

# TÍNH TOÁN KHẢ NĂNG THẢ CÁ DỰA VÀO NGUỒN THỨC ĂN TỰ NHIÊN Ở CÁC HỒ CHỨA THỦY LỢI FISH STOCKING FEASIBILITY BASED ON NATURAL FOOD SOURCES IN IRRIGATION RESERVOIRS

Vũ Cẩm Lương<sup>(1\*)</sup>, Đoàn Minh Trí<sup>(1)</sup>, Lê Thanh Hùng<sup>(1)</sup>, Nguyễn Phú Hòa<sup>(1)</sup>  
<sup>(1)</sup> Khoa Thủy Sản, Trường Đại học Nông Lâm TP.HCM  
<sup>(\*)</sup> Email: vcluong@gmail.com

## ABSTRACT

The southeast of Vietnam is characterized by uphill geography with hundreds of small and medium reservoirs (10-400 ha) built for irrigation. This study aimed to estimate environmental carrying capacity for fish stocking in such reservoirs. Two studying reservoirs were selected including one with aquaculture practices (Cau Moi Reservoir in Dong Nai Province) and one without stocked fish (Bau Um Reservoir in Binh Phuoc Province). The average areas of Cau Moi and Bau Um are 273 and 60 ha, respectively. Bimonthly field sampling was carried out at Cau Moi stocked reservoir since July 2010 and Bau Um non-stocked reservoir since August 2010 to estimate the biomass (in dry weight) of natural food webs including phytoplankton, zooplankton, benthos, detritus, terrestrial plants and main fish species groups. At the end of the sampling year in August 2011, Ecopath 5.0 models were constructed to evaluate the stocking rate and fisheries carrying capacity for each reservoir. The results indicated the necessity to manage fish stocking and wild fish populations in reservoirs for better utilization of aquatic resources, thus enhance sustainable development. Specific information on the impacts of cultured fish species on fisheries and natural food resources allow governmental agencies and local communities to establish policies, plans and mechanisms for management of stocking of cultured fish species.

**Keywords:** Ecopath, modeling, fish stocking, reservoir.

## ĐẶT VẤN ĐỀ

Miền Đông Nam bộ có nhiều hồ chứa vừa và nhỏ được xây dựng cho mục đích thủy lợi, với trên 50 hồ có diện tích từ 20-50 ha và khoảng 10 hồ có diện tích từ 200-400 ha. Nhiều hồ chứa có hoạt động nuôi trồng thủy sản kết hợp và nhiều loài cá thả nuôi là các loài ngoại lai như rô phi, mè trắng, mè hoa, chép, trắm cỏ... Mục đích phát triển nuôi trồng thủy sản có lẽ là nguyên nhân chính giúp các loài ngoại lai phát tán (Welcomme, 1998; Bartley and Fleischer, 2005). Trong quá trình phát triển, các loài cá ngoại lai cũng cạnh tranh trực tiếp trên chuỗi thức ăn, phá vỡ cân bằng và cấu trúc quần đàn bản địa (Welcomme, 2001; Cripps and Kumar, 2003, Pimentel et al., 2005). Lương và ctv (2004) trong nghiên cứu nuôi cá ẻo ngách ở hồ chứa lớn Trị An cho thấy các loài cá ngoại lai thả nuôi đã thiết lập quần đàn ổn định trên hồ. Việc nghiên cứu chuỗi thức ăn tự nhiên và tính toán khả năng thả các loài cá ngoại lai với tỉ lệ thích hợp ở các hồ chứa thủy lợi vừa và nhỏ do vậy có ý nghĩa thiết thực trong công tác quản lý nguồn lợi và phát triển nuôi trồng thủy sản mặt nước lớn. Nghiên cứu này được tiến hành trên hai hồ chứa Cầu Mới ở Đồng Nai và Bàu Úm ở Bình Phước để khảo sát biến động nguồn thức ăn tự nhiên trong năm và tính toán chiến lược thả cá cho các hồ có và không có hoạt động nuôi thủy sản.

## PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

Nghiên cứu này được thực hiện ở hồ chứa có thả cá nuôi là Cầu Mới với diện tích 273 ha ở Đồng Nai, và hồ chứa không có hoạt động thả cá nuôi là Bàu Úm với diện tích 60 ha ở Bình Phước. Tiến hành thu mẫu đo sinh khối của chuỗi thức ăn tự nhiên sau mỗi hai tháng ở hồ Cầu Mới (từ tháng 7/2010 đến tháng 5/2011) và hồ Bàu Úm (từ tháng 8/2010 đến tháng 6/2011). Chuỗi thức ăn tự nhiên được khảo sát bao gồm phiêu sinh thực vật, phiêu sinh động vật, động vật đáy, mùn bã hữu cơ ở đáy, thực vật bán ngập và các loại cá. Ở mỗi hồ chứa, mẫu được thu ở 3 vị trí đầu hồ, giữa hồ và cuối hồ, mỗi vị trí thu 3 lần lặp lại.

Sinh khối của tảo được đo qua lượng Chlorophyll-a nhân cho 67, với ước tính Chlorophyll-a chiếm 1,5% trọng lượng khô của tảo (Creitz và Richards, 1955; APHA et al., 1985). Mẫu phiêu sinh động vật được thu với 50-L nước hồ lọc qua lưới 65 micron. Mẫu được đếm, phân loại theo nhóm và đo kích cỡ, sau đó ước tính sinh khối bằng các phương trình hồi qui chiều dài – trọng lượng (Dumont et al., 1975 và McCauley, 1984).

Động vật đáy được thu mẫu bằng gầu Ekman có diện tích miệng 225 cm<sup>2</sup>, sau đó phân loại và xác định trọng lượng khô ở 105°C. Đối với các loài có vỏ cứng được nung thêm ở 550°C trong 4 giờ để khử chất hữu cơ, rồi tính ngược lại trọng lượng khô của chất hữu cơ (Wetzel và Likens, 1979).

Mẫu mùn bã hữu cơ ở nền đáy được thu ở 5-cm lớp bùn mặt. Phương pháp tro khô được dùng để xác định lượng chất hữu cơ của chất đáy (Boyd, 1995).

