

بررسی ارتباط تلفات ماهی فیتوفاگ با برخی از فاکتورهای محیطی استخرهای پرورش ماهی مجتمع پرورش ماهی آزادگان

سارا عبداللہی^{۱*}، مژگان خدادادی^۲، رحیم پیغان^۳ و ابراهیم رجب زاده^۴

۱. دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم تحقیقات خوزستان

۲. دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز

۳. دانشکده دامپزشکی، دانشگاه شهید چمران، اهواز

۴. دانشکده علوم و فنون دریایی، خرمشهر

تاریخ دریافت: ۸۸ / ۱۱ / ۴

تاریخ پذیرش: ۸۹ / ۲ / ۳۰

چکیده

این تحقیق به مدت ۹ ماه (دی ماه ۱۳۸۷ تا مهر ماه ۱۳۸۸) در فواصل زمانی ۱۵ روز یک بار از آب استخرهای پرورش ماهی در مجتمع پرورش ماهیان گرمابی آزادگان، از ۳ مزرعه با سابقه تلفات در چند ساله اخیر و یک مزرعه به عنوان شاهد، نمونه برداری انجام شد. فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی آب از جمله دما، pH، اکسیژن محلول، آمونیاک، نیتريت و فسفر کل اندازه گیری شد. شناسایی و شمارش فیتو پلانکتون نیز صورت گرفت. در این مطالعه تنوع جمعیت فیتوپلانکتون از ۲ جنس کمی و کیفی مورد بررسی قرار گرفت. جمعاً ۲۸ جنس از ۴ شاخه ی جلبک های سبز (Chlorophyta) ، جلبک های سبز - آبی (Cyanophyta) ، دیاتومه ها (Bacillariophyta) و اگلنوفیتا (Euglenophyta) شناسایی شدند. Chlorophyta با داشتن ۱۲ جنس، بالاترین تعداد تنوع جنس های فیتو پلانکتونی را به خود اختصاص داد. نتایج حاصل از ANOVA بین تعداد فیتوپلانکتون شناسایی شده و شمارش شده در استخرهای پرورشی نشان داد که بین مزرعه شاهد و سایر مزارع تفاوت معنی داری وجود ندارد ($P > 0.05$). میزان نیتريت در استخرهای بچه ماهی (نمونه برداری در ماههای دی تا فروردین) بطور متوسط ۰/۱۹ میلی گرم در لیتر با انحراف معیار ۰/۱۰ بود. در طی این ۴ ماه نمونه برداری در تعدادی از ماهها دارای تفاوت معنی دار بود ($P < 0.05$).

در استخرهای پرورشی، فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی مانند: اکسیژن محلول، دما، آمونیاک، نیتريت و فسفر کل در طول ۵ ماه نمونه برداری (اردیبهشت تا شهریور)، در بعضی از ماهها دارای تفاوت معنی دار هستند ($P < 0.05$). اکسیژن محلول در استخرهای پرورشی در محدوده ی ۸-۶ میلی گرم در لیتر، دما در محدوده ی ۲۴-۳۱ درجه سانتی گراد و pH در محدوده ی ۹/۲-۸/۵ قرار داشت. میزان نیتريت در استخرهای پرورشی مورد مطالعه در محدوده ی ۰/۱-۰/۳۸ میلی گرم در لیتر تعیین شد که بطور متوسط برابر ۰/۲ میلی گرم در لیتر با انحراف معیار ۰/۰۸ بود. میزان آمونیاک در استخرهای پرورشی مورد مطالعه در محدوده ی ۰/۳-۲/۵ میلی گرم در لیتر قرار داشت و بطور متوسط ۰/۸ میلی گرم در لیتر با انحراف معیار ۰/۰۵ بود. در بین انواع فیتوپلانکتون مشاهده شده گونه های *Phormidium sp.* و *Aphanizomenon* از فیتوپلانکتون سبز- آبی نیز مشاهده شد که به عنوان گونه های سمی گزارش شده اند.

واژگان کلیدی

فاکتور های محیطی، فیتوپلانکتون، استخرهای پرورش ماهی، مجتمع پرورش ماهی آزادگان

Investigating relationship between silver carp Mortality and some environmental factors in fish culture ponds of Azadegan Farming Complex.

Abdollahi, S.¹, Khodadadi, M.², Peyghan, R.³ & Rajabzadeh, E.

1- Science and Research Branch, Islamic Azad University, Khuzestan, Iran

2- Islamic Azad University, Ahvaz-Branch

3- Shahid Chamran University, Ahvaz- Iran

4- Faculty of Marine Sciences and Technology, University of Khoramshahr

Abstract

In the present study within nine months (from January to September) water of Azadegan freshwater ponds was sampled in every 15 days intervals (2 times monthly). Samples were taken from 4 ponds in which 3 ponds had mortality history and one pond was considered as control. Determination of physicochemical factors such as temperature, pH, dissolved oxygen, ammonia, nitrite and total phosphorus were performed and also recognition and counting of phytoplankton was done by using slide chamber and invert microscope. In this study a total of 28 genera belonging to 4 phyla of phytoplankton such as green algae (Chlorophyta), blue-green algae (Cyanophyta), Diatoms (Bacillariophyta) and (Euglenophyta) were recognized. Most abundant phytoplankton was belonged to Cyanophyta phylum. But Chlorophyta phylum had the most variety of the genera. The one-way ANOVA test showed that there is no significant difference between phytoplankton densities in ponds. The mean NO₂ concentration in wintering ponds was 0.12±0.19 that changed significantly during the season. In culture ponds the physico-chemical factors such as oxygen, pH, temperature, ammonia, nitrite and TP had changed significantly during the study. In culture ponds, the oxygen, temperature, pH, nitrite and ammonia ranges were 6-8 mg/l, 24-31 C, 8.5-9.2, 0.38-0.01 mg/l, 2.25-0.2 mg/l respectively. During the present study three species of cyanobacteria namely, *Phormidium sp.*, *Aphanizomenon sp.* and *Oscillatoria sp.* were identified which some other studies showed them as potential toxic or in the case of heavy bloom of *Oscillatoria*, there has been massive fish mortality in the ponds.

Keywords: Environmental factors, phytoplankton, culture ponds, Azadegan Site

مقدمه

پرورش ماهیان گرمابی آب شیرین نقش مهمی در اقتصاد استان خوزستان دارد. متأسفانه تلفات بی شماری گاه و بیگاه در ماهیان فیتوفاگ در مزارع پرورشی مشاهده می شود. در این رابطه در سالهای اخیر در زمینه عوامل بیماری زایی عفونی و انگلی مطالعاتی صورت گرفته است (محمدیان، ۱۳۸۷).

پرورش دهندگان برای تولید محصول بیشتر، از مقادیر بالای کود و مواد غذایی در استخرها استفاده می کنند، که با رسوب مواد غذایی و تجزیه ی مواد آلی، در آب های این استخرها حالت یوتریفیکاسیون رخ می دهد. این عمل سبب شکوفایی فیتو پلانکتون در حد بالا، بویژه شکوفایی سمی و مضر سیانو باکتریایی می شود (احمدی و همکاران، ۱۳۷۸). وقوع شکوفایی های سمی سیانوباکتریایی در دریاچه های یوتروفی، منابع نگهداری آب به یک مشکل بسیار بزرگ در سراسر جهان تبدیل شده است (Paerl et al., 2001).

در شکوفایی سیانوباکتریایی در آب شیرین معمولاً هم گونه های تولید کننده ی سم و هم گونه های غیر سمی دیده می شود. سم تولید شده توسط سیانو باکتری ها عامل مسمومیت انسانها، حیوانات وحشی و اهلی، آلودگی آب مصرفی انسانها، مرگ و میر ماهی ها و حذف دیگر موجودات آبی یک اکوسیستم است (Carmichael, 2001). سموم سیانو باکتریایی در موارد مرگ و میرهای انبوه ماهیان پرورشی یا ماهیان وحشی در هنگام بررسی خصوصیت رفتاری ماهیان و پاتولوژی آنها به خوبی تشخیص داده شده اند (Rodger et al., 1994).

