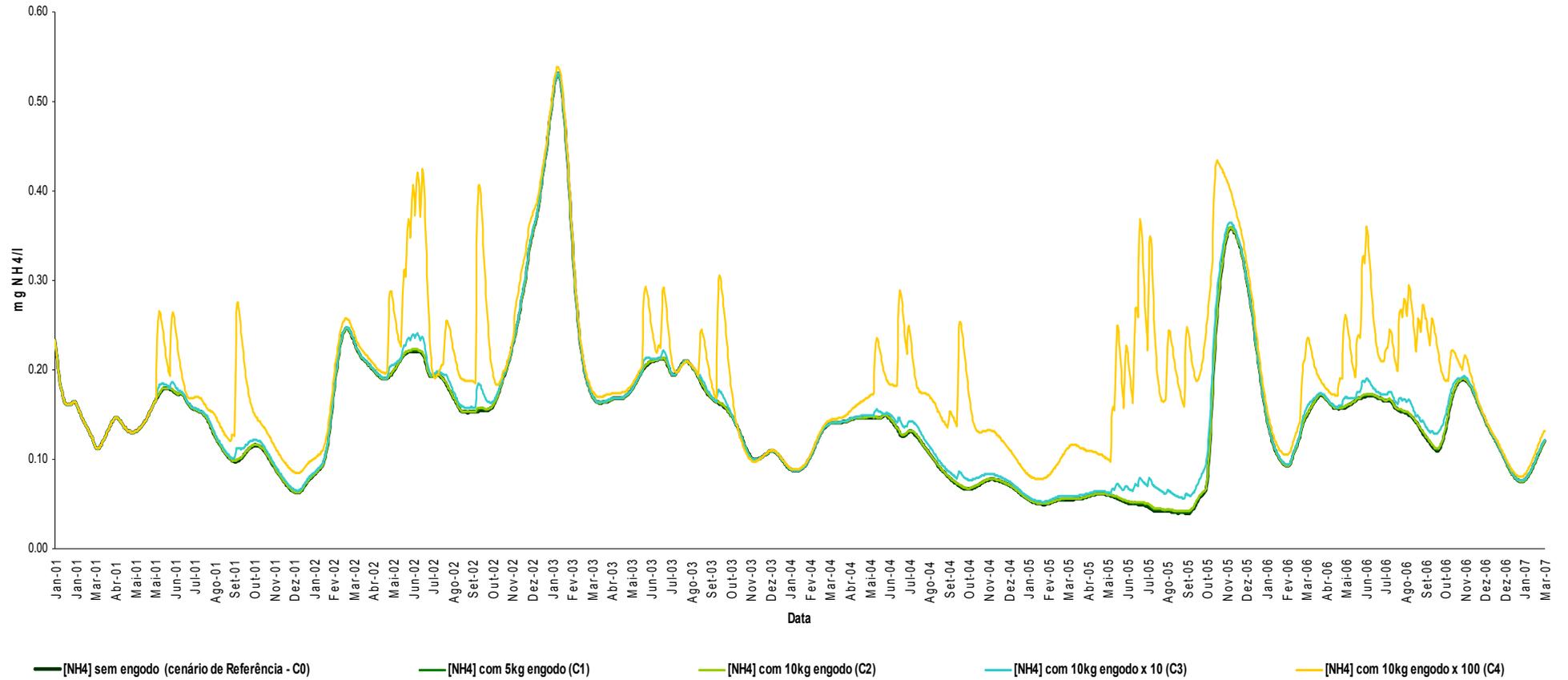
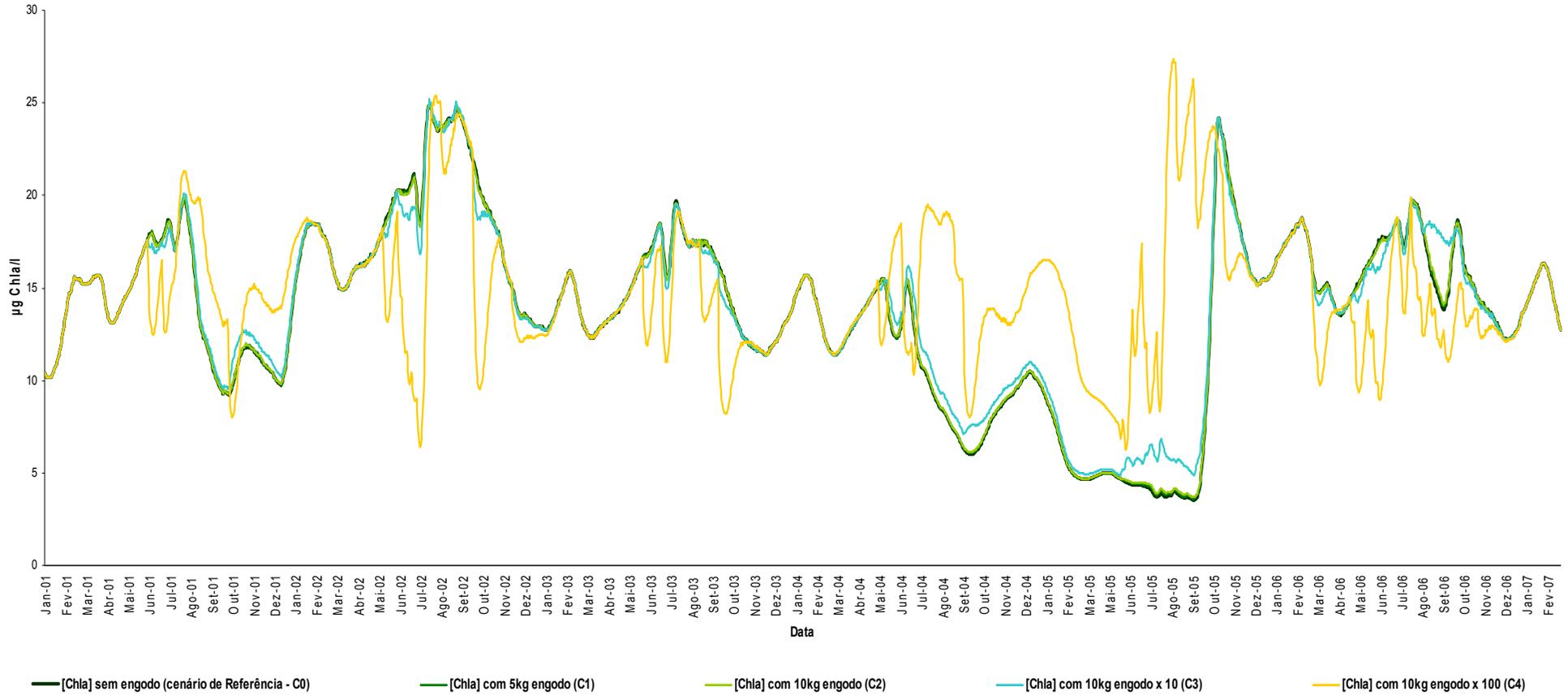


Gráfico 2.11. Resultados obtidos nas simulações realizadas representativos da evolução das concentrações de Chla ($\mu\text{g/l}$) na albufeira do Maranhão, de Janeiro de 2001 a Fevereiro de 2007



Relativamente aos resultados dos vários cenários simulados, comparando os valores das concentrações de P_{Total} , PO_4^{3-} , NO_3^- , NH_4^+ e Chla do cenário de Referência (\mathbf{C}_0 – sem engodo) com as simulações que contemplam o uso de engodo nas provas de pesca desportiva, verifica-se que para as quantidades de engodo normalmente utilizadas pelos pescadores desportivos, entre 5 kg e 10 kg (\mathbf{C}_1 e \mathbf{C}_2), as evoluções das concentrações nestes cenários são idênticas, o que leva a concluir que o uso de engodo por parte dos pescadores desportivos, nas quantidades calculadas e com características químicas semelhantes às determinadas, não altera a condição trófica verificada na albufeira do Maranhão. No caso das simulações relativas aos cenários com pressões 10 vezes superiores (\mathbf{C}_3) e 100 vezes superiores (\mathbf{C}_4) denotam-se algumas alterações nas concentrações em relação às verificadas no cenário de Referência (\mathbf{C}_0).

Assim, analisando os parâmetros fósforo – P_{Total} (Gráfico 2.7) e PO_4^{3-} (Gráfico 2.8), denota-se uma pequena alteração nas concentrações da simulação \mathbf{C}_3 (pressão x10) aquando do forçamento com os dados relativos à utilização de engodo, mas após o fim das descargas os valores das concentrações voltam a coincidir com os presentes na situação de Referência, podendo concluir-se que mesmo com pressões 10 vezes superiores às verificadas (com uso de 10 kg de engodo por pescador desportivo x10) a condição trófica da albufeira do Maranhão não deverá sofrer alteração. No caso da simulação \mathbf{C}_4 (pressão x100), verificam-se valores de concentrações de P_{Total} e PO_4^{3-} mais elevados do que na simulação de Referência, praticamente ao longo de toda a simulação, podendo concluir-se que, nas condições deste cenário, poderá ocorrer alterações da condição trófica desta albufeira.

Quanto aos parâmetros azoto – NO_3^- (Gráfico 2.9) e NH_4^+ (Gráfico 2.10), na simulação \mathbf{C}_3 , um pouco à semelhança do verificado para o fósforo, ocorrem pequenas alterações nas concentrações aquando do forçamento com os dados relativos à utilização de engodo, principalmente no caso das concentrações de NH_4^+ durante o período de Maio a Novembro de 2005, voltando a coincidir com as concentrações verificadas na situação de Referência após o fim das descargas e, portanto, mesmo sujeita a pressões 10 vezes superiores, a condição trófica da albufeira do Maranhão não deverá sofrer alteração. Na simulação \mathbf{C}_4 , relativamente às concentrações de NO_3^- destacam-se picos, coincidentes com os meses das descargas de engodo, verificando-se no entanto em todo o período de Setembro de 2004 a Setembro de 2006 concentrações mais elevadas do que as de Referência; no caso das concentrações de NH_4^+ , para além dos picos que estão relacionados com os *inputs* de engodo, ocorrem outros entre os meses de Setembro e Novembro, verificando-se igualmente um aumento nas concentrações de NH_4^+ ao longo dos anos de 2004 e 2005 que, tal como no caso das concentrações de NO_3^- , deverá alterar a condição trófica da albufeira.

No que diz respeito ao parâmetro Chla (Gráfico 2.11), na simulação \mathbf{C}_3 ocorrem valores ligeiramente superiores aos de Referência no período de Outubro a Dezembro de 2001 e entre Maio de 2004 e Janeiro de 2005; entre Maio e Setembro de 2005 e Julho e Outubro de 2006 verifica-se uma variação mais elevada, facto que estará relacionado com as condições climáticas que se fizeram sentir nesses períodos de tempo, voltando os valores de

concentração de Chla obtidos em **C₃** a coincidir com os valores de Referência até ao final da simulação. Na simulação **C₄**, a evolução das concentrações de Chla apresenta bastantes diferenças em relação à simulação de Referência, ocorrendo em 2004 e 2005 valores bem mais elevados, mas verificando-se em alguns períodos concentrações mais baixas do que as de Referência, o que leva a concluir que nas condições deste cenário (pressões x100), poderá ocorrer alterações da condição trófica desta albufeira.

2.4. Conclusões

Fazendo uma análise global das simulações em estudo, pode concluir-se que os cenários contemplados em **C₁** e **C₂** (uso de 5 kg e 10 kg de engodo por pescador) não provocam alteração da condição trófica verificada na albufeira do Maranhão, e que mesmo que se verifiquem pressões 10 vezes superiores (**C₃**) (com uso de 10 kg de engodo por pescador desportivo x10) nesta albufeira a sua condição trófica poderá apenas sofrer periodicamente pequenas alterações. Em condições de pressão 100 vezes superiores (**C₄**) (uso de 10 kg de engodo por pescador desportivo x100) prevê-se que ocorram alterações na condição trófica da albufeira do Maranhão.

No entanto, tendo em conta as considerações tecidas por alguns especialistas sobre a temática, referidas anteriormente, e a adopção do princípio da precaução, deve-se advertir os pescadores desportivos dos prejuízos que poderão advir da prática da engodagem forte e do uso excessivo de engodo, consciencializando-os para uma menor utilização de engodo.

3. Contributo da pesca desportiva para a biomanipulação da albufeira do Maranhão – Apresentação de cenários

O desenvolvimento de enormes quantidades de biomassa vegetal é o principal efeito gerado pelo processo eutrofizacional, estando várias técnicas de regressão trófica relacionadas com o seu controlo (Ferreira, 2001). Dessas técnicas salienta-se o controlo da biomassa por biomanipulação das cadeias alimentares, que constitui o processo ecologicamente mais recomendável mas que exige um profundo conhecimento do funcionamento ecológico do sistema (Ferreira, 2001). Neste capítulo apresenta-se uma análise de possíveis cenários de biomanipulação da albufeira do Maranhão recorrendo à pesca desportiva, de forma a compensar os *inputs* de fósforo e azoto resultantes da engodagem e melhorar a qualidade da água e a condição trófica desta albufeira.

3.1. Apresentação de 16 cenários de biomanipulação relacionados com a prática da pesca desportiva e discussão de resultados

A biomanipulação tornou-se uma prática bastante utilizada para melhorar a qualidade da água em lagos e albufeiras (Hansson *et al*, 1998; Drenner e Hambright, 1999; Kasprzak *et al*, 2002; Mehner *et al*, 2002). Normalmente, o esforço e os métodos aplicados nesta técnica diferem de caso para caso. Contudo, todas as referências apontam como principal objectivo a redução da biomassa de peixes ciprinídeos na massa de água, recorrendo à remoção directa desses exemplares ou à adição de peixes ictiófagos, ou ainda a uma combinação de ambos os métodos, bem como à remoção "não selectiva" da biomassa piscícola (Hansson *et al*, 1998).

Assim, como referido anteriormente, para a implementação de uma biomanipulação bem sucedida Hansson *et al* (1998) recomendam: **1)** redução da biomassa de peixes planctívoros em 75%, ou mais, realizada de forma eficiente e rápida (entre 1 a 3 anos); **2)** realização de esforços para reduzir o número de peixes bentónicos; **3)** diminuição no recrutamento de peixes-do-ano; **4)** melhoramento das condições para o estabelecimento de macrófitas; e **5)** redução de *inputs* externos de nutrientes (fósforo e azoto), tanto quanto possível, antes da implementação da biomanipulação. Tendo em conta estas recomendações, é possível vislumbrar alguns contributos que a pesca desportiva tem para oferecer na realização desta técnica, principalmente através do controle das populações piscícolas e consequente gestão das comunidades aquáticas naturais.

Considerando a informação recolhida através dos Mapas Estatísticos das Provas de Pesca Desportiva, recebidos na AFN, sobre as provas de pesca desportiva realizadas na albufeira do

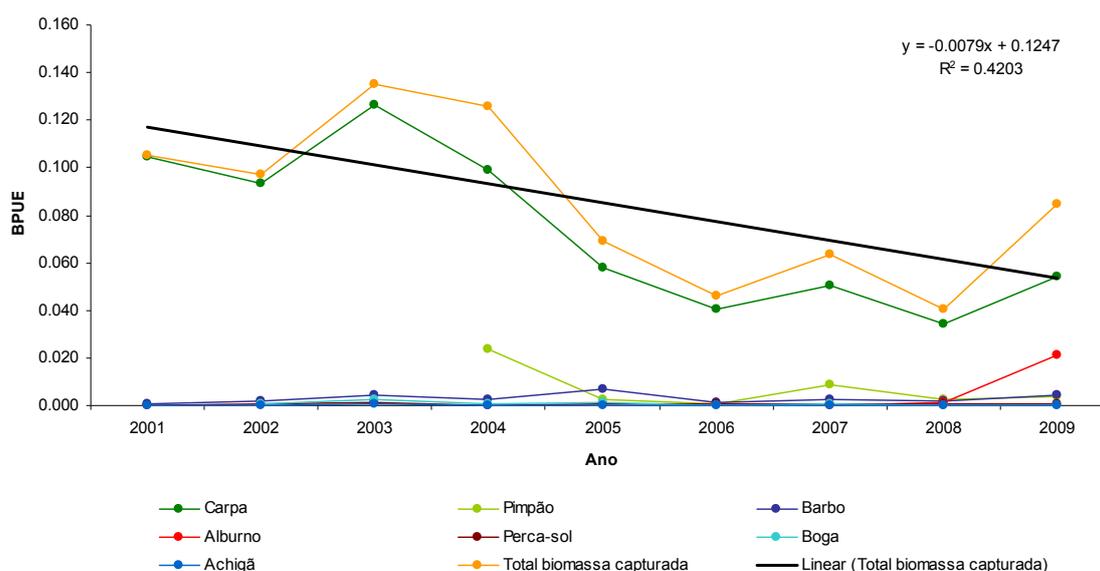
Maranhão nos anos de 2001 a 2009 (Tabela 3.1) é possível constatar que as principais espécies capturadas são: carpa; alburno (com registos a partir de 2007); pimpão; barbo e perca-sol. Relativamente ao número de provas que ocorreram, principalmente nos 3 últimos anos, verificou-se uma redução em 2009 e, conseqüentemente, uma diminuição da biomassa capturada nesse ano. No entanto, analisando as capturas por unidade de esforço nesse período, tanto em termos de número (NPUE) como de biomassa (BPUE), verifica-se um aumento (Gráfico 3.1).

Tabela 3.1. Informação relativa à biomassa capturada nas provas de pesca desportiva realizadas na albufeira do Maranhão, no período de 2001 a 2009

Ano	N.º Provas	EP ^(*)	Biomassa capturada ^(*)	Principais espécies Capturadas	NPUE ^(*)	BPUE ^(*)
2001	7	44,51	1952	Carpa; Barbo; Perca-sol; Achigã	0,047	0,187
2002	9	32,37	5799	Carpa; Barbo; Pimpão; Boga; Perca-sol	0,945	0,097
2003	5	45,79	2230	Carpa; Barbo; Boga; Perca-sol; Achigã	0,432	0,135
2004	6	28,83	3056	Carpa; Pimpão; Barbo; Boga	0,305	0,126
2005	13	28,71	5016	Carpa; Barbo; Boga; Perca-sol; Pimpão; Achigã	0,303	0,069
2006	24	21,34	8467	Carpa; Pimpão; Barbo; Boga; Perca-sol; Achigã	0,132	0,046
2007	24	19,57	11897	Carpa; Pimpão; Barbo; Boga; Achigã; Perca-sol; Alburno	0,152	0,063
2008	29	21,06	9957	Carpa; Alburno; Pimpão; Barbo; Perca-sol; Achigã	0,133	0,040
2009	14	21,93	5596	Carpa; Alburno; Pimpão; Barbo; Perca-sol; Achigã	0,683	0,084

^(*) Nota: EP (cana/hora); Biomassa capturada (kg); NPUE (n.º capturas/cana/hora); BPUE (Kg/cana/hora)

Gráfico 3.1. BPUE (Kg/cana/hora) registadas na albufeira do Maranhão, por espécie e total, no período de 2001 a 2009



Durante o ano de 2009 foi realizada uma campanha para estimar a biomassa total existente na albufeira do Maranhão, recorrendo ao método de eco-sondagem. Os valores preliminares desse estudo estimam que a biomassa total seja cerca de **173 ton** (informação apresentada por Franco *et al*, no XV Congress of the Iberian Association of Limnology, realizado nos Açores, em 5-7 Julho 2010). Comparando a média anual de biomassa capturada nas provas de pesca desportiva realizadas entre 2007 e 2009, igual a **9117 kg**, com os valores estimados através do método de eco-sondagem, verifica-se que a biomassa capturada, em média, nas provas de pesca corresponde apenas a cerca de **5%** (Tabela 3.2). Dado que, actualmente, considera-se um valor mínimo de remoção de biomassa de 75%, ou mais, a utilização da pesca desportiva como única forma de biomanipulação na albufeira do Maranhão é claramente insuficiente para o sucesso desta técnica. Contudo, o pequeno contributo da pesca desportiva não deve ser negligenciado pois, tal como referido anteriormente, através desta actividade recreativa pode realizar-se um controle das populações piscícolas, e conseqüente gestão das comunidades aquáticas naturais, bem como uma “manipulação” do sistema relativamente a *inputs* e *outputs* de nutrientes (fósforo e azoto) resultantes desta prática desportiva.

Tabela 3.2. Valores de biomassa total estimada, capturada em provas de pesca desportiva e percentagens

	Total	Carpa	Alburno	Restantes
Biomassa determinada por Eco-sondagem (ton)	173	112	26	35
Biomassa capturada nas provas de pesca (média dos 3 últimos anos) (ton)	9	7	0,6	1,4
% de biomassa capturada nas provas de pesca	5,2	6,2	2,3	4
Biomassa correspondente a 75% da biomassa total estimada (ton)			130	

Na Tabela 7.3 apresentam-se os 16 possíveis cenários de biomanipulação explorados, contemplando manipulações ao nível da biomassa capturada nas provas de pesca desportiva realizadas na albufeira do Maranhão (**B1**, **B2**, **B3** e **B4**), através da devolução e/ou sacrifício de determinadas espécies e/ou exemplares com determinadas dimensões (*outputs* de **N** e **P**), bem como ao nível das quantidades de engodo utilizado pelos pescadores desportivos nessas provas (**E1**, **E2**, **E3** e **E4**) e conseqüentes entradas de nutrientes (*inputs* de **N** e **P**), no período de 2001 a 2009. Assim, as condições que dizem respeito às possíveis manipulações da biomassa capturada são as seguintes:

- B1** – Toda a biomassa capturada é devolvida à massa de água;
- B2** – Devolução à massa de água de barbos, bogas e carpas >35 cm;
- B3** – Devolução à massa de água de barbos e bogas;
- B4** – Toda a biomassa é sacrificada.