Thực vật bán ngập được thu mẫu từ 10 ô vuông ngẫu nhiên diện tích 1 m<sup>2</sup>/ô vào các tháng 7 và 8/2010. Sau đó tiến hành phân thành 3 nhóm theo kích cỡ và độ cao của thực vật. Tỷ lệ các nhóm thực vật ngoài thực địa được ước tính bằng phương pháp phân lát cắt dọc mỗi 60 m chiều dài. Sinh khối thực vật bán ngập được tính bằng trọng lượng khô ở 105°C trong 24-48 giờ (Whittaker and Marks, 1975).

Trọng lượng cá nuôi và cá tự nhiên nhỏ được ghi nhận ở thời điểm thả cá và thu hoạch cá. Năng suất cá nuôi được tính bằng hiệu số trọng lượng khi thu hoạch và khi thả cá, trong khi năng suất cá tự nhiên được ước lượng bằng phần mềm Ecopath. Sinh khối mẫu cá được tính bằng trọng lượng khô ở 103°C (Winberg, 1971).

Ở cuối chu kỳ thu mẫu vào tháng 8/2011, các mô hình Ecopath 5.0 được xây dựng để đánh giá và tính toán tỷ lệ thả và hiệu quả sử dụng nguồn thức ăn tự nhiên trong các thủy vực (Christensen et al., 2000). Mô hình bao gồm các dòng năng lượng của thực vật bán ngập, mùn bã hữu cơ, phiêu sinh thực vật và động vật, động vật đáy và các nhóm cá (cá thả nuôi, cá tự nhiên ăn động vật, cá tự nhiên ăn tạp và thực vật). Các thông số cơ bản trong xây dựng mô hình Ecopath bao gồm: (1) Sinh khối trung bình (B) tính bằng gDW/m<sup>2</sup>; (2) Tỷ lệ năng suất trên sinh khối (P/B); (3) Tỷ lệ tiêu thụ trên sinh khối (Q/B); (4) Tỷ lệ năng suất trên tiêu thụ (P/Q); (5) Thành phần thức ăn (DC) là tỷ lệ các loại thức ăn mỗi loài tiêu thụ, thường được ước tính từ phân tích thức ăn trong dạ dày, ở nghiên cứu này, tỷ lệ này được tham khảo từ các nghiên cứu liên quan khác. Trong khi sinh khối (B) được khảo sát trực tiếp trong nghiên cứu, các tham số khác được tham khảo và tính toán từ mô hình Ecopath.

Ở kết quả của mô hình, chỉ số hiệu suất năng suất (EE) được sử dụng để tính toán và điều chỉnh các tỷ lệ thả cho phù hợp nguồn thức ăn tự nhiên sẵn có. Hiệu suất năng suất (EE) là tỷ lệ của năng suất được sử dụng trong hệ thống nuôi, có giá trị từ 0 đến 1. Theo Ricker (1971), EE thường dao động trong khoảng 0,65 đến 0,95.

## KẾT QUẢ THẢO LUẬN

### Cơ sở thức ăn tự nhiên ở hồ chứa Cầu Mới và Bàu Úm

Sinh khối phiêu sinh thực vật dao động trong khoảng 1,17-1,97 g DW/m<sup>3</sup> từ tháng 7/2010 đến tháng 5/2011 ở hồ Cầu Mới (Bảng 1) và dao động trong khoảng 0,21-1,47 g DW/m<sup>3</sup> từ tháng 8/2010 đến tháng 6/2011 ở hồ Bàu Úm (Bảng 2). Sinh khối phiêu sinh thực vật ở phần cuối hồ thấp hơn có ý nghĩa thống kê so với đoạn đầu hồ và giữa hồ ở cả hai hồ Cầu Mới và Bàu Úm ( $P < 0.05$ ). Sinh khối phiêu sinh thực vật trung bình năm ở hồ Cầu Mới là 1,53 gDW/m<sup>3</sup> hay 3,37 gDW/m<sup>2</sup>, trong khi ở hồ Bàu Úm là 0,73 gDW/m<sup>3</sup> hay 2,05 gDW/m<sup>2</sup>. Nhìn chung, sinh khối phiêu sinh thực vật ở hồ có thả cá Cầu Mới cao hơn ở hồ không có thả cá Bàu Úm.

**Bảng 1:** Biến động sinh khối phiêu sinh thực vật ở hồ chứa có thả cá Cầu Mới

Tháng	Sinh khối phiêu sinh thực vật (gDW/m <sup>3</sup> )		
	Đầu hồ <sup>a</sup>	Giữa hồ <sup>a</sup>	Cuối hồ <sup>b</sup>
7	1,69 ± 0.04	1,57 ± 0.21	1,51 ± 0.12
9	1,45 ± 0.06	1,91 ± 0.26	1,29 ± 0.06
11	1,59 ± 0.19	1,63 ± 0.04	1,23 ± 0.12
1	1,43 ± 0.07	1,39 ± 0.06	1,17 ± 0.04
3	1,53 ± 0.07	1,47 ± 0.07	1,21 ± 0.08
5	1,91 ± 0.09	1,97 ± 0.09	1,59 ± 0.09

<sup>ab</sup> Giá trị các cột có các chữ cái khác nhau có sự sai khác đáng tin cậy ( $P < 0.05$ )

**Bảng 2:** Biến động sinh khối phiêu sinh thực vật ở hồ chứa không thả cá Bàu Úm

Tháng	Sinh khối phiêu sinh thực vật (gDW/m <sup>3</sup> )		
	Đầu hồ <sup>a</sup>	Giữa hồ <sup>a</sup>	Cuối hồ <sup>b</sup>
8	0,56 ± 0.11	0,48 ± 0.05	0,46 ± 0.12
10	0,32 ± 0.10	0,29 ± 0.04	0,24 ± 0.05
12	0,74 ± 0.05	0,82 ± 0.09	0,56 ± 0.04
2	0,79 ± 0.08	0,54 ± 0.07	0,48 ± 0.08
4	1,47 ± 0.13	1,35 ± 0.08	1,21 ± 0.05
6	0,98 ± 0.09	1,01 ± 0.07	0,91 ± 0.08