در میان انواع سیانوباکترهای تولید کننده ی سموم، جنس *Microcystis* یکی از خطرناک ترین جنس ها شناخته شده است که ترشح کننده ی سم هپاتوکسین (Codd, 2000 and Dawson, 1998) و یک عامل تسریع کننده ی رشد تومورها می باشد (Nishi Waki-Matsushima et al., 1992).

گونه هایی که سبب بسیاری از این مسمومیت ها می شوند شامل :

Microcystis aeruginosa , *Aphanizomenon flosaque* , *Anabaena circinalis* هستند.

(Azevedo et al., 1994 and Lagos et al., 1999). همچنین نروتوکسین های مترشحه از پلانکتون

هایی مانند *Phormidium* و *Oscillatoria* (متعلق به رده Cyanophyceae) نیز در برخی از گزارش ها عامل مرگ چهار پایانی شناخته شده است، که از آن آب ها آشامیده اند (Codd et al., 1992).

به طور کلی اهداف این تحقیق عبارتند از: الف) کسب اطلاعات در مورد جمعیت و تنوع گونه های پلانکتونی در مجتمع پرورش ماهی آزادگان ب) شناسایی گونه های مضر که بطور بالقوه میتوانند باعث صدمه به صنعت پرورش ماهیان گرمابی شوند. ج) تهیه داده های مقدماتی در مورد وضعیت فاکتورهای فیزیکی شیمیایی آب و مدیریت آن در طول زمان نگهداری بچه ماهیان تا موعد برداشت آنها در اندازه پروراری به منظور داشتن پیش زمینه ای در مورد شرایط بچه ماهیان در طول دوره رشد بود.

مواد و روش ها

مکان انجام تحقیق

مکان مورد مطالعه در ۴ مزرعه در مجتمع پرورش ماهیان گرمابی آزادگان در جنوب شهر اهواز با مختصات ۴۸ درجه و ۳۹ دقیقه طول شرقی و ۳۹ درجه و ۱ دقیقه عرض شمالی قرار دارد (شکل ۱). از لحاظ آب و هوایی جز مناطق خشک بیابانی با زمستان های کوتاه و معتدل و تابستان های گرم و طولانی محسوب می شود.



شکل ۱- عکس ماهواره ای از مجتمع پرورش ماهی آزادگان و مکان های نمونه برداری (بر گرفته از Google Earth)

نمونه برداری

نمونه برداری از اواسط دی ماه سال ۱۳۸۷ آغاز و تا مهر ماه سال ۱۳۸۸ طی ۳ فصل صورت گرفت. این دوره مصادف با دوره ی رشد بچه ماهیان تا رسیدن به اندازه بازاری است. برای نمونه گیری در این منطقه، ۳ مزرعه که دارای سابقه تلفات بودند به صورت تصادفی انتخاب گردید. همچنین یک مزرعه که در سالهای اخیر سابقه تلفات نداشت به عنوان مزرعه شاهد انتخاب شد. از هر مزرعه یک استخر برای نمونه برداری در نظر گرفته شد. ۴ استخر مورد نظر در موقعیت و فاصله ی یکسان از کانال ورودی آب به مزرعه ی خود قرار داشته و همچنین از لحاظ ترکیب گونه ای ماهیان موجود، دارای ۶۶ - ۶۰ درصد ماهی فیتوفاگ، ۲۲ - ۱۵ درصد ماهی کپور معمولی، ۷ - ۵ درصد ماهی کپور سرگنده و حدود ۱۲ - ۱۰ درصد ماهی کپور علفخوار هستند. در هر ماه ۲ بار نمونه برداری (هر ۱۵ روز بار یکبار) انجام گرفت.

نمونه برداری از استخر های پرورش ماهی بچه ماهیان و استخرهای نگهداری ماهیان پروراری که بچه ماهیان مورد مطالعه به آنها منتقل شدند صورت گرفت و در مجموع ۱۷ نوبت نمونه برداری از پلانکتون و آب انجام شد.

آنالیز فاکتورهای آب

متغیرهای فیزیکی و شیمیایی مانند: دما، اکسیژن محلول (DO)، اسیدیته (pH)، شوری و شفافیت آب به ترتیب با دماسنج جیوه ای، دستگاه DO متر (HANNA HI 9142)، دستگاه سنجنده pH و شوری (مولتی پارامتر Pcs tester tm35) و سشی دیسک در محل نمونه برداری اندازه گیری شدند. مقادیر فسفر کل، نیتريت و آمونیاک پس از نمونه برداری و تثبیت نمونه ها به آزمایشگاه جهت تعیین مقادیر براساس Standard Method, 1998 انتقال یافت.

آنالیز پلانکتونی

نمونه ها توسط تور پلانکتون گیری با چشمه ۵۰ میکرون از سرتاسر محیط استخر جمع آوری و در ظرف های پلاستیکی یک لیتری حاوی فرمالین ۵ درصد ریخته شده (Wetzel & Likens, 2000).

برای شناسایی نمونه های پلانکتونی، محتویات بطری به آرامی تکان داده شد تا تمام مواد معلق شوند، سپس از وسط ظرف به مقدار ۱ میلی لیتر نمونه برداشته شد، نمونه ها بر روی لام شیشه ای مخصوص شمارش (Slide chamber) انتقال داده شده و با میکروسکوپ Invert (معکوس) با عدسی ۲۰ و ۴۰ مورد بررسی و شناسایی قرار گرفت (اسماعیلی ساری، ۱۳۷۹ و بلچر و سویل، ۱۳۸۵). مشاهده ی هر نمونه، سه مرتبه تکرار و میانگین آنها با استفاده از فرمول شمارش فیتو پلانکتون ها به میزان تعداد در یک لیتر تعمیم داده شد (Clesseri *et al.*, 1989).

بررسی آماری

نتایج بدست آمده با نرم افزار SPSS و به روش آنالیز واریانس یک طرفه و آزمون توکی مورد مقایسه قرار گرفتند.

نتایج

در این مطالعه نمونه های فیتوپلانکتون از ۲ جنبه کمی و کیفی مورد بررسی قرار گرفتند. جمعا ۲۸ جنس از ۴ شاخه ی جلبک های سبز (Chlorophyta)، جلبک های سبز-آبی (Cyanophyta)، دیاتومه ها (Bacillariophyta) و اگلنوفیتا (Euglenophyta) شناسایی شدند (جدول ۱).

از بین شاخه های بررسی شده، Chlorophyta با داشتن ۱۲ جنس، بالاترین تعداد تنوع جنس های فیتوپلانکتونی را به خود اختصاص داده است. در نمونه برداری های انجام شده از استخرهای بچه ماهیان (۷ بار نمونه برداری) در فصل زمستان و بهار، تنوع و تعداد جنس های شاخه ی Cyanophyta از بقیه ی شاخه های شناسایی شده در مطالعه ی حاضر بیشتر بود.