Relativamente às quantidades de engodo utilizadas nas provas de pesca, as condições são as seguintes:

- E1** – Uso de 10 kg de engodo por pescador;
E2 – Uso de 5 kg de engodo por pescador;
E3 – Uso de 3 kg de engodo por pescador;
E4 – Uso de 1,5 kg de engodo por pescador.

Tabela 3.3. Cenários de biomanipulação que serão explorados, tendo em conta a manipulação da biomassa capturada nas provas de pesca desportiva e as quantidades de engodo utilizadas, no período de 2001 a 2009

Manipulação da biomassa	Quantidade de engodo/pescador			
	E1	E2	E3	E4
B1	B1E1	B1 E2	B1 E3	B1 E4
B2	B2 E1	B2 E2	B2 E3	B2 E4
B3	B3 E1	B3 E2	B3 E3	B3 E4
B4	B4 E1	B4 E2	B4 E3	B4 E4

Actualmente, o cenário que ocorre nas provas de pesca desportiva realizadas nesta albufeira é caracterizado pela utilização em média de até 5 kg de engodo com a devolução à massa de água de toda a biomassa capturada (B1E2), verificando-se portanto somente *inputs* de N e P resultantes do uso de engodo.

Para a determinação dos *inputs* relativos ao uso do engodo nos diferentes cenários utilizaram-se os valores máximo e mínimo de fósforo e azoto, determinados anteriormente nas análises químicas realizadas às 10 amostras de farinhas (Amorim, Barbosa, Calado, Kaptura, Sensas – 3000 Barbeux, Sensas – Carpas Natura, Sorraia, Timar, Van den Eynde – Expo e Van den Eynde – Carp) e apresentados na Tabela 2.3 do Capítulo 2. Portanto, para efeito de cálculos, consideraram-se os maiores teores de P_{Total} e N_{Total} presentes no engodo *Sensas – 3000 Barbeux*, seguidamente referido como **Engodo(+)**, e os menores teores de P_{Total} e N_{Total} do engodo *Sensas – Carpas Natura*, denominado de **Engodo(-)**, para desta forma evidenciar as diferenças que poderão decorrer da utilização de engodos com menores teores em N_{Total} e P_{Total} (Tabela 3.4). Para calcular os *outputs* de N e P respeitantes à manipulação da biomassa capturada, foram realizadas análises químicas, pelo Laboratório do Instituto de Investigação das Pescas e do Mar (IPIMAR), às 5 espécies de peixes mais capturadas pelos pescadores desportivos (carpa, alburno, pimpão, barbo e perca-sol) para os parâmetros N_{Total} (método Dumas) e P_{Total} (absorção molecular). Os resultados obtidos estão compilados na Tabela 3.5. Todos os cálculos de *inputs* e *outputs* tiveram como base a informação patente nos Mapas Estatísticos da Prova de Pesca Desportiva sobre o número de pescadores desportivos que participaram nas provas realizadas e as quantidades capturadas por espécie, no período de 2001 a 2009.

Tabela 3.4. Valores de P_{Total} e N_{Total} (g/kg) presentes nos engodos Engodo(+) (*Sensas – 3000 Barbeux*) e no Engodo(-) (*Sensas – Carpas Natura*)

	Engodo(+)	Engodo(-)
Fósforo (g/kg)	6,3	1,5
Azoto (g/kg)	31	12
	Sensas – 3000 Barbeux	Sensas – Carpas Natura

Tabela 3.5. Valores de P_{Total} e N_{Total} (g/kg) presentes nas 5 espécies de peixes mais capturadas pelos pescadores desportivos

	Fósforo (g/kg)	Azoto (g/kg)
Alburno	2,9	30
Barbo	2,2	30
Carpa	2,2	27
Perca-Sol	2,4	26
Pimpão	2,0	26

Seguidamente apresentam-se os resultados obtidos nos cenários de biomanipulação propostos.

= Cenários B1E1; B1E2; B1E3 e B1E4 = Devolução de toda a biomassa capturada

Nestes 4 cenários considerou-se que toda a biomassa capturada nas provas de pesca desportiva realizadas foi devolvida à massa de água, não se gerando portanto *outputs* relacionados com o sacrifício de toda ou de parte dessa biomassa. Relativamente aos *inputs*, de massa e de N e P, originados pela utilização de engodo nessas provas, verificaram-se os valores apresentados na Tabela 3.6 e Gráfico 3.2, quanto aos kg de engodo introduzidos na massa de água tendo em conta as condições estabelecidas, e na Tabela 3.7 e Tabela 3.8, *inputs* de P e N utilizando Engodo(+) (maior teor de N_{Total} e P_{Total}) e Engodo(-) (menor teor de N_{Total} e P_{Total}) respectivamente.

Tabela 3.6. Quantidades de engodo utilizado nas condições E1, E2, E3 e E4, no período de 2001 a 2009

Ano	Engodo utilizado (kg)			
	E1	E2	E3	E4
2001	6810	3405	2043	1021,5
2002	13920	6960	4176	2088
2003	8700	4350	2610	1305
2004	8360	4180	2508	1254
2005	14440	7220	4332	2166
2006	19850	9925	5955	2977,5
2007	19180	9590	5754	2877
2008	22810	11405	6843	3421,5
2009	12060	6030	3618	1809

Gráfico 3.2. Quantidades de engodo utilizado anualmente nas provas de pesca desportiva, considerando as condições E1, E2, E3 e E4, no período de 2001 a 2009

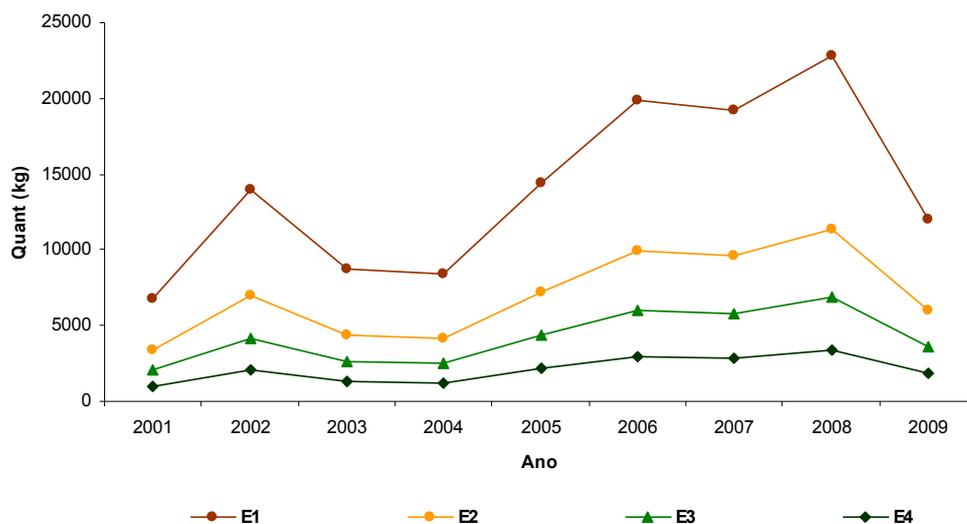


Tabela 3.7. Inputs de P e N (kg) originados pela utilização de Engodo(+), tendo em conta as condições E1, E2, E3 e E4, no período de 2001 a 2009

Ano	Engodo(+) utilizado (kg)							
	E1 input de P	E1 input de N	E2 input de P	E2 input de N	E3 input de P	E3 input de N	E4 input de P	E4 input de N
2001	42,903	211,110	21,452	105,555	12,871	63,333	6,435	31,667
2002	87,696	431,520	43,848	215,760	26,309	129,456	13,154	64,728
2003	54,810	269,700	27,405	134,850	16,443	80,910	8,222	40,455
2004	52,668	259,160	26,334	129,580	15,800	77,748	7,900	38,874
2005	90,972	447,640	45,486	223,820	27,292	134,292	13,646	67,146
2006	125,055	615,350	62,528	307,675	37,517	184,605	18,758	92,303
2007	120,834	594,580	60,417	297,290	36,250	178,374	18,125	89,187
2008	143,703	707,110	71,852	353,555	43,111	212,133	21,555	106,067
2009	75,978	373,860	37,989	186,930	22,793	112,158	11,397	56,079

Tabela 3.8. Inputs de P e N (kg) originados pela utilização de Engodo(-), tendo em conta as condições E1, E2, E3 e E4, no período de 2001 a 2009

Ano	Engodo(-) utilizado (kg)							
	E1 input de P	E1 input de N	E2 input de P	E2 input de N	E3 input de P	E3 input de N	E4 input de P	E4 input de N
2001	10,215	81,720	5,108	40,860	3,065	24,516	1,532	12,258
2002	20,880	167,040	10,440	83,520	6,264	50,112	3,132	25,056
2003	13,050	104,400	6,525	52,200	3,915	31,320	1,958	15,660
2004	12,540	100,320	6,270	50,160	3,762	30,096	1,881	15,048
2005	21,660	173,280	10,830	86,640	6,498	51,984	3,249	25,992
2006	29,775	238,200	14,888	119,100	8,933	71,460	4,466	35,730
2007	28,770	230,160	14,385	115,080	8,631	69,048	4,316	34,524
2008	34,215	273,720	17,108	136,860	10,265	82,116	5,132	41,058
2009	18,090	144,720	9,045	72,360	5,427	43,416	2,714	21,708

= Cenários B2E1 = Devolução de barbos, bogas e carpas >35 cm + 10 kg engodo

Neste cenário, para a determinação dos *outputs* de P e N, relacionados com a quantidade de biomassa que é pescada e sacrificada, considerou-se que do total da biomassa que foi capturada, por ano e por espécie, ocorreu a devolução à massa de água da biomassa relativa a barbos, bogas e carpas com dimensão igual ou superior a 35 cm, considerando para tal que os espécimes de carpas com estas dimensões representam cerca de 15% da biomassa total de carpas (valor inferido através dos resultados obtidos pela eco-sondagem), sacrificando-se a restante biomassa de carpas e das outras espécies.

Para os cálculos relativos aos *inputs* de P e N considerou-se um gasto de 10 kg de engodo por pescador que participou nas provas de pesca desportiva realizadas, que corresponde aproximadamente à quantidade máxima permitida pelo regulamento de provas de pesca da FPPD.

Assim os valores de *inputs* e *outputs* determinados para este cenário, para os anos de 2001 a 2009, estão compilados na Tabela 3.9 e representados graficamente no Gráfico 3.3, relativo aos kg de engodo utilizado e biomassa sacrificada, Gráfico 3.4, *inputs* de P e N do Engodo(+) e *outputs* de P e N da biomassa sacrificada, e Gráfico 3.5, com os *inputs* de P e N do Engodo(-) e *outputs* de P e N da biomassa sacrificada. Analisando os resultados obtidos verifica-se que os valores relacionados com os *inputs* do engodo são maioritariamente superiores aos *outputs* da biomassa sacrificada, denotando-se no caso dos *inputs* do Engodo(-) uma menor diferença de valores.

Tabela 3.9. Quantidades de engodo utilizado por ano (considerando o valor máximo estabelecido de 10 kg de engodo/pescador), biomassa sacrificada (com devolução à massa de água de barbos, bogas e carpas >35 cm) e respectivos *inputs* e *outputs* de N e P, no período de 2001 a 2009

Ano	Engodo utilizado (kg)				Biomassa sacrificada (kg)			
	Qt utilizada	Engodo(+) input de P	Engodo(+) input de N	Engodo(-) input de P	Engodo(-) input de N	Qt sacrificada	Peixe output de P	Peixe output de N
2001	6810	42,903	211,110	10,215	81,720	1653,825	3,639	44,652
2002	13920	87,696	431,520	20,880	167,040	4810,255	10,583	128,993
2003	8700	54,810	269,700	13,050	104,400	1805,894	3,978	48,733
2004	8360	52,668	259,160	12,540	100,320	2607,794	5,624	59,523
2005	14440	90,972	447,640	21,660	173,280	3793,573	8,319	102,043
2006	19850	125,055	615,350	29,775	238,200	6619,731	14,560	215,618
2007	19180	120,834	594,580	28,770	230,160	9790,123	21,270	238,947
2008	22810	143,703	707,110	34,215	273,720	8268,332	18,321	212,075
2009	12060	75,978	373,860	18,090	144,720	4775,881	11,470	126,694

Gráfico 3.3. Quantidade de engodo utilizada (considerando o valor máximo estabelecido de 10 kg de engodo/pescador) e biomassa sacrificada (com devolução à massa de água de barbos, bogas e carpas >35 cm), no período de 2001 a 2009 (kg)

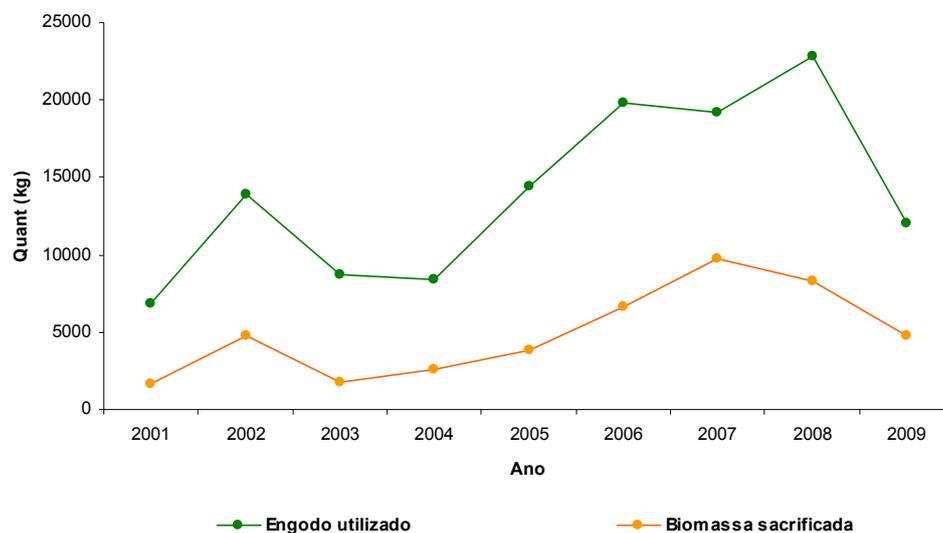


Gráfico 3.4. Inputs e outputs de N e P relacionados com o uso de Engodo(+) (considerando o valor máximo estabelecido de 10 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de parte da biomassa capturada (com devolução à massa de água de barbos, bogas e carpas >35 cm), no período de 2001 a 2009 (kg)

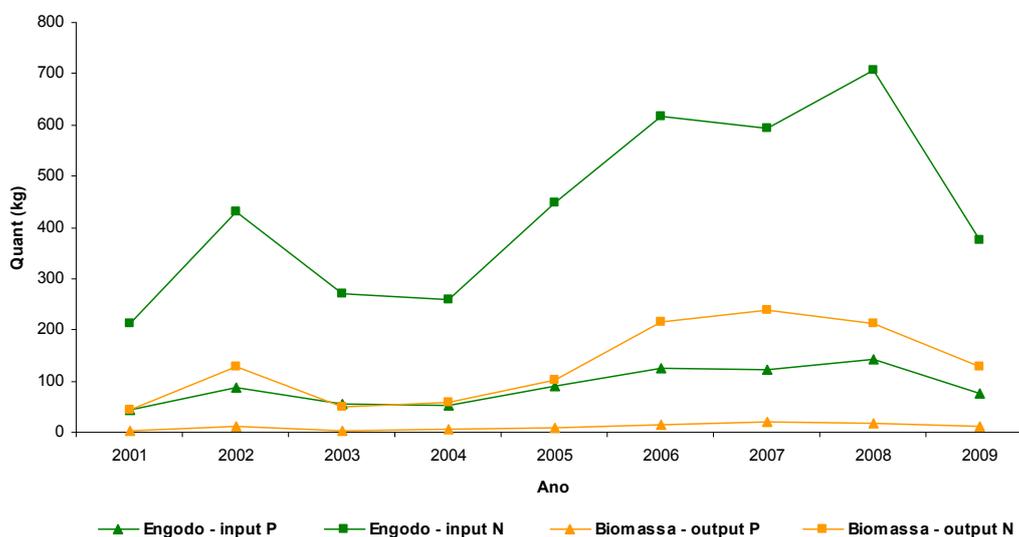
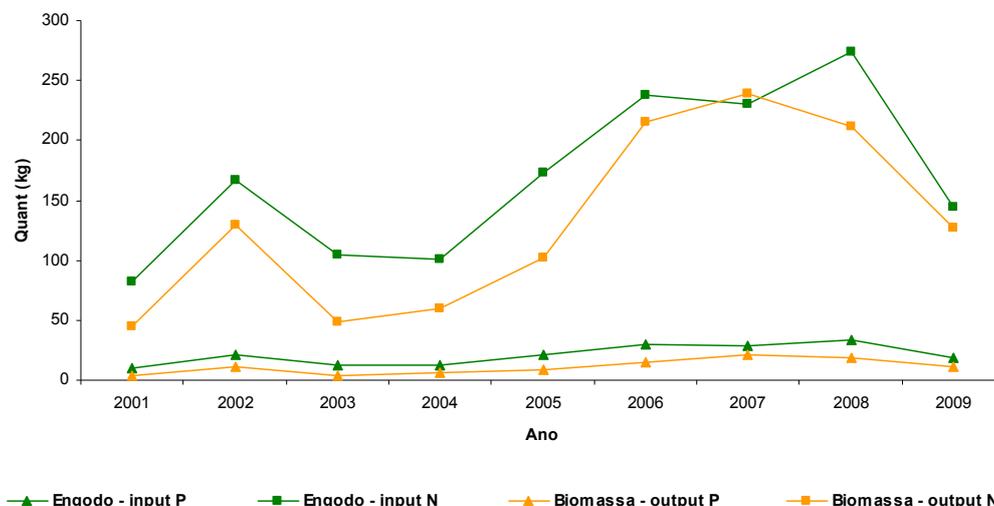


Gráfico 3.5. *Inputs* e *outputs* de N e P relacionados com o uso de Engodo(-) (considerando o valor máximo estabelecido de 10 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de parte da biomassa capturada (com devolução à massa de água de barbos, bogas e carpas >35 cm), no período de 2001 a 2009 (kg)



= Cenários B2E2 = Devolução de barbos, bogas e carpas >35 cm + 5 kg engodo

Neste cenário, as condições relativas à quantidade de biomassa que é sacrificada, e consequentes valores de *outputs* de P e N, são iguais ao cenário anterior. Para os cálculos relativos aos *inputs* de P e N, considerou-se que cada pescador que participou nas provas de pesca desportiva realizadas gastou 5 kg de engodo, valor que corresponde à quantidade utilizada em média pelos pescadores desportivos nestes eventos.

Os valores obtidos de *inputs* e *outputs*, para os anos de 2001 a 2009, estão compilados na Tabela 3.10 e representados graficamente no Gráfico 3.6, relativo aos kg de engodo utilizado e biomassa sacrificada, Gráfico 3.7, *inputs* de P e N do Engodo(+) e *outputs* de P e N da biomassa sacrificada, e Gráfico 3.8, com os *inputs* de P e N do Engodo(-) e *outputs* de P e N da biomassa sacrificada.

Analisando o Gráfico 3.6 verifica-se que em 2007 a quantidade de biomassa sacrificada (kg) foi ligeiramente superior à quantidade de engodo introduzida na massa de água. No que toca aos valores de P e N, considerando o uso Engodo(+) (Gráfico 3.7) denota-se, comparativamente com o cenário anterior, apenas uma menor diferença entre os *inputs* do engodo e os *outputs* da biomassa sacrificada. No entanto, com a utilização de Engodo(-) (Gráfico 3.8) a diferença entre *inputs* e *outputs* de P é, praticamente, inexistente e, no caso do N, verificam-se valores mais elevados de *outputs*.