<sup>ab</sup> Giá trị các cột có các chữ cái khác nhau có sự sai khác đáng tin cậy ( $P < 0.05$ )

Sinh khối phiêu sinh động vật dao động trong khoảng 0,05-0,83 g DW/m<sup>3</sup> từ tháng 7/2010 đến tháng 5/2011 ở hồ chứa Cầu Mới (Bảng 3), và dao động trong khoảng 0,11-1,27 g DW/m<sup>3</sup> từ tháng 8/2010 đến tháng 6/2011 ở hồ chứa Bàu Úm (Bảng 4). Sinh khối phiêu sinh động vật ở phần cuối hồ thấp hơn có ý nghĩa thống kê so với đoạn đầu hồ và giữa hồ ở cả hai hồ Cầu Mới và Bàu Úm ( $P < 0.05$ ). Sinh khối phiêu sinh động vật trung bình năm ở hồ Cầu Mới là 0,31 gDW/m<sup>3</sup> hay 1,86 gDW/m<sup>2</sup>, trong khi ở hồ Bàu Úm là 0,35 gDW/m<sup>3</sup> hay 1,41 gDW/m<sup>2</sup>. Nhìn chung, khác với biến động của phiêu sinh thực vật giữa hai hồ, sinh khối phiêu sinh động vật ở hồ không có thả cá Bàu Úm cao hơn một ít so với hồ có thả cá Cầu Mới.

**Bảng 3:** Biến động sinh khối phiêu sinh động vật ở hồ chứa có thả cá Cầu Mới

Tháng	Sinh khối phiêu sinh động vật (gDW/m <sup>3</sup> )		
	Đầu hồ <sup>a</sup>	Giữa hồ <sup>a</sup>	Cuối hồ <sup>b</sup>
7	0,22 ± 0.02	0,35 ± 0.03	0,2 ± 0.02
9	0,81 ± 0.04	0,83 ± 0.05	0,32 ± 0.03
11	0,50 ± 0.04	0,24 ± 0.02	0,26 ± 0.03
1	0,33 ± 0.04	0,14 ± 0.01	0,05 ± 0.01
3	0,24 ± 0.02	0,21 ± 0.02	0,17 ± 0.02
5	0,32 ± 0.03	0,24 ± 0.02	0,15 ± 0.01

<sup>ab</sup> Giá trị các cột có các chữ cái khác nhau có sự sai khác đáng tin cậy ( $P < 0.05$ )

**Bảng 4:** Biến động sinh khối phiêu sinh động vật ở hồ chứa không thả cá Bàu Úm

Tháng	Sinh khối phiêu sinh động vật (gDW/m <sup>3</sup> )		
	Đầu hồ <sup>a</sup>	Giữa hồ <sup>a</sup>	Cuối hồ <sup>b</sup>
8	0,25 ± 0.03	0,29 ± 0.03	0,20 ± 0.02
10	0,60 ± 0.07	0,33 ± 0.05	0,18 ± 0.03
12	1,27 ± 0.22	0,81 ± 0.13	0,68 ± 0.10
2	0,18 ± 0.02	0,22 ± 0.03	0,11 ± 0.01
4	0,22 ± 0.03	0,21 ± 0.03	0,20 ± 0.02
6	0,20 ± 0.02	0,20 ± 0.02	0,19 ± 0.02

Sinh khối động vật đáy dao động trong khoảng 0,01-9,43 g DW/m<sup>2</sup> từ tháng 7/2010 đến tháng 5/2011 tại hồ Cầu Mới (Bảng 5), và dao động trong khoảng 0,08-0,64 g DW/m<sup>2</sup> từ tháng 8/2010 đến tháng 6/2011 tại hồ Bầu Úm (Bảng 6). Sinh khối động vật đáy rất nghèo nàn ở hồ không thả cá Bầu Úm (trung bình năm là 0,41 gDW/m<sup>2</sup>), trong khi ở hồ có thả cá Cầu Mới sinh khối động vật đáy cao hơn và biến động nhiều hơn (trung bình năm là 3,63 gDW/m<sup>2</sup>).

**Bảng 5:** Biến động sinh khối động vật đáy ở hồ chứa có thả cá Cầu Mới

Tháng	Sinh khối động vật đáy (gDW/m <sup>2</sup> )		
	Đầu hồ	Giữa hồ	Cuối hồ
7	0,12	0,15	0,05
9	0,01	7,40	9,05
11	0,13	8,34	1,98
1	2,73	7,08	7,29
3	5,18	6,09	9,43
5	0,05	0,13	0,11

**Bảng 6:** Biến động sinh khối động vật đáy ở hồ chứa không thả cá Bầu Úm

Tháng	Sinh khối động vật đáy (gDW/m <sup>2</sup> )		
	Đầu hồ	Giữa hồ	Cuối hồ
8	0,64	0,72	0,16
10	0,48	0,32	0,40
12	0,56	0,64	0,16
2	0,32	0,16	0,16
4	0,64	0,56	0,08
6	0,32	0,32	0,16

Sinh khối mùn bã hữu cơ dao động trong khoảng 251-10.245 g DW/m<sup>2</sup> từ tháng 7/2010 đến tháng 5/2011 tại hồ Cầu Mới (Bảng 7), và dao động trong khoảng 22,8-4.847 g DW/m<sup>2</sup> từ tháng 8/2010 đến tháng 6/2011 tại hồ Bầu Úm (Bảng 8). Nhìn chung, hồ Cầu Mới có sinh khối mùn bã hữu cơ khá dồi dào. Sinh khối mùn bã hữu cơ trung bình năm ở hồ Cầu Mới và Bầu Úm lần lượt là 3.581 gDW/m<sup>2</sup> và 2.153 gDW/m<sup>2</sup>.