جدول شماره ۱- جنس های فیتوپلانکتون شناسایی شده در طول دوره ی نمونه برداری در مزارع پرورش ماهی ازادگان

شاخه	جنس	مزرعه ۱	مزرعه ۳	مزرعه ۴	مزرعه شاهد (۲)
Bacillariophyta	<i>Stephanodiscus</i>	+	-	-	-
	<i>Amphiprora</i>	+	+	+	-
	<i>Nitzschia</i>	+	+	+	+
	<i>Naviculla</i>	+	+	+	+
	<i>Cyclotella</i>	+	+	+	-
	<i>Fragilaria</i>	-	-	+	-
Cyanophyta	<i>Oscillatoria</i>	+	+	+	+
	<i>Gloeocapsa</i>	+	+	+	+
	<i>Phormidium</i>	+	+	+	+
	<i>Aphanizomenon</i>	+	-	+	-
	<i>Merismopedia</i>	+	+	+	+
	<i>Spirulina</i>	-	-	-	+
	<i>Chroococcus</i>	-	+	-	-
	<i>Anabaenopsis</i>	+	+	+	-
	<i>Dactylococcopsis</i>	+	+	+	+

+	+	+	+	<i>Treubaria</i>	Chlorophyta
-	+	+	+	<i>Chodatella</i>	
+	+	+	+	<i>Chlamydomonas</i>	
+	+	+	+	<i>Scenedesmus</i>	
-	-	+	+	<i>Tetraedran</i>	
+	-	-	+	<i>Staurastrum</i>	
+	+	+	+	<i>Ankistrodesmus</i>	
-	+	-	+	<i>Actinastrum</i>	
-	+	+	-	<i>Coelastrum</i>	
+	+	+	+	<i>Pediastrum</i>	
+	+	+	+	<i>Crucigenia</i>	
+	+	+	+	<i>Chlorogonium</i>	
+	+	+	+	<i>Euglena</i>	

در استخرهای پروراری (۱۰ بار نمونه برداری) در تابستان افزایش در تنوع جنس های Chlorophyta دیده شد، اما از نظر شمارش تعداد کل پلانکتون مشاهده شده شاخه ی Cyanophyta در رتبه اول قرار داشت. در میان انواع فیتوپلانکتون شناسایی شده، جنس های: *Phormidium*، *Oscillatoria* و *Aphanizomenon* با تعداد بسیار زیاد مشاهده شدند (جدول ۲ و ۳).

تعداد کل فیتوپلانکتون های شناسایی شده در استخرهای مذکور در کل دوره نمونه برداری در جدول های (۲ و ۳) نشان داده شده است. در این جدول ها روند تغییرات تعداد کل پلانکتون ها در زمستان و تابستان و نیز گونه های سمی و مضر مانند *Phormidium*، *Oscillatoria* و *Aphanizomenon* در مزارع مختلف به راحتی قابل مشاهده و مقایسه است. در استخرهای مورد مطالعه جنس *Microcystis* و *Anabaena* دیده نشد.

جدول شماره ۲ - تعداد برخی از جنس های سمی سیانوفیتها به کل سیانو فیتها در استخرهای بچه ماهی (سلول در لیتر)

مزرعه ۴		مزرعه ۳		مزرعه شاهد (۲)		مزرعه ۱		جنس
تعداد	درصد	تعداد	درصد	تعداد	درصد	تعداد	درصد	
۷۲۰۰	۱/۰۵	۴۸۰۰	۱/۶۷	۱۸۰۰	۰/۸۷	۱۱۰۰۰	۱/۷۶	<i>Oscillatoria</i> *
۱۷۵۲۰۰	۲۵/۷۷	۲۸۰۰۰	۹/۷۹	۱۵۵۰۰	۷/۵۷	۱۶۴۴۰۰	۲۶/۴۴	<i>Phormidium</i> *
۲۳۶۸۰۰	۳۱/۹۰	—	—	—	—	۶۲۴۰۰	۱۰/۰۳	<i>Aphanizomenon</i> *
۵۳۴۲۰۰	۷۸/۶۰	۱۲۵۲۰۰	۴۳/۷۷	۱۳۷۳۵۰	۶۷/۰۸	۵۰۲۲۰۰	۸۰/۷۷	تعداد کل سیانوفیتها
۶۷۹۶۰۰	۱۰۰	۲۸۶۰۰۰	۱۰۰	۲۰۴۷۵۰	۱۰۰	۶۲۱۷۰۰	۱۰۰	تعداد کل فیتوپلانکتون ها

* فقط گونه هایی از سیانوفیتها که در گزارش ها عامل تلفات و سمیت هستند ذکر شده است.

جدول شماره ۳ - تعداد برخی از جنس های سمی سیانوفیتهای به کل سیانو فیتها در استخرهای پروراری (سلول در لیتر)

مزرعه ۴		مزرعه ۳		مزرعه شاهد (۲)		مزرعه ۱		جنس
درصد	تعداد	درصد	تعداد	درصد	تعداد	درصد	تعداد	
۴/۶	۸۲۸۰۰	۱۷/۴۸	۲۳۰۴۰۰	۱۵/۴	۱۹۹۶۰۰	۱۰	۲۱۰۴۰۰	<i>Oscillatoria*</i>
۱۰/۹۳	۱۹۶۸۰۰	۹/۵۵	۱۲۵۹۰۰	۳۵/۳۲	۴۵۷۸۰۰	۲۱/۲۷	۴۲۰۴۰۰	<i>Phormidium*</i>
۰/۱۷	۳۲۰۰	۱۰/۳۱	۱۳۶۰۰۰	۲/۵۳	۳۲۸۰۰	۰/۶	۱۲۰۰۰	<i>Aphanizomenon*</i>
۵۴/۸۷	۷۲۸۵۰۰	۶۹/۳۱	۱۱۰۲۴۰۰	۸۱/۲۸	۱۰۴۹۰۰۰	۷۷/۲۷	۱۵۲۷۱۰۰	تعداد کل سیانوفیتهای
۱۰۰	۱۳۲۷۶۰۰	۱۰۰	۱۵۹۰۴۵۰	۱۰۰	۱۲۹۰۶۰۰	۱۰۰	۱۹۷۶۱۰۰	تعداد کل فیتوپلانکتون ها

* فقط گونه هایی از سیانوفیتهای که در گزارش ها عامل تلفات و سمیت هستند ذکر شده است.

استخر بچه ماهی در مزرعه (۲) شاهد در مقایسه با سایر استخرهای بچه ماهی، از تراکم فیتوپلانکتونی کمتری برخوردار بود. اما این استخر از لحاظ جنس های سیانوباکتریایی، دارای کمترین مقدار نبود. این وضعیت در مورد استخر پروراری مزرعه (۲) شاهد نیز صدق می کرد.

نتایج آنالیز واریانس یک طرفه (ANOVA) بین تعداد فیتوپلانکتونهای شناسایی شده و شمارش شده در استخرهای پروراری نشان داد که بین مزرعه شاهد و سایر مزارع تفاوت معنی داری وجود ندارد ($P > 0/05$).

همچنین از آنالیز واریانس یک طرفه بین تعداد فیتوپلانکتون شمارش شده در استخرهای پروراری مزارع (۱ و ۲) در تمام ماههای نمونه برداری (اردیبهشت تا شهریور) در مورد مقادیر شاخه ی *Bacillariophyta* تفاوت معنی دار مشاهده شد ($P < 0/05$). در استخر های پروراری مزارع (۱ و ۲) در تمام ماههای نمونه برداری (اردیبهشت تا شهریور) در مورد مقادیر شاخه های *Cyanophyta* و *Chlorophyta* تفاوت معنی دار مشاهده شد ($P < 0/05$). در استخر پروراری مزرعه ۱ در تمام ماههای نمونه برداری (اردیبهشت تا شهریور) در مورد مقادیر شاخه ی *Euglenophyta* تفاوت معنی دار مشاهده شد ($P < 0/05$).