Tabela 3.10. Quantidades de engodo utilizado por ano (considerando o valor médio de 5 kg de engodo/pescador), biomassa sacrificada (com devolução à massa de água de barbos, bogas e carpas >35 cm) e respectivos *inputs* e *outputs* de N e P, no período de 2001 a 2009

Ano	Engodo utilizado (kg)				Biomassa sacrificada (kg)			
	Qt utilizada	Engodo(+) input de P	Engodo(+) input de N	Engodo(-) input de P	Engodo(-) input de N	Qt sacrificada	Peixe output de P	Peixe output de N
2001	3405	21,452	105,555	5,108	40,860	1653,825	3,639	44,652
2002	6960	43,848	215,760	10,440	83,520	4810,255	10,583	128,993
2003	4350	27,405	134,850	6,525	52,200	1805,894	3,978	48,733
2004	4180	26,334	129,580	6,270	50,160	2607,794	5,624	59,523
2005	7220	45,486	223,820	10,830	86,640	3793,573	8,319	102,043
2006	9925	62,528	307,675	14,888	119,100	6619,731	14,560	215,618
2007	9590	60,417	297,290	14,385	115,080	9790,123	21,270	238,947
2008	11405	71,852	353,555	17,108	136,860	8268,332	18,321	212,075
2009	6030	37,989	186,930	9,045	72,360	4775,881	11,470	126,694

Gráfico 3.6. Quantidade de engodo utilizado (considerando o valor médio de 5 kg de engodo/pescador) e biomassa sacrificada (com devolução à massa de água de barbos, bogas e carpas >35 cm), no período de 2001 a 2009 (kg)

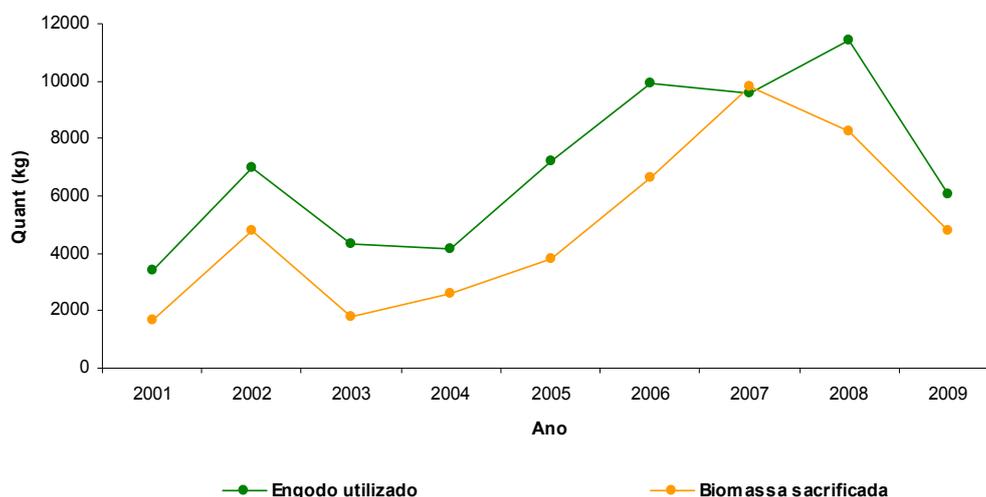


Gráfico 3.7. *Inputs* e *outputs* de N e P relacionados com o uso de Engodo(+) (considerando o valor médio de 5 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de parte da biomassa capturada (com devolução à massa de água de barbos, bogas e carpas >35 cm), no período de 2001 a 2009 (kg)

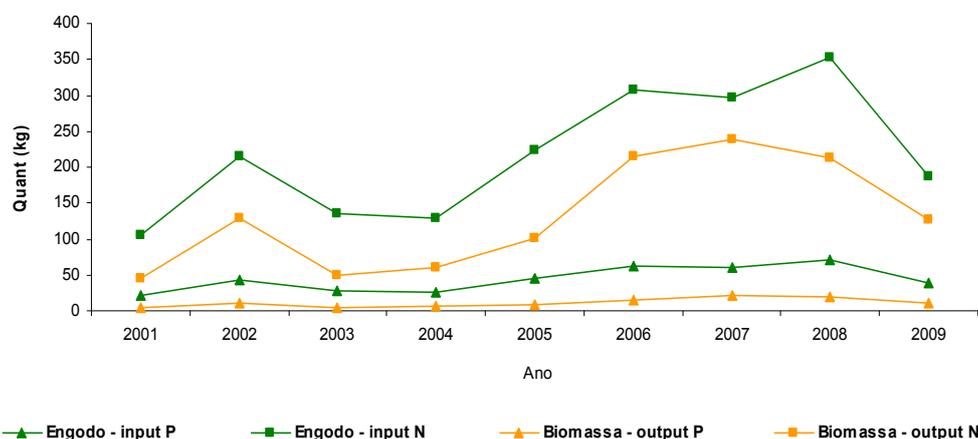
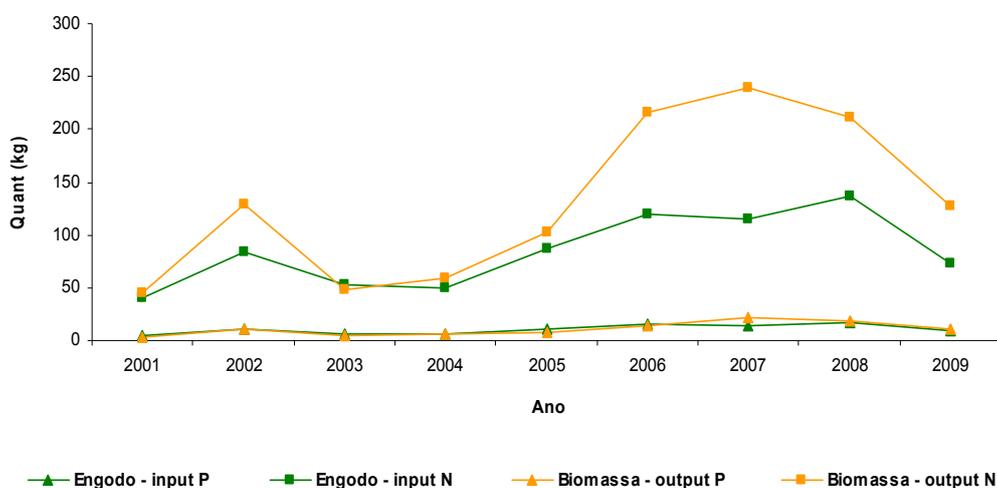


Gráfico 3.8. *Inputs e outputs de N e P relacionados com o uso de Engodo(-) (considerando o valor médio de 5 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de parte da biomassa capturada (com devolução à massa de água de barbos, bogas e carpas >35 cm), no período de 2001 a 2009 (kg)*



= Cenários B2E3 = Devolução de barbos, bogas e carpas >35 cm + 3 kg engodo

No cenário B2E3, as condições relativas à quantidade de biomassa que é sacrificada, e consequentes valores de *outputs* de P e N, são iguais ao cenário anterior. Para os cálculos relativos ao engodo, considerou-se que cada pescador que participou nas provas de pesca desportiva realizadas gastou 3 kg de engodo, quantidade que foi estabelecida como máxima no período de 2006 a 2008.

Na Tabela 3.11 apresentam-se os valores de *inputs* e *outputs* calculados para este cenário, no período de 2001 a 2009. No Gráfico 3.9 estão representados os kg de engodo utilizado e a biomassa sacrificada, e os Gráficos 3.10 e 3.11 dizem respeito aos *inputs* e *outputs* de P e N considerando o uso de Engodo(+) ou Engodo(-), respectivamente.

Nestas condições, principalmente a partir de 2006, verifica-se uma saída de biomassa superior à quantidade de engodo utilizado (Gráfico 3.9). Consequentemente, os valores de *outputs* e *inputs* de P para o Engodo(+) (Gráfico 3.10) ficaram mais próximos, e para o Engodo(-) (Gráfico 3.11) os *outputs* de P excedem ligeiramente os *inputs*. Em relação ao N, nos cálculos com Engodo(-) as saídas através da biomassa sacrificada são nitidamente superiores aos *inputs*, principalmente em 2006, 2007 e 2008, anos em que se verificam igualmente *outputs* de N maiores que os *inputs* para o Engodo(+).

Tabela 3.11. Quantidades de engodo utilizado por ano (considerando o valor de 3 kg de engodo/pescador), biomassa sacrificada (com devolução à massa de água de Barbos, Bogas e Carpas >35 cm) e respectivos *inputs* e *outputs* de N e P, no período de 2001 a 2009

Ano	Engodo utilizado (kg)				Biomassa sacrificada (kg)			
	Qt utilizada	Engodo(+) input de P	Engodo(+) input de N	Engodo(-) input de P	Engodo(-) input de N	Qt sacrificada	Peixe output de P	Peixe output de N
2001	2043	12,871	63,333	3,065	24,516	1653,825	3,639	44,652
2002	4176	26,309	129,456	6,264	50,112	4810,255	10,583	128,993
2003	2610	16,443	80,910	3,915	31,320	1805,894	3,978	48,733
2004	2508	15,800	77,748	3,762	30,096	2607,794	5,624	59,523
2005	4332	27,292	134,292	6,498	51,984	3793,573	8,319	102,043
2006	5955	37,517	184,605	8,933	71,460	6619,731	14,560	215,618
2007	5754	36,250	178,374	8,631	69,048	9790,123	21,270	238,947
2008	6843	43,111	212,133	10,265	82,116	8268,332	18,321	212,075
2009	3618	22,793	112,158	5,427	43,416	4775,881	11,470	126,694

Gráfico 3.9. Quantidade de engodo utilizada (considerando o valor de 3 kg de engodo/pescador) e biomassa sacrificada (com devolução à massa de água de barbos, bogas e carpas >35 cm), no período de 2001 a 2009 (kg)

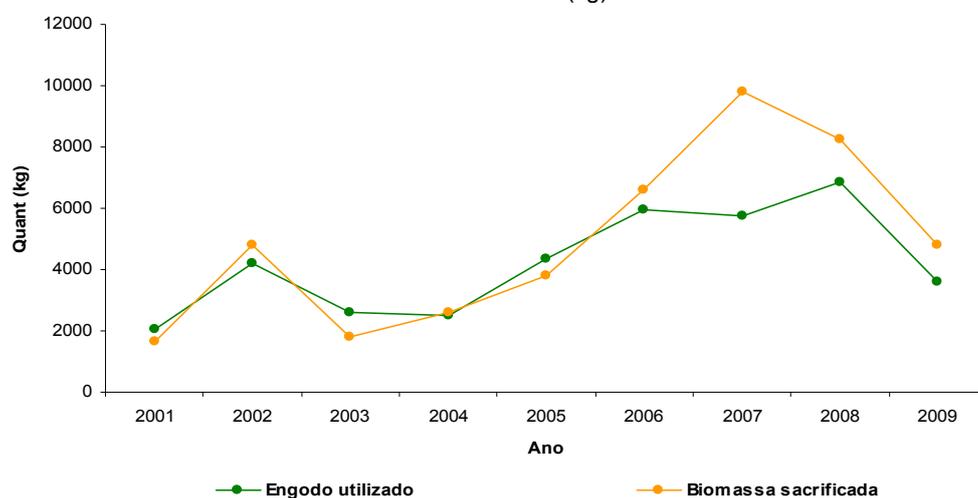


Gráfico 3.10. *Inputs* e *outputs* de N e P relacionados com o uso de Engodo(+) (considerando o valor de 3 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de parte da biomassa capturada (com devolução à massa de água de barbos, bogas e carpas >35 cm), no período de 2001 a 2009 (kg)

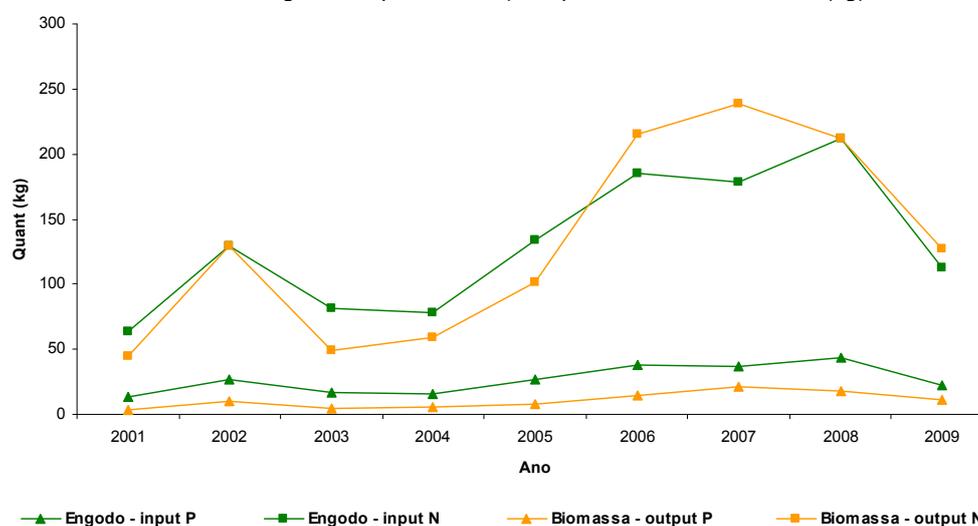
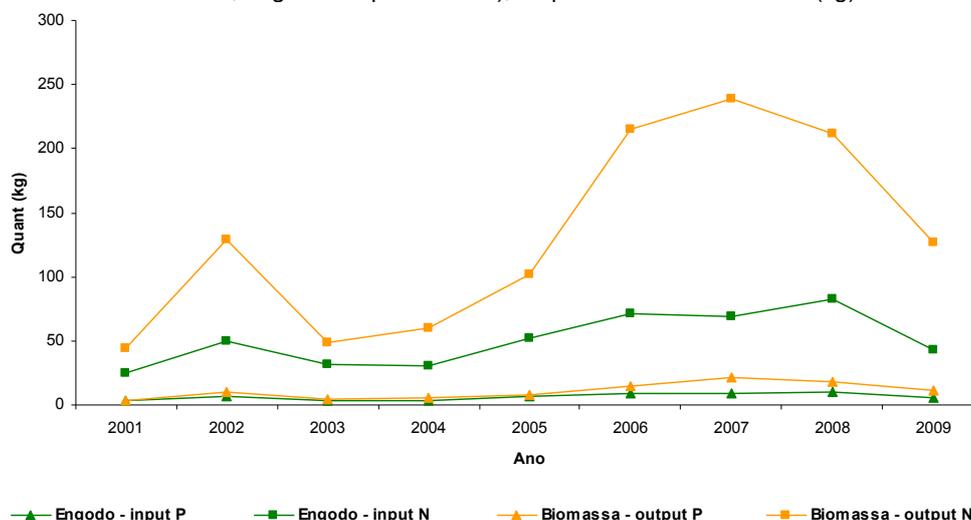


Gráfico 3.11. *Inputs e outputs de N e P relacionados com o uso de Engodo(-) (considerando o valor de 3 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de parte da biomassa capturada (com devolução à massa de água de barbos, bogas e carpas >35 cm), no período de 2001 a 2009 (kg)*



= Cenários B2E4 = Devolução de barbos, bogas e carpas >35 cm + 1,5 kg engodo

Em B2E4, os *outputs* de P e N relativos à biomassa sacrificada são iguais aos dos anteriores cenários B2E1 a B2E3. Os *inputs* de P e N foram calculados considerando que cada pescador desportivo que participou nas provas de pesca realizadas entre 2001 e 2009 gastou apenas 1,5 kg de engodo, quantidade máxima estipulada para este estudo.

Na Tabela 3.12 estão compilados os valores de *inputs* e *outputs* registados neste cenário, e são representados no Gráfico 3.12, as quantidade de engodo utilizado e a biomassa sacrificada, e nos Gráficos 3.13 e 3.14, os *inputs* e *outputs* de P e N considerando o uso de Engodo(+) ou Engodo(-), respectivamente.

Neste cenário verifica-se que a biomassa sacrificada (kg) excede a quantidade de engodo que é introduzido na massa de água, em todos os anos do estudo (Gráfico 3.12). Quanto aos parâmetros P e N, os *outputs* de N resultantes da biomassa sacrificada excedem os valores de *inputs*, tanto para o Engodo(+) como para o Engodo(-), e no caso do P os valores de *outputs* e *inputs* para o Engodo(+) apresentam diferenças pouco significativas (Gráfico 3.13) e para o Engodo(-) (Gráfico 3.14) os *outputs* de P são superiores aos *inputs*.

Tabela 3.12. Quantidades de engodo utilizado por ano (considerando o valor de 1,5 kg de engodo/pescador), biomassa sacrificada (com devolução à massa de água de barbos, bogas e carpas >35 cm) e respectivos *inputs* e *outputs* de N e P, no período de 2001 a 2009

Ano	Engodo utilizado (kg)				Biomassa sacrificada (kg)			
	Qt utilizada	Engodo(+) input de P	Engodo(+) input de N	Engodo(-) input de P	Engodo(-) input de N	Qt sacrificada	Peixe output de P	Peixe output de N
2001	1021,5	6,435	31,667	1,532	12,258	1653,825	3,639	44,652
2002	2088	13,154	64,728	3,132	25,056	4810,255	10,583	128,993
2003	1305	8,222	40,455	1,958	15,660	1805,894	3,978	48,733
2004	1254	7,900	38,874	1,881	15,048	2607,794	5,624	59,523
2005	2166	13,646	67,146	3,249	25,992	3793,573	8,319	102,043
2006	2977,5	18,758	92,303	4,466	35,730	6619,731	14,560	215,618
2007	2877	18,125	89,187	4,316	34,524	9790,123	21,270	238,947
2008	3421,5	21,555	106,067	5,132	41,058	8268,332	18,321	212,075
2009	1809	11,397	56,079	2,714	21,708	4775,881	11,470	126,694

Gráfico 3.12. Quantidade de engodo utilizada (considerando o valor de 1,5 kg de engodo/pescador) e biomassa sacrificada (com devolução à massa de água de barbos, bogas e carpas >35 cm), no período de 2001 a 2009 (kg)

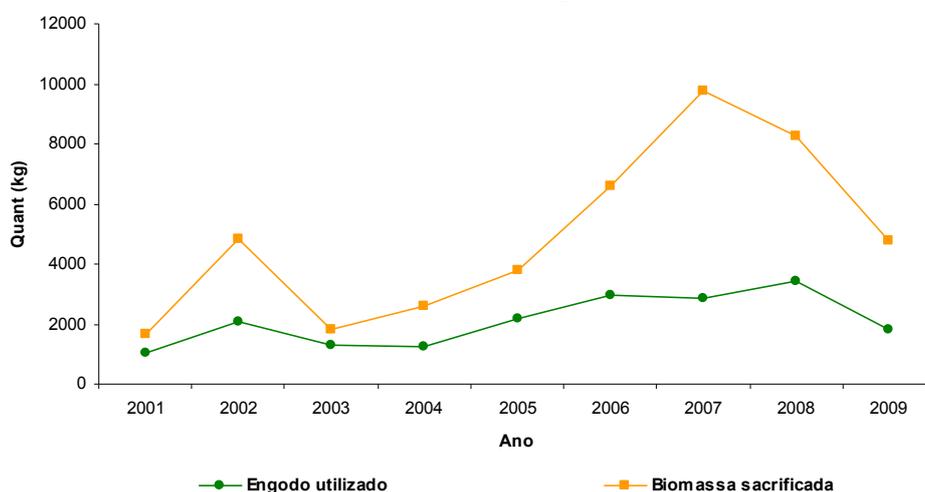


Gráfico 3.13. Inputs e outputs de N e P relacionados com o uso de Engodo(+) (considerando o valor de 1,5 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de parte da biomassa capturada (com devolução à massa de água de barbos, bogas e carpas >35 cm), no período de 2001 a 2009 (kg)

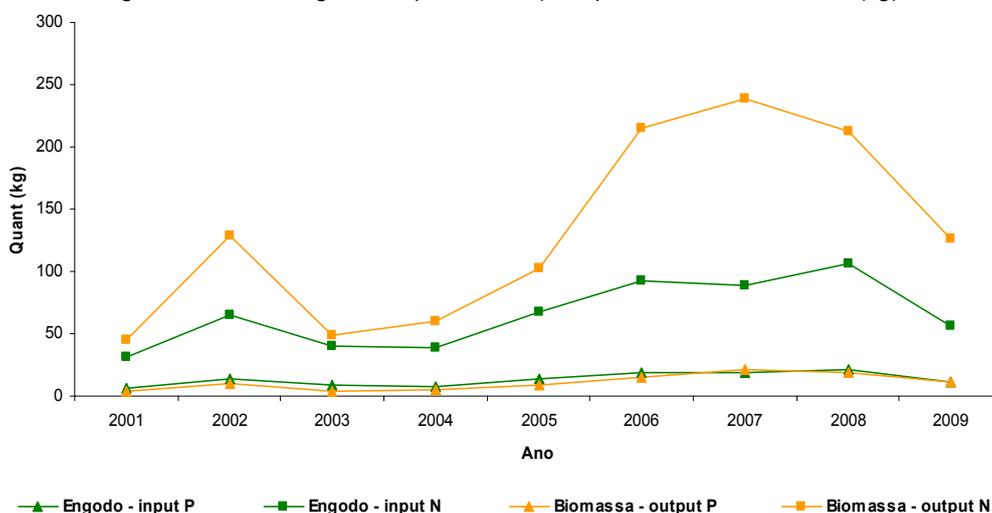
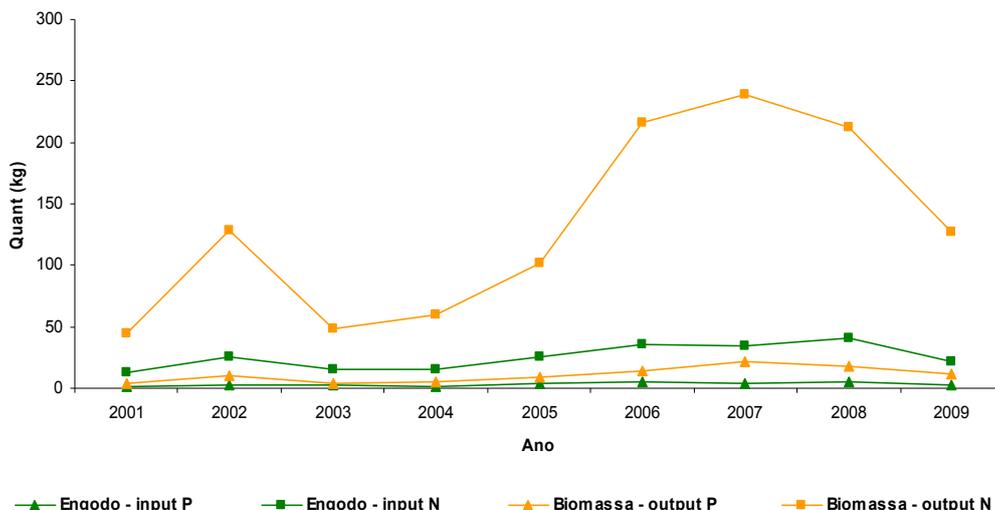


Gráfico 3.14. *Inputs e outputs de N e P relacionados com o uso de Engodo(-) (considerando o valor de 1,5 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de parte da biomassa capturada (com devolução à massa de água de barbos, bogas e carpas >35 cm), no período de 2001 a 2009 (kg)*



= Cenários B3E1 = Devolução de barbos e bogas + 10 kg engodo

Neste cenário, para a determinação dos *outputs* de P e N, relacionados com a quantidade de biomassa que é pescada e sacrificada, considerou-se que do total da biomassa que foi capturada, por ano e por espécie, ocorreu apenas a devolução à massa de água de barbos e bogas, sacrificando-se a restante biomassa. Para os cálculos relativos aos *inputs* de P e N considerou-se um gasto de 10 kg de engodo por pescador que participou nas provas de pesca desportiva realizadas.