**Bảng 7:** Biến động sinh khối mùn bã hữu cơ ở hồ chứa có thả cá Cầu Mới

Tháng	Sinh khối mùn bã hữu cơ (gDW/m <sup>2</sup> )		
	Đầu hồ	Giữa hồ	Cuối hồ
7	469,9	496,8	546,8
9	307,7	406	251
11	352	627,6	458,7
1	5600,4	10245,8	6019,3
3	6014,4	7009,3	5184,4
5	5188,4	6791,4	8500,9

**Bảng 8:** Biến động sinh khối mùn bã hữu cơ ở hồ chứa không thả cá Bầu Úm

Tháng	Sinh khối mùn bã hữu cơ (gDW/m <sup>2</sup> )		
	Đầu hồ	Giữa hồ	Cuối hồ
8	91,1	26,2	22,8
10	103,5	121,7	41,5
12	2931,6	3820,9	3670,9
2	4341,5	4122,6	2867,9
4	1393,2	3320,2	2906,3
6	4847,6	2360,4	1779,8

Sinh khối thực vật bán ngập (Bảng 9) được phân ra thành ba nhóm dựa theo chiều cao. Sinh khối trung bình năm của thực vật bán ngập ở hồ Cầu Mới và Bàu Úm lần lượt là 292 gDW/m<sup>2</sup> và 766 gDW/m<sup>2</sup>.

**Bảng 9:** Sinh khối thực vật bán ngập giai đoạn tháng 7-8/2010

Hồ chứa	Chiều cao thực vật (cm)	Tỉ lệ (%)	Sinh khối (gDW/m <sup>2</sup> )
Cầu Mới	< 30	30	160.2
	30 - 70	55	280.1
	> 70	15	603.3
	All size	100	292.6
Bàu Úm	< 30	10	326.7
	30 - 70	50	546.7
	> 70	40	1150.1
	All size	100	766.1

### Cá và các bậc dinh dưỡng

Dựa vào tập tính ăn và bậc dinh dưỡng, các loài cá ở các hồ chứa khảo sát được phân ra thành ba nhóm: (1) nhóm cá thả nuôi như mè hoa, chép, mè trắng, trắm cỏ, rô phi, trôi...; (2) nhóm cá dữ như cá lóc, lãng, leo, bống tượng...; và (3) nhóm cá nhỏ như sơn, lòng tong các loại... Ma trận dinh dưỡng trong mô hình Ecopath được trình bày ở Bảng 10.

**Bảng 10:** Ma trận dinh dưỡng cho mô hình Ecopath (% trọng lượng)

Ăn môi	Môi						Nguồn
	8	9	10	11	12	13	
1. Mè hoa	-	-	24	7	-	69	(a)
2. Mè trắng	-	-	-	84	-	16	(a)
3. Trôi Mrigal	-	-	-	30	20	50	(b)
4. Chép	-	50	-	-	-	50	(b), (c)
5. Trắm cỏ	-	-	-	-	85	15	(d)
6. Rô phi	-	-	10	25	10	55	(b)
7. Cá dữ	85	5	-	-	-	10	(e), (f)
8. Cá nhỏ	-	-	25	40	-	35	(e), (f)
9. Động vật đáy	-	5	10	20	-	65	(g), (h)
10. Phiêu sinh động vật	-	-	5	95	-	-	(i)
11. Phiêu sinh thực vật	-	-	-	-	-	-	
12. Thực vật bán ngập	-	-	-	-	-	-	
13. Mùn bã hữu cơ	-	-	-	-	-	-	

Nguồn: (a) Cremer and Smitherman (1980); (b) Jørgensen (1979); (c) Specziár et al. (1997); (d) Colle et al. (1978); (e) Luong (2004); (f) Rainboth (1996); (g) Moreau et al. (1993); (h) Leveque et al. (1983); (i) Moriarty et al. (1973).

### Mô hình hóa chuỗi thức ăn tự nhiên ở hồ Cầu Mới

Các thông số đầu vào và các ước tính cơ bản của mô hình Ecopath được trình bày ở Bảng 11. Giá trị chỉ số EE của cá nhỏ, động vật đáy, phiêu sinh động vật, phiêu sinh thực vật, thực vật bán ngập và mùn bã hữu cơ lần lượt là 0,919, 0,325, 0,719, 0,738, 0,026 và 0,320. Giá trị EE đạt rất cao ở các nhóm cá nhỏ, phiêu sinh thực vật và phiêu sinh động vật, dao động từ 0.719 đến 0.919.

Bậc dinh dưỡng và năng lượng phân bổ vào các bậc được trình bày ở Bảng 12. Nhìn chung, dòng năng lượng của hệ thống tập trung cao vào các bậc dinh dưỡng I và II, với tổng năng lượng đạt lần lượt 1829,9 và 1131,3 g DW/m<sup>2</sup>.

Mô hình Ecopath (Hình 1) cho phép quản lý hiệu quả các nguồn thức ăn và sinh vật tiêu thụ trong hệ thống.

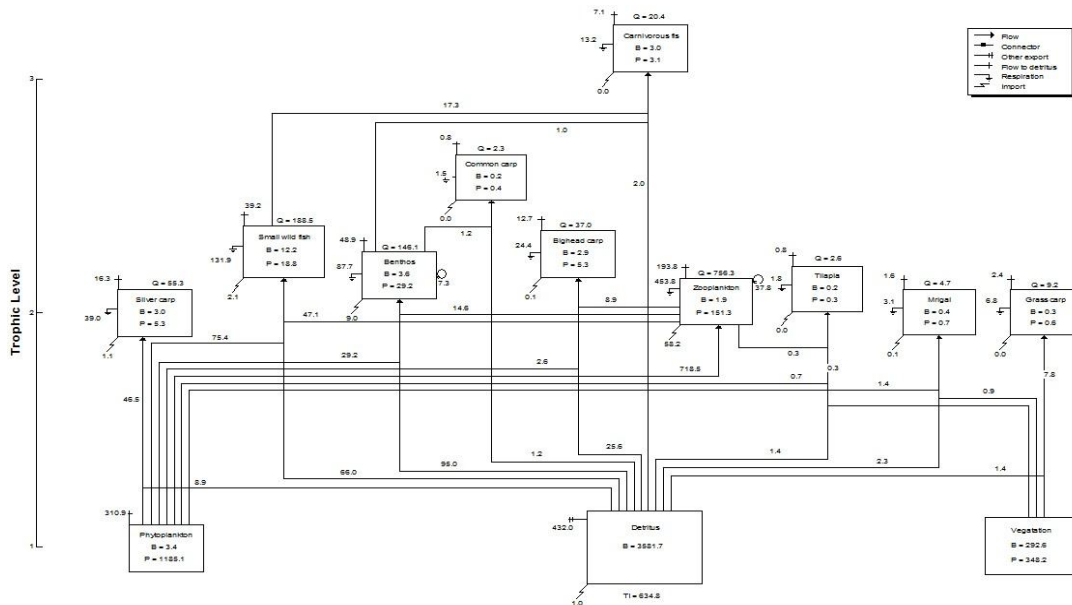
**Bảng 11:** Dữ liệu và các ước tính (trong ngoặc) từ mô hình Ecopath ở hồ Cầu Mới