تغییرات دمای آب استخرها در مقایسه با روند تغییرات کل جمعیت پلانکتونی موجود در مزارع به تفکیک استخرها در طول دوره نمونه برداری در شکل های (۵، ۳، ۴) بیان شده است. با وجود کاهش واضح دما در بهمن ماه در تمامی مزارع افزایش تعداد فیتوپلانکتون مشاهده شد. این افزایش تعداد فیتوپلانکتون ها در مزارع ۱، شاهد (۲) و ۳ در حد متوسطی بود و تقریباً کمتر از 10^5 سلول در لیتر می باشد، اما در مزرعه ۴ اوج دوره زمستانی را در بهمن ماه با تعدادی در حدود $10^4 \times 32$ سلول در لیتر مشاهده شد. جمعیت فیتوپلانکتون موجود در استخر بچه ماهی در مزرعه ۴ (دی تا فروردین) خیلی بیشتر از سایر استخرها بود.

در استخرهای بچه ماهی در ۳ مزرعه شماره ی ۱، (۲) شاهد و ۳ (دی تا فروردین) با افزایش دما تا فروردین، یک اوج در جمعیت فیتوپلانکتون ها در فروردین وجود داشت. این وضعیت در مورد مزرعه ۴ برعکس بود. اوج آن در بهمن بوده و پس از آن با افزایش دما از میزان پلانکتون آن کاسته شده است (شکل ۵، ۳، ۴).

در دوره پروراری (اردیبهشت تا شهریور) استخر مورد نمونه برداری در تمام مزارع از لحاظ جمعیت پلانکتونی در حد بسیار بالاتری نسبت به وضعیت زمستان خود هستند (شکل ۵، ۳، ۴). استخر پروراری مزرعه ۱ در طول دوره ی تابستان دارای یک روند تغییر منظم است. در این مزرعه اوج دمای آب (مردادماه برابر ۳۱ درجه سانتی گراد) با اوج جمعیت پلانکتونی منطبق نیست. در تیر ماه میزان پلانکتون شمارش شده در استخر پروراری این مزرعه (حدود $10^4 \times 84$ سلول در لیتر) از دیگر مزارع در تمام طول دوره نمونه برداری بیشتر است (شکل ۲). در مزرعه شاهد (۲)

تغییرات جمعیت پلانکتونی روند منظمی نداشت و اوج آن منطبق با اوج دمای آب در مرداد ماه بود (شکل ۳). در مزرعه ۳ تغییرات جمعیت پلانکتونی روند منظمی نداشت. اوج آن در خرداد ماه مشاهده شد. و برخلاف سایر مزارع به جای کاهش تعداد پلانکتون در شهریور، افزایش وجود داشت (شکل ۴). مزرعه ۴ دارای یک روند تغییر منظم بود. در این مزرعه اوج دمای آب (مردادماه برابر ۳۱ درجه سانتی گراد) با اوج جمعیت پلانکتونی منطبق بود. (شکل ۵). بطور کلی در تمام مزارع در طول دوره ۹ ماه نمونه برداری، در بیشتر اوقات میزان سیانوفیتهای شمارش شده بیشتر از ۶۰ درصد جمعیت کل پلانکتون ها بودند که این نشانگر تعداد بسیار بالای جمعیت سیانوباکترها در این مزارع است.

تغییرات فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی آب

نتایج حاصل از ANOVA یک طرفه بین داده های ثبت شده ی فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی استخرهای بچه ماهیان نشان می دهد که در بین این مزارع تفاوت معنی دار وجود ندارد ($P > 0/05$) (جداول ۴، ۵، ۶ و ۷).

نتایج حاصل از ANOVA یک طرفه بین داده های ثبت شده ی فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی استخرهای پروراری نشان می دهد در بین تعدادی از این مزارع در مورد فاکتورهای pH، نیتريت و آمونیاک تفاوت معنی دار وجود دارد ($P < 0/05$) (جداول ۴، ۵، ۶ و ۷). مقدار pH بین استخرهای پروراری مزارع ۱ با ۳ در طول دوره نمونه برداری (اردیبهشت تا شهریور) دارای اختلاف معنی دار بود ($P < 0/05$).

مقادیر نیتريت بین استخرهای پروراری مزارع ۱ با ۴ در طول دوره نمونه برداری (اردیبهشت تا شهریور) دارای اختلاف معنی دار بود ($P < 0/05$).

مقادیر آمونیاک بین استخرهای پروراری مزارع ۱ با ۲ و ۱ با ۴ در طول دوره نمونه برداری (اردیبهشت تا شهریور) دارای اختلاف معنی دار بود ($P < 0/05$).

جدول ۴- میانگین و انحراف معیار فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی آب مزرعه ۱ در کل دوره نمونه برداری (استخر بچه ماهی + استخر پروراری) دی ماه ۱۳۸۷- شهریور ۱۳۸۸

فاکتور	میانگین	کمینه	بیشینه
فسفر کل (میلی گرم در لیتر)	۱/۲۱±۰/۹۸	۰/۲۷	۲/۶۷
نیتريت (میلی گرم در لیتر)	۰/۱۱±۰/۰۵	۰/۰۰۴	۰/۳۶
آمونیاک (میلی گرم در لیتر)	۰/۷۲±۰/۵۷	۰/۲	۲/۸
دما °C	۲۳/۲۵±۶/۲۵	۱۲/۵	۳۲
اکسیژن محلول (میلی گرم در لیتر)	۷/۷±۱/۷۲	۴	۹/۵
شوری ppt	۱/۷۲±۱/۳۷	۰/۸	۲/۳۲
pH	۸/۵±۰/۸۱	۸/۱۴	۹/۱۷
شفافیت (سانتی متر)	۲۳/۳۱±۸/۴۵	۱۵	۶۰
قلیابیت کل (میلی گرم در لیتر)	۱۲۷/۶۴±۱۵/۶۱	۱۲۰	۱۳۸

جدول ۵- میانگین و انحراف معیار فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی آب مزرعه (۲) شاهد در کل دوره نمونه برداری (استخر بچه ماهی +

استخر پروراری) دی ماه ۱۳۸۷- شهریور ۱۳۸۸

فاکتور	میانگین	انحراف معیار	کمینه	بیشینه
فسفر کل (میلی گرم در لیتر)	۰/۹۰۲	±۰/۷	۰/۳	۲/۷۵
نیتريت (میلی گرم در لیتر)	۰/۰۸۷	±۰/۰۱	۰/۰۰۱	۰/۳۸
آمونیاک (میلی گرم در لیتر)	۰/۴۹۱	±۰/۳۵	۰/۱۹	۱/۱
دما °C	۲۱/۸۹	±۶/۱۱	۱۲	۳۱
اکسیژن محلول (میلی گرم در لیتر)	۷/۴۸	±۱/۳۰	۵	۹/۱
شوری ppt	۱/۵۴	±۱/۰۱	۰/۶	۲/۰۶
pH	۸/۳۴	±۰/۵۰	۷/۹۳	۹/۱
شفافیت (سانتی متر)	۲۲/۵	±۳/۹۵	۱۵	۳۰
قلیابیت کل (میلی گرم در لیتر)	۱۱۰/۲۲	±۴۱/۱۴	۷۰	۱۶۵

جدول ۶- میانگین و انحراف معیار فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی آب مزرعه ۳ در کل دوره نمونه برداری (استخر بچه ماهی + استخر