Os valores de *inputs* e *outputs* obtidos para este cenário estão compilados na Tabela 3.13, e representados no Gráfico 3.15, relativo aos kg de engodo utilizado e biomassa sacrificada, no Gráfico 3.16, dos *inputs* de P e N do Engodo(+) e *outputs* de P e N da biomassa sacrificada, e no Gráfico 3.17, com os *inputs* de P e N do Engodo(-) e *outputs* de P e N da biomassa sacrificada.

Analisando os gráficos, verifica-se que a quantidade de engodo introduzido na massa de água é superior à biomassa sacrificada (Gráfico 3.15) e os valores relacionados com os *inputs* do Engodo(+) são maiores que os *outputs* da biomassa sacrificada (Gráfico 3.16), tanto para o P como para o N. Contudo, no caso do Engodo(-) denota-se uma menor diferença entre valores de *inputs* e *outputs*, ao ponto de em 2007 a saída de N exceder o valor de *input* (Gráfico 3.17).

Tabela 3.13. Quantidades de engodo utilizado por ano (considerando o valor máximo estabelecido de 10 kg de engodo/pescador), biomassa sacrificada (com devolução à massa de água de barbos e bogas) e respectivos *inputs* e *outputs* de N e P, no período de 2001 a 2009

Ano	Engodo utilizado (kg)				Biomassa sacrificada (kg)			
	Qt utilizada	Engodo(+) input de P	Engodo(+) input de N	Engodo(-) input de P	Engodo(-) input de N	Qt sacrificada	Peixe output de P	Peixe output de N
2001	6810	42,903	211,110	10,215	81,720	1945,500	4,280	52,528
2002	13920	87,696	431,520	20,880	167,040	5647,600	12,425	151,601
2003	8700	54,810	269,700	13,050	104,400	2119,983	4,669	57,213
2004	8360	52,668	259,160	12,540	100,320	2967,450	6,415	69,233
2005	14440	90,972	447,640	21,660	173,280	4426,330	9,711	119,127
2006	19850	125,055	615,350	29,775	238,200	7733,470	17,010	245,689
2007	19180	120,834	594,580	28,770	230,160	11209,710	24,393	277,275
2008	22810	143,703	707,110	34,215	273,720	9526,980	21,090	246,059
2009	12060	75,978	373,860	18,090	144,720	5312,626	12,651	141,186

Gráfico 3.15. Quantidade de engodo utilizada (considerando o valor máximo estabelecido de 10 kg de engodo/pescador) e biomassa sacrificada (com devolução à massa de água de barbos e bogas), no período de 2001 a 2009 (kg)

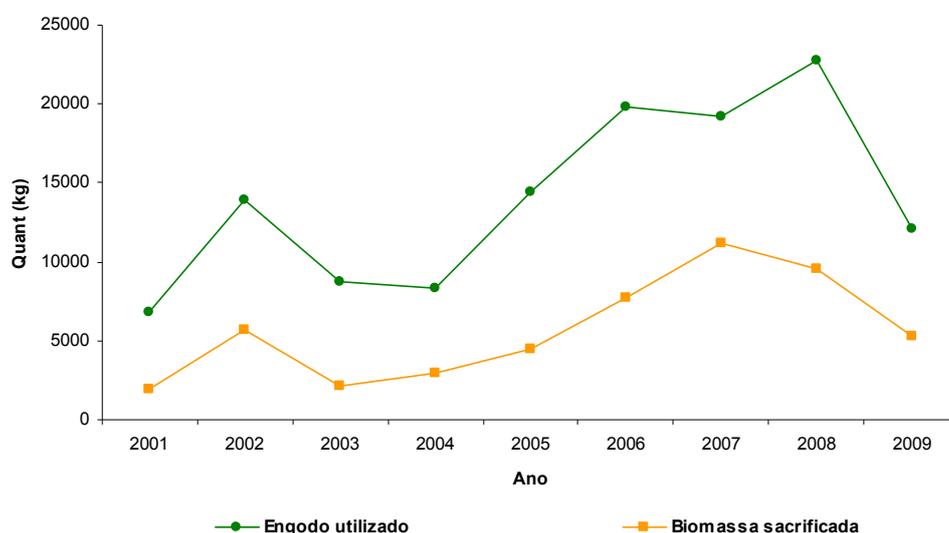


Gráfico 3.16. Inputs e outputs de N e P relacionados com o uso de Engodo(+) (considerando o valor máximo estabelecido de 10 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de parte da biomassa capturada (com devolução à massa de água de barbos e bogas), no período de 2001 a 2009 (kg)

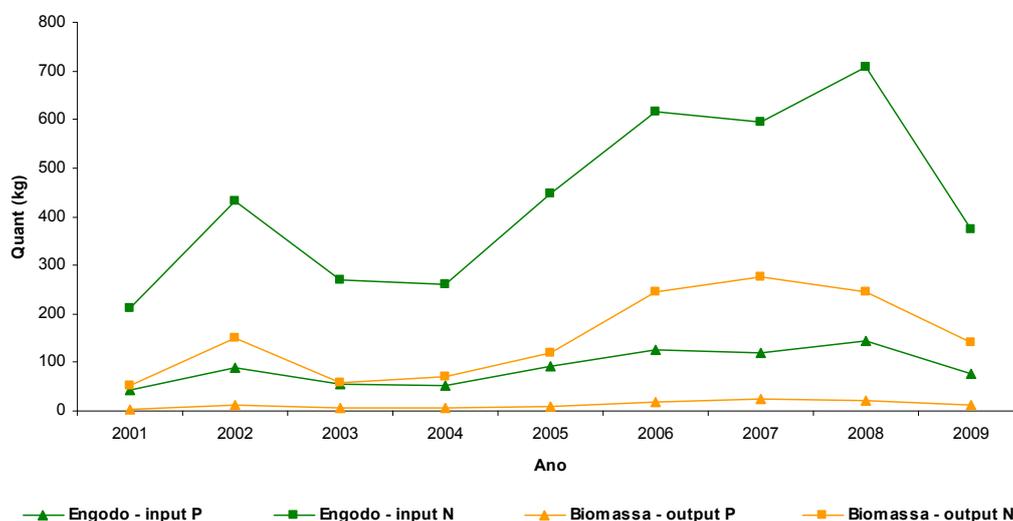
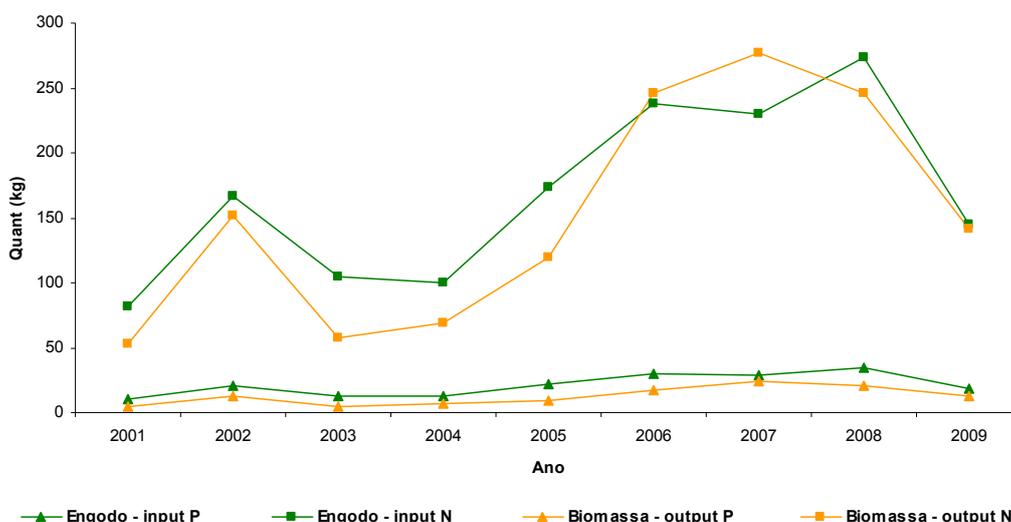


Gráfico 3.17. *Inputs e outputs de N e P relacionados com o uso de Engodo(-) (considerando o valor máximo estabelecido de 10 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de parte da biomassa capturada (com devolução à massa de água de barbos e bogas), no período de 2001 a 2009 (kg)*



= Cenários B3E2 = Devolução de barbos e bogas + 5 kg engodo

Em B3E2, as condições relativas à quantidade de biomassa que é sacrificada, e consequentes valores de *outputs* de P e N, são iguais ao cenário anterior. Os cálculos relativos aos *inputs* de P e N foram realizados considerando uma utilização média de 5 kg de engodo por pescador desportivo que participou nas provas de pesca realizadas.

Os valores obtidos de *inputs* e *outputs*, para os anos de 2001 a 2009, estão compilados na Tabela 3.14 e representados graficamente no Gráfico 3.18, relativo aos kg de engodo utilizado e biomassa sacrificada, Gráfico 3.19, *inputs* de P e N do Engodo(+) e *outputs* de P e N da biomassa sacrificada, e Gráfico 3.20, com os *inputs* de P e N do Engodo(-) e *outputs* de P e N da biomassa sacrificada.

Analisando o Gráfico 3.18 verifica-se que em 2007 a quantidade de biomassa sacrificada (kg) foi superior à quantidade de engodo introduzida na massa de água. No que toca aos valores de P e N, considerando o uso Engodo(+) (Gráfico 3.19) denota-se, comparativamente com o cenário anterior, uma menor diferença entre os *inputs* do engodo e os *outputs* da biomassa sacrificada. No entanto, com a utilização de Engodo(-) (Gráfico 3.20) a diferença entre *inputs* e *outputs* de P é, praticamente, inexistente, registando-se em 2007 a maior saída deste elemento, e para o caso do N, ocorreram valores mais elevados de *outputs*.

Tabela 3.14. Quantidades de engodo utilizado por ano (considerando o valor médio de 5 kg de engodo/pescador), biomassa sacrificada (com devolução à massa de água de barbos e bogas) e respectivos *inputs* e *outputs* de N e P, no período de 2001 a 2009

Ano	Engodo utilizado (kg)				Biomassa sacrificada (kg)			
	Qt utilizada	Engodo(+) input de P	Engodo(+) input de N	Engodo(-) input de P	Engodo(-) input de N	Qt sacrificada	Peixe output de P	Peixe output de N
2001	3405	21,452	105,555	5,108	40,860	1945,500	4,280	52,528
2002	6960	43,848	215,760	10,440	83,520	5647,600	12,425	151,601
2003	4350	27,405	134,850	6,525	52,200	2119,983	4,669	57,213
2004	4180	26,334	129,580	6,270	50,160	2967,450	6,415	69,233
2005	7220	45,486	223,820	10,830	86,640	4426,330	9,711	119,127
2006	9925	62,528	307,675	14,888	119,100	7733,470	17,010	245,689
2007	9590	60,417	297,290	14,385	115,080	11209,710	24,393	277,275
2008	11405	71,852	353,555	17,108	136,860	9526,980	21,090	246,059
2009	6030	37,989	186,930	9,045	72,360	5312,626	12,651	141,186

Gráfico 3.18. Quantidade de engodo utilizada (considerando o valor médio de 5 kg de engodo/pescador) e biomassa sacrificada (devolução à massa de água de barbos e bogas), no período de 2001 a 2009 (kg)

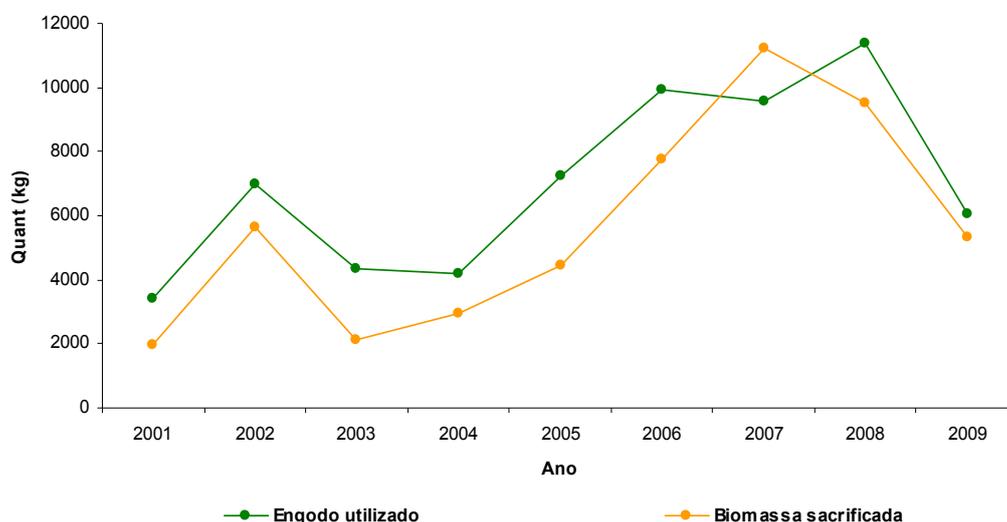


Gráfico 3.19. *Inputs* e *outputs* de N e P relacionados com o uso de Engodo(+) (considerando o valor médio de 5 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de parte da biomassa capturada (com devolução à massa de água de barbos e bogas), no período de 2001 a 2009 (kg)

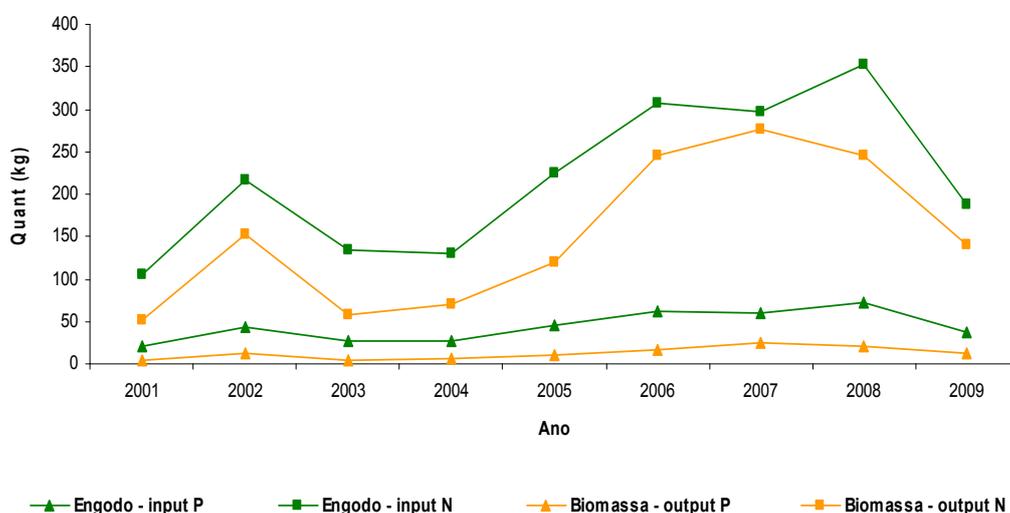
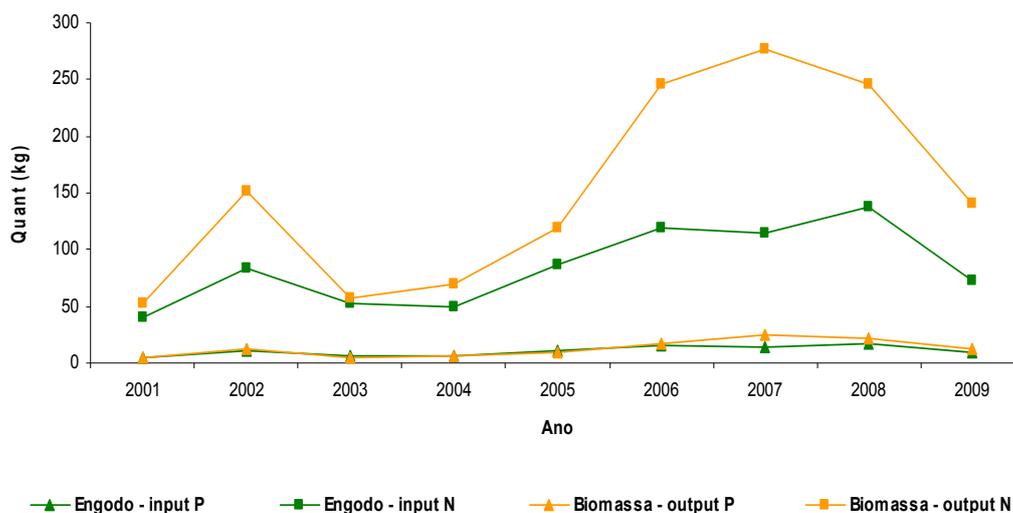


Gráfico 3.20. *Inputs e outputs de N e P relacionados com o uso de Engodo(-) (considerando o valor médio de 5 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de parte da biomassa capturada (com devolução à massa de água de barbos e bogas), no período de 2001 a 2009 (kg)*



= Cenários B3E3 = Devolução de barbos e bogas + 3 kg engodo

No cenário B3E3, as condições relativas à quantidade de biomassa que é sacrificada, e consequentes valores de *outputs* de P e N, são iguais aos cenários B3E1 e B3E2. Para os cálculos relativos ao engodo, considerou-se que cada pescador que participou nas provas de pesca desportiva realizadas gastou 3 kg de engodo.

Na Tabela 3.15 apresentam-se os valores de *inputs* e *outputs* calculados para este cenário, no período de 2001 a 2009. No Gráfico 3.21 estão representados os kg de engodo utilizado e a biomassa sacrificada, e os Gráficos 3.22 e 3.23 dizem respeito aos *inputs* e *outputs* de P e N considerando o uso de Engodo(+) ou Engodo(-), respectivamente.

Nestas condições, principalmente a partir de 2006, verifica-se uma saída de biomassa superior à quantidade de engodo utilizado (Gráfico 3.21). Consequentemente, os valores de *outputs* e *inputs* de P para o Engodo(+) (Gráfico 3.22) ficaram mais próximos, e para o Engodo(-) (Gráfico 3.23) os *outputs* de P são um pouco maiores que os *inputs*. Em relação ao N, nos cálculos com Engodo(-) as saídas através da biomassa sacrificada são nitidamente superiores aos *inputs*, principalmente em 2006, 2007 e 2008, anos em que se verificam igualmente *outputs* de N maiores que os *inputs* para o Engodo(+).