Nhóm	Sinh khối (/vụ) gDW/m <sup>2</sup>	P/B (/vụ)	Q/B (/vụ)	P/Q (/vụ)	EE (/vụ)	Bậc dinh dưỡng
Mè hoa	2.94	1.79	12.60	(0.142)	0.99	(2.25)
Mè trắng	3.01	1.75	18.38	(0.95)	0.99	(2.00)
Trôi	0.39	1.75	12.00	(0.46)	0.99	(2.00)
Chép	0.21	1.79	11.17	(0.60)	0.99	(2.58)
Trắm cỏ	0.34	1.65	27.12	(0.61)	0.99	(2.00)
Rô phi	0.17	1.70	15.30	(0.11)	0.99	(2.11)
Cá dừ	3.04	1.01	6.70	(0.15)	0.99	(3.13)
Cá nhỏ	12.16	1.55	15.50	(0.1)	(0.919)	(2.26)
Động vật đáy	3.63	8.05	40.25	(0.2)	(0.325)	(2.16)
Phiêu sinh động	1.86	81.32	406.6	(0.2)	(0.719)	(2.05)
Phiêu sinh thực	3.37	351.67	-	-	(0.738)	(1.00)
Thực vật	292.6	1.19	-	-	(0.026)	(1.00)
Mùn bã	3581.7	-	-	-	(0.320)	(1.00)

Ghi chú: Tỷ lệ P/B và Q/B được tham khảo từ Luong (2004)

**Bảng 12:** Ma trận chuyển đổi dinh dưỡng ở hồ Cầu Mới

Nhóm	Bậc dinh dưỡng	Năng lượng ở các bậc dinh dưỡng			
		I	II	III	IV
Mè hoa	2.25	-	28.2	8.9	-
Mè trắng	2.00	-	55.3	-	-
Trôi	2.00	-	4.7	-	-
Chép	2.58	-	1.2	1.0	0.1
Trắm cỏ	2.00	-	9.2	-	-
Rô phi	2.11	-	2.3	0.3	-
Cá dừ	3.13	-	2.0	13.9	4.4
Cá nhỏ	2.26	-	141.4	47.1	-
Động vật đáy	2.16	-	130.7	15.4	-
Phiêu sinh động	2.05	-	756.3	-	-
Phiêu sinh thực	1.00	1185.1	-	-	-
Thực vật	1.00	9.0	-	-	-
Mùn bã	1.00	635.8	-	-	-
Tổng	-	1829.9	1131.3	85.6	4.5



**Hình 1:** Mô hình Ecopath ở hồ Cầu Mới. Các dòng năng lượng tính bằng gDW/m<sup>2</sup>/vụ, riêng sinh khối (B) tính bằng g DW/m<sup>2</sup>.

**Dự báo bằng mô hình hóa**

Sử dụng mô hình Ecopath, các giải pháp điều khiển chuỗi thức ăn tự nhiên được trình bày ở Bảng 13. Tiến trình điều khiển chuỗi thức ăn với mục tiêu đầu tiên nhằm làm giảm chỉ số hiệu suất năng suất (EE) của nhóm cá nhỏ bằng cách gia tăng 30% sinh khối của nhóm cá này, đã cho kết quả thay đổi chỉ số EE của nhóm cá này là 0,706. Ở bước II, sinh khối nhóm cá nhỏ được điều chỉnh tăng thêm 50%, cho kết quả chỉ số EE của nhóm cá nhỏ, phiêu sinh động vật và phiêu sinh thực vật lần lượt là 0,919, 0,874 và 0,769. Ở bước III, khi sinh khối nhóm cá nhỏ được tăng lên 100%, cho kết quả chỉ số EE của phiêu sinh động vật vượt quá 1, thể hiện tình trạng thiếu thức ăn phiêu sinh động vật trong hệ thống. Ở bước IV, sinh khối của nhóm mè trắng được tăng lên đến 400% nhằm tận dụng nguồn thức ăn phiêu sinh thực vật của hệ thống, và cho kết quả chỉ số EE của nhóm phiêu sinh thực vật đạt 0,894.

**Bảng 13:** Dự báo thông số EE cho các tình huống khác nhau trong mô hình Ecopath

Bước	Mục tiêu	Điều chỉnh	Yếu tố ảnh hưởng	Kết quả
I	Giảm EE của nhóm cá nhỏ	B = 15,81 gDW/m <sup>2</sup> cho nhóm cá nhỏ (tăng 30%)	EE = 0,812 và 0,757 cho phiêu sinh động vật và thực vật	EE = 0,706 cho nhóm cá nhỏ
II	Tăng sinh khối nhóm cá dữ và cá nhỏ	B = 4,56 và 18.24 gDW/m <sup>2</sup> cho cá dữ và cá nhỏ (tăng 50%)	EE = 0,874 và 0,769 cho phiêu sinh động vật và thực vật	EE = 0,919 cho nhóm cá nhỏ
III	Tăng sinh khối nhóm cá nhỏ	B = 24,32 gDW/m <sup>2</sup> cho cá nhỏ (tăng 100%)	EE = 0,801 cho phiêu sinh thực vật	EE = 1,03 cho phiêu sinh động vật
IV	Tăng sinh khối mè trắng	B = 15,05 gDW/m <sup>2</sup> cho mè trắng (tăng 400%)	EE = 0,499 cho mùn bã hữu cơ	EE = 0,894 cho phiêu sinh thực vật

## Mô hình hóa chuỗi thức ăn tự nhiên ở hồ Bầu Úm

Các thông số đầu vào và các ước tính cơ bản của mô hình Ecopath ở hồ Bầu Úm được trình bày ở Bảng 14. Giá trị chỉ số EE của cá nhỏ, động vật đáy, phiêu sinh động vật, phiêu sinh thực vật, thực vật bán ngập và mùn bã hữu cơ lần lượt là 0,882, 0,927, 0,655, 0,870, 0,253 và 0,124. Giá trị EE đạt rất cao ở các nhóm động vật đáy, phiêu sinh thực vật và cá nhỏ, dao động từ 0.870 đến 0.927.