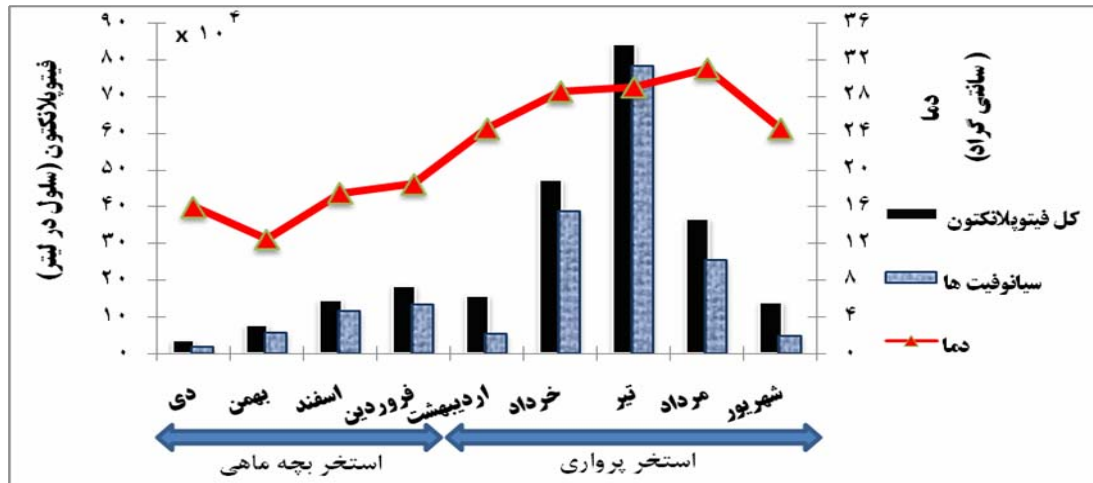
پروراری) دی ماه ۱۳۸۷- شهریور ۱۳۸۸

فاکتور	میانگین	کمینه	بیشینه
فسفر کل (میلی گرم در لیتر)	۱/۱۱± ۰/۸۲	۰/۶۵	۴/۵
نیتريت (میلی گرم در لیتر)	۰/۱۳± ۰/۰۸	۰/۰	۰/۵
آمونیاک (میلی گرم در لیتر)	۰/۸۵± ۰/۶۴	۰/۰۲	۲/۲
دما °C	۲۲/۳۰± ۶/۱۸	۱۲	۳۱
اکسیژن محلول (میلی گرم در لیتر)	۷/۲۵± ۱/۰۳	۶	۹
شوری ppt	۱/۷۱± ۰/۶۳	۰/۸	۲/۲۶
pH	۸/۵۶± ۰/۷۸	۷/۷۷	۹/۴۱
شفافیت (سانتی متر)	۲۲/۲۲± ۶/۴	۱۵	۳۰
قلیابیت کل (میلی گرم در لیتر)	۱۴۵/۳۳± ۴/۰۲	۱۴۰	۱۵۶

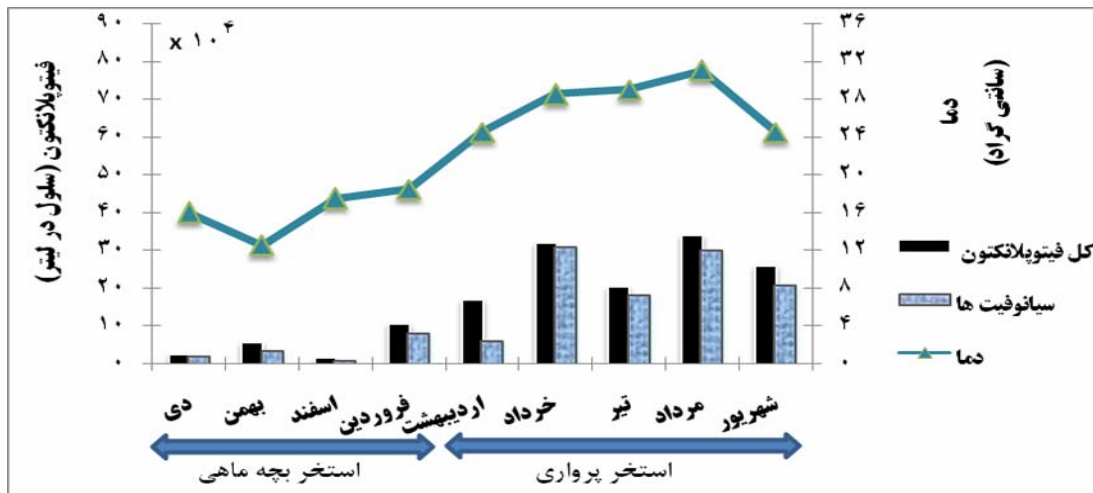
جدول ۷- میانگین و انحراف معیار فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی آب مزرعه ۴ در کل دوره نمونه برداری (استخر بچه ماهی + استخر

پروراری) دی ماه ۱۳۸۷- شهریور ۱۳۸۸

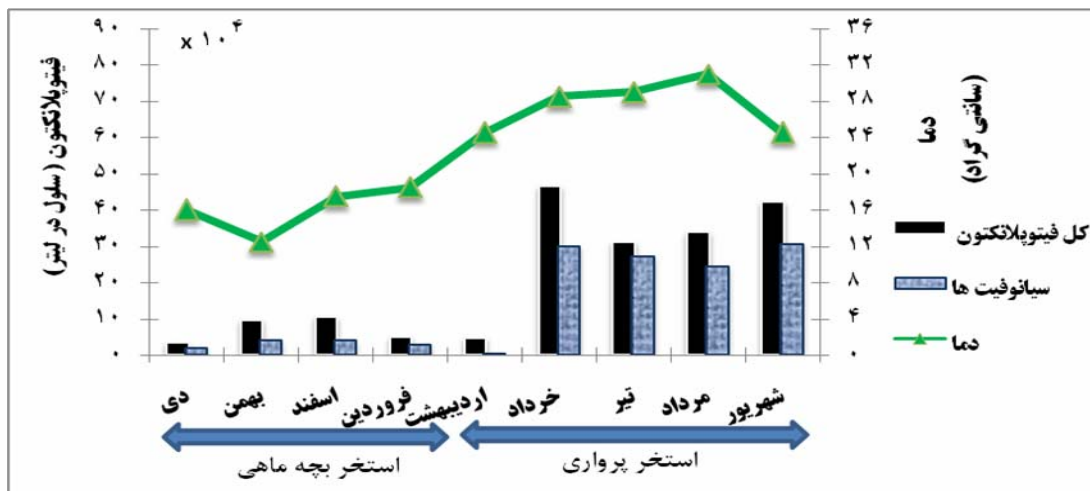
فاکتور	میانگین	انحراف معیار	کمینه	بیشینه
فسفر کل (میلی گرم در لیتر)	۱/۲	± ۰/۸۴	۰/۲۹	۲/۴۵
نیتريت (میلی گرم در لیتر)	۰/۰۷	± ۰/۰۴	۰/۰	۰/۲۸
آمونیاک (میلی گرم در لیتر)	۰/۸۵	± ۰/۵	۰/۲	۳/۸
دما °C	۲۳/۹۷	± ۶/۳۰	۱۳	۳۳
اکسیژن محلول (میلی گرم در لیتر)	۷/۷۱	± ۱/۲۷	۴/۵	۹
شوری ppt	۱/۸۴	± ۰/۹۶	۱/۱	۲/۳۴
pH	۸/۵	± ۰/۸۵	۷/۸۷	۹/۳۲
شفافیت (سانتی متر)	۱۹/۱۶	± ۲/۰۸	۱۵	۲۰
قلیابیت کل (میلی گرم در لیتر)	۱۴۳/۶۶	± ۲/۸۳	۱۴۰	۱۵۰