Tabela 3.15. Quantidades de engodo utilizado por ano (considerando o valor de 3 kg de engodo/pescador), biomassa sacrificada (com devolução à massa de água de barbos e bogas) e respectivos *inputs* e *outputs* de N e P, no período de 2001 a 2009

Ano	Engodo utilizado (kg)				Biomassa sacrificada (kg)			
	Qt utilizada	Engodo(+) input de P	Engodo(+) input de N	Engodo(-) input de P	Engodo(-) input de N	Qt sacrificada	Peixe output de P	Peixe output de N
2001	2043	12,871	63,333	3,065	24,516	1945,500	4,280	52,528
2002	4176	26,309	129,456	6,264	50,112	5647,600	12,425	151,601
2003	2610	16,443	80,910	3,915	31,320	2119,983	4,669	57,213
2004	2508	15,800	77,748	3,762	30,096	2967,450	6,415	69,233
2005	4332	27,292	134,292	6,498	51,984	4426,330	9,711	119,127
2006	5955	37,517	184,605	8,933	71,460	7733,470	17,010	245,689
2007	5754	36,250	178,374	8,631	69,048	11209,710	24,393	277,275
2008	6843	43,111	212,133	10,265	82,116	9526,980	21,090	246,059
2009	3618	22,793	112,158	5,427	43,416	5312,626	12,651	141,186

Gráfico 3.21. Quantidade de engodo utilizada (considerando o valor de 3 kg de engodo/pescador) e biomassa sacrificada (devolução à massa de água de barbos e bogas), no período de 2001 a 2009 (kg)

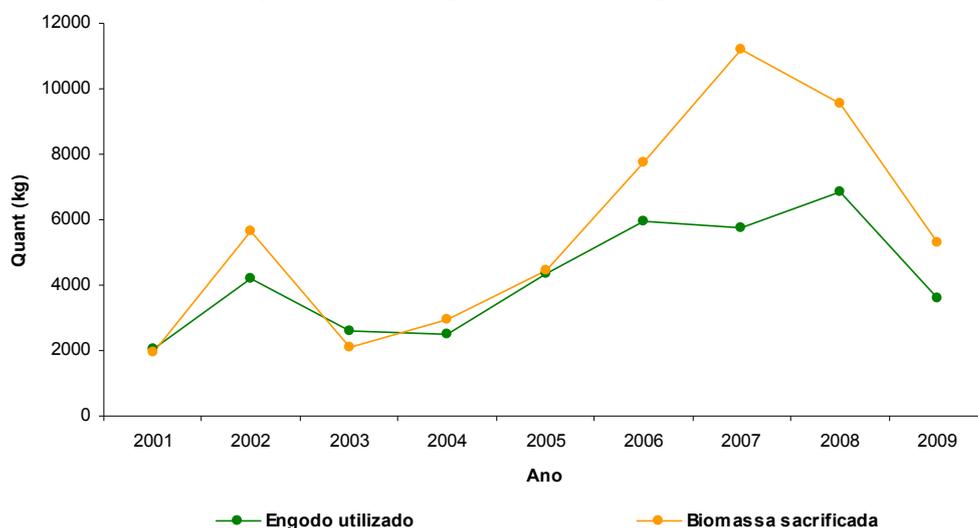


Gráfico 3.22. Inputs e outputs de N e P relacionados com o uso de Engodo(+) (considerando o valor de 3 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de parte da biomassa capturada (com devolução à massa de água de barbos e bogas), no período de 2001 a 2009 (kg)

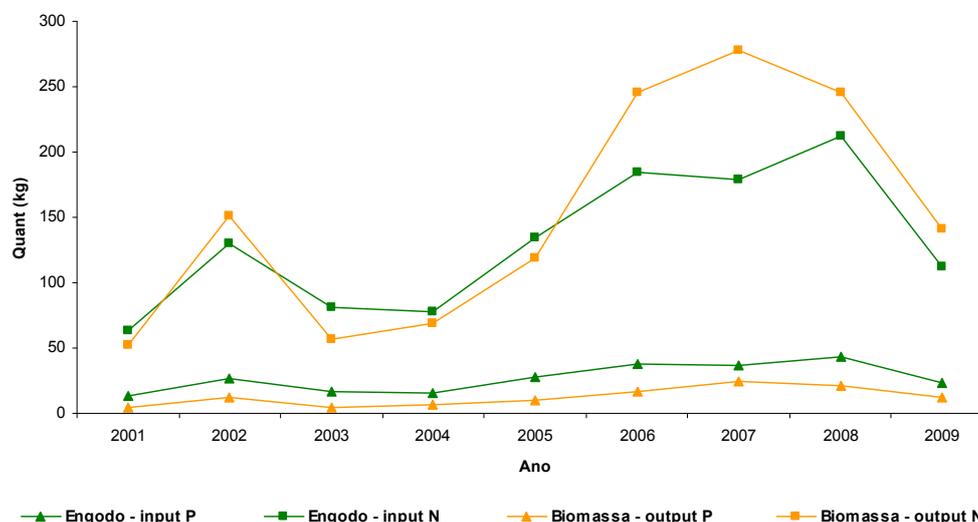
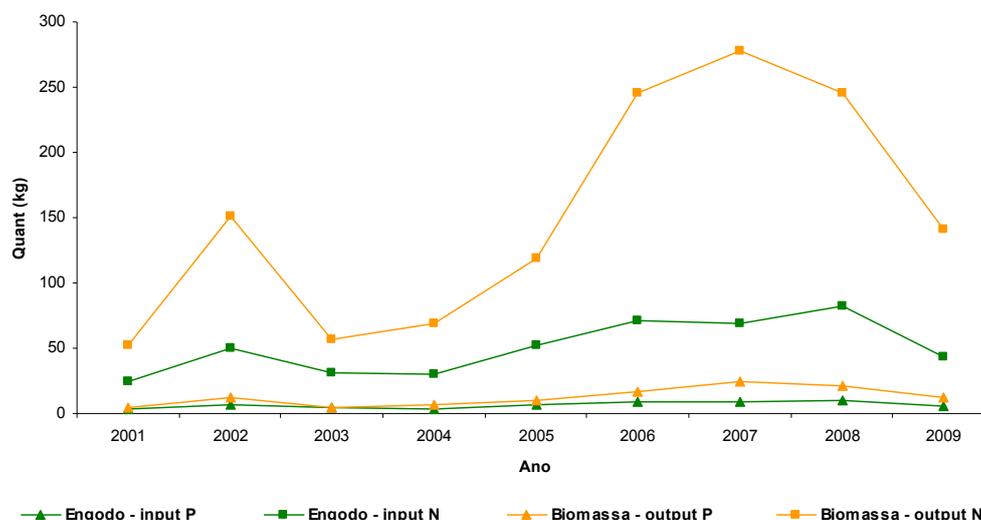


Gráfico 3.23. *Inputs e outputs de N e P relacionados com o uso de Engodo(-) (considerando o valor de 3 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de parte da biomassa capturada (com devolução à massa de água de barbos e bogas), no período de 2001 a 2009 (kg)*



= Cenários B3E4 = Devolução de barbos e bogas + 1,5 kg engodo

Os valores de *outputs* de P e N, relativos à biomassa sacrificada, deste cenário são iguais aos dos anteriores cenários B2E1 a B2E3. Os *inputs* de P e N foram calculados considerando que cada pescador desportivo que participou nas provas de pesca realizadas entre 2001 e 2009 gastou apenas 1,5 kg de engodo.

Na Tabela 3.16 apresentam-se os valores de *inputs* e *outputs* registados neste cenário. No Gráfico 3.24 representam-se as quantidade de engodo utilizado e a biomassa sacrificada, e nos Gráficos 3.25 e 3.26, os *inputs* e *outputs* de P e N considerando o uso de Engodo(+) ou Engodo(-), respectivamente.

Neste cenário, à semelhança do verificado no anterior cenário B2E4, a biomassa sacrificada (kg) excede a quantidade de engodo que é introduzido na massa de água, em todos os anos do estudo (Gráfico 3.24). Quanto ao N, os *outputs* resultantes da biomassa sacrificada excedem os *inputs*, tanto para o Engodo(+) como para o Engodo(-). No caso do P, para o Engodo(+) os valores de *outputs* e *inputs* são praticamente idênticos (Gráfico 3.25) e para o Engodo(-) os *outputs* de P são superiores aos *inputs* (Gráfico 3.26).

Tabela 3.16. Quantidades de engodo utilizado por ano (considerando o valor de 1,5 kg de engodo/pescador), biomassa sacrificada (com devolução à massa de água de barbos e bogas) e respectivos *inputs* e *outputs* de N e P, no período de 2001 a 2009

Ano	Engodo utilizado (kg)				Biomassa sacrificada (kg)			
	Qt utilizada	Engodo(+) input de P	Engodo(+) input de N	Engodo(-) input de P	Engodo(-) input de N	Qt sacrificada	Peixe output de P	Peixe output de N
2001	1021,5	6,435	31,667	1,532	12,258	1945,500	4,280	52,528
2002	2088	13,154	64,728	3,132	25,056	5647,600	12,425	151,601
2003	1305	8,222	40,455	1,958	15,660	2119,983	4,669	57,213
2004	1254	7,900	38,874	1,881	15,048	2967,450	6,415	69,233
2005	2166	13,646	67,146	3,249	25,992	4426,330	9,711	119,127
2006	2977,5	18,758	92,303	4,466	35,730	7733,470	17,010	245,689
2007	2877	18,125	89,187	4,316	34,524	11209,710	24,393	277,275
2008	3421,5	21,555	106,067	5,132	41,058	9526,980	21,090	246,059
2009	1809	11,397	56,079	2,714	21,708	5312,626	12,651	141,186

Gráfico 3.24. Quantidade de engodo utilizada (considerando o valor de 1,5 kg de engodo/pescador) e biomassa sacrificada (devolução à massa de água de barbos e bogas), no período de 2001 a 2009 (kg)

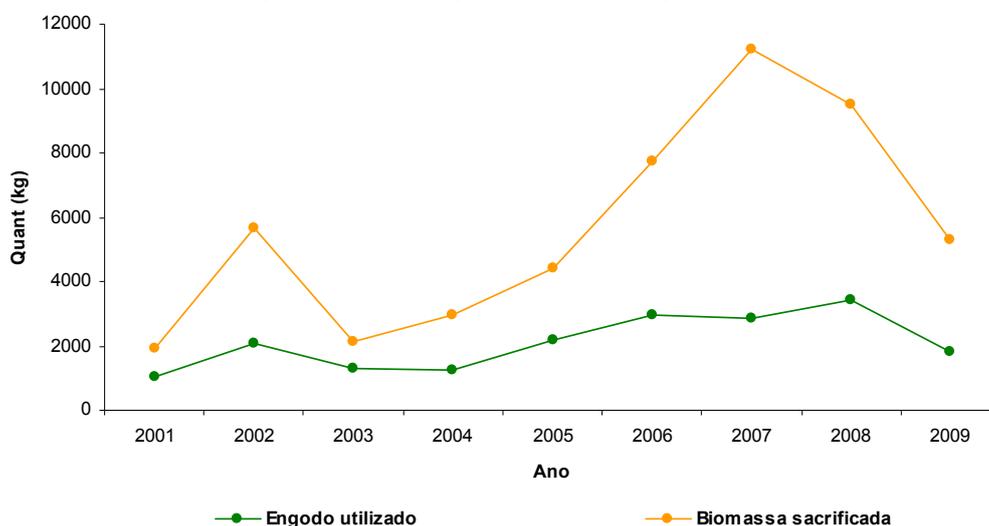


Gráfico 3.25. Inputs e outputs de N e P relacionados com o uso de Engodo(+) (considerando o valor de 1,5 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de parte da biomassa capturada (com devolução à massa de água de barbos e bogas), no período de 2001 a 2009 (kg)

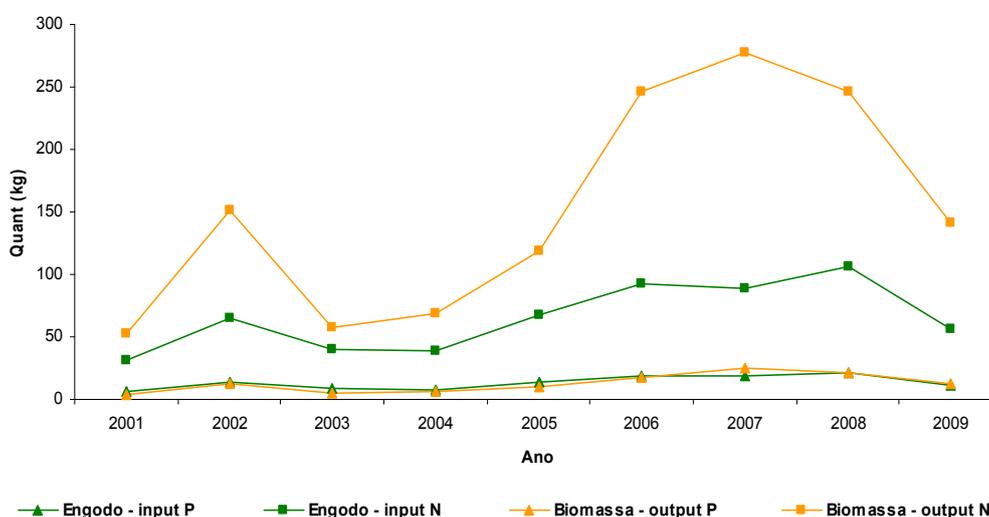
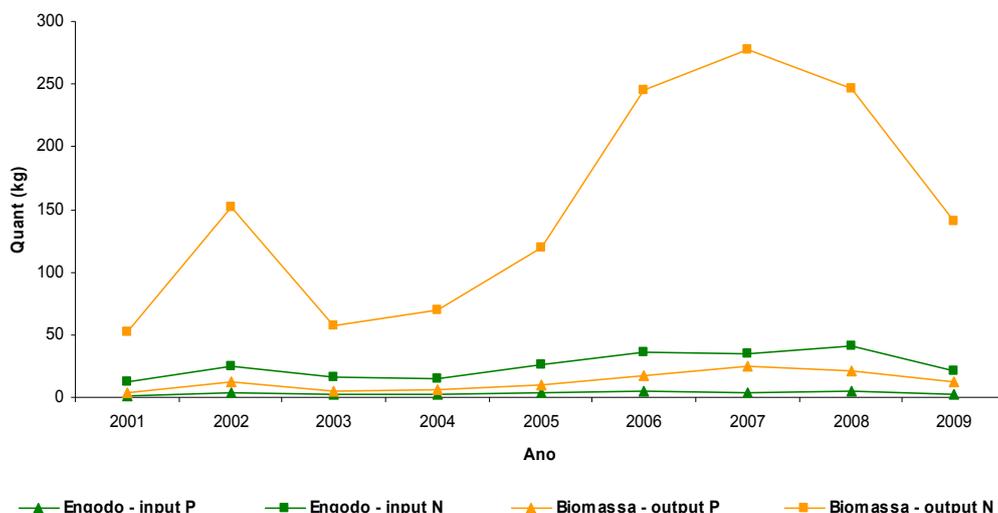


Gráfico 3.26. *Inputs e outputs de N e P relacionados com o uso de Engodo(-) (considerando o valor de 1,5 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de parte da biomassa capturada (com devolução à massa de água de barbos e bogas), no período de 2001 a 2009 (kg)*



= Cenários B4E1 = Toda a biomassa sacrificada + 10 kg engodo

Neste cenário, para a determinação dos *outputs* de P e N, considerou-se o sacrifício de toda a biomassa que foi pescada, ou seja, não se devolveu nenhum exemplar capturado à massa de água. Para os cálculos relativos aos *inputs* de P e N considerou-se um gasto de 10 kg de engodo por pescador que participou nas provas de pesca desportiva realizadas.

Na Tabela 3.17 apresentam-se os valores de *inputs* e *outputs* obtidos para este cenário. O Gráfico 3.27 diz respeito à quantidade de engodo utilizado e à biomassa sacrificada, em kg; e nos Gráficos 3.28 e 3.29 estão representados os *outputs* de P e N da biomassa sacrificada e os *inputs* de P e N do Engodo(+) e do Engodo(-), respectivamente.

Analisando os gráficos, verifica-se que a quantidade de engodo introduzido na massa de água é superior à biomassa sacrificada (Gráfico 3.27) e os valores relacionados com os *inputs* de N e P do Engodo(+) são maiores que os *outputs* da biomassa sacrificada (Gráfico 3.28). Contudo, como já se havia verificado no cenário B3E1, no caso do Engodo(-) a diferença entre valores de *inputs* e *outputs* é bastante menor, e em 2007 a saída de N excede o valor de *input* (Gráfico 3.29).

Tabela 3.17. Quantidades de engodo utilizado por ano (considerando o valor máximo estabelecido de 10 kg de engodo/pescador), biomassa sacrificada (sem devoluções à massa de água) e respectivos *inputs* e *outputs* de N e P, no período de 2001 a 2009

Ano	Engodo utilizado (kg)				Biomassa sacrificada (kg)			
	Qt utilizada	Engodo(+) input de P	Engodo(+) input de N	Engodo(-) input de P	Engodo(-) input de N	Qt sacrificada	Peixe output de P	Peixe output de N
2001	6810	42,903	211,110	10,215	81,720	1952,050	4,295	52,724
2002	13920	87,696	431,520	20,880	167,040	5798,750	12,774	156,954
2003	8700	54,810	269,700	13,050	104,400	2229,988	4,940	60,514
2004	8360	52,668	259,160	12,540	100,320	3055,650	6,624	82,197
2005	14440	90,972	447,640	21,660	173,280	5016,210	11,068	136,999
2006	19850	125,055	615,350	29,775	238,200	8061,870	17,766	218,347
2007	19180	120,834	594,580	28,770	230,160	11810,300	25,769	319,100
2008	22810	143,703	707,110	34,215	273,720	9951,920	22,036	270,242
2009	12060	75,978	373,860	18,090	144,720	5588,426	13,259	155,677

Gráfico 3.27. Quantidade de engodo utilizada (valor máximo estabelecido de 10 kg de engodo/pescador) e biomassa sacrificada (sem devoluções à massa de água) no período de 2001 a 2009 (kg)

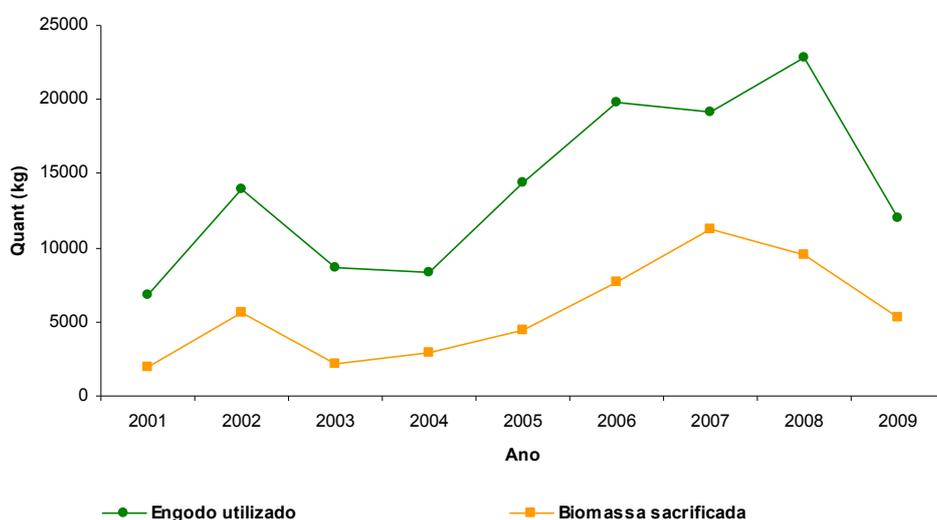


Gráfico 3.28. *Inputs* e *outputs* de N e P relacionados com o uso de Engodo(+) (considerando o valor máximo estabelecido de 10 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de toda a biomassa capturada, no período de 2001 a 2009 (kg)

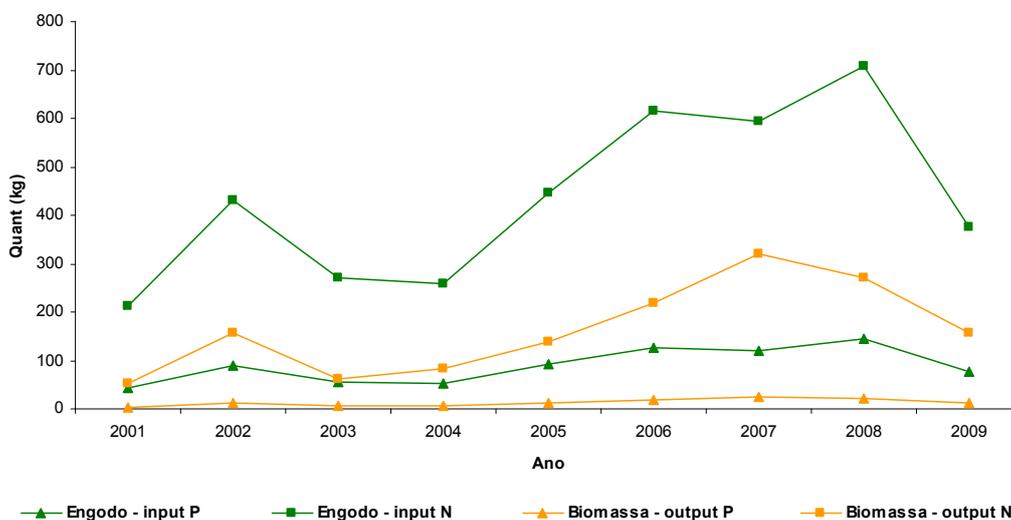
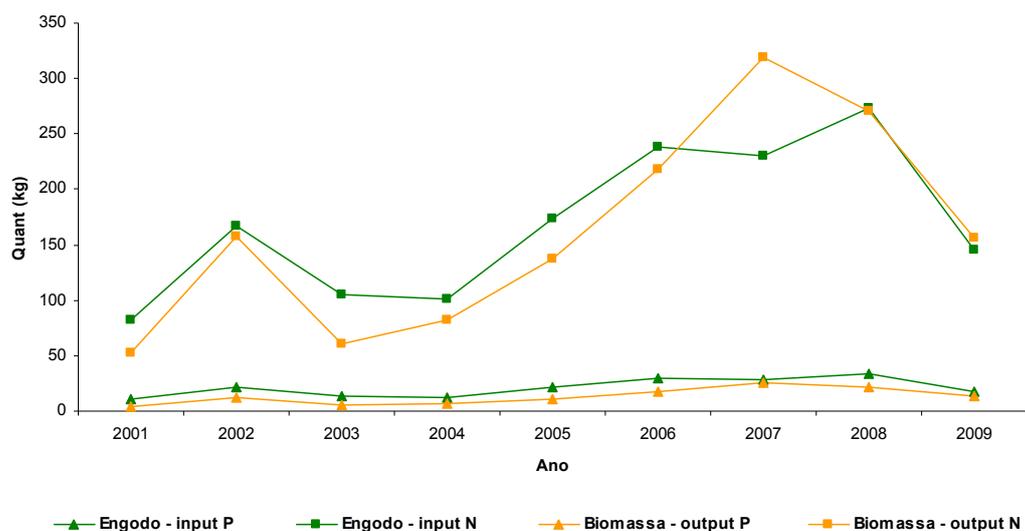


Gráfico 3.29. *Inputs e outputs de N e P relacionados com o uso de Engodo(-) (considerando o valor máximo estabelecido de 10 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de toda a biomassa capturada, no período de 2001 a 2009 (kg)*



= Cenários B4E2 = Toda a biomassa sacrificada + 5 kg engodo

Em B4E2, as condições relativas à quantidade de biomassa que é sacrificada, e consequentes valores de *outputs* de P e N, são iguais ao cenário anterior. Os cálculos relativos aos *inputs* de P e N foram realizados considerando uma utilização média de 5 kg de engodo por pescador desportivo que participou nas provas de pesca realizadas.