Bậc dinh dưỡng và năng lượng phân bổ vào các bậc được trình bày ở Bảng 15. Nhìn chung, dòng năng lượng của hệ thống tập trung cao vào các bậc dinh dưỡng I và II, với tổng năng lượng đạt lần lượt 2690 và 1017 g DW/m<sup>2</sup>.

Mô hình Ecopath (Hình 2) cho phép quản lý hiệu quả các nguồn thức ăn và sinh vật tiêu thụ trong hệ thống.

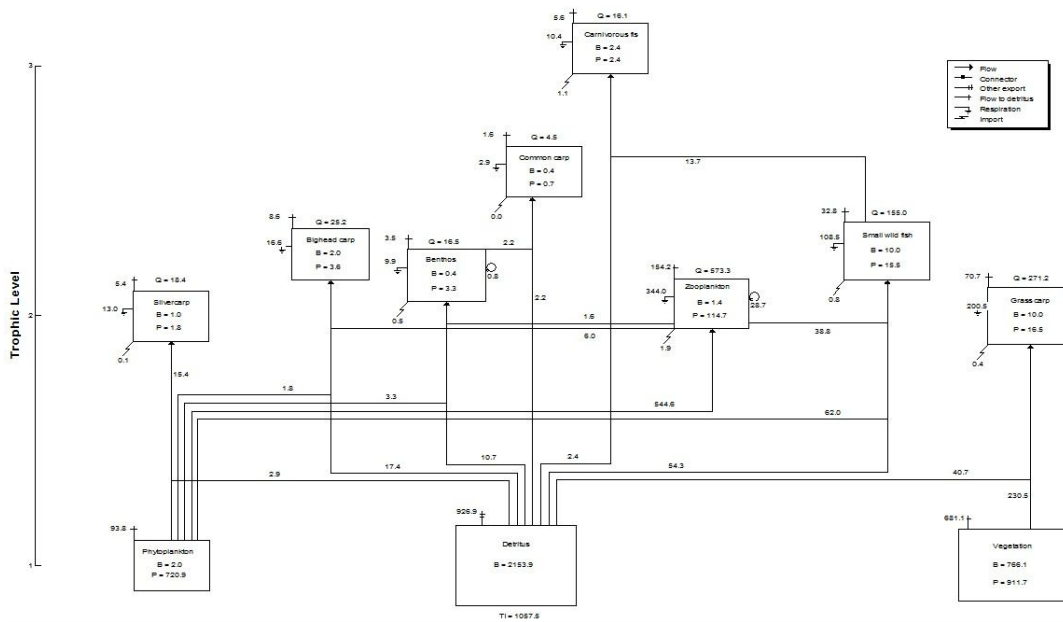
**Bảng 14:** Dữ liệu và các ước tính (trong ngoặc) từ mô hình Ecopath ở hồ Bầu Úm

Nhóm	Sinh khối (gDW/m <sup>2</sup> )	P/B (/vụ)	Q/B (/vụ)	P/Q (/vụ)	EE (/vụ)	Bậc dinh dưỡng
Mè hoa	2.0	1.79	12.60	(0.142)	0.99	(2.25)
Mè trắng	1.0	1.75	18.38	(0.95)	0.99	(2.00)
Chép	0.4	1.79	11.17	(0.60)	0.99	(2.58)
Trắm cỏ	10.0	1.65	27.12	(0.61)	0.99	(2.00)
Cá dừ	2.4	1.01	6.70	(0.15)	0.99	(3.13)
Cá nhỏ	10.0	1.55	15.50	(0.1)	(0.882)	(2.26)
Động vật đáy	0.41	8.05	40.25	(0.2)	(0.927)	(2.16)
Phiêu sinh động	1.41	81.32	406.6	(0.2)	(0.655)	(2.05)
Phiêu sinh thực	2.05	351.67	-	-	(0.870)	(1.00)
Thực vật	766.1	1.19	-	-	(0.253)	(1.00)
Mùn bã	2153.9	-	-	-	(0.124)	(1.00)

**Bảng 15:** Ma trận chuyển đổi dinh dưỡng ở hồ Cầu Mới

Nhóm	Bậc dinh dưỡng	Năng lượng ở các bậc dinh dưỡng			
		I	II	III	IV
Mè hoa	2.25	-	19.2	6.1	-
Mè trắng	2.00	-	18.4	-	-
Chép	2.58	-	2.2	2.0	0.2
Trắm cỏ	2.00	-	271.2	-	-
Cá dừ	3.13	-	2.4	10.3	3.4
Cá nhỏ	2.26	-	116.3	38.8	-
Động vật đáy	2.16	-	14.8	1.7	-
Phiêu sinh động	2.05	-	573.3	-	-
Phiêu sinh thực	1.00	720.9	-	-	-
Thực vật	1.00	911.7	-	-	-
Mùn bã	1.00	1057.5	-	-	-
Tổng	-	2690.1	1017.7	58.8	3.7





**Hình 2:** Mô hình Ecopath ở hồ Bàu Úm. Các dòng năng lượng tính bằng  $gDW/m^2/vụ$ , riêng sinh khối (B) tính bằng  $gDW/m^2$ .