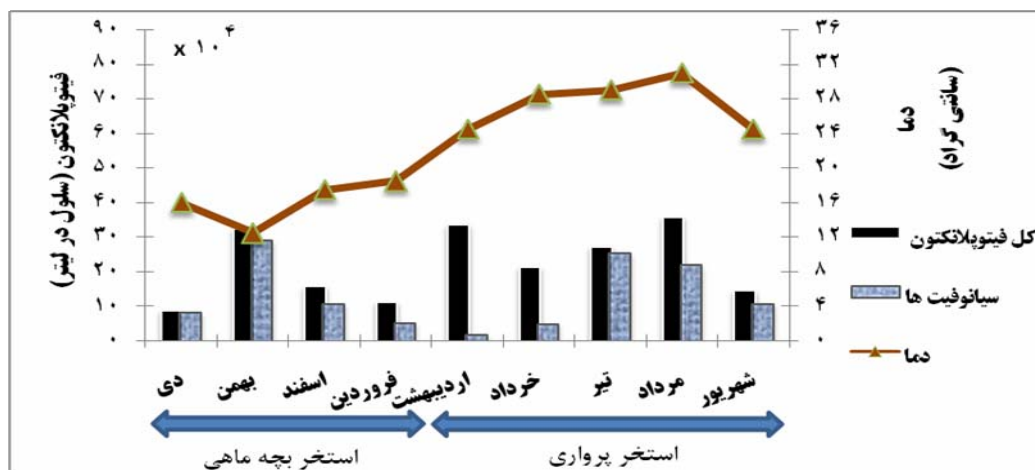
شکل ۲- نوسان دمای آب و جمعیت پلانکتونی در مزرعه پرورش ماهی ۱ فاصله در کل دوره نمونه برداری (استخر بچه ماهی + استخر پرواری) دی ماه ۱۳۸۷- شهریور ۱۳۸۸



شکل ۳- نوسان دمای آب و جمعیت پلانکتونی در مزرعه پرورش ماهی ۲ (شاهد) در کل دوره نمونه برداری (استخر بچه ماهی + استخر پرواری) دی ماه ۱۳۸۷- شهریور ۱۳۸۸



شکل ۴- نوسان دمای آب و جمعیت پلانکتونی در مزرعه پرورش ماهی ۳ در کل دوره نمونه برداری (استخر بچه ماهی + استخر پرواری) دی ماه ۱۳۸۷- شهریور ۱۳۸۸

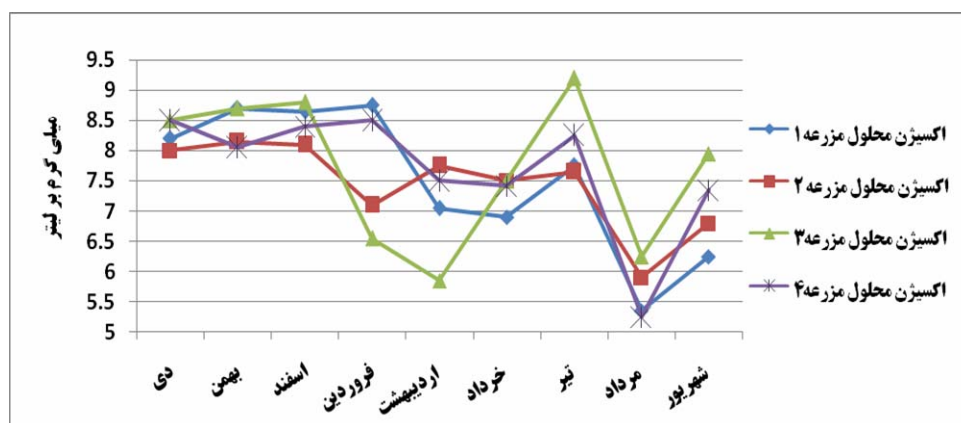


شکل ۵- نوسان دمای آب و جمعیت پلانکتونی در مزرعه پرورش ماهی ۴ در کل دوره نمونه برداری (استخر بچه ماهی + استخر پروراری) دی ماه ۱۳۸۷- شهریور ۱۳۸۸

نوسان اکسیژن محلول در استخرهای زمستان گذرانی تمام مزارع در طول ماه های نمونه برداری روند مشخصی را نشان داد. در اسفند ماه مزارع ۳ و ۲ اوج مشخصی از این افزایش را نشان داد. اما در مزرعه ۴ این حالت دیده نشد و بطور مشخص در فروردین، مزرعه ۴ دارای بالاترین اوج اکسیژن محلول بود و میزان اکسیژن محلول در طول فصل زمستان در بقیه مزارع بطور محسوسی در حال کاهش بود. (شکل ۶)

تغییر میزان اکسیژن در استخرهای پروراری در تابستان روال چندان منظمی نداشت، بطور کلی در اکثر ماه ها کمتر از زمستان است. مزرعه ۳ در مقایسه با سایر مزارع در تمام طول تابستان از میزان اکسیژن محلول بیشتری برخوردار بود.

نکته مشترک در تمام مزارع این است که در تیرماه دارای یک افزایش مقادیر اکسیژنی قابل ملاحظه هستند. در آخر تابستان این میزان کاهش یافت (شکل ۶). لازم به ذکر است که تا انتهای دوره در هیچکدام از استخر های مورد بررسی (بچه ماهی و پروراری) گزارش تلفات ماهی فیتوفاگ مشاهده نشد.



شکل ۶- تغییرات اکسیژن محلول در طول دوره نمونه برداری در استخر های پروراری مختلف

بحث و نتیجه گیری

ترکیب جمعیت های فیتوپلانکتونی در تمامی استخرها بر اساس درصد حضور و فراوانی به ترتیب شامل جلبک های سبز _ آبی، جلبک های سبز، دیاتومه ها و اوگلنوفیتا بود که بانایج (حکیمی مفرد، ۱۳۸۶) و (Milstein *et al.*, 2006) مشابه می باشد.

در تمامی استخرها فراوانی فیتوپلانکتون در ماه های مختلف دارای تفاوت معنی دار بود ($P < 0.05$). تعداد کل فیتوپلانکتون در مزرعه ۱ در تمام ماه های نمونه برداری (دی تا شهریور) با یکدیگر دارای تفاوت معنی دار بود ($P < 0.05$). تعداد کل فیتوپلانکتون در مزرعه ۲ نیز در تمام ماه های نمونه برداری (دی تا شهریور) با یکدیگر دارای تفاوت معنی دار بود ($P < 0.05$). تعداد کل فیتوپلانکتون در مزرعه ۳ بجز در ماه های دی با فروردین، بهمن با اسفند و فروردین با اردیبهشت ($P > 0.05$)، در بقیه ماه های دوره نمونه برداری تفاوت معنی دار بود ($P < 0.05$).

تعداد کل فیتوپلانکتون در مزرعه ۴ بجز در ماه های دی با فروردین، بهمن با اردیبهشت، اسفند با شهریور و اردیبهشت با مرداد ($P > 0.05$) در بقیه ماه های دوره نمونه برداری تفاوت معنی دار بود ($P < 0.05$). این نتایج، مشابه نتایج (Zhi-Xin Ke et al., 2008) می باشد. تنوع فیتوپلانکتونی شناسایی شده در این مطالعه نسبت به بررسی های مشابه (Jha and Barat, 2005) و (Milstein et al., 2006) بیشتر بود.