Os valores obtidos de *inputs* e *outputs*, para os anos de 2001 a 2009, estão compilados na Tabela 3.18 e representados graficamente no Gráfico 3.30, relativo aos kg de engodo utilizado e biomassa sacrificada, Gráfico 3.31, *inputs* de P e N do Engodo(+) e *outputs* de P e N da biomassa sacrificada, e Gráfico 3.32, com os *inputs* de P e N do Engodo(-) e *outputs* de P e N da biomassa sacrificada.

No Gráfico 3.30 verifica-se que em 2007, tal como aconteceu no cenário B3E2, a quantidade de biomassa sacrificada (kg) foi superior à quantidade de engodo introduzida na massa de água. Analisando o Gráfico 3.31, respeitante aos valores de P e N considerando o uso Engodo(+), denota-se, comparativamente com o cenário anterior e à semelhança do verificado no cenário B3E2, uma menor diferença entre os *inputs* do engodo e os *outputs* da biomassa sacrificada. No caso do uso de Engodo(-) (Gráfico 3.32), indo novamente ao encontro dos resultados do cenário B3E2, verifica-se que a diferença entre *inputs* e *outputs* de P é pequena, registando-se apenas em 2001 e em 2003 valores superiores de *inputs*. Para o caso do N, ocorreram sempre valores mais elevados de *outputs*. O ano de 2007 destaca-se pelos seus valores de *outputs*.

Tabela 3.18. Quantidades de engodo utilizado por ano (considerando o valor médio de 5 kg de engodo/pescador), biomassa sacrificada (sem devoluções à massa de água) e respectivos *inputs* e *outputs* de N e P, no período de 2001 a 2009

Ano	Engodo utilizado (kg)				Biomassa sacrificada (kg)			
	Qt utilizada	Engodo(+) input de P	Engodo(+) input de N	Engodo(-) input de P	Engodo(-) input de N	Qt sacrificada	Peixe output de P	Peixe output de N
2001	3405	21,452	105,555	5,108	40,860	1952,050	4,295	52,724
2002	6960	43,848	215,760	10,440	83,520	5798,750	12,774	156,954
2003	4350	27,405	134,850	6,525	52,200	2229,988	4,940	60,514
2004	4180	26,334	129,580	6,270	50,160	3055,650	6,624	82,197
2005	7220	45,486	223,820	10,830	86,640	5016,210	11,068	136,999
2006	9925	62,528	307,675	14,888	119,100	8061,870	17,766	218,347
2007	9590	60,417	297,290	14,385	115,080	11810,300	25,769	319,100
2008	11405	71,852	353,555	17,108	136,860	9951,920	22,036	270,242
2009	6030	37,989	186,930	9,045	72,360	5588,426	13,259	155,677

Gráfico 3.30. Quantidade de engodo utilizada (considerando o valor médio de 5 kg de engodo/pescador) e biomassa sacrificada (sem devoluções à massa de água), no período de 2001 a 2009 (kg)

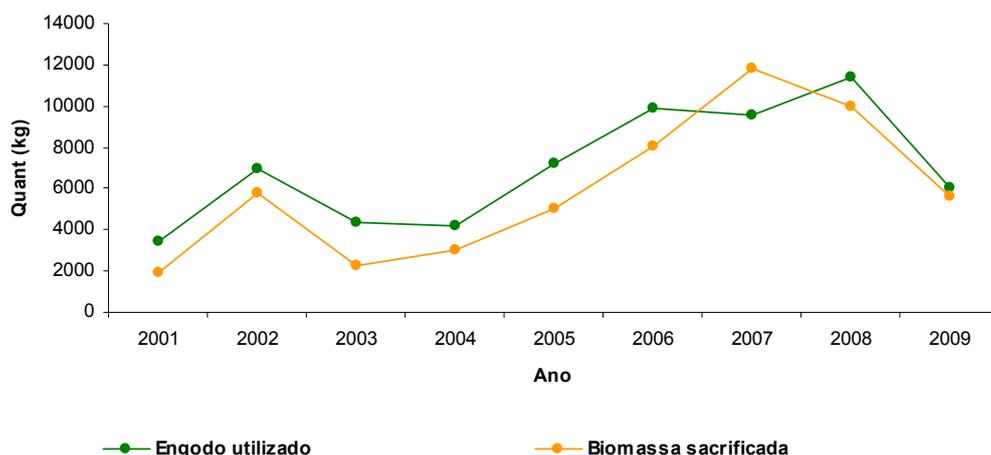


Gráfico 3.31. *Inputs* e *outputs* de N e P relacionados com o uso de Engodo(+) (considerando o valor médio de 5 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de toda a biomassa capturada, no período de 2001 a 2009 (kg)

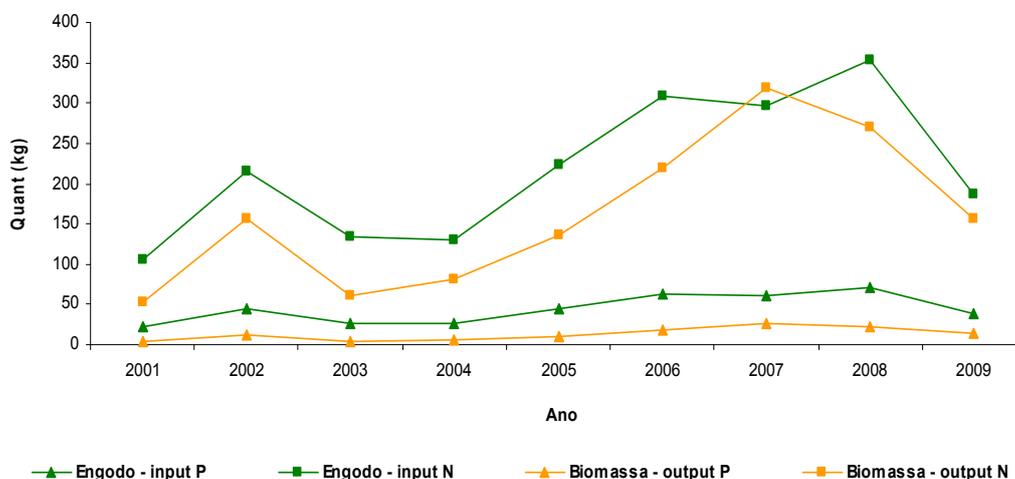
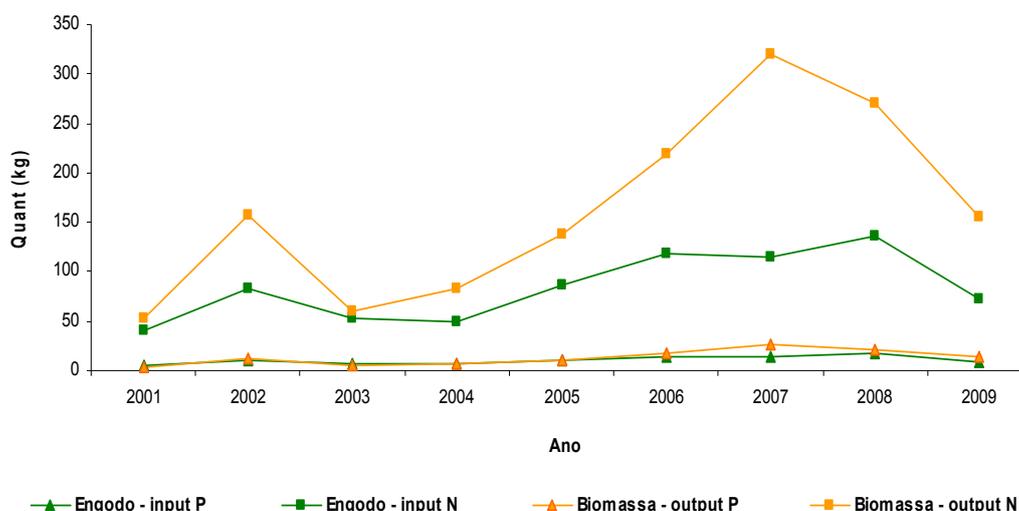


Gráfico 3.32. *Inputs e outputs de N e P relacionados com o uso de Engodo(-) (considerando o valor médio de 5 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de toda a biomassa capturada, no período de 2001 a 2009 (kg)*



= Cenários B4E3 = Toda a biomassa sacrificada + 3 kg engodo

No cenário B4E3, as condições relativas à quantidade de biomassa que é sacrificada, e consequentes valores de *outputs* de P e N, são iguais aos cenários B3E1 e B3E2. Para os cálculos relativos ao engodo, considerou-se que cada pescador que participou nas provas de pesca desportiva realizadas gastou 3 kg de engodo.

Na Tabela 3.19 apresentam-se os valores de *inputs* e *outputs* calculados para este cenário, no período de 2001 a 2009. No Gráfico 3.33 estão representados os kg de engodo utilizado e a biomassa sacrificada, e os Gráficos 3.34 e 3.35 dizem respeito aos *inputs* e *outputs* de P e N considerando o uso de Engodo(+) ou Engodo(-), respectivamente.

Os resultados obtidos neste cenário vão ao encontro dos resultados do cenário B3E3, com um pequeno aumento das diferenças entre *outputs* e *inputs*. Portanto, para as condições estabelecidas verifica-se que, principalmente a partir de 2004, a saída de biomassa é superior à quantidade de engodo utilizado (Gráfico 3.33). Consequentemente, os valores de *outputs* e *inputs* de P para o Engodo(+) (Gráfico 3.34) ficaram mais próximos, e para o Engodo(-) (Gráfico 3.35) os *outputs* de P são superiores aos *inputs*. Em relação ao N, nos cálculos com Engodo(-) as saídas através da biomassa sacrificada são maiores que os *inputs*, principalmente em 2006, 2007 e 2008, anos em que se verificam igualmente *outputs* de N maiores que os *inputs* para o Engodo(+).

Tabela 3.19. Quantidades de engodo utilizado por ano (considerando o valor de 3 kg de engodo/pescador), biomassa sacrificada (sem devoluções à massa de água) e respectivos *inputs* e *outputs* de N e P, no período de 2001 a 2009

Ano	Engodo utilizado (kg)				Biomassa sacrificada (kg)			
	Qt utilizada	Engodo(+) input de P	Engodo(+) input de N	Engodo(-) input de P	Engodo(-) input de N	Qt sacrificada	Peixe output de P	Peixe output de N
2001	2043	12,871	63,333	3,065	24,516	1952,050	4,295	52,724
2002	4176	26,309	129,456	6,264	50,112	5798,750	12,774	156,954
2003	2610	16,443	80,910	3,915	31,320	2229,988	4,940	60,514
2004	2508	15,800	77,748	3,762	30,096	3055,650	6,624	82,197
2005	4332	27,292	134,292	6,498	51,984	5016,210	11,068	136,999
2006	5955	37,517	184,605	8,933	71,460	8061,870	17,766	218,347
2007	5754	36,250	178,374	8,631	69,048	11810,300	25,769	319,100
2008	6843	43,111	212,133	10,265	82,116	9951,920	22,036	270,242
2009	3618	22,793	112,158	5,427	43,416	5588,426	13,259	155,677

Gráfico 3.33. Quantidade de engodo utilizada (considerando o valor de 3 kg de engodo/pescador) e biomassa sacrificada (sem devoluções à massa de água), no período de 2001 a 2009 (kg)

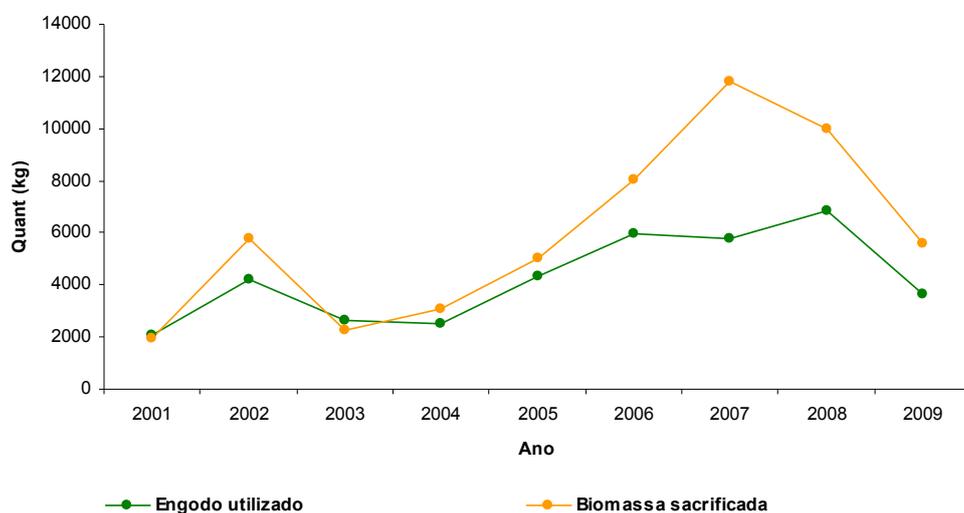


Gráfico 3.34. Inputs e outputs de N e P relacionados com o uso de Engodo(+) (considerando o valor de 3 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de toda a biomassa capturada, no período de 2001 a 2009 (kg)

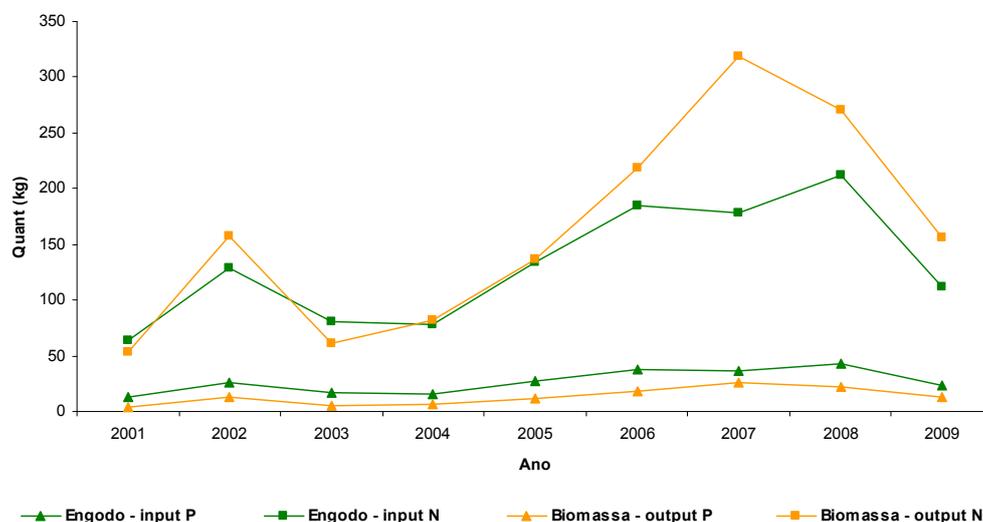
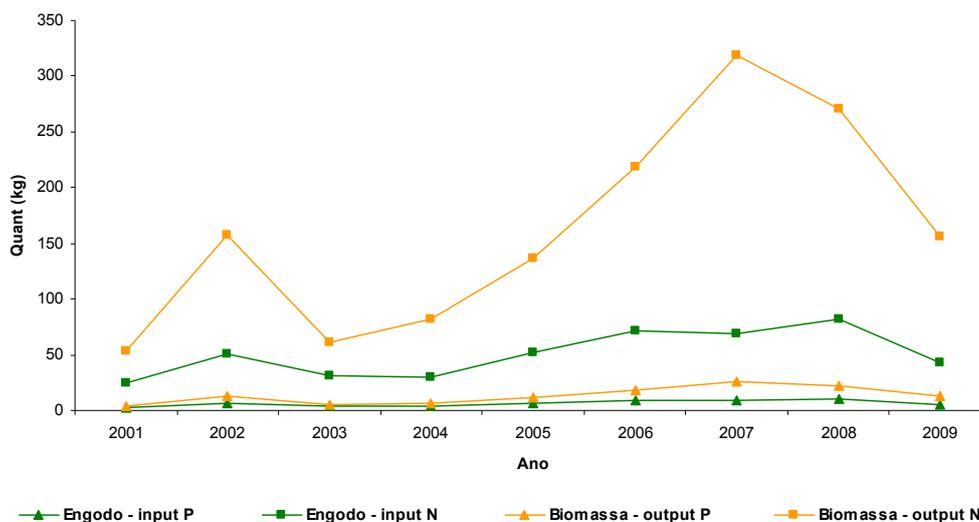


Gráfico 3.35. *Inputs e outputs de N e P relacionados com o uso de Engodo(-) (considerando o valor de 3 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de toda a biomassa capturada, no período de 2001 a 2009 (kg)*



= Cenários B4E4 = Toda a biomassa sacrificada + 1,5 kg engodo

Os valores de *outputs* de P e N, relativos à biomassa sacrificada, deste cenário são iguais aos dos anteriores cenários B2E1 a B2E3. Os *inputs* de P e N foram calculados considerando que cada pescador desportivo que participou nas provas de pesca realizadas entre 2001 e 2009 gastou apenas 1,5 kg de engodo.

Na Tabela 3.20 apresentam-se os valores de *inputs* e *outputs* registados neste cenário. No Gráfico 3.36 representam-se as quantidade de engodo utilizado e a biomassa sacrificada, e nos Gráficos 3.37 e 3.38, os *inputs* e *outputs* de P e N considerando o uso de Engodo(+) ou Engodo(-), respectivamente.

Neste cenário, à semelhança do verificado nos anteriores cenários B2E4 e B3E4, a biomassa sacrificada (kg) excede a quantidade de engodo que é introduzido na massa de água, em todos os anos do estudo (Gráfico 3.36). Quanto ao N, os *outputs* resultantes da biomassa sacrificada excedem os *inputs*, tanto para o Engodo(+) como para o Engodo(-). No caso do P, para o Engodo(+) os valores de *outputs* e *inputs* são próximos (Gráfico 3.37) e para o Engodo(-) os *outputs* de P são superiores aos *inputs* (Gráfico 3.38).