### Thảo luận biến động sinh khối của chuỗi thức ăn tự nhiên

Theo Russell-Hunter (1970), biến động chuỗi thức ăn tự nhiên trong các thủy vực phụ thuộc vào ba nhóm yếu tố: (1) các yếu tố vật lý như cường độ ánh sáng, nhiệt độ...; (2) hàm lượng dinh dưỡng trong thủy vực; và (3) sự tương tác giữa các nhóm sinh vật. Trong nghiên cứu này, sự biến động mạnh của chuỗi thức ăn tự nhiên chủ yếu bị ảnh hưởng bởi sự dao động lớn theo tháng của mức nước trong các hồ chứa và sự bài khô của một phần hồ chứa. Điều này cũng phù hợp với nhận định của Bhukaswan (1973) về quản lý biến động chuỗi thức ăn tự nhiên trong các hồ chứa. Phiêu sinh động vật có lẽ là yếu tố thức ăn bị tác động mạnh nhất bởi sự biến động năm, khi dao động từ  $0.05-0.83 gDW/m^3$  ở hồ Cầu Mới, và dao động từ  $0.11-1.27 gDW/m^3$  ở hồ Bàu Úm, cho thấy tính không ổn định của nguồn thức ăn này.

So với mức giá trị phiêu sinh trung bình do Shirota (1966) khảo sát ở các hồ tại miền nam Việt Nam, sinh khối phiêu sinh thực vật và phiêu sinh động vật ở hai hồ Cầu Mới và Bàu Úm cao hơn mức trung bình này, cho thấy đây là những hồ có nhiều thuận lợi cho phát triển nuôi thủy sản dựa vào nguồn thức ăn phiêu sinh.

So với phiêu sinh, sự phát triển của động vật đáy trong các hồ chứa gặp nhiều bất lợi và hạn chế do sự dao động lớn của mức nước và quá trình bài khô (Isom, 1971). Grimas (1961) cho rằng động vật đáy có thể giảm đến 70% do những bất lợi trên. Ở nghiên cứu này, động vật đáy cũng có mức biến động rất mạnh và trở thành yếu tố giới hạn của hệ thống.

### Thảo luận về dự báo tính toán khả năng thả cá

Mặc dù chỉ số EE được sử dụng trong mô hình Ecopath để nhận biết tình trạng thiếu hụt thức ăn (Christensen and Pauly, 1993), việc ứng dụng chỉ số EE trong dự báo tính toán khả năng thả cá là một hướng mới trong nghiên cứu nuôi thủy sản. Trong nghiên cứu này, các chỉ số EE của mùn bã hữu cơ, thực vật bán ngập và động vật đáy ở mức rất thấp ( $0,026-0,325$ ) cho thấy các nguồn thức ăn này còn chưa được sử dụng hiệu quả. Chỉ số EE của phiêu sinh thực vật và động vật ( $0,719-0,738$ ) ở hồ Cầu Mới cho thấy vẫn còn có thể thả thêm cá ăn phiêu sinh. Mặc dù chỉ số EE của cá nhỏ ở hồ Cầu Mới lên đến  $0,919$  cho thấy đối tượng này

đã bị ăn gần hết, tuy nhiên đây cũng chỉ là giả thuyết ở mức tối thiểu do sản lượng cá nhỏ ở các hồ chứa không được ghi nhận.

Ở khía cạnh phân chia bậc dinh dưỡng ở hồ Cầu Mới, chỉ có nhóm cá dữ đạt bậc 3,13, trong khi bảy nhóm cá còn lại chia nhau các bậc trong khoảng 2-2,58, cho thấy mức độ cạnh tranh thức ăn lớn và phổ thức ăn bị giới hạn. Do vậy chiến lược thả cá cần giảm bớt số loài ở cùng một bậc dinh dưỡng và chú ý quản lý hiệu quả cá dữ ở bậc dinh dưỡng cao hơn. Theo Luong (2004), sử dụng cá nhỏ làm môi cho cá dữ có lẽ là giải pháp phù hợp.

Dự báo tính toán khả năng thả cá được chia thành ba hướng: (1) sử dụng nguồn lợi cá nhỏ; (2) tăng cường sự hiện diện cá dữ có giá trị kinh tế cao; và (3) sử dụng hiệu quả thức ăn phiêu sinh. Qua các bước dự báo tính toán cho thấy có thể tăng thêm lượng cá nhỏ không quá 100% và sử dụng các đối tượng cá kinh tế phù hợp để tận dụng nguồn thức ăn này như cá bống tượng, thác lát... Riêng ở hồ Bầu Úm, do không có sự quản lý số liệu khai thác và thu hoạch, dựa vào mô hình Ecopath, các hướng quản lý được đề nghị: (1) giảm lượng cá chép thả do nguồn thức ăn động vật đáy ít; (2) thả thêm trắm cỏ để sử dụng thực vật bán ngập; (3) các tỉ lệ ước tính của cá dữ và cá nhỏ hiện tỏ ra thích hợp; và (4) mặc dù hiện còn nguồn thức ăn phiêu sinh động vật, nhưng hồ Bầu Úm bị giới hạn bởi năng suất sơ cấp nên tiềm năng thả cá ăn phiêu sinh không lớn.

## **KẾT LUẬN VÀ ĐỀ NGHỊ**

Nghiên cứu này đã cho thấy vai trò của công cụ mô hình hóa trong công tác quản lý và tính toán dự báo trong nuôi trồng thủy sản, ở đây cụ thể là khía cạnh quản lý sử dụng hiệu quả chuỗi thức ăn tự nhiên trong nuôi thủy sản ở các mặt nước lớn. Tuy nhiên, tiến trình thực hiện đòi hỏi phải có những khảo sát cơ bản về cơ sở chuỗi thức ăn tự nhiên trong các thủy vực, vốn không dễ thực hiện khi triển khai ứng dụng đại trà ở điều kiện Việt Nam. Mặc dù vậy, một xu hướng tiến bộ và phát triển bền vững trong tương lai đòi hỏi chính phủ phải xây dựng bản đồ cơ sở dữ liệu đầu vào cho nuôi trồng thủy sản, bao gồm cả các yếu tố tự nhiên và nhân tạo, qua đó việc ứng dụng mô hình hóa sẽ trở nên thiết thực và hiệu quả hơn.

## **CẢM TẠ**

Nhóm nghiên cứu xin chân thành cảm tạ Dự án AquaFish-CRSP đã tài trợ kinh phí thực hiện nghiên cứu này. Xin tri ân các GS. Kwei Lin và Yang Yi đã định hướng và kiến tạo các nền tảng nghiên cứu ban đầu.