تراکم متوسط سیانوفیت ها در طول دوره نمونه برداری (۹ ماه) در استخر مزرعه ۱ برابر با $10^6 \times 2/14$ سلول در لیتر بود (جدول ۳و۲) که شامل ۸۶ درصد از کل پلانکتون موجود در این مکان، در استخر مزرعه شاهد برابر با $10^6 \times 1/19$ سلول (جدول ۳و۲) در لیتر شامل ۷۹ درصد از کل پلانکتون موجود در این مکان، در مزرعه ۳ برابر با $10^6 \times 1/22$ سلول در لیتر (جدول ۳و۲) که شامل ۶۵ درصد از کل پلانکتون موجود در این مکان و در مزرعه ۴ برابر با $10^6 \times 1/26$ سلول (جدول ۳و۲) در لیتر بود که شامل ۶۲ درصد از کل پلانکتونهای موجود در این مکان بود. تراکم بسیار بالای سیانوفیتها در تمام این مزارع می تواند به دلیل غنی بودن آب ورودی مجتمع (گودرزی، ۱۳۸۹) باشد. البته بالا بودن فراوانی و تنوع فیتوپلانکتون ها در این بررسی می تواند وابسته به شرایط اقلیمی منطقه نیز باشد. با وجود اینکه با افزایش دمای هوا و آب در فصل بهار توقع افزایش پلانکتون در مزارع مذکور بود، اما کاهش در تعداد فیتوپلانکتون دیده شد که می توان این علت را به افزایش رشد بچه ماهیان در فصل بهار و افزایش مصرف این ماهیان که از نظر فاصله وزنی در حد انتقال به استخرهای بالغ بودند دانست. با ادامه ی روند افزایش گرما در تابستان بر تنوع و تعداد این جلبک ها بطور چشمگیری افزوده شد (شکل ۷). این افزایش تحت شرایطی مانند افزایش pH، دما و نور، مشابه تحقیقات (Reynold, 2000) و (Lee and Rhee, 1999) است.

Scheffer و همکاران (۱۹۹۷) با توجه به اطلاعات بدست آمده از تحقیقات مشابه در تعدادی از استخرهای پرورشی، همراه با مدل های ریاضی نشان می دهد که غلبه سیانوباکتریایی یک حالت پایایی جایگزین در جوامع پلانکتونی در اکوسیستم های آبی کم عمق می باشد. چرا که این گروه از جلبک های سبز-آبی بیشتر به آب های دارای شفافیت پایین سازگار هستند و کدورت آب را برطبق منافع خود بالا می برند.

مطابق بیان (Scheffer et al., 1997)، علی رغم اینکه بین تراکم سیانوفیت ها و شفافیت آب رابطه مستقیم وجود دارد، ولی در مطالعه حاضر در هیچ یک از استخرها رابطه معنی داری بین تراکم فیتو پلانکتون و میزان شفافیت مشاهده نشد که احتمالاً به دلیل کدورت بالای آب ورودی است که ناشی از گل آلودگی آب رودخانه کارون بود.

در بین انواع فیتوپلانکتون مشاهده شده، گونه های *Phormidium sp.* و *Aphanizomenon sp.* از جلبک سبز-آبی نیز مشاهده شد که ترشح سم از این ۳ گونه و مرگ و میر ماهیان بوسیله ی آنها، توسط محققین مختلف گزارش شده است (Schwimmer and Schwimmer, 1964; Collins, 1978; Carmichael, 1990; Affan, 2001) بنابراین احتمال تلفات به دلیل وجود انواع سمی فیتوپلانکتون را می توان در نظر گرفت.

Affan و همکاران (۲۰۰۳) هنگام بررسی تلفات ماهیان گرمابی در ایالت Mymensingh بنگلادش، جنس های *Microcystis* را با میزان $10^3 \times 72/80$ سلول در لیتر که $33/98$ درصد کل فیتوپلانکتونی و *Aphanizomenon*

را با میزان $10^3 \times 130/5$ سلول در لیتر که $60/91$ درصد کل فیتوپلانکتون موجود بود در روز تلفات گزارش کردند. در طول دوره نمونه برداری دراستخرهای مورد مطالعه جنس *Microcystis* و *Anabaena* دیده نشد. گرچه استخرها از لحاظ میزان جنس های سیانوفیت ها در حد بسیار بالایی قرار داشتند و حاوی تعداد بالایی *Aphanizomenon* و *Phormidium* و *Oscillatoria* بودند. اما با توجه به این که این جنس های سمی، اکثریت سیانوفیت و کل پلانکتون را تشکیل نداده بودند (عدم غالبیت آنها) و همچنین بعلت عدم مشاهده مرگ و میر ماهیان در استخرهای مورد مطالعه در دوره نمونه برداری، در نتیجه علت مرگ ماهیان را در سال های اخیر بصورت قطعی نمی توان شکوفایی جلبکی سیانو فیتها بیان کرد.

تغییرات اکسیژن محلول دراستخرهای زمستانه (شکل ۶) تقریباً روند ثابتی داشت، گرچه به طور دائم در حال کاهش و افزایش بود و احتمالاً عدم برنامه ریزی منظم در کود دهی و وضعیت آب منطقه که امسال کمتر از سال های قبل بود در بروز این مسئله دخیل بوده است.

در حالت کلی اکسیژن آب استخرهای بچه ماهی، در ۴ مزرعه دارای یک اوج در اسفند ماه $8/1 - 8/8$ میلی گرم در لیتر) بود. حداقل این فاکتور در فروردین ماه در مزارع ۲ و ۳ ($7/1 - 6/5$ میلی گرم در لیتر) مشاهده شد (شکل ۶) که از دلایل آن می توان بزرگ شدن اندازه ماهیان و افزایش نیاز اکسیژنی آنها و همچنین کاهش تولید پلانکتونی استخری باشد.

میزان اکسیژن محلول در استخرهای پروراری در تیر ماه دارای یک اوج بود (شکل ۶) و این احتمالاً به دلیل هدایت جریان آب از رودخانه کرخه در آن ماه به کانال اصلی آبرسان مجتمع پرورش ماهی آزادگان برای جبران کمبود آب و بالا بودن میزان فیتوپلانکتون در آن ماه (افزایش فتوسنتز) بود. Affan و همکاران (۲۰۰۳) هنگام بررسی تلفات ماهیان گرمابی در ایالت Mymensingh بنگلادش در روز تلفات غلظت اکسیژن محلول را $0/95$ میلی گرم در لیتر گزارش کردند. میزان DO در تمام مراحل نمونه برداری، دارای مقدار بسیار بیشتر از مقدار بیان شده توسط (2003, Affan et al) بود و در محدوده ی بیان شده توسط (Boyd, 1998) قرار داشت. بنابراین اکسیژن نمی تواند عامل نامطلوب در این دوره و سبب ایجاد تلفات باشد.

میزان نیتريت در ۴ ماه اول نمونه برداری در استخرهای بچه ماهی بطور متوسط در محدوده ی $0/2 - 0/5$ میلی گرم در لیتر قرار داشت. و در استخرهای پروراری مورد مطالعه بطور متوسط در محدوده ی $0/1 - 0/38$ میلی گرم در لیتر گزارش شد. میزان اندازه گیری شده در این بررسی از مقدار مجاز توصیه شده ی نیتريت برای آبی پروری توسط (Brown, 1993) (کمتر از $0/3$ میلی گرم در لیتر) بیشتر است. بنابراین می توان نیتريت را عامل احتمالی موثر در مرگ ماهیان به شمار آورد.

میزان آمونیاک غیر یونیزه در ۴ ماه اول نمونه برداری در استخرهای بچه ماهی بطور متوسط در محدوده ی $0/2 - 1$ میلی گرم در لیتر قرار داشت که بیشتر از غلظت قابل قبول بیان شده توسط (Boyd, 1998) است و عامل نامطلوب به شمار می آید. بنابراین احتمال وجود استرس و ضعیف شدن سیستم ایمنی در بچه ماهیان وجود دارد.

بنا به اظهارات Boyd (۱۹۹۸) میزان آمونیاک غیر یونیزه قابل قبول در آبی پروری باید کمتر از $0/1$ میلی گرم در لیتر باشد و این میزان بستگی به دمای آب استخرها و pH آن دارد. با افزایش درجه حرارت و pH، مقادیر آمونیاک غیر یونیزه تولید شده بالاتر می رود. میزان آمونیاک غیر یونیزه در استخرهای پروراری مورد مطالعه بطور متوسط در محدوده ی $0/3 - 2/8$ میلی گرم در لیتر قرار داشت.

با توجه به اظهارات Boyd، علت افزایش میزان آمونیاک غیر یونیزه استخرهای پروراری در تابستان را نسبت به دوره زمستان گذرانی می توان توجیه کرد. میزان آمونیاک در استخرهای پروراری بالاتر از غلظت قابل قبول بود که

احتمال استرس و مشکلات تنفسی برای ماهیان بالغ خصوصا در ماه مرداد که میزان اکسیژن دارای کمترین مقدار (محدوده ی ۵/۵-۶/۵ میلی گرم در لیتر) نسبت به ماه های دیگر بود را به وجود می آورد. بنابراین می توان آمونیاک را عامل احتمالی موثر در مرگ ماهیان به شمار آورد.

با توجه به وجود تلفات گسترده ی ماهی فیتوفاگ در سالهای پیشین (۱۳۸۴، ۱۳۸۵ و ۱۳۸۶) در مجتمع پرورش ماهی آزادگان که بدون هیچ گونه علائم ظاهری ثبت شده است و عدم مشاهده تلفات در سال جاری، به نظر می رسد فراتر از بررسی فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی آب و سموم ناشی از شکوفایی پلانکتونی (جلبک های سبز- آبی) باشد و این مطالعات باید به مدت چند سال تکرار شود تا به نتیجه ی قطعی دست یافت.

منابع

- احمدی، م. ر. و بانی، ع. ۱۳۷۸. بررسی ترکیب فیتوپلانکتونی حاصل از انواع بارور کننده ها در استخرهای پرورش ماهی گرمابی. مجله منابع طبیعی ایران، ۵۲(۱): ۳۲-۲۳.
- اسماعیلی ساری، ع. ۱۳۷۹. باکتری ها، جلبک ها، قارچ ها و بی مهرگان آب شیرین. موسسه تحقیقات شیلات ایران. تهران. ایران.
- هیلازی، ب. و سوئل، ا. ۱۳۸۵. راهنمای شناسایی جلبک های آب شیرین. محمدی، هادی. (گردآورنده). انتشارات علمی آبزیان، تهران، ایران.
- محمدیان، م. ۱۳۸۷. مطالعه آلودگی انگلی آبشش ماهی کپور نقره ای و ضایعات آن در مزارع پرورش ماهی و مجتمع آزادگان. پایان نامه کارشناسی ارشد دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم تحقیقات خوزستان. اهواز.
- حکیمی مفرد، ر. ۱۳۸۶. گزارش عملکرد اتحادیه آبی پروری استان خوزستان، انتشارات اتحادیه آبی پروری استان خوزستان.
- گودرزی، گ. ۱۳۸۹. بررسی اثرات زیست محیطی مجتمع پرورش ماهی آزادگان. پایان نامه کارشناسی ارشد دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم تحقیقات خوزستان. اهواز.
- Affan, M. A., Khan, S., Imokawa, M. & Uneo, Y. 2001. Determination of microcystins in natural waters of Bangladesh. 6th Asian Fisheries Forum, Kaohsiung, Taiwan.
- Affan, M. A., Jewel, M. A. S. & Khan, S. 2003. Fish mortality due to cyanobacterial bloom in an aquaculture pond in Bangladesh. Pakistan Journal of Biological Sciences, 6(12): 1046-1050.
- Azevedo, S. M. F. O., Evans, W. R., Carmichael, W. W. & Namikoshi, M. 1994. First report of microcystis from a Brazilian isolate of the Cyanobacterium, *Microcystis aeruginos*. J. Appl. Phycol., 6: 261-265.
- Boyd, C. E. & Tucker, C. S. 1998. Pond water quality management. Kluwer Academic Publishers, Boston, USA.
- Boyd, C.E. 1998. Water quality for pond aquaculture. Research and Development Series No. 43. International center for aquaculture and aquatic environments, Alabama Agricultural Experiment Station, Auburn University, Alabama.
- Brown, L. 1993. Aquaculture for veterenarian. Pergamon Press. Iowa. USA.
- Carmichael, W.W., Mahmood, N. A. & Heyde, E.G. 1990. Natural toxins from Cyanobacteria (blue-green algae). In: Hal, S., Strichartz, G. (Eds.), Marine Toxins. Origin, Structure and Molecular Pharmacology. American Chemical Society, Washington, DC.

- Carmichael, W. W. 2001. Health effects of toxin producing Cyanobacteria, "The CyanoHABs". *Human and Ecological Risk Manag*, 7(5): 1359-1401.
- Clesseri, L. S., Greenberg, A. E. & Trussell, R. R. 1998. Standard methods for examination of water and sea water. 17th edition. American Public Health Association. Washington, USA.
- Codd, G. A. 2000. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. *Ecol engineering*, 16: 51-60.
- Codd, G. A., Edwards, C., Beattie, K. A., Barr, W. M. & Gunn, G. J. 1992. Fatal attraction to Cyanobacteria. *Nature*, 359: 110-111.
- Collins, M. 1978. Algal toxins. *Microbiol. Rev.*, 42:725-746.
- Dawson, R. M. 1998. The toxicology of microcystin. *Toxicon*, 36: 953-962.
- Jha, P. & Barat, S. 2005. Effect of water exchange on water quality the production of ornamental carp (*Cyprinus carpio* var. KOI L.) cultured in concrete tanks manured with poultry excreta. *Polish Fisheries*, 13(1): 77-90.
- Lee, T. J. & Rhee, G.Y. 1999. Kinetics of growth and death of *Anabena flos-acquae* (Cyanobacteria) under light limitation and supersaturation. *J Phycol.*, 35:700-709.
- Lagos, N., Onodera, H., Zagastto, H., Andrinolo, D., Azevedo, M.F.Q. & Oshima, Y. 1999. The first evidence of paralytic shellfish toxins in the fresh water cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brazil. *Toxicon.*, 3: 1357- 1373.
- Milstein, A., Ahmed, A.F., Masud, O.A., Kadir, A. & Wahab, M.A. 2006. Effects of the filter feeder Silver carp and the bottom feeders mrigal and Common carp on small indigenous fish species (SIS) and pond ecology, *Aquaculture* 258: 439-451.
- Nishiwaki-Matsushima, R., Ohta, T., Nishiwaki, S., Suganuma, M., Kohyama, K., Ishiwaka, T., Carmichael, W.W. & Fujiki, H. 1992. Liver tumor promotion by the cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin-LR. *J. Cancer Res. Clin. Oncol.*, 118: 420-424.
- Paerl, H.W., Fulton, R. S., Moisander, P.H. & Dyble, J. 2001. Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on Cyanobacteria. *Sci. World J.*, 1: 76-113.
- Reynolds, C. S., Reynolds, S. N., Munawar, I. F. & Munawar, M. 2000. The regulation of phytoplankton population dynamics in the worlds largest lakes. *Aquat. Ecosystems Health management*, 3: 1-21.
- Rodger, H. D., Turnbull, T., Edwards, C. & Codd, G. A. 1994. Cyanobacterial (blue-green algal) bloom associated pathology in brown trout, *Salmo trutta* L., in Loch Leven, Scotland, *Journal of Fish Diseases*, 17: 177-181.
- Scheffer, M., Rinaldi, S., Gragnani, A., Mur, L.R. & Van Nes, E.H. 1997. On the dominance of filamentous Cyanobacteria in shallow, turbid lakes. *Ecology*, 78 (1): 272-282.
- Schwimmer, D. & Schwimmer, M. 1964. *Algae and medicine*. Plenum Press, New York. USA.
- Wetzel, R. G. & Likens, G. E. 2000. *Limnological analysis* – 3rd edition. Springer-Verlag. New York, USA.
- Zhi-X, K., Ping, X. & Long, G. G. 2008. Impacts of two biomanipulation fishes stocked in a large pen on the plankton abundance and water quality during a period of phytoplankton seasonal succession. *Ecol. Eng.*, 35(11): 92-98.