Tabela 3.20. Quantidades de engodo utilizado por ano (considerando o valor de 1,5 kg de engodo/pescador), biomassa sacrificada (sem devoluções à massa de água) e respectivos *inputs* e *outputs* de N e P, no período de 2001 a 2009

Ano	Engodo utilizado (kg)				Biomassa sacrificada (kg)			
	Qt utilizada	Engodo(+) input de P	Engodo(+) input de N	Engodo(-) input de P	Engodo(-) input de N	Qt sacrificada	Peixe output de P	Peixe output de N
2001	1021,5	6,435	31,667	1,532	12,258	1952,050	4,295	52,724
2002	2088	13,154	64,728	3,132	25,056	5798,750	12,774	156,954
2003	1305	8,222	40,455	1,958	15,660	2229,988	4,940	60,514
2004	1254	7,900	38,874	1,881	15,048	3055,650	6,624	82,197
2005	2166	13,646	67,146	3,249	25,992	5016,210	11,068	136,999
2006	2977,5	18,758	92,303	4,466	35,730	8061,870	17,766	218,347
2007	2877	18,125	89,187	4,316	34,524	11810,300	25,769	319,100
2008	3421,5	21,555	106,067	5,132	41,058	9951,920	22,036	270,242
2009	1809	11,397	56,079	2,714	21,708	5588,426	13,259	155,677

Gráfico 3.36. Quantidade de engodo utilizada (considerando o valor de 1,5 kg de engodo/pescador) e biomassa sacrificada (sem devoluções à massa de água), no período de 2001 a 2009 (kg)

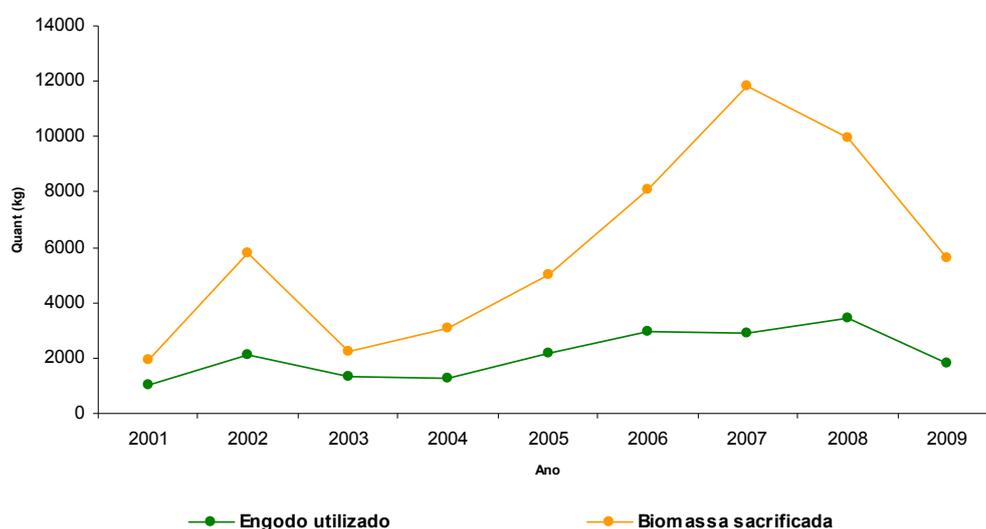


Gráfico 3.37. Inputs e outputs de N e P relacionados com o uso de Engodo(+) (considerando o valor de 1,5 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de toda a biomassa capturada, no período de 2001 a 2009 (kg)

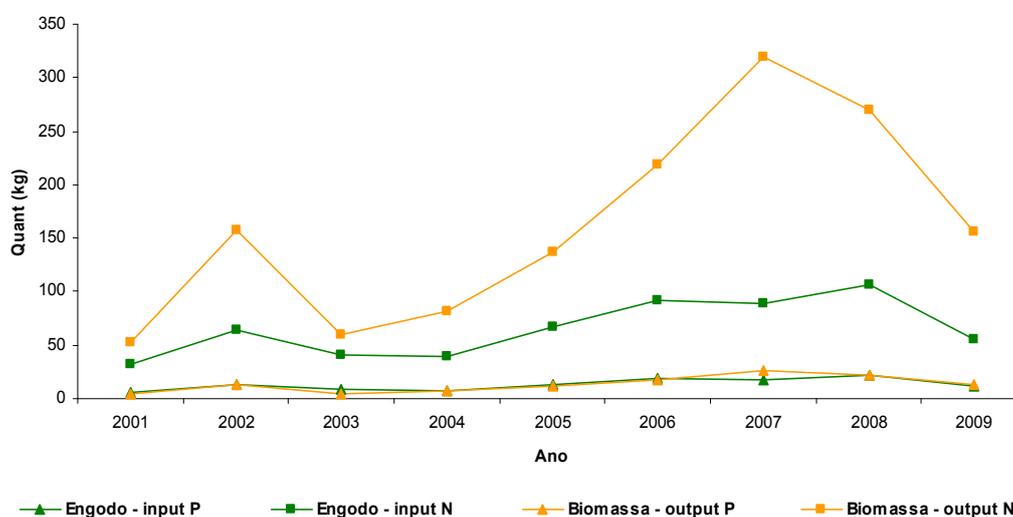
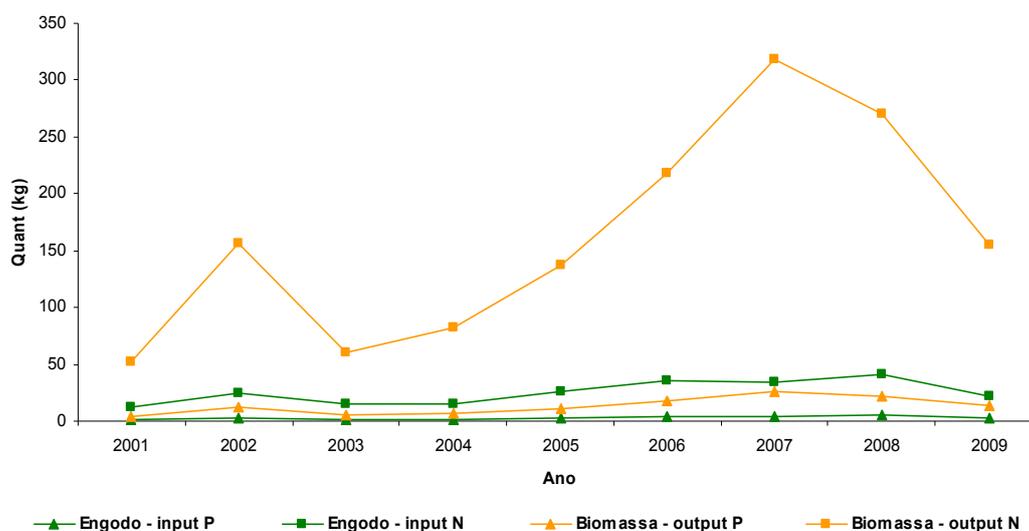


Gráfico 3.38. *Inputs e outputs de N e P relacionados com o uso de Engodo(-) (considerando o valor de 1,5 kg de engodo/pescador) e o sacrifício de toda a biomassa capturada, no período de 2001 a 2009 (kg)*



3.2. Conclusões

A biomassa capturada nas provas de pesca desportiva realizadas na albufeira do Maranhão, considerando a média anual de biomassa capturada nas provas realizadas entre 2007 e 2009, corresponde apenas a 5% do valor de biomassa estimado através do método de eco-sondagem. Como, actualmente, considera-se um valor mínimo de remoção de biomassa de 75%, ou mais, a utilização da pesca desportiva como única forma de biomanipulação na albufeira do Maranhão é claramente insuficiente para o sucesso desta técnica. No entanto, através desta actividade recreativa pode realizar-se um controle das populações piscícolas, bem como uma “manipulação” do sistema relativamente a *inputs* e *outputs* de nutrientes (fósforo e azoto) resultantes desta prática desportiva.

Na Tabela 3.21 apresenta-se um resumo dos principais resultados auferidos, considerando o valor médio para o período de 2001 a 2009, nos 16 cenários de biomanipulação estudados, tendo em conta as quantidades de engodo utilizado e a biomassa sacrificada, bem como os *inputs* e *outputs* de P e N, considerando o uso de Engodo(+), com teor mais elevado de P_{Total} e N_{Total} , e de Engodo(-), com menor teor de P_{Total} e N_{Total} , e as quantidades de P e N associadas à biomassa sacrificada.

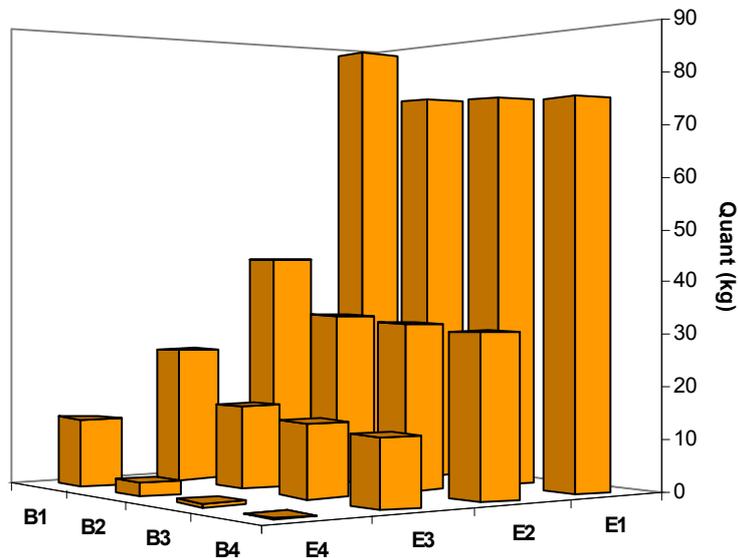
Tabela 3.21. Tabela resumo dos principais resultados dos 16 cenários de biomanipulação (considerando o valor médio para o período de 2001 a 2009)

Manipulação da biomassa	Quantidade de engodo/pescador			
	E1	E2	E3	E4
B1	<ul style="list-style-type: none"> Com devolução de toda a biomassa Sem <i>outputs</i> de P e N 	<ul style="list-style-type: none"> Com devolução de toda a biomassa Sem <i>outputs</i> de P e N 	<ul style="list-style-type: none"> Com devolução de toda a biomassa Sem <i>outputs</i> de P e N 	<ul style="list-style-type: none"> Com devolução de toda a biomassa Sem <i>outputs</i> de P e N
B2	<ul style="list-style-type: none"> Quantidade engodo > biomassa sacrificada Engodo(+) – <i>Inputs</i> de P e N > <i>outputs</i> de P e N Engodo(-) – <i>Inputs</i> de P e N > <i>outputs</i> de P e N 	<ul style="list-style-type: none"> Quantidade engodo > biomassa sacrificada Engodo(+) – <i>Inputs</i> de P e N > <i>outputs</i> de P e N Engodo(-) – <i>Inputs</i> de N < <i>outputs</i> de N; <i>Inputs</i> de P ≈ <i>outputs</i> de P 	<ul style="list-style-type: none"> Quantidade engodo < biomassa sacrificada Engodo(+) – <i>Inputs</i> de P > <i>outputs</i> de P; <i>Inputs</i> de N ≈ <i>outputs</i> de N Engodo(-) – <i>Inputs</i> de P e N < <i>outputs</i> de P e N 	<ul style="list-style-type: none"> Quantidade engodo < biomassa sacrificada Engodo(+) – <i>Inputs</i> de P > <i>outputs</i> de P; <i>Inputs</i> de N < <i>outputs</i> de N Engodo(-) – <i>Inputs</i> de P e N < <i>outputs</i> de P e N
B3	<ul style="list-style-type: none"> Quantidade engodo > biomassa sacrificada Engodo(+) – <i>Inputs</i> de P e N > <i>outputs</i> de P e N Engodo(-) – <i>Inputs</i> de P e N > <i>outputs</i> de P e N 	<ul style="list-style-type: none"> Quantidade engodo > biomassa sacrificada Engodo(+) – <i>Inputs</i> de P e N > <i>outputs</i> de P e N Engodo(-) – <i>Inputs</i> de P e N < <i>outputs</i> de P e N 	<ul style="list-style-type: none"> Quantidade engodo < biomassa sacrificada Engodo(+) – <i>Inputs</i> de P > <i>outputs</i> de P; <i>Inputs</i> de N < <i>outputs</i> de N Engodo(-) – <i>Inputs</i> de P e N < <i>outputs</i> de P e N 	<ul style="list-style-type: none"> Quantidade engodo < biomassa sacrificada Engodo(+) – <i>Inputs</i> de P ≈ <i>outputs</i> de P; <i>Inputs</i> de N < <i>outputs</i> de N Engodo(-) – <i>Inputs</i> de P e N < <i>outputs</i> de P e N
B4	<ul style="list-style-type: none"> Quantidade engodo > biomassa sacrificada Engodo(+) – <i>Inputs</i> de P e N > <i>outputs</i> de P e N Engodo(-) – <i>Inputs</i> de P e N > <i>outputs</i> de P e N 	<ul style="list-style-type: none"> Quantidade engodo > biomassa sacrificada Engodo(+) – <i>Inputs</i> de P e N > <i>outputs</i> de P e N Engodo(-) – <i>Inputs</i> de P e N < <i>outputs</i> de P e N 	<ul style="list-style-type: none"> Quantidade engodo < biomassa sacrificada Engodo(+) – <i>Inputs</i> de P > <i>outputs</i> de P; <i>Inputs</i> de N < <i>outputs</i> de N Engodo(-) – <i>Inputs</i> de P e N < <i>outputs</i> de P e N 	<ul style="list-style-type: none"> Quantidade engodo < biomassa sacrificada Engodo(+) – <i>Inputs</i> de P ≈ <i>outputs</i> de P; <i>Inputs</i> de N < <i>outputs</i> de N Engodo(-) – <i>Inputs</i> de P e N < <i>outputs</i> de P e N

Analisando a diferença entre valores de *inputs* de N e P, resultantes da utilização de Engodo(+) e de Engodo(-), e de *outputs* de N e P dos 16 cenários estudados obtiveram-se os resultados representados nos gráficos seguintes, referentes ao valor médio obtido para o período de 2001 a 2009.

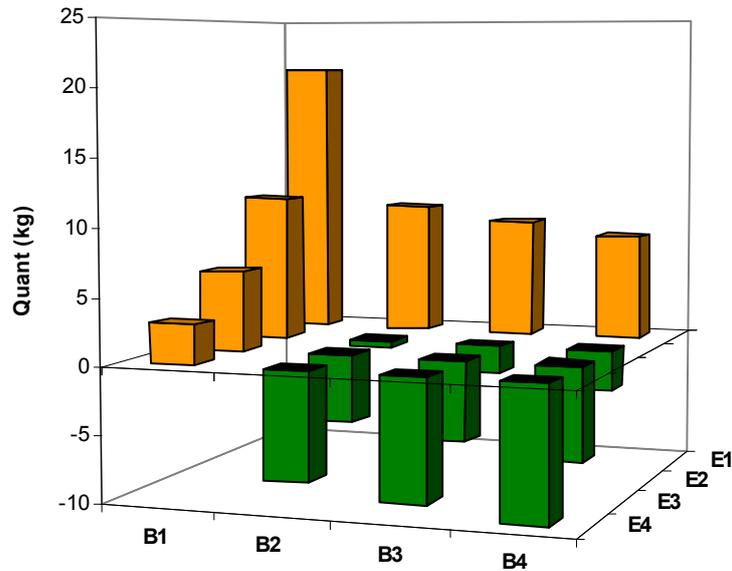
Assim, no Gráfico 3.39 estão representados os valores médios da diferença de *inputs* de P resultantes da utilização de Engodo(+) e de *outputs* de P nos 16 cenários. O cenário B1E1 (com devolução de toda a biomassa capturada à massa de água e uso de 10 kg de engodo, neste caso Engodo(+)) é o que apresenta um resultado mais desfavorável, com uma diferença entre *inputs* e *outputs* elevada. Em B4E4 (com sacrifício de toda a biomassa capturada e uso de 1,5 kg de Engodo(+)) verifica-se a menor diferença, sendo portanto, neste caso, o cenário mais favorável.

Gráfico 3.39. Resultados da diferença entre *inputs* de P, devidos ao uso de Engodo(+), e *outputs* de P, nos cenários estudados (valores médios)



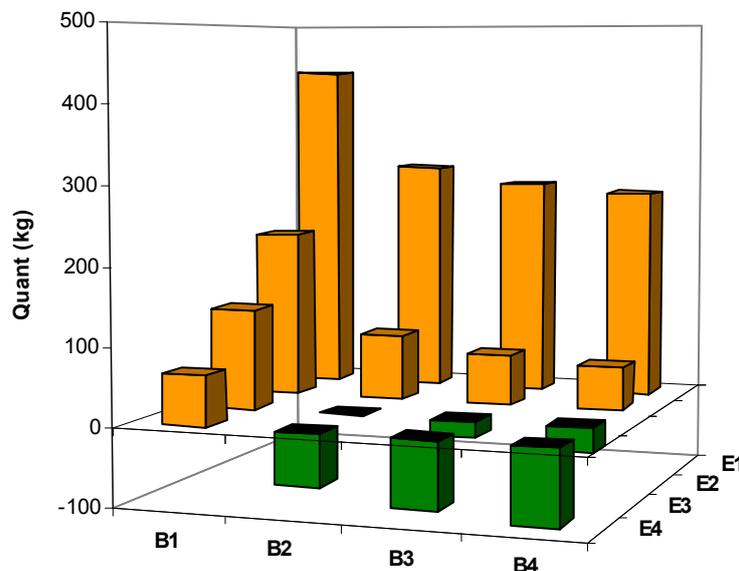
O Gráfico 3.40 diz respeito aos valores médios da diferença de *inputs* de P resultantes da utilização de Engodo(-) e de *outputs* de P nos 16 cenários. Tal como no gráfico anterior, o cenário mais desfavorável é o B1E1, mas neste caso com valores bem menores, seguido dos cenários B1E2, B2E1, B3E1, B4E1, B1E3 e B1E4, representados no gráfico a laranja. Os cenários favoráveis estão representados a verde, destacando-se, novamente, o cenário B4E4 como o mais favorável, com maiores valores de *outputs*.

Gráfico 3.40. Resultados da diferença entre *inputs* de P, devidos ao uso de Engodo(-), e *outputs* de P, nos cenários estudados (valores médios)



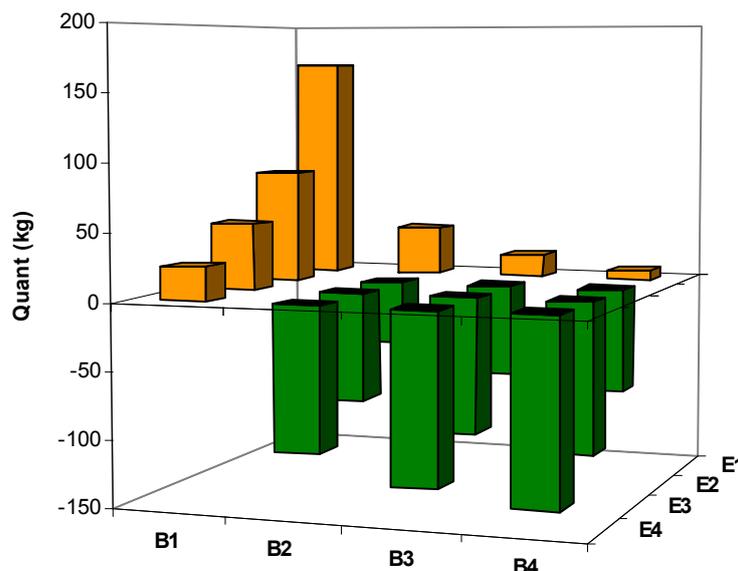
No Gráfico 3.41 estão representados os valores médios da diferença de *inputs* de N resultantes da utilização de Engodo(+) e de *outputs* de N nos 16 cenários. À semelhança do verificado anteriormente, também para o parâmetro N o cenário mais desfavorável é o B1E1, seguido dos cenários B2E1, B3E1, B4E1, B1E2, B1E3, B2E2, B3E2, B1E4 e B4E2, representados no gráfico a laranja. Dos cenários favoráveis, representados a verde, destaca-se, novamente, o cenário B4E4 como o mais favorável, com maiores valores de *outputs*.

Gráfico 3.41. Resultados da diferença entre *inputs* de N, devidos ao uso de Engodo(+), e *outputs* de N, nos cenários estudados (valores médios)



No Gráfico 3.42 estão representados os valores médios da diferença de *inputs* de N resultantes da utilização de Engodo(-) e de *outputs* de N. Tal como para os resultados relativos ao Engodo(+), também para o Engodo(-) o cenário mais desfavorável é o B1E1, seguido dos cenários B1E2, B1E3, B2E1, B1E4, B3E1 e B4E1, representados no gráfico a laranja. Dos cenários favoráveis, representados a verde, destaca-se, mais uma vez, o cenário B4E4 como o mais favorável, e com valores de *outputs* superiores aos do gráfico anterior.

Gráfico 3.42. Resultados da diferença entre *inputs* de N, devidos ao uso de Engodo(-), e *outputs* de N, nos cenários estudados (valores médios)



Como conclusão, na Tabela 3.22 apresentam-se as quantidades médias (e desvio padrão) de engodo, considerando o uso de Engodo(+) e Engodo(-), que deveriam ser utilizadas por pescador desportivo de forma a que os valores de *inputs* de P, relacionados com o uso de engodo, sejam iguais aos *outputs* resultantes da manipulação da biomassa capturada.