## **TÀI LIỆU THAM KHẢO**

APHA, AWWA and WPCF, 1985. Standard methods for the examination of water and wastewater. 16 Edition. American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Pollution Control Federation, Washington, DC, 1268 pp.

Bartley, D. M., I. J. Fleischer. 2005. Mechanisms of the convention on biological diversity for the control and responsible use of alien species in fisheries. In: International Mechanisms for the Control and Responsible Use of Alien Species in Aquatic Ecosystems. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, pp. 25-42.

Bhukaswan, T., 1973. Reservoir ecology and fishery management, a literature review and application to Ubolratana Reservoir, Thailand. PhD Dissertation. Dept. of Fisheries and Wildlife, Michigan State University, 260 pp.

Boyd, C.E., 1995. Bottom soils, sediment and pond aquaculture. Chapman & Hall, New York, USA, 348 pp.

- Christensen, V., Pauly, D., 1993. On steady-state modeling of ecosystems. In: Christensen, V., Pauly, D. (Eds.), *Trophic Models of Aquatic Ecosystems*. ICLARM Conf. Proc. 26, Manila, p. 48-55.
- Christensen, V., Walters, C. and Pauly, D., 2000. *Ecopath with Ecosim: a User's guide*, October 2000 Edition. Univ. of British Columbia, Fisheries Centre, Vancouver, Canada and ICLARM, Penang, Malaysia, 130 pp.
- Cremer, M. C. and Smitherman, R. O., 1980. Food habits and growth of silver and bighead carp in cages and ponds. *Aquaculture* 20:57-64.
- Creitz, G.I., Richards, F.A., 1955. The estimation and characterization of plankton populations by pigment analysis. *Jour. Mar. Res.* 14:211.
- Cripps, S., M. Kumar. 2003. Environmental and other impacts of aquaculture. In: J. S. Lucas, P. C. Southgate (eds.), *Aquaculture, Farming Aquatic Animals and Plants*. Blackwell Publishing, UK, pp. 74-99.
- Dumont, H.J., Van de Velde, I. and Dumont, S., 1975. The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. *Oecologia (Berlin)* 19: 75-97.
- Grimas, U., 1961. The bottom fauna of natural and impounded lakes in northern Sweden. *Inst. Freshwater Res., Fish. Bd. Sweden. Rept. No. 42*, pp. 183-237.
- Isom, B.G., 1971. Effects of storage and mainstream reservoir on benthic macroinvertebrates in the Tennessee Valley. In: Hall, G.E. (Ed.), *Reservoir Fisheries and Limnology*. Am. Fish. Soc., Spec. Publ. No. 8, pp. 160-166.
- Jørgensen, S.E., (ed.), 1979. *Handbook of Environmental Data and Ecological Parameters*. International Society for Ecological Modelling. 1162 pp.
- Leveque, C., Dejoux, C. and Lauzanne, L., 1983. The benthic fauna: ecology, biomass and communities. In: Carmouze, J.P., Durand, J.R., Leveque, C. (Eds.), *Lake Chad: Ecology and Productivity of a Shallow Tropical Ecosystem*. W. Junk, The Hague, pp. 233-272.
- Luong, V.C., 2004. Management strategies for marble goby-carp polyculture in coves based on natural food webs in Tri An Reservoir, Vietnam. Ph.D. Dissertation at Asian Institute of Technology, Thailand, 117 pp.
- Luong, V.C., Yang Yi, C.K. Lin. 2004. Cove culture of marble goby (*Oxyeleotris marmorata* Bleeker) and carps in Tri An Reservoir of Vietnam. *Aquaculture* 244:97-107.
- McCauley, E., 1984. The estimation of the abundance and biomass of zooplankton in samples. In: Downing, J.A., Rigler, F.H. (Eds.), *A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters* (2nd edition). Blackwell Scientific Publishers, Oxford, pp. 228-265.
- Moreau, J., Christensen, V. and Pauly, D., 1993. A trophic ecosystem model of Lake George, Uganda. In: Christensen, V., Pauly, D. (Eds.), *Trophic Models of Aquatic Ecosystems*. ICLARM Conf. Proc. 26, pp. 124-129.
- Pimentel, D. R. Zuniga, D. Morrison. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, 22(3 Spec. Iss.):273-288.
- Rainboth, W.J., 1996. *Fishes of the Cambodian Mekong*. FAO Species Identification Field Guide for Fishery Purposes. FAO, Rome, 265 pp.

- Ruddle, K. and Christensen, V. 1993. An energy flow model of the mulberry dike-carp pond farming system of the Zhujiang delta, Guangdong province, China. In: V. Christensen and D. Pauly (Editors), *Trophic Models of Aquatic Ecosystems*. ICLARM Conf. Proc. 26, pp. 48-55.
- Russel-Hunter, W.D., 1970. *Aquatic productivity: an introduction to some basic aspects of biological oceanography and limnology*. The Macmillan Company, New York, 306 pp.
- Shirota, A., 1966. *The plankton of south Vietnam, freshwater and marine plankton*. Overseas Technical Cooperation Agency, Japan, 462pp.
- Specziár, A., Tölg, L. and Biró, P., 1997. Feeding strategy and growth of cyprinids in the littoral zone of Lake Balaton. *J. Fish Biol.* 51:1109-1124.
- Welcomme, R. L. 1998. Framework for the development and management of inland fisheries. *Fisheries Management and Ecology*, 5(6):437-457.
- Welcomme, R. L. 2001. *Inland Fisheries, Ecology and Management*. Fishing News Books, 358p.
- Westlake, D.F., 1963. Comparisons of plant productivity. *Biol. Rev.* 38: 385-425.
- Wetzel, R.G. and Likens, G.E., 1979. *Limnological analyses*. W.B. Saunders Co., Philadelphia. 340 pp.
- Whittaker, R.H. and Marks, P.L. 1975. Methods of assessing terrestrial productivity. In: Lieth, H., Whittaker, R.H. (Eds.), *Primary Productivity of the Biosphere*. Ecological Study 14. Springer-Verlag, New York, pp. 55-118.
- Winberg, G.G. 1971. *Methods for the estimation of production of aquatic animals*. Academic Press, London, 167pp.