Tabela 3.22. Quantidades médias de engodo que deveriam ser utilizadas por pescador desportivo (e desvio padrão) de forma a que os *inputs* de P originados pelo engodo sejam iguais aos *outputs* de P verificados pela manipulação da biomassa capturada, no período de 2001 a 2009 (kg)

	Engodo (+)	Engodo (-)
B1 – Devolução de toda a biomassa capturada	- (Sem cálculos)	- (Sem cálculos)
B2 – Com devolução de barbos, bogas e carpas >35 cm	1,206 (SD = 0,331)	5,065 (SD = 1,389)
B3 – Com devolução de barbos e bogas	1,391 (SD = 0,368)	5,842 (SD = 1,544)
B4 – Sacrifício de toda a biomassa	1,458 (SD = 0,386)	6,123 (SD = 1,623)

4. Considerações finais

A pesca recreativa está a revelar-se um desporto importante, que envolve milhões de pessoas por todo o Mundo, e que contribui de forma substancial para o aumento dos benefícios sociais e económicos, quer a nível local quer nacional (Lewin *et al*, 2006; Cowx *et al*, 2010). Embora a sua gestão possa receber a nível local alguma atenção, por parte de alguns interessados, ainda se encontram pouco estudados os efeitos que esta actividade pode causar nas populações piscícolas e no ecossistema, em geral. Como Lewin *et al* (2006) e Cowx *et al* (2010) salientam, este facto está relacionado com alguma falta de informação sobre esta actividade recreativa e as suas práticas, bem como pelos seus efeitos serem normalmente subestimados.

Com os objectivos cada vez mais exigentes em termos de qualidade da água, e os crescentes problemas de degradação dessa qualidade, é necessário um conhecimento mais detalhado e atempado do estado de evolução dos ecossistemas aquáticos. Portanto, para esse conhecimento muito poderá contribuir a modelação que, simulando os processos hidrodinâmicos e químicos, constitui uma ferramenta de previsão importante para a gestão da qualidade da água, permitindo assegurar o equilíbrio dos sistemas aquáticos ao controlar a magnitude das suas respostas às mudanças induzidas. Assim, uma vez que existem tantos praticantes de pesca recreativa, englobando a pesca lúdica e a desportiva, devem ser ponderadas e estudadas as pressões resultantes da prática deste desporto, através de uma abordagem holística do sistema, considerando desta forma o conjunto formado pelo grupo de pescadores e as respostas do ecossistema às pressões por eles exercidas.

Os peixes têm um papel importante na biocenose de uma albufeira. A presença ou ausência de determinadas espécies, e as quantidades de peixes presentes na massa de água, co-determinam a composição e as quantidades de zooplâncton e fitoplâncton existentes nessa albufeira e, conseqüentemente, a sua qualidade da água (Straškraba, 1999). Actualmente, a biomanipulação tornou-se uma técnica bastante utilizada para melhorar a qualidade da água em lagos e albufeiras (Hansson *et al*, 1998; Drenner e Hambright, 1999; Kasprzak *et al*, 2002; Mehner *et al*, 2002), podendo ser considerada como uma técnica que, aplicada conjuntamente com medidas de controlo e redução dos *inputs* de nutrientes na massa de água, poderá acelerar o processo de reabilitação ou recuperação da massa de água.

Um dos grandes problemas para a implementação de uma biomanipulação sustentada é o de alcançar valores reduzidos de biomassa de peixes planctívoros, e de conseguir estabilizar esses valores (Seda e Kubecka, 1997). Como se verificou no caso da albufeira do Maranhão, a pesca desportiva pode contribuir para a implementação desta técnica, embora de uma forma reduzida. Contudo, é possível vislumbrar outros contributos que a pesca desportiva tem para oferecer na realização desta técnica, principalmente através do controle das populações piscícolas e conseqüente gestão das comunidades aquáticas e, principalmente, ao nível da “manipulação” do

sistema relativamente a *inputs* e *outputs* de nutrientes (fósforo e azoto) resultantes desta actividade desportiva, através da utilização de engodos com menores teores de fósforo e azoto, bem como com medidas de gestão dos exemplares capturados, considerando a devolução e/ou sacrifício de determinados exemplares ou da totalidade das capturas.

Em suma, Seda e Kubecka (1997) salientaram que na prática, as mudanças significativas na biomassa piscícola de massas de água grandes e profundas estão associadas a eventos singulares, não sendo portanto consequência de intervenções antrópicas de gestão, acrescentando ainda que “Normalmente, somos observadores passivos da flutuação da biomassa em diferentes níveis tróficos, tentando reconstruir esses eventos passados”. Assim, para conseguir uma gestão sustentável destes meios é necessário estudar aprofundadamente as características intrínsecas dos ecossistemas, bem como as dimensões humanas inerentes às actividades que aí se desenvolvem, e nomeadamente a pesca desportiva.

5. Bibliografia

- ✓ Aas, Ø; Ditton, R.B. (1998). *Human dimensions perspective on recreational fisheries management: implications for Europe*. Recreational Fisheries, Social, Economic and Management Aspects. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Fishing News Books: 153-163.
- ✓ Almeida, P.R. (2002). *Ictiofauna fluvial*. Ecossistemas Aquáticos e Ribeirinhos – Ecologia, Gestão e Conservação. Instituto da Água. Lisboa: 7.3-7.25.
- ✓ Almeida, P.R.; Ferreira, M.T. (2002). *Recursos haliêuticos*. Ecossistemas Aquáticos e Ribeirinhos – Ecologia, Gestão e Conservação. Instituto da Água. Lisboa: 8.3-8.12.
- ✓ Angeler, D.; Chow-Fraser, P.; Hanson, M.; Sánchez-Carrillo, S.; Zimmer, K. (2003). *Bio-manipulation: a useful tool for freshwater wetland mitigation?* Freshwater Biology, **48**: 2203-2213.
- ✓ Arlinghaus, R.; Mehner, T.; Cowx, I.G. (2002). *Reconciling traditional inland fisheries management and sustainability in industrialized countries, with emphasis on Europe*. Fish and Fisheries, **3**: 261-316.
- ✓ Arlinghaus, R.; Mehner, T. (2003). *Socio-economic characterisation of specialised common carp (Cyprinus carpio L.) anglers in Germany, and implications for inland fisheries management and eutrophication control*. Fisheries Research, **61**: 19-33.
- ✓ Arlinghaus, R. (2005). *A conceptual framework to identify and understand conflicts in recreational fisheries systems, with implications for sustainable management*. Aquatic Resources, Culture and Development **1(2)**: 145-174.
- ✓ Arlinghaus, R.; Niesar, M. (2005). *Nutrient digestibility of angling baits for carp, Cyprinus carpio, with implications for groundbait formulation and eutrophication control*. Fisheries Management and Ecology, **12**: 91-97.
- ✓ Autoridade Florestal Nacional. URL: www.afn.min-agricultura.pt
- ✓ Benndorf, J.; Böing, W.; Koop, J.; Neubauer, I. (2002). *Top-Down control of phytoplankton: the role of time scale, lake depth and trophic state*. Freshwater Biology, **47**: 2282-2295.
- ✓ Carpenter, S.; Kitchell, J.; Hodgson, J. (1985). *Cascading trophic interactions and lake productivity. Fish predation and herbivory can regulate lake ecosystems*. BioScience, **35 (10)**: 634-639.
- ✓ Carpenter, S.; Lathrop, R. (1999). *Lake restoration: capabilities and needs*. Hydrobiologia, **395/396**: 19-28.
- ✓ CE – Qual – W2. URL: <http://www.ce.pdx.edu/w2/w2v3/CE-QUAL-W2V3.htm>
- ✓ Cole, T.M.; Wells, S.A. (2002). *CE-Qual-W2: A Two Dimensional, Laterally Averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Verion 3.1. Instruction Report EL-03-1*. US Army Engineering and Research Development Center. Vicksburg.
- ✓ Cortes, R.; Carvalho, L.H.; Carvalho, M.J. (1991). *Caracterização Físico-Química das Águas Dulciaquícolas. Implicações Biológicas*. Série Didáctica Ciências Aplicadas **15**. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Vila Real.
- ✓ Cortes, R.; Pinto, P.; Ferreira, M.T.; Moreira, I. (2002). *Qualidade biológica dos ecossistemas fluviais*. Ecossistemas Aquáticos e Ribeirinhos – Ecologia, Gestão e Conservação. Instituto da Água. Lisboa: 9.3-9.26.
- ✓ Cowx, I.G.; Gerdeaux, D. (2004). *The effects of fisheries management practises on freshwater ecosystems*. Fisheries Management and Ecology, **11**: 145-151.
- ✓ Cowx, I.G.; Arlinghaus, R.; Cooke, S.J. (2010). *Harmonizing recreational fisheries and conservation objectives for aquatic biodiversity in inland waters*. Journal of Fish Biology, **76**: 2194-2215.

- ✓ Decreto n.º 44623. *Regulamento da Lei da Pesca nas águas interiores*. DR **233**, Série I, de 10 de Outubro de 1962.
- ✓ Decreto n.º 312/70. *Regulamento da Lei da Pesca nas águas interiores*. DR **155**, Série I, de 6 de Julho de 1970.
- ✓ Diogo, P.A.; Fonseca, M.; Coelho, P.S.; Mateus, N.S.; Almeida, M.C.; Rodrigues, A.C. (2008). *Reservoir phosphorus sources evaluation and water quality modeling in a transboundary watershed*. *Desalination*, **226**: 200-214.
- ✓ Drenner, R.; Hambright, K. (1999). *Biomanipulation of fish assemblages as a lake restoration technique*. *Archiv für Hydrobiologie*, **146 (2)**: 129-165.
- ✓ Drenner, R.; Hambright, K. (2002). *Piscivores, Trophic Cascades, and Lake Management*. *The Scientific World Journal*, **2**: 228-307.
- ✓ Federação Portuguesa de Pesca Desportiva (FPPD) (2005). *Regulamento Geral de Pesca de Competição em Água Doce*. Lisboa.
- ✓ Federação Portuguesa de Pesca Desportiva. URL: www.fppd.pt
- ✓ Ferreira, M.T. (2001). *Curso de Exploração e Segurança de Barragens. Capítulo 4.3 – Segurança Ambiental*. Instituto da Água. Lisboa: 4.113-4.191.
- ✓ Ferreira, M.T. (2001). *Ecologia e Gestão de Albufeiras*. Estudo Estratégico para a Gestão das Pescas Continentais. PAMAF Medida 4 – IED, Acção 4.4: Estudos Estratégicos: 78-119.
- ✓ Ferreira, M.T. (2002). *Estado trófico de albufeiras*. *Ecossistemas Aquáticos e Ribeirinhos – Ecologia, Gestão e Conservação*. Instituto da Água. Lisboa: 11.3-11.12.
- ✓ Ferreira, M.T.; Bochechas, J. (1999). *Gestão das Pescas em Águas Continentais Portuguesas*. Revista Florestal. Lisboa.
- ✓ Ferreira, M.T.; Bochechas, J. (2001). *Gestão dos Recursos Hídricos e Gestão Piscícola*. Estudo Estratégico para a Gestão das Pescas Continentais. PAMAF Medida 4 – IED, Acção 4.4: Estudos Estratégicos: 1-26.
- ✓ Ferreira, M.T.; Carneiro, M.R. (2001). *A pesca de competição em Portugal. 3ª Parte. Bacias do Douro, Ave, Lima e Cávado*. Instituto Superior de Agronomia e Direcção Geral das Florestas. Lisboa.
- ✓ Ferreira, M.T.; Dias, M..J.; Godinho, F. (1999). *A pesca de competição em Portugal. 1ª Parte. Bacias do Guadiana, Sado, Mira, Arade e Ribeiras do Alentejo*. Instituto Superior de Agronomia e Direcção Geral das Florestas. Lisboa.
- ✓ Ferreira, M.T.; Godinho, F. (2002). *Comunidades biológicas de albufeiras*. *Ecossistemas Aquáticos e Ribeirinhos – Ecologia, Gestão e Conservação*. Instituto da Água. Lisboa: 10.3-10.25.
- ✓ Ferreira, M.T.; Godinho, F.; Carneiro, M.R.; Dias, M..J. (2000). *A pesca de competição em Portugal. 2ª Parte. Bacias do Tejo, Mondego, Vouga, Lis e Ribeiras do Oeste*. Instituto Superior de Agronomia e Direcção Geral das Florestas. Lisboa.
- ✓ Ferreira, M.T.; Moreira, I. (2002). *Ecologia e gestão de sistemas dulçaquícolas*. *Ecossistemas Aquáticos e Ribeirinhos – Ecologia, Gestão e Conservação*. Instituto da Água. Lisboa. 1.3-1.13.
- ✓ Ferreira, M.T. (coord.), Morais, M.M., Cortes, R.V., Sampaio, E.C., de Oliveira, S.V., Pinheiro, P.J., Hughes, S.J., Segurado, P., Albuquerque, A.C., Pedro, A., Nunes, S., Novais, M.H., Lopes, L.T., Rivaes, R.S., Abreu, C., Verdager, R. (2009). *Qualidade Ecológica e Gestão Integrada de Albufeiras – Relatório Final*. Associação para o Desenvolvimento do Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro e Fundação Luís de Molina. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional - Instituto da Água, I. P e Ministério da Agricultura, Desenvolvimento Rural e Pescas - Direcção-Geral dos Recursos Florestais.

- ✓ Fonseca, R. (2001). *As albufeiras: Estações de trânsito na sedimentação. Do assoreamento à re-utilização*. Actas do Seminário “Gestão Transfronteiriça de Recursos Naturais”. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.
- ✓ Gladyshev, M.; Chuprov, S.; Kolmakov, V.; Dubovskaya, O.; Zadorin, A.; Zuev, I.; Ivanova, E.; Kravchuk, E. (2003). *A Biomanipulation Bypassing the Trophic Cascade in a Small Reservoir*. Doklady Biological Sciences, **390**: 235-236.
- ✓ Godinho, F. (2001). *Gestão Piscícola de Albufeiras*. Estudo Estratégico para a Gestão das Pescas Continentais. PAMAF Medida 4 – IED, Acção 4.4: Estudos Estratégicos: 346-369.
- ✓ Guimarães, M.T. (1994). *O sector das pescas nas águas interiores*. Direcção Geral das Florestas. Lisboa.
- ✓ Gophen, M. (1990). *Summary of the workshop on prespectives of biomanipulation in inland waters*. Hydrobiologia, **191**: 315-318
- ✓ Gulati, R. (1995). *Manipulation of fish population for lake recovery from eutrophication in the temperate region*. Guidelines of Lake Management (Volume 7) – Biomanipulation in Lakes and Reservoirs Mangement. International Lake Environment Committee Foundation & United Nations Environment Programme: 53-79.
- ✓ Hansson, L.; Annadotter, H.; Bergman, E.; Hamrin, S.; Jeppesen, E.; Kairesalo, T.; Luokkanem, E.; Nilsson, P.; Soendergaard, M.; Strand, J. (1998). *Biomanipulation as na application of food-chain theory: constraints, synthesis and recommendations for temperate lakes*. Ecosystems, **1**: 558-574.
- ✓ Hart, R. C. (2006). *Food web (bio-)manipulation of South African reservoirs– viable eutrophication management prospect or illusory pipe dream? A reflective commentary and position paper*. Water SA, **32 (4)**: 567-575.
- ✓ Henriques, M. J. (1989). *Loadings and Mass Balance of Nitrogen and Phosphorus in Maranhão Reservoir*. Instituto Nacional de Investigação das Pescas. Lisboa.
- ✓ Horne, A.; Goldman, C. (1994). *Limnology. 2nd edition*. McGraw-Hill. New York.
- ✓ Instituto da Água, I.P.. URL: <http://www.inag.pt>
- ✓ Kasprzak, P.; Benndorf, J.; Mehner, T.; Koschel, R. (2002). *Biomanipulation of lake ecosystems: an introduction*. Freshwater Biology, **47**: 2277-2281.
- ✓ Kasprzak, P.; Benndorf, J.; Gonsiorczyk, T.; Koschel, R.; Krienitz, L.; Mehner, T.; Hülsmann, S.; Schultz, H.; Wagner, A. (2007). *Reduction of nutrient loading and biomanipulation as tools in water quality management: Long-term observations on Bautzen Reservoir and Feldberger Haussee (Germany)*. Lake and Reservoir Management, **23**: 410-427.
- ✓ Lammens, E. (2001). *Consequences of Biomanipulation for fish and fisheries*. Food and Agriculture Organization of the Unite Nations (FAO). Fisheries Circular, **952**.
- ✓ Lei n.º 2097. *Lei da pesca nas águas interiores*, de 6 de Junho de 1959.
- ✓ Lewin, W.C.; Arlinghaus, R.; Mehner, T. (2006). *Documented and Potencial Biological Impacts of Recreational Fishing: Insights for Management and Conservation*. Fisheries Science, **14**: 305-367.
- ✓ Lopes, L. (2001). *Pesca de Competição*. Estudo Estratégico para a Gestão das Pescas Continentais. PAMAF Medida 4 – IED, Acção 4.4: Estudos Estratégicos: 250-262.
- ✓ Mateus, S. (2005). *Aplicação do Modelo CE-Qual-W2 a ambientes potencialmente eutrofizados*. Dissertação para a obtenção do grau de Mestre em Ecologia, Gestão e Modelação dos Recursos Marinhos. Instituto Superior Técnico. Lisboa.
- ✓ Mehner, T.; Arlinghaus, R.; Berg, S.; Dörner, H.; Jacobsen, L.; Kasprzak, P.; Koschel, R.; Schulze, T.; Skov, C.; Wolter, C.; Wysujack, K. (2004). *How to link biomanipulation and sustainable fisheries management: a step-by-step guideline for lakes of the European temperate zone*. Fisheries Management and Ecology, **11**: 261-275.

- ✓ Mehner, T.; Benndorf, J.; Kasprzak, P.; Koschel, R. (2002). *Bio-manipulation of lake ecosystems: successful applications and expanding complexity in the underlying science*. *Freshwater Biology*, **47**: 2453-2465.
- ✓ National Eutrophication Monitoring Programme. URL: <http://www.dwaf.gov.za/iwqs/eutrophication/NEMP/EutrophicationMonitoringProgramme.pdf>
- ✓ Neves, R.; Silva, A.; Braunschweig, F.; Leitão, P.C.; Wandel, R.; Pina, P.; Pita, G. (2001). *Hidroinformática e Optimização da Gestão de Ecossistemas Aquáticos*. Conference Paper "A Hidroinformática em Portugal". LNEC (Edição em CD). Lisboa.
- ✓ Niesar, M.; Arlinghaus, R.; Rennert, B.; Mehner, T. (2004). *Coupling insights from a carp, *Cyprinus carpio*, angler survey with feeding experiments to evaluate composition, quality and phosphorus input of groundbait in coarse fishing*. *Fisheries Management and Ecology*, **11**: 225-235.
- ✓ Pritchard, E.K.; Santora, C.; Babcock, E.A.; Bakun, A.; Bonfil, R.; Conover, D.O.; Dayton, P.; Doukakis, P.; Fluharty, D.; Heneman, B.; Houde, E.D.; Link, J.; Livingston, P.A.; Mangel, M.; McAllister, M.K.; Pope, J.; Sainsbury, K. (2004). *Ecosystem-based fishery management*. *Science*, **305**: 346-347.
- ✓ Pinheiro, A.N. (2001). *Curso de Exploração e Segurança de Barragens*. Capítulo 1.4.4 – Tomadas de água. Instituto da Água. Lisboa: 1.153-1.156.
- ✓ Rast, W.; Thornton, J.A. (1996). *Trends in Eutrophication Research and Control*. Research Commission, Project K8/360. *Hydrological Processes*, **10**.
- ✓ Resolução do Conselho de Ministros n.º 117/99. *Plano de Ordenamento da Albufeira de Maranhão*. DR **233**, Série I-B, de 6 de Outubro de 1999.
- ✓ Santos, J.M.L.; Ribeiro, P.F.; Gonçalves, A.C.; Oliveira, I. (2001). *A Pesca Desportiva em Águas Interiores. Análise Sócio-Económica*. Estudo Estratégico para a Gestão das Pescas Continentais. PAMAF Medida 4 – IED, Acção 4.4: Estudos Estratégicos: 232-249.
- ✓ Scharf, W. (2007). *Bio-manipulation as a useful water quality management tool in deep stratifying reservoirs*. *Hydrobiologia*, **583**: 21-42.
- ✓ Seda, J.; Kubecka, J. (1997). *Long-term bio-manipulation of Rimov Reservoir (Czech Republic)*. *Hydrobiologia*, **345**: 95-108.
- ✓ Shapiro, J.; Lamarra, V.; Lynch, M. (1975). *Bio-manipulation: an ecosystem approach to lake restoration*. Proceedings of a symposium on Water Quality Management through Biological Control. University of Florida: 85-96.
- ✓ Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos. URL: <http://www.snirh.pt>
- ✓ Smith, V.H.; Tilman, G.D.; Nekola, J.C. (1999). *Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems*. *Environmental Pollution*, **100**: 179-196.
- ✓ Straškraba, M.; Tundisi, J. (1999). *Reservoir fisheries and its relation to water quality*. Guidelines of Lake Management (Volume 9) – Bio-manipulation in Lakes and Reservoirs Management. International Lake Environment Committee Foundation: 67-74.
- ✓ Thornton, K.; Kimmel, B.L.; Payne, F.E. (1990). *Reservoir Limnology. Ecological Perspectives*. Wiley-Interscience Publication. John Wiley & Sons, Inc..New York.
- ✓ Walmsley, R.D. (2000). *Perspectives on Eutrophication of Surface Waters: Policy/Research Needs in South Africa. A Review and Discussion Document*. Water Research Commission. Project K8/360.
- ✓ Wetzel, R.G. (1993). *Limnologia*. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa.