



اردیبهشت ۹۸

چکیده

این گزارش تمام بندهای شرح خدمات را شامل می شود. گزارش حاوی بازدید های میدانی، بیومتری نمونه های گرفته شده، فراوانی گونه های صید شده در دریاچه ی زریوار است. موقعیت جغرافیایی مناطق نمونه برداری شده، در غرب شهر مریوان و دریاچه ی زریوار و یکی از جریان های ورودی به آن از شمال دریاچه است. کاربری های عمده ی اطراف دریاچه کشاورزی است. دریاچه با احداث یک بند به طول ۲ کیلومتر در جنوب آن از شرایط طبیعی خارج شده است و از طرف دیگر با انتقال آب از یک زیرحوضه ی دیگر، رسوبات زیادی وارد دریاچه شده که سبب افزایش کدورت آب و کاهش عمق دریاچه گردیده است. پویایی جمعیت ماهیان کاراس و تیزه کولی نیز بررسی گردید. نرخ بقا و رشد این دو گونه در دریاچه بسیار بالاست. به طوری که نمونه کاراس ۱۰ ساله و نمونه تیزه کولی ۸ ساله نیز مشاهده گردید.

عمده ی ماهیان صید شده، توسط صیادان تعاونی است و بیشتر ماهیان صید شده، کپور نقره ای یا فیتوفاگ است، متوسط صید آن ها ۳۳۱ کیلوگرم در روز و ۹۸ درصد صید آن ها مربوط به کپور نقره ای است. نمونه برداری های انجام شده توسط تیم تحقیقاتی، به وسیله ی تور انتظاری و تور دستگاه الکتروشوکر بوده که تمام نمونه های صید شده، گونه های غیر بومی بودند. بیش از ۸۰ درصد این نمونه ها از جنس کاراس و ۸۷ درصد آن ها ماده می باشند.

در بخش مسائل و مشکلات دریاچه، به بررسی راهکارهای مدیریتی و جنبه های مختلف وضعیت دریاچه از جمله خدمات اکوسیستمی و وضعیت شیلاتی دریاچه پرداخته شده است. از جمله راهکارهای مدیریتی، میتوان به باز کردن بند جنوبی دریاچه، کم کردن ماهی ریزی، کم کردن جمعیت ماهیان غیربومی و بستن جریان شمالی دریاچه اشاره کرد.

Abstract

This report contains all provisions of the early contract. It also contains field reports, specimens biometry, species relative abundance in lake Zariar. All the field work were done in Lake Zarvar, west to the Marivan city and a man made stream in the north of the lake. Zarvar Lake is surrounded by agricultural land and due to a dike built in south of the lake it is disconnected with its natural environment and become more like a giant pool. Due to the northern man made stream the lake becomes shallower and less clear. Population dynamic and back calculation of those *Carassius* sp. and *H. lesiculus* indicates that these non native specie have good condition in the Lake. 10 year old *Carassius* sp. and 8 year old *H. lesiculus* were spotted in specimens.

Local fisherman Co, usually catch a mean of 331 Kg fish and 98% of the fishes are *H. moltrix*.

Sampling by research group conducted in a 9 days field trip to Marivan. In the lake, 8 gill nets were used in different locations and electrofishing were conducted in the manmade stream. All the specimen were exotic species and no native fish were spotted. More than 80 percent of fished were *Carassius* sp. And more 87% of *Carassius* sp. were female.

In order to manage Lake Zarivar implementing actions are necessary. Removing southern dam, closing northern stream, reducing releasing non native fishes, and removing non native fishes by encouraging people are some of those actions.

۱- کلیات	۱
۱-۱- مقدمه	۱
۱-۲- مطالعه فوق با اهداف زیر انجام گرفته است	۴
۱-۳- مروری بر مطالعات گذشته	۵
۱-۴- نتایج مطالعات گذشته	۷
۱-۵- معرفی گونه های ماهیان شناسایی شده	۱۰
۱-۵-۱- <i>Alburnus hoheneri</i> کولی ایرانی- ماهی مروارید	۱۰
۱-۵-۲- <i>Barbus lacerta</i> زردک	۱۰
۱-۵-۳- <i>Capoeta barroisi</i> دشت ارژنی، سیاه ماهی	۱۱
۱-۵-۴- <i>Capoeta damascina</i> سیاه ماهی	۱۲
۱-۵-۵- <i>Carassius gibelio</i> کپورچه یا کاراس (مازندران) ماهی طلایی (حوض)	۱۳
۱-۵-۶- <i>Ctenopharyngodon idella</i> آمو - ماهی علف خوار	۱۳
۱-۵-۷- <i>Cyprinus carpio</i> کپور معمولی - کپور آینه ای - کپور سازان	۱۴
۱-۵-۸- <i>Hemiculter leuciscus</i> تیزه کولی	۱۵
۱-۵-۹- <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> فیتوفاگ- کپور نقره ای	۱۶
۱-۵-۱۰- <i>Hypophthalmichthys nobilis</i> کپور سرگنده	۱۷
۱-۵-۱۱- <i>Pseudorasbora parva</i> آموچه، پاروا	۱۸
۱-۵-۱۲- <i>Squalius lepidus</i> کوار	۱۹
۱-۵-۱۳- <i>Mastacembelus mastacembelus</i> مارماهی خاردار آب شیرین	۲۰
۱-۵-۱۴- <i>Gambusia holbrooki</i> گامبوزیا	۲۱
۲- بازدیدهای میدانی و نتایج	۲۲
۲-۱- مقدمه	۲۲
۲-۲- موقعیت جغرافیایی منطقه	۲۲
۲-۳- تاریخچه ی شفاهی دریاچه ی زریوار	۲۴
۲-۴- آمار صید صیادان تعاونی	۲۵
۲-۵- بازار ماهی فروشان شهر مریوان	۲۹
۲-۶- بیومتری ماهیان صید شده توسط صیادان و بازار ماهی	۳۰
۲-۷- نمونه برداری انجام شده از دریاچه	۳۰
۲-۸- نمونه برداری در جریان ورودی به دریاچه	۳۳
۲-۹- بیومتری ماهیان نمونه برداری شده	۳۴
۲-۱۰- پویایی جمعیت	۳۹
۲-۱۰-۱- ماهیان غیر بومی ایران	۴۰
۲-۱۰-۲- اهمیت بررسی خصوصیات زیستی و پویایی جمعیت در رابطه با گونه های غیربومی و مهاجم	۴۰
۲-۱۰-۳- جنس کاراس (<i>Carassius</i>)	۴۱
۲-۱۰-۴- خصوصیات زیستی گونه های جنس <i>Carassius</i>	۴۲
۲-۱۰-۵- خصوصیات زیستی و پویایی جمعیت <i>Carassius sp.</i> در دریاچه زریوار	۴۳

۵۳	 گونه تیزه کولی (<i>Hemiculter leucisculus</i>)
۶۳	 ۳- مسائل و مشکلات / چالش ها و پیشنهادات
۶۳	 ۳-۱ مطالبات مردمی
۶۴	 ۳-۲ مدیریت دریاچه
۶۵	 ۳-۲-۱ خدمات اکوسیستمی
۷۴	 ۳-۲-۲ وضعیت شیلاتی
۷۷	 ۳-۲-۳ ماهیان بومی
۷۷	 ۳-۲-۴ ماهیان غیر بومی
۷۹	 ۳-۲-۵ راهکار های مدیریتی برای دریاچه ی زریوار
۸۲۲	 احیا گونه های بومی:
ای	نقشه راه به ————— رای پ ————— روزه ه ————— ای
۸۳	 بعدی
۸۶	 منابع

فهرست اشکال

- شکل ۱-۱: *A. hohenackeri* کولی ایرانی- ماهی مروارید ۱۰
- شکل ۱-۲: *B. lacerta* زردک ۱۱
- شکل ۱-۳: *C. barroisi* دشت ارژنی، سیاه ماهی ۱۲
- شکل ۱-۴: *C. damascina* سیاه ماهی ۱۲
- شکل ۱-۵: *C. gibelio* کپورچه یا کاراس ۱۳
- شکل ۱-۶: *C. idella* آمور ۱۴
- شکل ۱-۷: *C. carpio* کپور معمولی ۱۵
- شکل ۱-۸: *H. leuciscus* تیزه کولی ۱۶
- شکل ۱-۹: *H. molitrix* فیتوفاگ-کپور نقره ای ۱۷
- شکل ۱-۱۰: *H. nobilis* کپور سرگنده ۱۸
- شکل ۱-۱۱: *P. parva* آمورچه، پاروا ۱۹
- شکل ۱-۱۲: *S. lepidus* کاوار ۱۹
- شکل ۱-۱۳: *M. mastacembelus* مارماهی خاردار آب شیرین ۲۰
- شکل ۱-۱۴: *G. holbrooki* گامبوزیا ۲۱
- شکل ۲-۱: موقعیت جغرافیایی زیریوار ۲۳
- شکل ۲-۲: خروجی بند جنوبی دریاچه ی زیریوار (راست) و بند دریاچه (چپ) ۲۴
- شکل ۲-۳: جریان شمالی دریاچه، نقطه ی شماره ی ۸ بر شکل ۱ ۲۵
- شکل ۲-۴: بیومتری ماهیان و نمونه برداری از فلس (راست) و بازگشت صیادان تعاونی از صید (چپ) ۲۶
- شکل ۲-۵: وزن کشی ماهیان، توسط صیادان (راست)، کپور سرگنده ی یک متری (سمت چپ) ۲۶
- شکل ۲-۶: زنج های صیادی ۲۸
- شکل ۲-۷: بازار ماهی فروشان شهر مریوان ۲۹
- شکل ۲-۸: توره های کار گذاشته شده توسط تیم تحقیقاتی ۳۱
- شکل ۲-۹: جمع آوری نمونه های درون تورها ۳۱
- شکل ۲-۱۰: نقشه ی دریاچه ی زیریوار به همراه نقاط نمونه برداری ۳۳
- شکل ۲-۱۱: فلس گیری (راست) و اندازه گیری وزن ماهی ۳۴

- شکل ۱۲-۲: اندازه گیری طول..... ۳۵
- شکل ۱۳-۲: تشریح ماهیان، انگل های درون حفره شکمی (راست)، میزان هم آوری بالای ماهی کارس (چپ)..... ۳۵
- شکل ۱۴-۲: ماهی کاراس ۲ ساله..... ۴۴
- شکل ۱۵-۲: ماهی کاراس ۴ ساله..... ۴۵
- شکل ۱۶-۲: ماهی کاراس ۵ ساله..... ۴۵
- شکل ۱۷-۲: ماهی کاراس ۷ ساله..... ۴۶
- شکل ۱۸-۲: ماهی کاراس ۶ ساله..... ۴۶
- شکل ۱۹-۲: ماهی کاراس ۸ ساله..... ۴۷
- شکل ۲۰-۲: ماهی کاراس ۹ ساله..... ۴۷
- شکل ۲۱-۲: ماهی کاراس ۱۰ ساله..... ۴۸
- شکل ۲۲-۲: ماهی تیزه کولی ۲+ ساله..... ۵۵
- شکل ۲۳-۲: ماهی تیزه کولی ۳ ساله..... ۵۵
- شکل ۲۴-۲: ماهی تیزه کولی ۴+ ساله..... ۵۶
- شکل ۲۵-۲: ماهی تیزه کولی ۵ ساله..... ۵۶
- شکل ۲۶-۲: ماهی تیزه کولی ۶+ ساله..... ۵۷
- شکل ۲۷-۲: ماهی تیزه کولی ۷ ساله..... ۵۷
- شکل ۲۸-۲: ماهی تیزه کولی ۸+ ساله..... ۵۸
- شکل ۱-۳: تصویر شماتیک خدمات اکوسیستم تولید شده توسط ماهیان..... ۶۶

فهرست جداول

جدول ۱-۱: گونه های ماهیان شناسایی شده در تالاب زریوار	۷
جدول ۱-۲: گونه های پرندگان مشاهده شده در دریاچه زریوار	۸
جدول ۱-۳: گونه های پستانداران مشاهده شده در دریاچه زریوار	۸
جدول ۱-۴: گونه های خزندگان و دوزیستان مشاهده شده در دریاچه زریوار	۸
جدول ۱-۵: میانگین طولی (سانتی متر) نمونه های ماهیان اندازه گیری شده در دریاچه زریوار	۹
جدول ۲-۱: خلاصه ای از صید، صیادان تعاونی	۲۷
جدول ۲-۲: خلاصه نتایج بیومتری ماهیان صید شده توسط صیادان و بازار ماهی	۳۰
جدول ۲-۳: خلاصه ی وضعیت تورهای پهن شده در دریاچه ی زریوار	۳۲
جدول ۲-۴: فراوانی ماهیان صید شده در هر نقطه نمونه برداری با الکتروشکر	۳۴
جدول ۲-۵: نتایج بیومتری ماهیان	۳۵
جدول ۲-۶: خلاصه ی بیومتری <i>H. leuciculus</i> براساس جنسیت	۳۶
جدول ۲-۷: خلاصه ی بیومتری <i>Carssius</i> sp. براساس جنسیت	۳۷
جدول ۲-۸: میانگین طول جنس ماده ماهیان کاراس در سنین مختلف	۴۹
جدول ۲-۹: میانگین طول جنس نر ماهیان کاراس در سنین مختلف	۴۹
جدول ۲-۱۰: معادله رشد ون برتالانفی، پارامترهای آن و شاخص عملکرد رشد ماهی کاراس در دریاچه زریوار	۵۰
جدول ۲-۱۱: پارامترهای مدل رشد ون برتالانفی گونه های جنس کاراس در سایر مطالعات	۵۱
جدول ۲-۱۲: فاکتور وضعیت جنس نر و ماده ماهی کاراس به تفکیک سن	۵۳
جدول ۲-۱۳: میانگین طول جنس ماده ماهی تزه کولی در سنین مختلف	۵۸
جدول ۲-۱۴: میانگین طول جنس نر ماهی تیزه کولی در سنین مختلف	۵۹
جدول ۲-۱۵: معادله رشد ون برتالانفی، پارامترهای آن و عملکرد رشد ماهی تیزه کولی در دریاچه زریوار	۶۰
جدول ۲-۱۶: پاراکترهای مدل رشد ون برتالانفی گونه تیزه کولی در سایر مطالعات	۶۰
جدول ۲-۱۷: فاکتور وضعیت جنس نر و ماده ماهی تیزه کولی به تفکیک سن	۶۲
جدول ۳-۱: دسته بندی خدمات اکوسیستمی جمعیت ماهیان	۶۵
جدول ۳-۲: دسته بندی روش های ورود به همراه راه های احتمالی ورود ماهیان دریاچه ی زریوار	۷۵
جدول ۳-۳: انواع روش های مبارزه با ماهیان غیروومی	۷۷

جدول ۳-۴: میزان رهاسازی ماهیان در دریاچه زریوار براساس آمار شیلات کردستان گزارش آساراب ۱۳۸۶ ۷۸

جدول ۳-۵: آمار صید و صیادی دریاچه ی زریوار بر اساس آمار شیلات کردستان گزارش آساراب ۱۳۸۶ ۷۸

فهرست نمودارها

نمودار ۱: میزان صید روزانه تعاونی صیادان ۲۷

نمودار ۲: درصد ماهیان صید شده توسط صیادان تعاونی ۲۸

نمودار ۳: فراوانی ماهیان نمونه برداری شده از تور به درصد ۳۲

نمودار ۴: فراوانی نمونه های بیومتری شده ۳۶

نمودار ۵: نسبت جنسی در *H. lesiculus* ۳۷

نمودار ۶: نسبت جنسی در *Carassius* sp. ۳۸

نمودار ۷: شاخص GSI در جنس ماده *Carssius* sp. ۳۸

نمودار ۸: شاخص GSI در جنس نر *Carssius* sp. ۳۹

نمودار ۹: هیستوگرام فراوانی گروه های طولی گونه کاراس در دریاچه زریوار ۴۴

نمودار ۱۰: نمودار حاصل از مدل رشد ون برتالانفی ۵۰

نمودار ۱۱: هیستوگرام ساختار سنی ماهی کاراس در دریاچه زریوار ۵۲

نمودار ۱۲: هیستوگرام فراوانی گروههای طولی ماهی تیزه کولی ۵۴

نمودار ۱۳: نمودار مدل رشد ون برتالانفی برای گونه تیزه کولی در دریاچه زریوار ۶۰

نمودار ۱۴: هیستوگرام ساختار سنی ماهی تیزه کولی در دریاچه زریوار ۶۱

۱- کلیات

مقدمه

۱-۱-

زریوار دریاچه کوچکی واقع در شمال غرب شهرستان مریوان در استان کردستان می باشد. آب و هوای منطقه معتدل و یکنواخت بوده و تغییرات سالیانه دمای آب در دریاچه گسترده است، به طوری که از ۵/۰ تا ۵/۲۷ درجه سانتی گراد در طول سال متغیر بوده و در برخی سالها سطح دریاچه با یخ پوشیده می شود. هیچگونه آب سطح الارضی دائمی (رودخانه) بجز آب باران به این دریاچه نمی ریزد و منبع عمده تأمین کننده آب دریاچه چشمه هایی هستند که در بستر آن قرار دارند. مساحت دریاچه در حدود ۷۵۰ هکتار و عمق متوسط آن ۳/۴ متر بوده و حجم آب ذخیره ای آن ۲۲ تا ۴۷ میلیون متر مکعب در سالهای خشکسالی و ترسالی تخمین زده می شود. آب دریاچه پس از ورود به رودخانه زریوار به سد دربندخان در کشور عراق سرازیر شده و از آن پس به رودخانه دجله و در انتها به خلیج فارس می ریزد. (جلالی و برزگر، ۱۳۸۱، Jalali & Barzegar, 2006).

این تالاب با داشتن فیتوپلانکتون ها و جلبکها، سبز دیده می شود. اما این تالاب با فون و فلوری غنی و داشتن گیاهان و جانوران بومی و کمیاب و وجود پرندگان مهاجر، نه تنها تاکنون به عنوان تالاب حفاظت شده بین المللی ثبت نشده (در حال حاضر سازمان محیط زیست در تلاش برای این امر است) بلکه با اتفاقات اخیر به شدت مورد تهدید قرار گرفته است که از جمله آنها موارد زیر را می توان نام برد:

- احداث سد بر روی تالاب تغییراتی در ساخت اکولوژیک منطقه رخ داده که در دراز مدت خطرات بالقوه ای برای دریاچه دارد.

- امروزه به دلیل رشد گیاهان آبی در داخل و رشد نیزارها در اطراف و ورود فاضلاب قسمتی از شهر مریوان و برخی روستاهای اطراف به داخل آن روز به روز بیشتر مورد تهدید قرار گرفته است.

- معرفی گونه های غیر بومی ماهیان به دریاچه

- توسعه فعالیت های دام پروری و پروار بندی در روستاهای غربی آن و ورود فاضلاب آنها به دریاچه

- ایجاد تاسیسات توریستی در ساحل شرقی دریاچه

- ورود فاضلاب انسانی و فضولات حیوانی حداقل ۹ روستای حاشیه دریاچه به طور مستقیم به تالاب

-ورود بار آلودگی فاضلاب انسانی و حیوانی حداقل هشت روستای حوزه رودخانه قزلچه سو از طریق کانال احدائی به

داخل تالاب

آلودگی های موجود در منطقه شامل: آلودگی های فیزیکی از مواد و اشیاء فلزی، شیمیایی، غذایی، آلودگی های ناشی از فعل و انفعالات مواد آلی و پوسیده های گیاهی، آلودگی های بیولوژیک انتقال میکروبها، ویروسها از جمله انتقال *Ligula* و *Lerne*

-تخریب اکوسیستم با ورود غیر متعارف آبی کپور ماهی، تخلیه دریاچه با حفر چاه و زهکش

-تعدد مدیریت تالاب از عوامل تهدید کننده تالاب است. با توجه به خطرات فوق و ارزش های تالاب همچون صید ماهی، تثبیت سیلاب، تامین آب، شکار پرندگان، شنا و استفاده تفرجگاهی میبایست از این تالاب به درستی محافظت نموده، آن را احیا و به گونه ای مورد استفاده قرار داد که معیارهای زیست محیطی و طبیعی تالاب به درستی حفظ گردد (جاویدی دلجوان ۱۳۹۰).

دریاچه زریوار به سبب قرار گیری در رویشگاه جنگلی زاگرس و مطلوبیت عوامل رویشگاهی، در برگیرنده تنوع اکوسیستمی و گونه ای بالا است. چنین تنوعی نشان دهنده تنوع زنجیره های غذایی و گستردگی شبکه غذایی در این دریاچه است. در راستای شناخت منابع زیستی تالاب زریوار واقع در شهرستان مریوان در استان کردستان، با توجه به اهمیت زیست محیطی دریاچه زریوار گونه های گیاهی آبی این تالاب بر اساس چهار طبقه گیاهان بن در آب، گیاهان غوطه ور در آب، گیاهان برگ شناور و گیاهان شناور در آب معرفی گردید. در مجموع ۲۶ گونه آبی در دریاچه مورد مطالعه شناسایی گردید. این موضوع نشان دهنده ظرفیت تولید بالا در این دریاچه کوهستانی و شاخصی برای برقراری تعادل منابع بیوفیزیکی در این دریاچه است. همچنین گسترش وسیع و زیاد گیاهان آبی معرف تولید اولیه بالا در این اکوسیستم بی همتا در منطقه و پایداری فرایندهای اکولوژیک در منطقه می باشد (درخشان و همکاران، ۱۳۹۵).

با توجه به کنوانسیون بین المللی تالابها که در شهرستان رامسر منعقد شد و با در نظر گرفتن معیارهای مورد تأیید این کنوانسیون در مورد شرایط بین المللی بودن یک تالاب، میتوان دریاچه زریوار را که تا حد زیادی با معیارهای کنوانسیون مذکور مطابقت دارد، یک تالاب دانست؛ چرا که این اکوسیستم ارزشمند از نظر تیپ تالابی، یک تالاب کوهستانی منحصربه فرد است. همچنین زریوار از لحاظ دیگر معیارهای تنوع زیستی نظیر پذیرا بودن جمعیت قابل توجهی از پرندگان مهاجر بعضاً نادر و همچنین از نظر فون و فلور متنوع و وجود جانوران کمیابی نظیر شنگ (*Lutra lutra*) و سایر گونه های گیاهی و جانوری نادر، دارای شرایط لازم برای احراز موقعیت جهانی است (معروفی و احیایی ۱۳۸۵).

دریاچه زریوار یکی از غنی ترین ذخیره گاه های ژنتیکی در سطح استان کردستان است و تنوع بالا در سطح تاکسونومیک گونه، جنس و خانواده بر ارزش های گوناگون این دریاچه به ویژه از جنبه حفاظت ذخایر ارزشمند ژنتیکی صحنه میگذارد. زیبایی منظر و جلوه های منحصر به فرد دریاچه نظر هر بیننده ای را به خود جلب میکند. ورود گردشگران به منطقه نیز در افزایش توان اقتصادی مردم محل مؤثر بوده و فرصت های شغلی متعددی برای ساکنین منطقه ایجاد خواهد کرد. از دیگر عوامل تهدید در منطقه که متأسفانه در حال حاضر دریاچه را با خطر مواجه کرده عواملی همچون احاطه شدن تالاب توسط اراضی کشاورزی و چرای بی رویه دام است. این عوامل باعث تخریب قابل ملاحظه رویشگاههای حاشیه تالاب و در نهایت نابودی بسیاری از گونه های حساس به عوامل نامساعد محیطی شده است. آتش سوزی های عمدی و سهوی نیز بر فون و فلور منطقه تاثیر مخرب داشته و ضروری است که مسئولان امر در این خصوص تدابیر لازم و عاجل را به عمل آورند (معروفی و احیایی ۱۳۸۵).

۱-۲- مطالعه فوق با اهداف زیر انجام گرفته است:

- ۱- بررسی، مطالعه و تهیه اطلاعات جامع در خصوص انواع ماهیان بومی و اقتصادی تالاب زریوار
- ۲- تحلیل داده های به دست آمده از فعالیت های میدانی جهت بررسی وضعیت آینده ماهیان در سناریوهای مختلف بهره برداری و احیاء
- ۳- شناسایی گونه های بومی و غیر بومی ماهیان تالاب زریوار
- ۴- تعیین فراوانی نسبی گونه های بومی و غیر بومی
- ۵- تعیین برخی ویژگی های زیستی مهم گونه ها مانند ساختار سنی و وضعیت ضریب رشد گونه ها
- ۶- ارائه پیشنهادهایی برای مدیریت گونه های ماهیان بر اساس اطلاعات جدید
- ۷- ارزش گذاری گونه های بومی ماهیان بر اساس نمونه برداری های انجام گرفته
- ۸- ارائه پیشنهادهایی برای مدیریت ماهیان دریاچه زریوار
- ۹- تهیه و ارائه گزارش نهایی و تحلیلی از پروژه

در مطالعاتی که توسط (جلالی و برزگر، ۱۳۸۱، Jalali & Barzegar, 2006) به منظور بررسی انگل های ماهیان موجود در تالاب زریوار انجام گرفت، ۳ گونه ماهی بومی و ۶ گونه ماهی معرفی شده به دریاچه زریوار و تعداد ۱۴ گونه انگل (۳ گونه تک یاخته، ۶ گونه مونوژن، ۳ گونه سخت پوست، ۱ گونه متاسرکر دیژن و ۱ گونه پلروسرکوئید سستد) از ۷ گونه ماهیان فوق یافت شد. در میان ماهیان مذکور یک گونه مونوژن از جنس انسیروسفالوس از آبشش مارماهی خاردار برای اولین بار گزارش شده و همچنین این ماهی به عنوان میزبان جدیدی برای متاسرکر انگل دیژن دیپلوستوموم اسپاتاسئوم معرفی گردید.

در بررسی ارزیابی تنوع زیستی تالاب زریوار که توسط (Reyhani-khoram & Hoshmand, 2012) انجام گرفت، از میان ۹ گونه ماهی شناسایی شده، گونه های *G.affinis* و *P.parva*، *C.auratus* را به عنوان گونه های معرفی شده به این دریاچه نام برد. همچنین بیان گردید که با توجه به شرایط اکولوژیکی تالاب، می تواند زیستگاه مناسبی برای گونه های پرندگان باشد و همچنین به این موضوع پرداختند که آلودگی های ناشی از کشاورزی به مراتب تهدید جدی تری نسبت به آلودگی های صنعتی برای این دریاچه می باشد.

در طی مطالعاتی که در سالهای ۱۳۸۹-۱۳۹۰ بر روی ۵ ایستگاه و نمونه برداری فصلی بر روی دریاچه زریوار انجام گرفت (Gholami & Shapoori, 2017) تعداد ۶ گونه ماهی از دو خانواده کپورماهیان و گامبوزیا ماهیان شناسایی گردید. در این مطالعه پراکنش و فراوانی گونه های ماهیان در ایستگاههای مورد مطالعه بررسی گردید و تعداد نمونه ها و میانگین طولی آنها مشخص شد.

در بررسی فون ماهیان دریاچه زریوار برای اولین بار دو گونه ماهی شناسایی گردید (Esmaeili et al, 2011). در این مطالعه ۱۴ گونه ماهی شنایی گردید که ۵ گونه از ماهیان بومی و ۹ گونه از ماهیان غیر بومی می باشند.

در بررسی مطالعات لیمنولوژیکی و ارزیابی ذخایر دریاچه زریوار (مهندسین مشاور آساراب، ۱۳۸۴) تعداد ۹ گونه ماهی متعلق به ۹ جنس از ۳ خانواده در این دریاچه گزارش گردید. در بررسی انگل شناسی ماهیان دریاچه زریوار که در این تحقیق انجام گرفت از میان انگل های مورد بررسی قرار گرفته، تعداد ۷ گونه توسط ماهیان معرفی شده وارد دریاچه گردید که از خطرناکترین آنها می توان به سخت پوست لرنثا که تنها در کپور معمولی و مارماهی خاردار آب شیرین دریاچه مشاهده گردید. همچنین در این مطالعه از ۵ راسته پستانداران موجود در کشور، ۱۱ گونه متعلق به ۱۰ جنس و ۹ خانواده شناسایی گردید که گونه های ول آبری و شنگ ارتباط مستقیم و زیاد با دریاچه داشته و بقاء و حیات آنها به میزان زیادی به بقاء و سلامت دریاچه

دریاچه زریوار وابسته است. همچنین ۷۷ گونه از ۵۶ جنس و ۳۱ خانواده از پرندگان در این دریاچه و اطراف آن شناسایی و گزارش گردید.

در طی مطالعاتی که در طی سالهای قبل بر روی این دریاچه انجام گرفت تعداد ۱۴ گونه و ۱۲ جنس از سه خانواده ماهیان شناسایی گردید.

جدول ۱-۱: گونه های ماهیان شناسایی شده در تالاب زریوار (جلالی و برزگر، ۱۳۸۱، Jalali & Barzegar, 2006، Reyhani-Khorami, 2011، Esmaeili et al, 2017، Gholami & Shapoori, 2017، مهندسین مشاور آساراب، ۱۳۸۴ و Hoshmand, 2012)

خانواده	نام علمی گونه	نام فارسی	مطالعات گذشته					
			Jalali & Barzegar, 2006	Esmaeili et al, 2011	Gholami & Shapoori, 2017	Reyhani-Khorami and مهندسین مشاور آساراب، ۱۳۸۴	بومی	غیر بومی
Cyprinidae	<i>Alburnus hohenakeri</i>	کولی ایرانی - ماهی مروارید		*		*	*	*
	<i>Barbus lacerta</i>	سس ماهی - زرده پر					*	
	<i>Capoeta barroisi</i>	سیاه ماهی دشت ارژن					*	
	<i>Capoeta damascina</i>	سیاه ماهی - توفینی	*		*	*	*	*
	<i>Carassius gibelio</i>	کاراس		*		*	*	*
	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	آمور	*	*	*	*	*	*
	<i>Cyprinus carpio</i>	کپور معمولی	*	*	*	*	*	*
	<i>Hemiculter leucisculus</i>	تیزه کولی		*				*
	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	فیتوفاگ - کپور نقره ای	*	*	*	*	*	*
	<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	کپور سرگنده		*		*		*
	<i>Pseudorasbora parva</i>	آمورچه - پاروا	*	*		*	*	*
Mastacembelidae	<i>Squalius lepidus</i>	کاوار					*	
	<i>Mastacembelus mastacembelus</i>	مارماهی خاردار آب شیرین				*	*	*
Poeciliidae	<i>Gambusia holbrooki</i>	گامبوزیا	*	*	*	*	*	*

همانطور که در جدول بالا مشاهده می گردد گونه های گامبوزیا، کپور معمولی و آمور در تمامی مطالعات مشاهده گردید.

جدول ۱-۲: گونه های پرندگان مشاهده شده در دریاچه زریوار که برخی از پرندگان بر روی ماهیان می توانند تاثیر گذار باشند (Reyhani-Khorami and Hoshmand, 2012)

نام فارسی	نام انگلیسی	نام علمی گونه
چنگر نوک سرخ	Common moorhen	<i>Gallinula chloropus</i>
چنگر اوراسیایی	Eurasian Coot	<i>Fulica atra</i>
کشیم شانه دار بزرگ	Grate crested grebe	<i>Podiceps cristatus</i>
باکلان بزرگ	Great cormorant	<i>Phalacrocorax carbo</i>
حواصیل خاکستری	Grey heron	<i>Ardea cinerea</i>
غاز پیشانی سفید کوچک	Lesser white-fronted goose	<i>Anser erythropus</i>
کشیم کوچک	Little grebe	<i>Tachybaptus ruficollis</i>
اردک سرسبز	Mallard	<i>Anas platyrhynchos</i>
حواصیل ارغوانی	Purple heron	<i>Ardea purpurea</i>
حواصیل زرد	Squacco heron	<i>Ardeola ralloides</i>
یلوه آبی	Water rail	<i>Rallus aquaticus</i>

جدول ۱-۳: گونه های پستانداران مشاهده شده در دریاچه زریوار (Reyhani-Khorami and Hoshmand, 2012)

نام فارسی	نام انگلیسی	نام علمی گونه
شنگ	Otter, european oteter	<i>Lutra lutra</i>
موش آبی	Water vole	<i>Arvicola terrestris</i>
گربه وحشی	Wetland cat	<i>Felis catus</i>
گراز	Wild boar	<i>Sus scrota</i>

جدول ۱-۴: گونه های خزندگان و دوزیستان مشاهده شده در دریاچه زریوار (Reyhani-Khorami and Hoshmand, 2012)

نام فارسی	نام انگلیسی	نام علمی گونه
لاک پشت خزری	Caspian pond turtle	<i>Mauremys caspica</i>
مارآبی	Common grass snake	<i>Natrix natrix</i>
مار چلیپر	Tesselated snake	<i>Natrix tessellate</i>
وزغ سبز	Green toad	<i>Bufo viridis</i>
قورباغه درختی سبز	Green tree frog	<i>Hyla cinerea</i>
قورباغه معمولی	Wetland frog	<i>Rana ridibunda</i>

همانطور که در جداول بالا مشاهده می گردد تعداد ۱۱ گونه پرنده، ۴ گونه پستاندار، ۳ گونه خزنده و ۳ گونه دوزیست در

مطالعه مورد نظر شناسایی گردید.

در طی مطالعاتی که توسط (Gholami and Shapoori (2017 به منظور شناسایی گونه های ماهیان تشکیل دهنده دریاچه زریوار از زمستان ۱۳۸۹ تا آخر پاییز ۱۳۹۰ بر روی ۵ ایستگاه مورد مطالعه انجام گرفت تعداد ۶ گونه از ۶ جنس و دو خانواده شناسایی گردید (جدول ۱-۱). میانگین طولی (طول کل بدن، طول استاندارد و ...) بر حسب میلی متر در نمونه های به دست آمده مورد بررسی قرار گرفت (جدول ۱-۵).

جدول ۱-۵: میانگین طولی (سانتی متر) نمونه های ماهیان اندازه گیری شده در دریاچه زریوار (Gholami & Shapoori, 2017)

نام علمی گونه	تعداد نمونه مورد بررسی	TL طول کل بدن	SL طول استاندارد	HL طول سر	BD پهنای بدن
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	20	35 ± 5	30 ± 3	9 ± 3	10 ± 2
<i>Cyprinus carpio</i>	30	29.5 ± 4	25 ± 5	8 ± 2	8.5 ± 3
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	16	38 ± 6	35 ± 2	10 ± 3	7 ± 2
<i>Capoeta damascina</i>	15	30 ± 5	24 ± 4	7 ± 2	5 ± 2.2
<i>Gambusia affinis</i>	18	8 ± 3	6 ± 2	1 ± 0.5	0.5 ± 0.1
<i>Chalcalburnus sp.</i>	5	20 ± 3	17 ± 2	7 ± 2.3	4 ± 1

در طی مطالعاتی که مهندسين مشاور آساراب (۱۳۸۴) بر روی دریاچه زریوار انجام دادند از میان گونه های ماهیان شناسایی شده، ۲ گونه بومی دریاچه و ۷ گونه از طرق مختلف وارد دریاچه گردید. در این گزارش متذکر گردید که ۴ گونه از ماهیان معرفی شده همه ساله از طریق شیلات استان کردستان به دریاچه رهاسازی می گردد و سه گونه دیگر به صورت اتفاقی به دریاچه پیوند خورده اند و قادر به سازگاری با محیط شده و با تکثیر طبیعی نسل خود را حفظ نموده اند. همچنین در مطالعاتی که بر روی جمعیت گونه های پرندگان انجام گرفت، از مجموع پرندگان شناسایی شده ۲۳/۴ درصد رژیم ماهی خواری و ۳۷/۷ درصد رژیم بنتوزخواری داشته و از این نظر به دریاچه وابسته اند.

۱-۵-۱- *Alburnus hohenackeri* Kessler, 1870 کولی ایرانی - ماهی مروارید

حداکثر طول کل بدن تا حدود ۱۵۰ میلی متر میرسد. دارای دندان حلقی و تا ۳ سال عمر می کند. بیشتر در مصب رودخانه به سر برده اما قسمتهای پایینی رودخانه و دریاچه های آب شیرین و لابلاهی گیاهان آبی و آب لب شور را نیز تا حدی تحمل می کند. از سخت پوستان ریز و حشرات آبی تغذیه می کند. به علت اندازه کوچک، این گونه فاقد ارزش صید اقتصادی و ورزشی است. به صورت بومی در حوضه دریای خزر وجود دارد، اما به شکلی ناخواسته توسط انسان به مناطقی دیگر همچون دریاچه زریوار مریوان، هامون سیستان، رودخانه های زرينه رود و سيمينه رود وارد شد. در ایران ارزیابی دقیقی از وضعیت جمعیت این گونه صورت نگرفته است اما پراکنش گسترده این گونه در اغلب اکوسیستم های آبی و عدم بهره برداری از آن باعث شده در طبقه کمترین نگرانی قرار گیرد (عبدلی ۱۳۷۸، ۱۳۹۵).



شکل ۱-۱: *A. hohenackeri* کولی ایرانی - ماهی مروارید

۱-۵-۲- *Barbus lacerta* (Heckel 1843) زردک

حداکثر اندازه آن تا ۳۵ سانتی متر، در رودخانه های کوهستانی اندازه کوچکتری دارند. دارای دندان حلقی سه ردیفی است. قسمت های فوقانی و میانی رودخانه ها با بستر سنگلاخی را برای زندگی ترجیح داده و در رودخانه های با شیب کم، کمتر دیده می شود. حداکثر سن این گونه ماهی ۵ سال می باشد. اغلب ماهیان در ۲ سالگی بالغ می شوند. از حشرات آبی، سخت پوستان و جلبک ها و در سنین بالاتر در موارد محدودی از بچه ماهیان تغذیه می نمایند. غذای اصلی این گونه در

رودخانه ها لارو بال مو داران (Trichoptera) می باشد. دارای ارزش صید ورزشی است. با توجه به گستردگی پراکنش این گونه در رودخانه و عدم صید اقتصادی (صید ورزشی صورت می گیرد) در طبقه کمترین نگرانی قرار می گیرد. (عبدلی ۱۳۷۸، ۱۳۹۵).



شکل ۲-۱: *B. lacerta* زردک

۳-۵-۱- *Capoeta barroisi lortet, 1894* دشت ارژنی، سیاه ماهی

طول کل بدن ۲۷۰ تا ۴۰۰ میلی متر است. خال های زیاد و کوچکی به صورت مجزا به رنگ قهوه ای تا مشکی بر روی سر، پهلوها و باله های مخرجی وجود دارند. قسمت پشت و بالای پهلوها نقره ای-سفید می باشد. دندان حلقی سه ردیفی دارد. در قسمتهای میانی و تا حدی فوقانی رودخانه ها که دارای بستر قلوه سنگی و گودال های با بستر ماسه ای و پناهگاه های ایجاد شده از ریشه گیاهان است زندگی می کند. از جلبک های چسبیده به بستر رودخانه (روی تخته سنگ ها و قلوه سنگ ها) و برخی حشرات آبزی تغذیه می نماید. در حال حاضر دارای ارزش صید ورزشی است. اما با توجه به مقاومت آن نسبت به تغییرات دمای آب، گل آلودگی و فراوانی آن در رودخانه های ایران، احتمالاً با مطالعه گسترده، ارزشهای اقتصادی بیشتری برای آن می توان ارائه نمود. در رودخانه های دجله و کارون و حوضه بوشهر پراکنش دارد. ارزیابی دقیقی از وضعیت گونه در ایران صورت نگرفته است (عبدلی ۱۳۷۸، ۱۳۹۵).



شکل ۳-۱: *C. barroisi* دشت ارژنی، سیاه ماهی

۴-۵-۱- *Capoeta damascina* (Valenciennes, 1842) سیاه ماهی، توئینی قزل آلا (چهارمحال

و بختیاری) و گل چراغ (خوزستان)

حداکثر اندازه طول کل بدن تا ۴۵۰ میلی متر می باشد. دندان حلقی سه ردیفی. شکم سفید تا زردرنگ می باشد. ۴ تا ۶ سال عمر می کند. از جلبک و حشرات آبی تغذیه می کند. در چشمه ها، رودخانه ها و تالاب های آب شیرین با گیاهان آبی و یا ریشه درختان به عنوان پناهگاه در رودخانه ها در مناطقی با عمق ۱-۱/۵ متر و بستر ماسه ای تجمع می نمایند. گل آلودگی و سرعت آب را تحمل می کند. یکی از فراوانترین ماهیان آبهای داخلی ایران به لحاظ تعداد و وزن بوده و نسبت به سایر گونه های جنس سیاه ماهی پراکنش وسیع تری دارد. ارزش صید ورزشی و تا حدی صید اقتصادی دارد. در برخی بازارهای ایران با قیمت نسبتاً بالایی به فروش می رسد. پراکنش آن در رودخانه های دجله، کارون، زاینده رود، کر، بوشهر و حوضه های سیرجان، کرمان، نایین، هرمز، لوت و هامون جازموریان می باشد. در ایران جزو گونه های با کمترین نگرانی قرار دارد (عبدلی ۱۳۷۸، ۱۳۹۵).



شکل ۴-۱: *C. damascina* سیاه ماهی

۱-۵-۵- Carassius gibelio (Bloch, 1782) کپورچه یا کاراس (مازندران) ماهی طلایی

(حوض)

حداکثر طول بدن ۳۵ سانتی متر می باشد. باله پشتی طویل و دارای خار قوی دنداندار است. در تالاب های طبیعی و آبگیرهای مصنوعی و در قسمت های پایینی رودخانه ها با مقداری گیاهان آبی مشاهده گردیده است. تغییرات زیاد گل آلودگی، دما، شوری و اکسیژن محلول در آب را تحمل می نمایند. نمونه هایی از آن در سواحل دریای خزر نیز صید شده است. ۶ سال حداکثر سن این گونه می باشد. حداکثر طول عمر در کشور چین تا ۴۰ سال هم گزارش شده است. از زئوپلانکتون، فیتوپلانکتون، حشرات آبی، سخت پوستان و لاروماهیان تغذیه می نمایند. در استان مازندران و نیز سایر مناطق حوضه خزر یکی از ماهیان غالب تالاب ها و آبندان ها می باشد اما نزد مردم منطقه طرفداران زیادی ندارد و با قیمت ارزان در بازار به فروش می رسد. این ماهی غذای برخی از ماهیان گوشتخوار مثل اسبله و اردک ماهی می باشد. گونه غیر بومی است که می تواند عامل مهمی در تهدید نسل گونه های بومی باشد (عبدلی ۱۳۷۸، ۱۳۹۵).

تغذیه این گونه در دریاچه زیوار شامل انواعی از پلانکتونها، سخت پوستان و حشرات آبی بوده و بزرگترین اندازه صید شده به وزن ۷۵۰ گرم و طول ۳۴ سانتی متر بوده است (مهندسین مشاور آساراب، ۱۳۸۴).



شکل ۱-۵: C. gibelio کپورچه یا کاراس

۱-۵-۶- Ctenopharyngodon idella (Valenciennes, 1844) آمور – ماهی علف خوار

حداکثر طول بدن تا ۱۶۲ سانتی متر می رسد. بدن کشیده ولی از پهلوها فشرده نیست. در آبگیرها، تالاب ها و قسمت های میانی و رودخانه ها با پوششی از گیاهان آبی زندگی می کنند. حداکثر سن ۷ سال گزارش شده است. غذای اصلی آن در

دوران بلوغ گیاهان آبزی و جلبک های رشته ای می باشد اما در دوران نوزادی از لارو حشرات آبزی، زئوپلانکتون ها و سخت پوستان تغذیه می نماید. این ماهی با توجه به آنکه رشد نسبتا خوبی دارد و با نظر گرفتن طعم و مزه مناسب یکی از ماهیان با ارزش اقتصادی می باشد. ضمن آنکه می تواند در کنترل گیاهان آبزی در برخی از تالاب ها و آبگیرها کمک نماید. اما باید در نظر داشت که اگر کنترلی بر روی آن نداشته باشیم زیستگاه برخی از گونه های ماهی بومی و با ارزش مانند اردک ماهی و زیستگاه پرندگان آبزی را تخریب می نماید. در حال حاضر در اغلب استان های ایران وجود دارد. برای کشور ایران یک گونه غیر بومی است که در سال های اخیر به بسیاری از استخر های پرورش ماهی و آبگیرهای طبیعی معرفی شد (عبدلی ۱۳۷۸، ۱۳۹۵).

تغذیه این گونه در دریاچه زریوار به طور عمده از ماکروفیت هایی نظیر سراتوفیلوم، پوتاموژن، میریوفیلوم و ... بوده و قادر به تولید مثل در دریاچه نمی باشد. بزرگترین اندازه صید شده به وزن ۲۷۵۰ گرم و طول ۴۷ سانتی متر بوده است (مهندسین مشاور آساراب، ۱۳۸۴).



شکل ۶-۱: *C. idella* آمور

۷-۵-۱- *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758 کپور معمولی – کپور آینه ای – کپور سازان

حداکثر طول بدن تا ۱۲۰ سانتی متر می رسد. دارای دو جفت سبیلک و حداکثر سن این گونه تا ۹ سال گزارش شده است. نمونه هایی از آن در دریا و برخی دیگر در قسمت های پایینی رودخانه ها و تالاب ها زندگی می کنند. بیشتر مناطق پوشیده از گیاهان آبزی (مخصوصا نیزارها) را ترجیح می دهند. در تالاب ها و استخرهای پرورشی تا حد زیادی از حشرات آبزی (شیرونومیده) تغذیه می کنند. دارای اهمیت صید ورزشی و اقتصادی است. فرم پرورشی و غیر بومی در اغلب استخرهای

پرورش ماهیان گرم آبی، تالاب ها، آبگیرهای طبیعی و رودخانه های شرق، مرکزی و غرب حوضه پراکنش دارند. در کشور ایران، تنها جمعیت دریای خزر بومی است و در سایر نقاط ایران، نژاد اصلاح شده برای پرورش و غیر بومی است (عبدلی ۱۳۷۸، ۱۳۹۵).

فون ماهیان کپور معمولی در دریاچه زریوار به طور عمده کپور فلس دار است تغذیه این گونه در دریاچه به طور عمده از دانه ها و زوائد گیاهی و سپس زئوپلانکتون و احتمالا تک زیان می باشد. بیشترین اندازه آن در میان نمونه های صید شده به وزن ۳۱۰۰ گرم و طول ۶۹ سانتی متر بوده است (مهندسین مشاور آساراب، ۱۳۸۴).



شکل ۷-۱: *C. carpio* کپور معمولی

۸-۵-۱- *Hemiculter leucisculus* (Basilewsky, 1855) تیزه کولی

طول کل بدن به ۲۵۰ میلی متر می رسد. بدن کشیده و خط جانبی با شیب زیادی پس از سر به طرف باله شکمی متمایل می شود. حداکثر سن تا ۴ سال می رسد. ماهی آب شیرین است اما مناطق با شوری کم را نیز تحمل می کند. از فیتوپلانکتونها، زئوپلانکتونها، حشرات آبی. نمونه های بالغ از تخم سایر ماهیان و حتی بچه ماهیان تغذیه می نمایند و دارای طیف غذایی وسیع و متغیر است. فاقد ارزش اقتصادی و متاسفانه در سال های اخیر همراه با جابجایی بچه ماهیان پرورشی به بسیاری از رودخانه ها و تالابها راه پیدا کرده است و در بسیاری از آبنندان ها و کارگاههای پرورش ماهیان گرم آبی از طریق رقابت غذایی شدید با ماهیان پرورشی باعث کاهش تولید شده است. در حال حاضر متاسفانه با فراوانی زیاد در بسیاری از رودخانه ها و تالاب های ایران وجود دارد. یک گونه غیر بومی است (عبدلی ۱۳۷۸، ۱۳۹۵).



شکل ۸-۱: *H. leucisculus* تیزه کولی

۹-۵-۱- *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes 1844) فیتوفاک-کپور نقره ای

حداکثر طول کل بدت تا یک متر و نیم می رسد. رنگ بدن سفید متمایل به نقره ای. باله ها تیره رنگ هستند. سن این ماهی تا ۲۰ سال گزارش شده است. در قسمت های پایین رودخانه ها، تالاب ها و دریاچه های غنی از فیتوپلانکتون (آب گرم را ترجیح می دهد) به سر می برد. زیستگاه اصلی آن رودخانه آمور و سایر مناطق کشور چین می باشد که برای پرورش به کشور ایران منتقل شده است. غذای اصلی آن فیتوپلانکتون ها و تا حد کمی زئوپلانکتون ها می باشد. تولید مثل طبیعی در ایران ندارد. با توجه به اینکه این ماهی از اولین حلقه زنجیره غذایی در اکوسیستم های آبی (فیتوپلانکتونها) تغذیه می نماید و رشد خوبی که دارد، در استخرهای پرورش ماهی مورد پرورش قرار می گیرد. در ایران یک گونه غیر بومی است (عبدلی ۱۳۷۸، ۱۳۹۵).

تغذیه این ماهی در دریاچه زریوار به طور عمده از جلبک پریدینیوم و سپس سیکلوتلا و آفانوکاپسا می باشد و قادر به تولید مثل در شرایط دریاچه زریوار نبوده و بزرگترین اندازه صید شده به وزن ۳۱۰۰ گرم و طول ۶۵ سانتی متر بوده است (مهندسین مشاور آساراب، ۱۳۸۴).



شکل ۹-۱: *H. molitrix* فیتوفاگ-کپور نقره ای

۱۰-۵-۱: *Hypophthalmichthys nobilis* (Richardson, 1844) کپور سرگنده

حداکثر طول کل بدن تا ۱/۴۶ متر گزارش شده است. بر روی سطح بدن تعداد زیادی خال های سیاه رنگ دارند که در تعدادی از ماهیان تجمع این خال ها باعث ایجاد رنگ تیره ای بر روی سطح بدن میشود. برخلاف رنگ نقره ای بدن، سر تیره تر میباشد. باله ها مایل به خاکستری رنگ هستند. در ایران تولید مثل طبیعی گزارش نشده است. در تالاب ها، آبگیرهای مصنوعی و قسمت های پایینی رودخانه ها یافت می شود. بطور عمده از زئوپلانکتون ها و تا حد کمی از فیتوپلانکتون ها تغذیه می کند. به عنوان یک گونه قابل پرورش در استخرهای خاکی پرورش ماهیان گرم آبی استفاده می شود. اما اغلب مردم ایران تمایلی به خوردن آن نداشته و با قیمت کمی در بازار به فروش می رسد. در اغلب استخرهای پرورش ماهیان گرم آبی بسر می برد. توسط شیلات به بسیاری از تالاب ها و آبگیرها و مخازن سدها منتقل شده است. یک گونه غیر بومی می باشد (عبدلی ۱۳۷۸، ۱۳۹۵).

غذای اصلی این گونه در دریاچه زریوار شامل دوکفه ای ها، مژکداران، کلادوسرا، کوپه پودار، سیکلوپودا، روتاتوریا و در دوره لاروی انواع فیتوپلانکتون نیز می باشد. این گونه به تعداد بسیار محدودی در دریاچه وجود دارد و قادر به تولید مثل در دریاچه زریوار نمی باشد (مهندسین مشاور آساراب، ۱۳۸۴).



شکل ۱۰-۱: *H. nobilis* کپور سرگنده

۱۱-۵-۱ *Pseudorasbora parva* (Temminck and schlegelin siebold, 1842) **آمورچه، پاروا**

طول کل بدن تا ۱۲۰ میلی متر می رسد. بدن نسبتا کشیده، سبیلک ندارد. باله پشتی کوتاه ماهیان نر تیره تر می باشند. حداکثر سن ۳ سال می باشد. آب های شیرین تالاب ها، دریاچه ها و قسمت های پایینی رودخانه ها و تغییرات دمای آب، گل آلودگی و کمبود اکسیژن را تحمل می کند. از موجودات کفزی در بستر دریاچه ها و رودخانه ها، فیتوپلانکتون ها و زئوپلانکتون ها تغذیه می کنند که غذای عمده آن از فیتوپلانکتون ها می باشد. در فصل تولید مثل لانه ای ساخته، درون لانه تخم های خود را می گذارند و جنس نر از تخم ها محافظت می کند. برای ایران یک گونه غیر بومی بوده و احتمالا خسارت هایی به گونه های بومی وارد می آورد. رقیب غذایی ماهی فیتوفاگ در استخرهای پرورشی است. این گونه در سال های اخیر متأسفانه همراه با بچه ماهیان پرورشی به بسیاری از رودخانه ها و تالاب ها در سراسر کشور منتقل شده است و تهدیدی برای بسیاری از گونه های ماهیان بومی است و حتی برای بسیاری از پرورش دهندگان کپور ماهیان نیز مشکلاتی را ایجاد نموده است (عبدلی ۱۳۷۸، ۱۳۹۵).

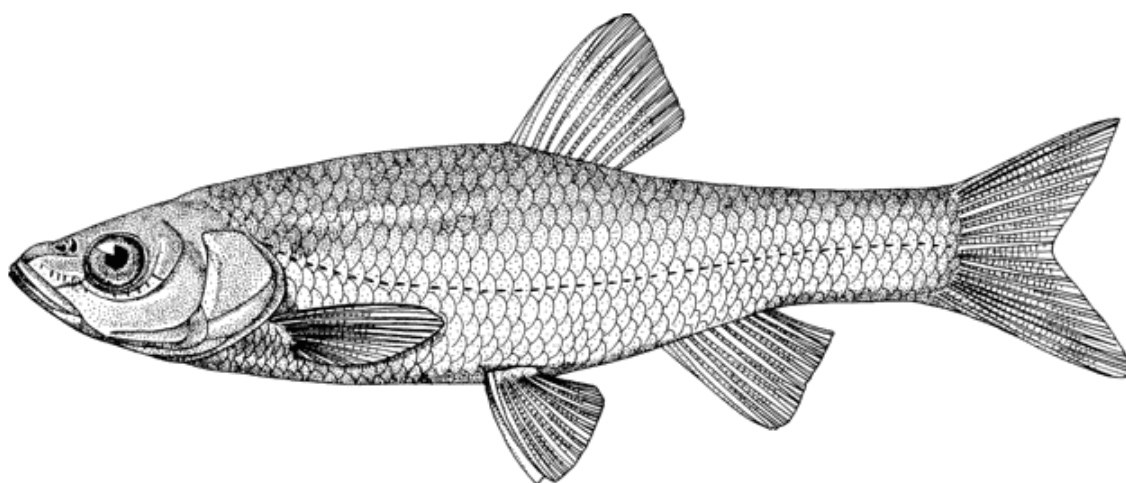
غذای این گونه را در دریاچه زریوار انواع کفزیان و گیاهان آبی تشکیل می دهد (مهندسین مشاور آساراب، ۱۳۸۴).



شکل ۱۱-۱: *P. parva* آمورچه، پاروا

۱۲-۵-۱- *Squalius lepidus* Heckel, 1843 کاوار

حداکثر طول کل بدن تا ۵۴ سانتی متر می رسد. پهلوها نقره ای رنگ هستند. حداکثر سن تا ۸ سال می رسد. قسمتهای میانی و تا حدی فوقانی رودخانه ها با بستر قلوه سنگی توام با ماسه. اغلب در گودالهای ایجاد شده در رودخانه ها و لابلاهی ریشه درختان درون آب پنهان می شود. از حشرات آبی و سایر بی مهرگان تغذیه می کند. دارای ارزش صید ورزشی است. در رودخانه های دجله و کارون پراکنش دارد. وضعیت حفاظتی آن در ایران ارزیابی نشده است (عبدلی ۱۳۷۸، ۱۳۹۵).



شکل ۱۲-۱: *S. lepidus* کاوار

۱۳-۵-۱- *Mastacembelus mastacembelus* مارماهی خاردار آب شیرین

حداکثر اندازه این گونه ۹۰ سانتی متر می باشد باله پشتی تیره، با لکه هایی زرد متمایل به خاکستری می باشد. در حاشیه بدن لکه های قهوه ای تیره رنگ دیده می شود، باله پشتی و مخرجی و دمی دارای لکه ها و نوارهای پراکنده اند. باله سینه ای متمایل به زرد با لکه های نواری است. رژیم غذایی گوشتخواری دارد. این گونه بومی جنوب ایران (حوضه های دجله، کارون، دالکی، شاپور، و مند) است و جمعیت نسبتاً خوبی دارد بهره برداری اقتصادی از آن صورت نمی گیرد. یک گونه زیبا است ضمن آنکه از این خانواده تنها یک جنس و گونه در ایران وجود داشته است و ارزش حفاظتی دارد. زیستگاه آن بخشهای میانی رودخانه با بستر قلوه سنگی و سنگلاخی و لابلاهی گیاهان آبی می باشد (عبدلی ۱۳۷۸، ۱۳۹۵).

در لوله گوارشی نمونه های دریاچه زریوار بچه ماهیان نیمه هضم شده مشاهده گردید که نشانه ماهی خوار بودن این گونه می باشد. انواع ماهیان ریز مانند آموچه و شاه کولی و نیز لارو آنها غذای عمده این گونه را در دریاچه زریوار تشکیل می دهند (مهندسین مشاور آساراب، ۱۳۸۴).



شکل ۱۳-۱: *M.mastacembelus* مارماهی خاردار آب شیرین

۱۴-۵-۱- *Gambusia holbrooki* (Girard, 1859) گامبوزیا

رنگ بدن زیتونی روشن، فلس های نسبتا بزرگ، دهان حالت فوقانی، باله دمی گرد (دو شاخه نیست). حداکثر طول کل بدن تا ۶۰ میلی متر گزارش شده است. ساکن در آب شیرین و لب شور بوده و مناطق پوشیده از گیاهان آبی با جریان آرام آب، ولی آبهای گرم را ترجیح می دهد. از شیرونومیده (Chironomidae)، شفیره دو بالان (Diptera) و سخت پوستان (Diaptomus, Cyclops) تغذیه می نماید. زنده زاده، در جنس نر باله مخرجی تغییر شکل یافته و به اندام تولید مثلی تبدیل می گردد. گونه مذکور برای اولین بار از ایتالیا برای مبارزه با پشه مالاریا به ایران آورده شد. در حال حاضر گونه ای غیر بومی در اغلب بوم سازگان های آبی وجود دارد. ضمن رقابت غذایی با بسیاری از گونه های بومی، خود مورد مصرف برخی ماهیان مانند اردک ماهی قرار می گیرد.



شکل ۱۴-۱: *G. holbrooki* گامبوزیا

۲- بازدیدهای میدانی و نتایج

۲-۱- مقدمه

بازدید میدانی از مریوان از تاریخ ۱۳ آذر ۹۷ تا ۲۱ آذر ماه ۹۷ به مدت ۹ روز انجام گردید. این بازدید اهداف زیر را دنبال می کرد.

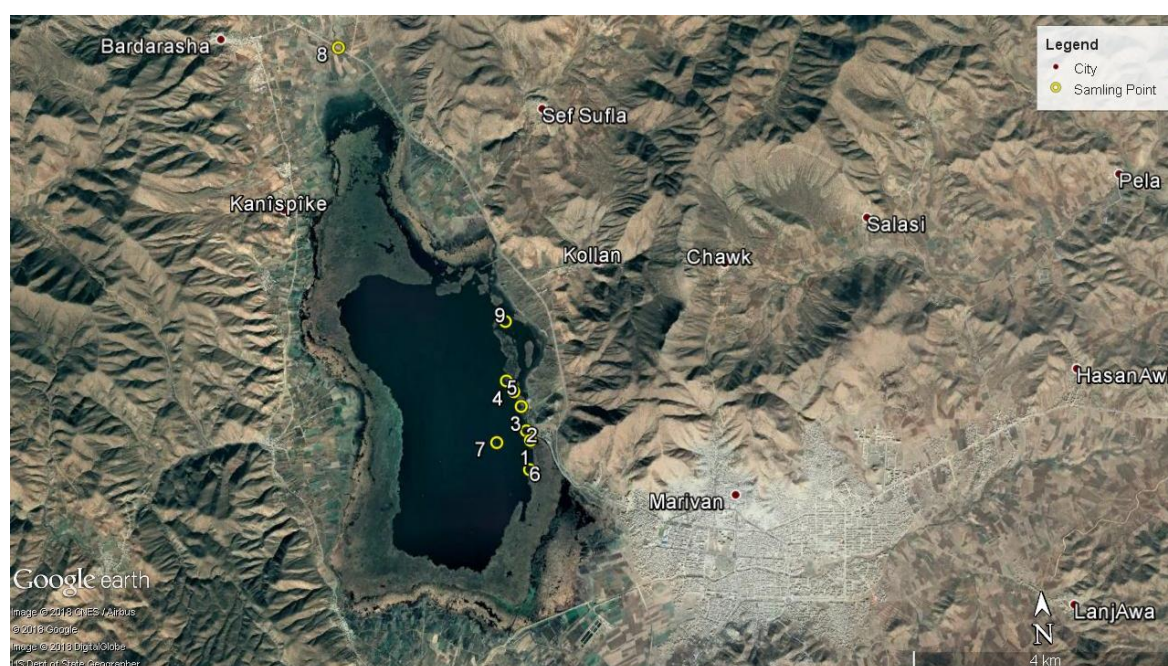
- بازدید از منطقه به منظور پایش میدانی از موقعیت جغرافیایی دریاچه ی زریوار
 - نمونه برداری از ماهیان دریاچه به منظور پیدا کردن ترکیب گونه ای و فروانی نسبی گونه های بومی و غیر بومی
 - به دست آوردن آمار صید و صیادی از منطقه
 - گفت و گو با جوامع محلی و پیدا کردن مطالبات و درخواست های جوامع محلی درگیر با دریاچه زیوار.
- در طی ۸ روز بازدید از منطقه، تیم پژوهشی اطلاعات زیر را گردآوری نمود.
- آمار صیادان مجاز در مدتی که در منطقه سکونت داشت.
 - گذاشتن تورهای مولتی مش (از چشمه ی ریز تا درشت) در مناطق مختلف دریاچه
 - استفاده از الکتروشوکر در جریان انحرافی (شمالی) به دریاچه ی زریوار
 - بیومتری ماهیان صید شده توسط صیادان مجاز و همچنین بیومتری تعدادی از ماهیان، در بازار ماهی شهر مریوان
 - مصاحبه با ذی نفعان دریاچه و دریافت مطالبات آنها و همچنین مختصری از اتفاقاتی که شرایط دریاچه را به حالت کنونی در آورده است نیز از مردم محلی گردآوری شد.

۲-۲- موقعیت جغرافیایی منطقه

دریاچه ی زریوار در غرب شهر مریوان به مختصات ۳۵ درجه و ۳۱ دقیقه و ۱۱ ثانیه شمالی و ۴۶ درجه و ۸ دقیقه و ۴۹ ثانیه شرقی با ارتفاع ۱۲۹۰ متر از سطح دریا یکی از دریاچه های آب شیرین مهم غرب کشور است (شکل ۱-۲). این دریاچه از شرق به شهر مریوان و از غرب به تعدادی از روستاهای منطقه محدود شده است. در اطراف دریاچه زمین های کشاورزی زیادی وجود دارد. در جنوب دریاچه بندی به طول حدودا ۲ کیلومتر برای مهار آب خروجی دریاچه و بالا آمدن سطح آب احداث گردیده است. هدف این کار توسعه ی کشاورزی بود، اما با توجه به ته نشین شدن رسوبات منطقه و

مخالفت سازمان حفاظت محیط زیست در برداشت آب دریاچه، عملاً این بند فقط به عنوان مانعی برای برقراری جریان ژنی بین ماهیان بومی دریاچه و رودخانه ای که از دریاچه ی زیروار سرچشمه می گیرد شده است (شکل ۲-۲).

در قسمت شمالی دریاچه نیز کانالی احداث شده است که آب مازاد نیازآب را از رودخانه دیگری که از مرز عراق خارج می شود را با بند انحرافی به دریاچه زیروار وارد می کند. با توجه به سیلابی بود این رودخانه، همواره رسوب زیادی وارد دریاچه می شود. مصب این جریان، زیستگاه مناسبی برای ماهی غیربومی کاراس گردیده است. بستر این جریان مصنوعی خاکی و پوشیده از نی است و در دو طرف آن زمین های کشاورزی است. طبق گفته ی کارشناسان محیط زیست، دیگر جریان آبی از این بند و کانال، وارد آب دریاچه نمی شود. اما در مشاهدات میدانی و بازدید از آن، جریان اندکی درون این کانال خاکی مشاهده گردید که زیستگاه بسیار مناسبی برای ماهی غیر بومی کاراس گردیده است (شکل ۲-۳).



شکل ۲۲-۱: موقعیت جغرافیایی زیروار

شهر مریوان نیز در شرق دریاچه، بخشی از فاضلاب شهری خود را وارد دریاچه می کند. متأسفانه طبق اظهارات کارشناسان اداره ی محیط زیست مریوان تعداد زیادی واحد مسکونی غیر مجاز در سطح شهر مریوان ساخته شده اند. همچنین شبکه ی فاضلاب این شهر به دلیل مشکلات فنی (جانمایی نامناسب و عدم انتقال آب به صورت ثقلی به تصفیه خانه)؛ به بهره برداری حداکثر توان خود نرسیده و در نتیجه بخشی از فاضلاب به دریاچه و بخش دیگری به رودخانه ای که از شهر مریوان گذر می کند، ریخته می شود.



شکل ۲-۲ خروجی بند جنوبی دریاچه ی زیروار (راست) و بند دریاچه (چپ)

تاریخچه ی شفاهی دریاچه ی زیروار

۲-۳-

دریاچه ی زیروار سرنوشت پیچیده و تلخ دارد، در این بخش سعی می شود تا آنچه که به صورت شفاهی در مورد دریاچه گفته می شود را بیان کرد. دریاچه چند تغییر بسیار مشهود داشته است. تغییر ترکیب گونه ای فون ماهیان آن از گونه های بومی به گونه های غیر بومی، کاهش عمق به واسطه ی ورود رسوبات، افزایش بار آلی دریاچه و کاهش شفافیت آن به واسطه ی وارد کردن کود توسط ماهیگیران به دریاچه و ورود فاضلاب شهری، افزایش سطح نی زار ها و مرگ و میر ماهیان.

بنابر گفته ی افراد محلی و بومی دریاچه ی زیروار از مجموعه ی چشمه ها تشکیل شده است. دریاچه عمقی در حدود ۱۵ متر داشته و آب آن بسیار شفاف بوده است. اما به مرور زمان و با آغاز بهره برداری از بند جنوب دریاچه و افزایش حجم رسوبات، عمق آب کم شده و وضعیت آب دریاچه رو به کدر شدن گذاشته است. از سوی دیگر جریان مصنوعی ایجاد شده در شمال دریاچه، هرساله باعث ورود حجم عظیمی از رسوبات به دریاچه شده است. به گفته ی بومیان، عمق دریاچه اکنون، در حدود ۵ متر است که نسبت به عمق اصلی آن در حدود ۱۰ متر اختلاف دارد.

در عین حال به گفته ی بومیان منطقه، صیادان به روش های نامتعارفی اقدام به صید می کرده اند. به طوری که در فصل صید، بسته های بزرگی از کود های حیوانی را وارد آب دریاچه می کردند، تا ماهیان برای تغذیه به آن ها جذب شده و در نهایت صیدشان راحت تر شود. به این ترتیب با ورود بسته های چند تنی کود حیوانی به دریاچه برای سال های متمادی، بار مواد آلی دریاچه بالا رفته و در نتیجه ی آن جمعیت دیگر ارگانیسم ها بالاتر رفته و آب آن شفافیت خود را ازدست داده است.

اگرچه در مورد افزایش سطح نیزارها اختلاف نظر بسیار وجود دارد و طبق گفته ی کارشناسان سازمان محیط زیست، نی زار ها حتی چند سانتی متر هم پیشروی درون دریاچه نداشته است. اما محلیان نظر متفاوتی دارند. آن ها ادعا می کنند که نی ها به دلیل نداشتن بستر مناسب و حالت شناور بودن آن، به سمت دریاچه پیشروی نداشته اند. آن ها می گویند نی زارها به سمت حاشیه زیاد شده است. در بازدید ها، مشاهده شد که قسمتی از نی زارها سوخته است (شکل ۲-۳). طبق گفته ی بومیان منطقه؛ سوزاندن بخشی از نیزارهای خشک توسط افراد محلی صورت میگرد و در واقع به صورت یک رسم در آمده است.



شکل ۲-۳: جریان شمالی دریاچه، نقطه ی شماره ی ۸ بر شکل ۱

۲-۴- آمار صید صیادان تعاونی

در مدت بازدید از دریاچه به طور روزانه از محل تخلیه ی صید ماهیان در دریاچه بازدید می گردید و ضمن دریافت میزان صید روزانه، از تعدادی از ماهیان نیز به طور تصادفی بیومتری می شد (شکل ۲-۴). صید عمده ی ماهیان دریاچه، کپور نقره ای یا فیتوفاگ بود، گرچه به طور موردی کپور سرگنده و کپور معمولی نیز در صید آن ها مشاهده گردید. بزرگترین ماهی صید شده در طول دوره ی برداشت های میدانی یک کپور سرگنده به طول ۱ متر و وزنی در حدود ۷ کیلوگرم بوده است (شکل ۲-۵). در طول بازدید ها اطلاعات وزن ماهیان صید شده به همراه صیادان ثبت می گردید.



شکل ۲-۴: بیومتری ماهیان و نمونه برداری از فلس (راست) و بازکشت صیادان تعاونی از صید (چپ)

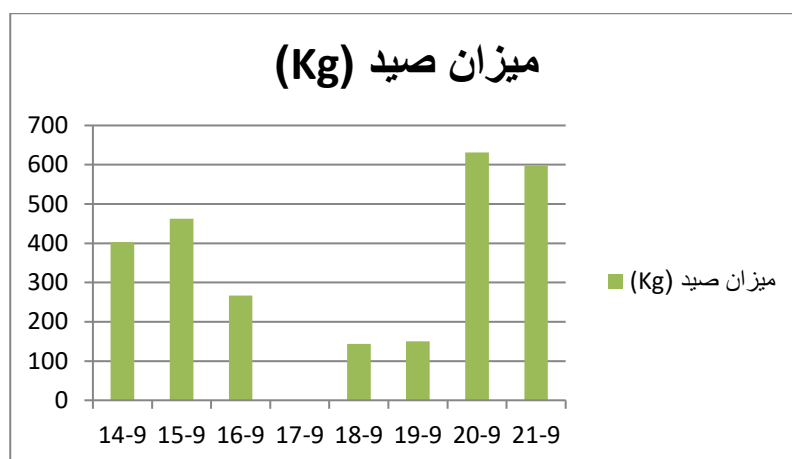
به غیر از ۱۷ آذرماه که به علت برودت هوا و بارش شبانه صیادان، صیدی به ساحل نیاورده بودند. آمار کلی در جدول ۱-۲ و نمودار ۱ مشاهده می شود. در طول مدت بازدید از فعالیت صیادان هیچ گونه ی بومی مشاهده نشد و تمامی گونه های ماهیان غیر بومی بودند.



شکل ۲-۵: وزن کشی ماهیان، توسط صیادان (راست)، کپور سرگنده ی یک متری (سمت چپ)

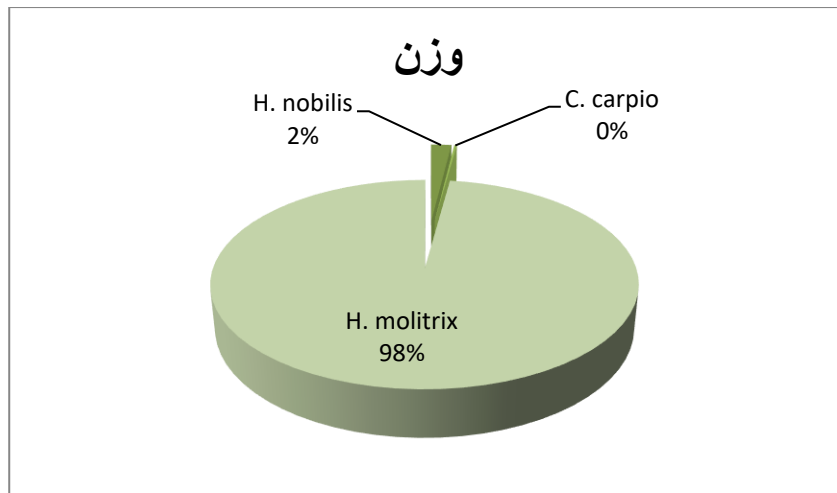
جدول ۲۲-۱: خلاصه ای از صید، صیادان تعاونی

تاریخ	میزان صید (Kg)	درآمد (تومان)
14-9	403.15	4434650
15-9	462.35	5085850
16-9	266.75	2934250
17-9	0	0
18-9	143.5	1578500
19-9	150	1650000
20-9	630.95	6940450
21-9	598	6578000
میانگین	331.8375	3650213
انحراف از معیار	228.4476	2350625



نمودار ۱: میزان صید روزانه تعاونی صیادان

در نمودار ۲ میزان صید براساس گونه به طور کلی مشخص شده است، ۹۸٪ صید مربوط به نمونه های ماهیان کپور نقره ای است. میزان عمده ی درآمد صیادان نیز از این گونه است. به طور متوسط قیمت ماهیان صید شده، کیلویی ۱۱ هزار تومان بود. این درحالی است که کپورنقره ای کوچک تر از سایز متوسط (عموما سایز ماهیان بین ۴۰ تا ۶۰ سانتی متر متغیر بود) کیلویی ۵ هزار تومان، کپور سرگنده کیلویی ۱۱ هزار تومان و کپور معمولی کیلویی ۱۵ هزار تومان معامله می گردید. در جدول ۲-۱ درآمد ها با متوسط کیلویی ۱۱ هزار تومان محاسبه گردیده است.



نمودار ۲: درصد ماهیان صید شده توسط صیادان تعاونی

صیادان ۵ زنج صیادی بر روی آب دریاچه به صورت شناور دارند (شکل ۲-۶). تعاونی صیادان از ۳۵ سهامدار تشکیل شده است که صید را از اواسط شهریور تا اواسط فروردین ادامه می دهند و این کار را به صورت شبانه روزی پیش میگیرند. روش صید به این صورت است که صیادان اول فصل صید، از کناره های پهنه ی آبی تورهای خود را به سمت مرکز دریاچه، محل زنج های صیادی، هدایت می کنند. تور ها به صورت حلقه ای دور ماهیان در دو ردیف قرار میگیرد و هر بار با برداشتن یک ردیف تور این حلقه تنگ تر می شود. صیادان از تورهایی با چشمه های ۷ تا ۱۰ استفاده می کنند. تورها ۵ کیلویی و دارای طول بین ۲۰۰ تا ۲۲۰ متر و ارتفاع ۶ الی ۷ متری هستند. تور ها درون آب ثابت است. و روزی دو بار چک می شوند یک بار ۳ بعد از ظهر و یک بار ۶ صبح. سپس صیدها به ساحل دریاچه برای وزن کشی منتقل می شود. طبق گفته ی صیادان، روزانه به طور متوسط ۴۰۰ الی ۵۰۰ کیلو ماهی صید می شود.



شکل ۲-۶: زنج های صیادی

علاوه بر تعاونی صیادان که یک دهنه مغازه ی جداگانه در بازار در اختیار دارند و مرکز اصلی توزیع ماهیان دریاچه در بازار است، تعدادی مغازه نیز وجود دارد که بیشتر ماهیان خود را از تعاونی صیادان تامین می کنند. علاوه بر این، در بازار ماهی، ماهیان از صیادان غیر مجاز که تلاش بیشتر برای صیادی درحاشیه نیزارهای تالاب انجام می دهند نیز وجود دارد. اردک ماهی، آمور و کپور از جمله ماهیانی است که در بازار ماهی پیدا می شود، اما در صید صیادان تعاونی مشاهده نشد. علاوه بر ماهیان دریاچه، ماهیانی از سد گاران نیز به بازار ماهی آورده می شود که بیشتر شامل کپور و آمور است. عمده ی بازار مصرف بازار را کپور نقره ای تشکیل می دهد (شکل ۲-۷). در مشاهدات میدانی ملاحظه شد که به طور کلی مردم تمایل بیشتری به خرید فیتوفاگ دارند. کپور معمولی و کپور سرگنده ی صید شده توسط خود اعضای تعاونی خریداری می گردد.



شکل ۲-۷: بازار ماهی فروشان شهر مریوان

۲-۶- بیومتری ماهیان صید شده توسط صیادان و بازار ماهی

در طول مشاهدات میدانی از صیادان و بازار ماهی، ۹۰ قطعه ماهی از گونه های مختلف و در اندازه های مختلف بیومتری گردید. در جدول ۲-۲ مشخصات نمونه های حاصل بیومتری در منطقه آمده است.

درصد	دامنه	حداکثر طول بدن	حداقل طول بدن	میانگین طول بدن	تعداد	ماهی
8.9	6.0	49.0	43.0	45.4	8	<i>Ctenopharyngodon idella</i>
6.7	18.0	50.0	32.0	43.1	6	<i>Cyprinus carpio</i>
7.8	10.0	53.0	43.0	48.1	7	<i>Esox lucius</i>
68.9	25.5	68.0	42.5	50.4	62	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>
7.8	35.0	100.0	65.0	72.0	7	<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>
100.0					90	جمع

جدول ۲-۲: خلاصه نتایج بیومتری ماهیان صید شده توسط صیادان و بازار ماهی

۲-۷- نمونه برداری انجام شده از دریاچه

علاوه بر بازدید از صید صیادان، تیم تحقیقاتی در طول حضور در منطقه، تورهای انتظاری مولتی مش با طول ۱۰۰ متر و ارتفاع ۲ متری، را در نقاط مختلف دریاچه (نقشه) پهن کرد. برخی از تورها ثابت بودند و برخی دیگر در نقاط مختلف دریاچه برای صید شبانه نصب و روز بعد به آن ها سرکشی می شد (شکل ۲-۸ و ۲-۹). در جدول ۲-۳ تعداد روزها و تعداد تورهای گذاشته شده به همراه خلاصه ای از اطلاعات ماهیان صید شده ی تورها آمده است.



شکل ۲-۸: تورهای کار گذاشته شده توسط تیم تحقیقاتی



شکل ۲-۹: جمع آوری نمونه های درون تورها

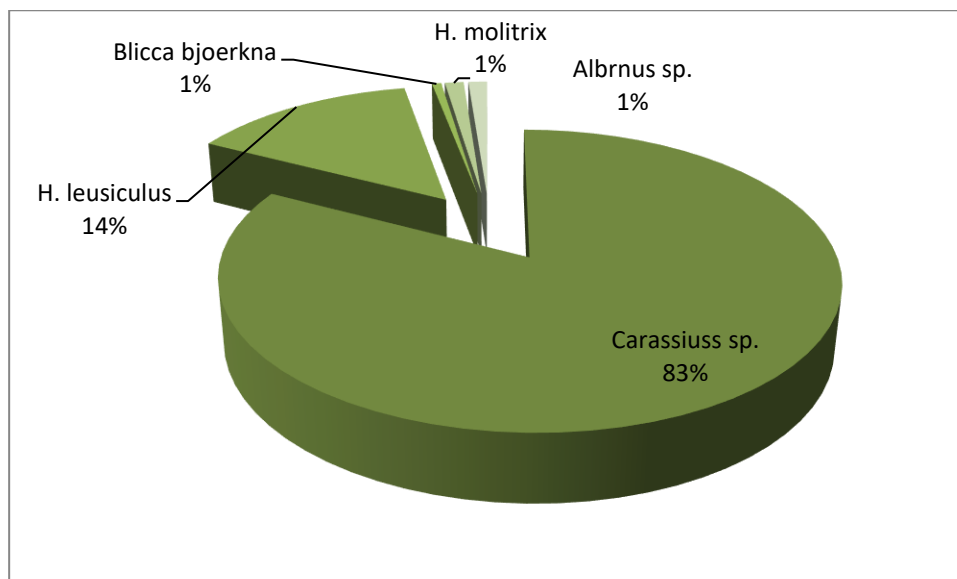
در طول مدت نمونه برداری هیچ گونه بومی صید نشد و احتمالاً یک گونه ی غیر بومی جدید برای اولین بار در دریاچه نیز ثبت گردید.

جدول ۲-۳: خلاصه ی وضعیت تورهای پهن شده در دریاچه ی زیروار

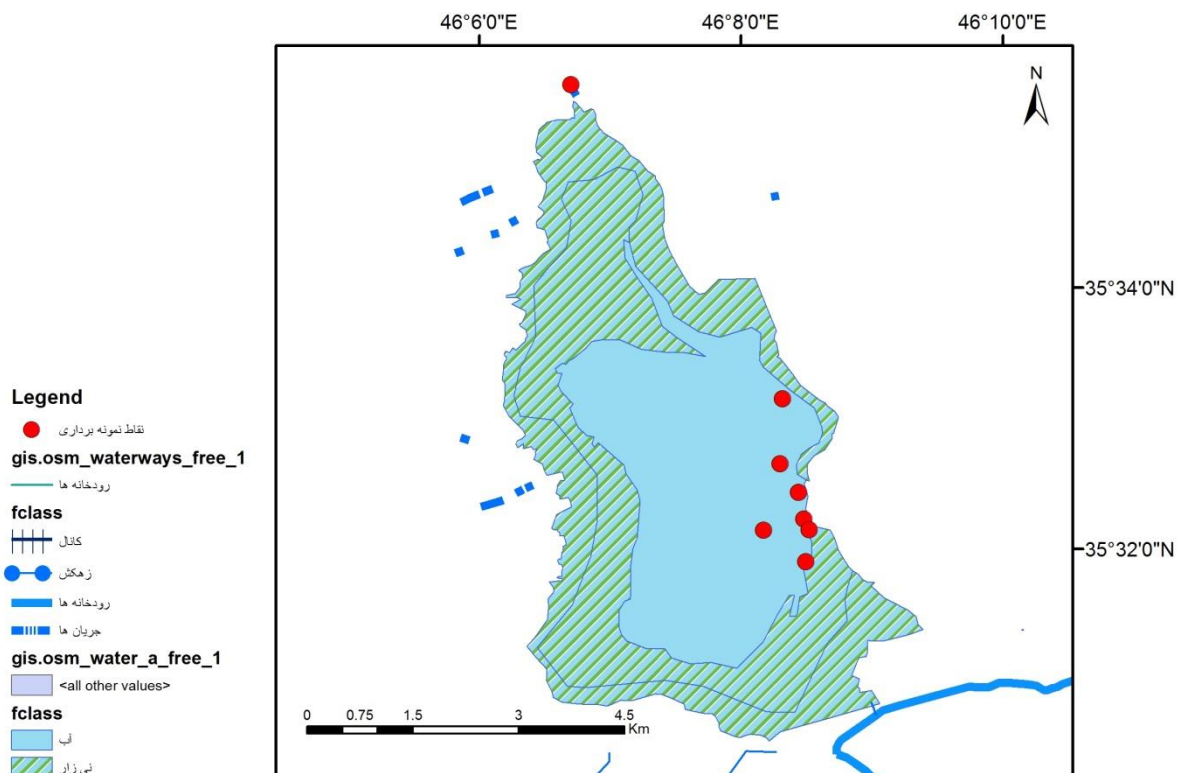
محل	شماره	طول جغرافیایی	عرض جغرافیایی	ارتفاع	EC	TDS	شوری	دما	تعداد کل
دریاچه	۱	35°32'8.56"N	46° 8'31.55"E	1290	327	168.3	0.2	9	12
دریاچه	2	35°32'13.74"N	46° 8'29.85"E	1290	417	209	0.2	9	11
دریاچه	3	35°32'25.89"N	46° 8'26.78"E	1289					17
دریاچه	4	35°32'34.63"N	46° 8'22.47"E	1288					15
دریاچه	5	35°32'39.00"N	46° 8'18.00"E	1289	355	177.5	0.2	7.8	7
دریاچه	6	35°31'54.00"N	46° 8'30.00"E	1288	357	178.4	0.2	8.2	45
دریاچه	7	35°32'8.49"N	46° 8'10.12"E	1287					1
جریان	8	35°35'33.00"N	46° 6'42.00"E	1293	271	135	0.1	6.8	56
دریاچه	9	35°33'8.90"N	46° 8'19.03"E	1288					2

مجموعاً ۱۶۷ قطعه ماهی برای کار آزمایشگاهی صید شد که بیش از ۸۰ درصد گونه های صید شده کاراس (نمودار ۳)

بودند و ۱۰۰ درصد گونه های صیدی شده توسط تورهای تیم تحقیقاتی غیر بومی می باشند.



نمودار ۳: فراوانی ماهیان نمونه برداری شده از تور به درصد



شکل ۲-۱۰: نقشه ی دریاچه ی زیروار به همراه نقاط نمونه برداری

نمونه برداری در جریان ورودی به دریاچه

۸-۲-

همانطور که پیشتر اشاره شد، نمونه برداری در جریان شمالی رودخانه توسط دستگاه الکتروشوک انجام گردید. این دستگاه جریان برق ۳۰۰ ولت را به صورت مستقیم درون آب وصل می کند و ماهیان به قطب منفی آن جذب می شوند. رودخانه دارای جریانی بسیار آرام با بستر خاکی و نی زار بود که توسط مزارع کشاورزی احاطه شده بود. نمونه برداری در طول ۶۰ متر از رودخانه به صورت نقطه ای و در ۵۹ نقطه، و سپس حدود یک کیلومتر پایین تر به طول ۱۰ متر و در ۸ نقطه انجام پذیرفت. تمام نمونه های به دست آمده از این روش، نمونه ماهیان کاراس بود. در جدول ۲-۴ فراوانی نمونه ها در هر نقطه ی نمونه برداری شده آمده است.

جدول ۴-۲۲: فراوانی ماهیان صید شده در هر نقطه نمونه برداری با الکتروشوکر

نقطه	تعداد	نقطه	تعداد	نقطه	تعداد	نقطه	تعداد	نقطه	تعداد	نقطه	تعداد	نقطه	تعداد
1	0	11	0	21	0	31	0	41	0	51	2	1	1
2	0	12	0	22	0	32	0	42	0	52	3	2	1
3	0	13	0	23	1	33	1	43	0	53	0	3	0
4	1	14	0	24	0	34	1	44	0	54	0	4	0
5	0	15	0	25	0	35	2	45	1	55	0	5	0
6	0	16	0	26	0	36	0	46	12	56	0	6	0
7	1	17	0	27	0	37	0	47	6	57	0	7	1
8	0	18	0	28	0	38	0	48	14	58	1	8	0
9	0	19	1	29	1	39	0	49	0	59	3		
10	0	20	0	30	2	40	0	50	0				

۹-۲- بیومتری ماهیان نمونه برداری شده

پس از اتمام نمونه برداری، تمام نمونه ها، جهت بررسی بیشتر در فرمالین ۱۰٪ فیکس گردید و سپس نمونه ها به آزمایشگاه تنوع زیستی دانشگاه شهید بهشتی جهت انجام بررسی های بیشتر انتقال داده شد. در این آزمایشگاه نمونه ها بیومتری گردید، سپس برای تعیین جنسیت تشریح شد. وزن گناد آن ها یادداشت گردید. در بسیاری از نمونه های تیزه کولی، انگل لیگولا وجود داشت. در جدول ۵-۲ نتایج حاصل از تمام بیومتری های نمونه ها آورده شده است. مراحل بیومتری در شکل ۱۱-۲ الی ۱۳-۲ آورده شده است.



شکل ۱۱-۲: فلس گیری (راست) و اندازه گیری وزن ماهی



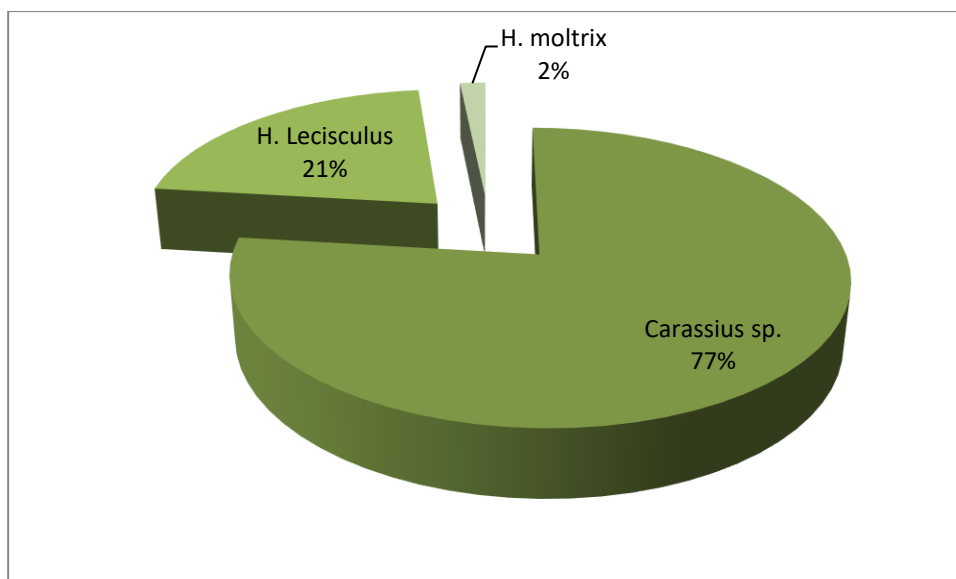
شکل ۲-۱۲: اندازه گیری طول



شکل ۲-۱۳: تشریح ماهیان، انگل های درون حفره شکمی (راست)، میزان هم آوری بالای ماهی کارس (چپ)

جدول ۲-۵: نتایج بیومتری ماهیان

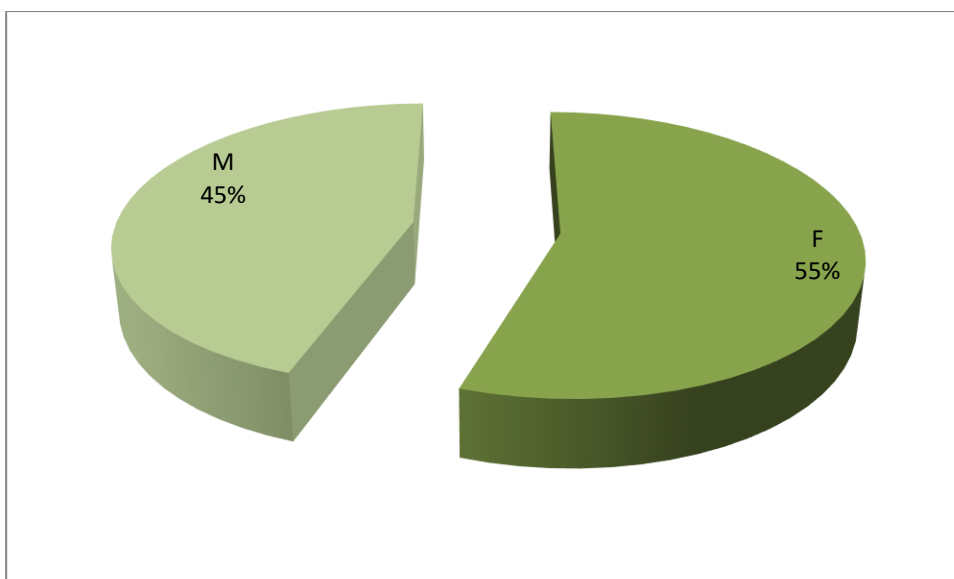
گونه	میانگین طول استاندارد (cm)	میانگین طول کل (cm)	میانگین وزن (g)	تعداد	درصد
<i>Carassius sp.</i>	112.7762	145.4859	76.84563	144	76.47059
<i>H. lecisculus</i>	148.525	179.225	52.74436	40	21.39037
<i>H. moltrix</i>	236.3333	297	310.52	3	1.604278



نمودار ۴: فراوانی نمونه های بیومتری شده

جدول ۲۲-۶: خلاصه ی بیومتری *H. leuciculus* براساس جنسیت

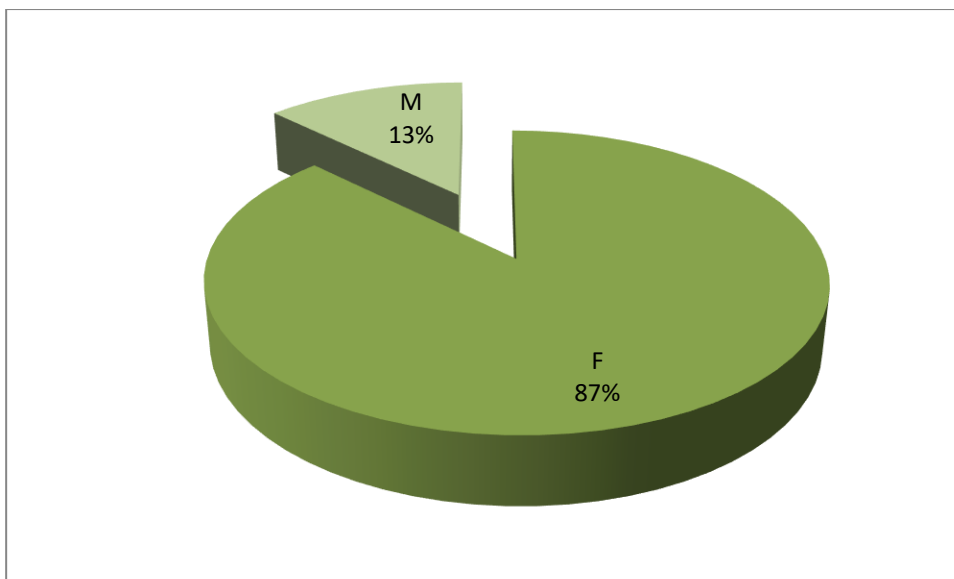
جنسیت	میانگین طول استاندارد (cm)	میانگین طول کل (cm)	میانگین وزن (g)	تعداد
F	152.381	182.7143	56.3225	21
M	146.1765	177.4706	51.07882	17



نمودار ۵: نسبت جنسی در *H. lesiculus*

جدول ۲۲-۷: خلاصه ی بیومتری *Carssius* sp. براساس جنسیت

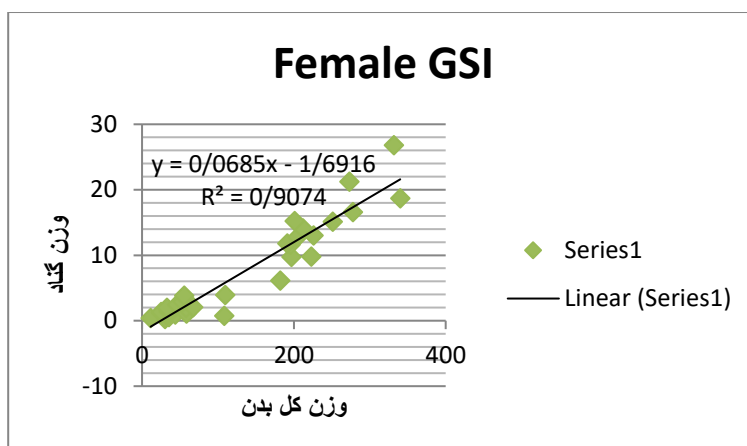
جنسیت	میانگین طول استاندارد (cm)	میانگین طول کل (cm)	میانگین وزن (g)	تعداد
F	112.5242	144.813	77.76488	84
M	113.8333	149.1111	71.205	14



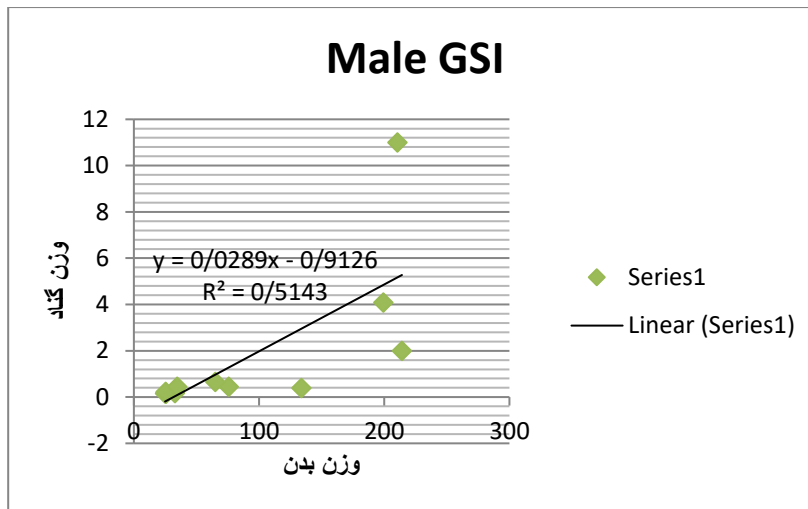
نمودار ۶: نسبت جنسی در *Carassius* sp.

نکته ی قابل توجه در نمونه برداری ها، میزان آمادگی ماده ها برای تخم ریزی بود. به طوری که بسیاری از آن ها در مرحله ی III و IV رسیدگی جنسی قرار داشتند.

شاخص GSI و یا رسیدگی جنسی برای هردو جنس این ماهی به طور جداگانه محاسبه گردید. نشان دهنده میزان آمادگی تولید مثلی بالای جنس ماده است.



نمودار ۷: شاخص GSI در جنس ماده *Carssius* sp.



نمودار ۸: شاخص GSI در جنس نر *Carssius sp*.

۱۰-۲- پویایی جمعیت

اکوسیستم‌های آب شیرین از جنبه‌های گوناگون تأثیرات بسزایی بر جوامع انسانی دارند. این گونه اکوسیستم‌ها نه تنها در شکل‌گیری مناظر طبیعی نقش مهمی داشته بلکه جنبه‌های فرهنگی و اکولوژیک زیادی دارند و تنوع زیستی بالایی را در خود حفظ کرده‌اند (Cucherousset & Olden, 2011). سودمندی و کاربردپذیری عالی اکوسیستم‌های آب شیرین منجر به این امر شده است که از نظر تنوع زیستی در مقایسه با اکثر اکوسیستم‌های خشکی کاهش بیشتری را تجربه کنند و اگر فشارهای انسانی همچنان افزایش یابد و تنوع زیستی به روند زوال خود ادامه دهد، دورنمای سرنوشت این اکوسیستم‌ها هشداردهنده و شاید فاجعه بار خواهد بود (Allan & Castillo, 2007).

محققان تهدیدات و علل در معرض خطر قرار گرفتن اکوسیستم‌های آب شیرین را مورد بررسی قرار داده و تحت عناوین تغییر و تخریب زیستگاه، گونه‌های مهاجم، آلودگی، بهره‌کشی^۱ و تغییر اقلیم مطرح نموده‌اند. در طول قرن بیستم اکثر فعالیت‌های انسانی روند رو به رشدی را نشان داده‌اند، گرچه برخی از جنبه‌های آلودگی در سالیان اخیر، نسبتاً اصلاح شده است اما به نظر می‌رسد فشارهای دیگر از جمله گونه‌های مهاجم و تغییر اقلیم وخیم‌تر شده باشد (Allan & Castillo, 2007).

¹ Overexploitation

آب‌های شیرین به عنوان بیشترین زیستگاه‌های مورد تهاجم گونه‌های غیربومی در سراسر جهان به شمار می‌روند (Ferincz, 2014). اصطلاحات غیربومی^۲، خارجی^۳ و بیگانه^۴ برای گونه‌هایی به کار برده می‌شود که در منطقه‌ای کلنی‌سازی نموده و ساکن شوند که قبلاً به طور طبیعی وجود نداشته‌اند. گونه‌های غیربومی که در محیط‌های جدید فراوان شده‌اند به علت آسیب به جامعه دریافت کننده، به عنوان مهاجم^۵ منسوب می‌شوند. این گونه‌ها به دلایل مختلفی از جمله آبی‌پروری، رهاسازی ماهیان برای ماهیگیری ورزشی، رهاسازی بدون آگاهی و برنامه جانوران آکواریومی^۶ و گیاهان زینتی^۷ توسط افراد و رهاسازی به عنوان عوامل کنترل بیولوژیکی، خواسته یا ناخواسته به محیط‌های جدید راه یافته‌اند. به طور کلی یکی از عوامل اصلی معرفی گونه‌های غیربومی به محل‌های جدید آبی‌پروری است (Gozlan, 2008). گونه‌های غیربومی و مهاجم بواسطه تسلط بر زیست توده و فضا و در نتیجه کاهش گونه‌های بومی و تغییرات در ساختار تغذیه‌ای و فرایندهای اکوسیستمی خطرات قابل توجهی را در بر خواهند داشت (Allan & Castillo, 2007). این گونه‌ها نه تنها منجر به فاجعه‌های اکولوژیکی می‌شوند بلکه می‌توانند هزینه‌های اقتصادی سنگینی را نیز متحمل نمایند (Ferincz, 2014).

۱-۱۰-۲- ماهیان غیر بومی ایران

در ایران نیز همانند بسیاری از کشورها، معرفی گونه‌های غیربومی به دلایل ذکر شده رو به افزایش است. تاکنون بیش از ۳۲ گونه ماهی غیربومی در ایران گزارش شده است که به ۱۰ راسته و ۱۲ خانواده تعلق دارند که از این تعداد حدود ۲۶ گونه، حضورشان تأیید شده است (در میان آن‌ها می‌توان به گونه‌های جنس کاراس، قزل‌آلای رنگین‌کمان، تیزه کولی، پاروا و... اشاره نمود). بعضی از این گونه‌ها مثل ماهی پاروا (*Pseudorasbora parva*)، ماهیان کاراس (*Carassius sp.*) و ماهی گامبوزیا (*Gambusia holbrooki*) جمعیت‌های پایدار را شکل داده و به حالت مهاجم درآمد‌ه‌اند.

۲-۱۰-۲- اهمیت بررسی خصوصیات زیستی و پویایی جمعیت در رابطه با گونه‌های غیربومی و مهاجم

² Nonindigenous

³ Exotic

⁴ Alien

⁵ Invasive

⁶ Pet Trade

⁷ Ornamental Plants

علم پویایی جمعیت در حوزه مطالعه آبیان به ارزیابی ذخایر و بهره‌وری آن‌ها از جنبه کمی می‌پردازد و خصوصیات کلیدی را از قبیل تعداد، نسبت جنس‌ها، هم‌آوری و سایر ویژگی‌های تولیدمثلی، گروه‌های سنی نرخ رشد، مرگ و میر و احیای جمعیت می‌پردازد. هدف اصلی این علم بررسی شرایط جمعیتی آبیان (خصوصاً گونه‌های با ارزش شیلاتی بالا) در پاسخ به بهره‌برداری از آن‌ها بوده و بنابراین مقدمه‌ای بر ارزیابی ذخایر آن‌ها می‌باشد (کی‌مرام، ۱۳۹۵؛ Bagenal, 1978). در خصوص گونه‌های غیربومی باید گفت که بررسی‌های پویایی جمعیت و خصوصیات زیستی می‌تواند در درک چگونگی تبدیل شدن یک گونه غیربومی به یک گونه مهاجم و یا به پیش‌بینی مهاجم شدن یک گونه تازه معرفی شده کمک کند (Allendorf and Lundquist, 2003; Olden et al., 2006). امروزه شناسایی گونه‌های مهاجم آینده و مناطقی که آن‌ها تحت تأثیر هجوم زیستی خود قرار می‌دهند، از موضوعات علمی مورد توجه است. یکی از راهکارهای جالب توجه برای شناسایی و پیش‌بینی گونه‌های با پتانسیل تبدیل به گونه مهاجم شدن، مطالعه و فهم خصوصیات زیستی و ویژگی‌های دوره زندگی، خصوصیات رفتاری و فیزیولوژیک گونه‌ها بوده که مشخص شده این روش در نوع خود بسیار موفق عمل می‌کند. با توجه به تئوری نیچ اکولوژیک، طیف شرایط محیطی برای یک گونه مهاجم باید بسیار وسیع باشد تا بتواند خود را به سرعت با شرایط محیط جدیدی که به آن معرفی شده است سازگار کند و معمولاً گونه‌هایی (عموماً در رابطه با آبیان) توانایی تبدیل شدن به گونه مهاجم را دارند که به طور مثال از لحاظ تغذیه ای همه چیزخوار بوده و طیف وسیعی از طعمه‌های قابل مصرف را برای تغذیه انتخاب کند، از نظر تولیدمثلی هم‌آوری بالایی داشته و بتواند در هر بار تولیدمثل تعداد زیادی زاده تولید کند، از لحاظ سنی و نرخ رشد بتواند هرچه سریع‌تر به سن بلوغ رسیده تا موفق به تشکیل جمعیت‌های پایدار در محیط جدید شوند. پس همان‌طور که از شرایط ذکر شده مشخص است گونه‌هایی پس از معرفی شدن قابلیت تبدیل شدن به گونه مهاجم را دارند که نسبت به شرایط مختلف محیطی مقاوم بوده و باید ویژگی‌هایی داشته باشند تا بتوانند در محیط معرفی شده استقرار یابند. در نهایت باید گفت که مطالعه و پی بردن به خصوصیات زیستی گونه‌های غیر بومی می‌تواند در مدیریت بهتر آن‌ها نقش به‌سزایی ایفا کند (Crawley et al., 1996; Reichard and Hamilton, 1997; Mack et al., 2000; Sakai et al., 2001; Copp et al., 2005; Vila-Gispert et al., 2005; Davidson et al., 2011).

ماهیان کاراس از دیدگاه تاکسونومیک متعلق به جنس *Carassius*، از خانواده کپورماهیان (Cyprinidae) می‌باشند. گونه‌های این جنس ساکن آب‌های شیرین بوده و پراکنش گسترده‌ای در بسیاری از نقاط دنیا به‌ویژه اروپا و آسیا دارند. در مورد وضعیت تاکسونومیک اعضای جنس *Carassius* بین محققین، اختلاف نظر وجود دارد. به این صورت که گروهی معتقدند حداقل ۵ گونه معتبر در این جنس وجود دارد که عبارتند از :

C. langsdorfii ، *C. cuvieri* (Temminck and Schlegel, 1846)، *C. carassius* (Linnaeus, 1758)

C. auratus (Linnaeus, 1758) ، *C. gibelio* (Bloch, 1782)، (Temminck and Schlegel, 1846)

اما گروهی دیگر از محققین براین باورند که دو گونه از این جنس معتبر است که شامل *C. auratus* و *C. carassius* بوده و مابقی گونه‌های ذکر شده توسط گروه اول را زیرگونه‌هایی از گونه *C. auratus* دانسته و مجموعاً آن‌ها را کمپلکس *C. auratus* می‌نامند (Kalous, et al., 2007 ، Kalous, et al., 2012 ، Takada et al., 2010 ، Rylková et al., 2013). (Rylková et al. 2014).

۴-۱۰-۲- خصوصیات زیستی گونه‌های جنس *Carassius*

۴-۱۰-۴-۱- *Carassius carassius*

نام انگلیسی *Crusian carp* است که البته این نام برای کل اعضای این جنس نیز به‌کار می‌رود. توزیع بومی آن اروپا و غرب آسیا بوده و جنوبی‌ترین پراکنش محدود به حوضه‌های زهکشی شمال دریای خزر است. گزارش‌های تایید نشده‌ای مبنی بر حضور این گونه در ایران وجود دارد. حدوداً ۱۰ سال عمر می‌کنند و به طور معمول تا ۵۰۰ میلیمتر (طول کل) و ۱/۸ کیلوگرم رشد نموده، اما بیشترین طول ۶۴۰ میلیمتر و وزن ۵ کیلوگرم گزارش شده است (Froese & Pauly, 2019).

۴-۱۰-۴-۲- *Carassius auratus*

با نام انگلیسی *Gold fish* شناخته شده‌ترین گونه از این جنس بوده و نام‌های رایج آن در ایران ماهی طلایی، اوشین، کپورچه یا کاراس و ماهی حوض است. منطقه بومی آن شرق آسیا، حوضه‌های آبریز رودخانه‌های آمور و شی در کشورهای روسیه، چین، کره و ژاپن می‌باشد اما به دلیل ارزش زینتی به سراسر دنیا معرفی شده است. در شرایط نگهداری در اسارت تا ۲۰ سال هم عمر می‌کنند. اندازه آن‌ها به ۶۲ سانتی متر و حدود ۵ کیلوگرم می‌رسد. اما معمولاً بین ۲۰-۱۵ سانتی متر طول و ۱۰۰-۳۰۰ گرم وزن دارند (Coad, 2019).

۴-۱۰-۴-۳- *Carassius gibelio*

نام انگلیسی این گونه Prussian carp یا Gibel carp می‌باشد. هرچند در مورد منشأ و منطقه پراکنش بومی آن هنوز شک و تردید وجود دارد اما معمولاً بومی اروپای مرکزی در نظر گرفته شده و به سایر آب‌های اروپا، غرب آسیا، ناحیه سیبری و آسیای شرقی معرفی شده است. حدود ۱۰ سال عمر می‌کند و حداکثر طول تا ۴۶/۶ سانتی‌متر و وزن ۳ کیلوگرم گزارش شده است (Froese & Pauly, 2019).

۴-۱۰-۴-۴ - *Carassius cuvieri*

نام انگلیسی این گونه Japanese White Crucian carp بوده و منطقه پراکنش بومی آن در ژاپن و تایوان است. حداکثر طول استاندارد برای این گونه ۳۵ سانتی‌متر گزارش شده است (Froese & Pauly, 2019).

۴-۱۰-۴-۵ - *Carassius langsdorfii*

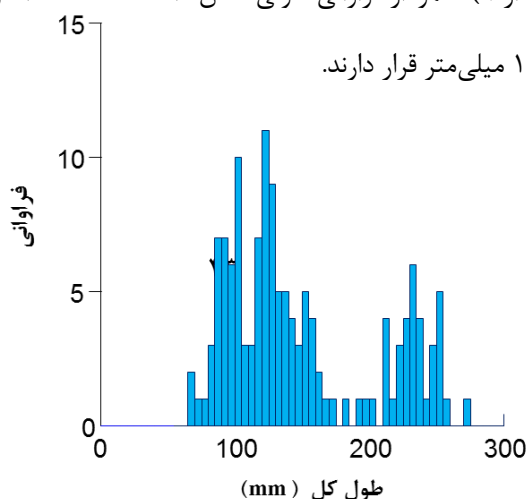
نام انگلیسی این گونه Ginbuna یا Japanese Silver Crucian Carp بوده که به طور بومی در مجمع‌الجزایر ژاپن و ریوکیو پراکنش داشته اما در اروپا هم به صورت معرفی شده حضور داشته و پراکنش گسترده‌ای در این قاره دارد. حداکثر اندازه آن ۳۹ سانتی‌متر طول و ۱/۱ کیلوگرم وزن گزارش شده است (Froese & Pauly, 2019).

۲-۱۰-۵-۲- خصوصیات زیستی و پویایی جمعیت *Carassius sp.* در دریاچه زریوار

فلس‌ها از ناحیه بین باله پشتی و خط جانبی به طور یکسان در تمام نمونه‌ها برداشته شده و در پاکت کاغذی نگهداری شد. فلس‌ها جهت تعیین سن با استفاده از محلول ۵٪ KOH تمیز و با آب مقطر شسته شده و در نهایت بین دو لام آزمایشگاهی ثابت شدند.

۲-۱۰-۵-۱- فراوانی گروه‌های طولی گونه کاراس (*Carassius sp.*) در دریاچه زریوار

نمودار فراوانی گروه‌های طولی برای نشان دادن فراوان‌ترین گروه طولی در نمونه و در نتیجه در جمعیت ماهی کاراس در دریاچه زریوار ترسیم گردید (نمودار ۹). نمودار فراوانی طولی نشان داد که داشته و غالباً بین دامنه ۱۵۰-۱۰۰ میلی‌متر قرار دارند.

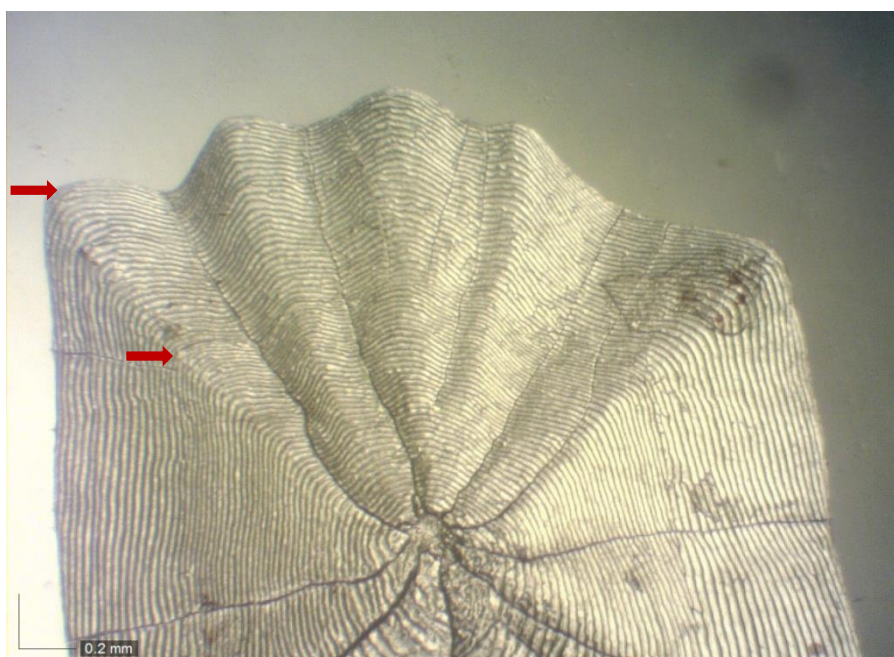


نمودار ۹: هیستوگرام فراوانی گروه‌های طولی گونه کاراس در

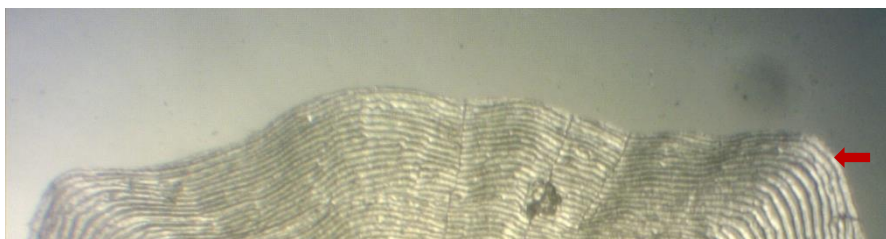
۲-۱۰-۵-۲- تعیین سن گونه کاراس (*Carassius sp.*)

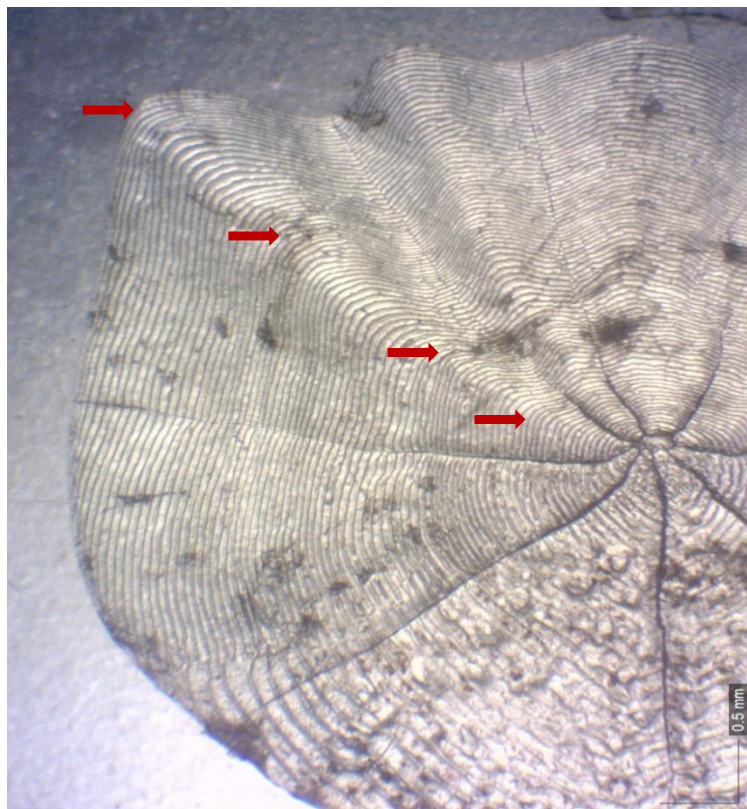
جهت تعیین سن ماهیان از نمونه های فلس ثابت شده بین دو لام آزمایشگاهی استفاده شد (اشکال ۲-۱۴ الی ۲-۲۱).

نتایج حاصل از تعیین سن و بیومتری بدن در مطالعات بعدی جهت برآورد رشد و بقا مورد استفاده قرار گرفت.

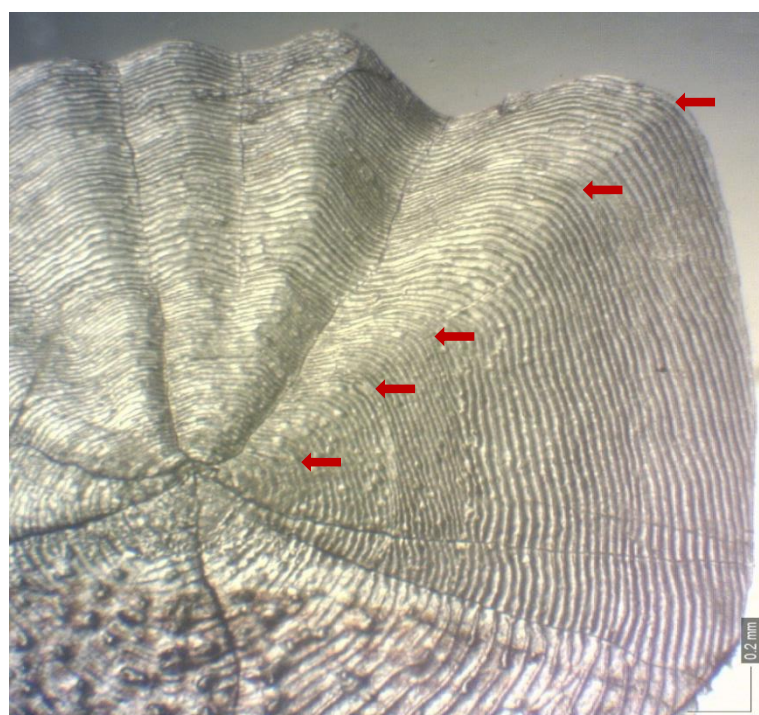


شکل ۲-۱۴: ماهی کاراس ۲ ساله

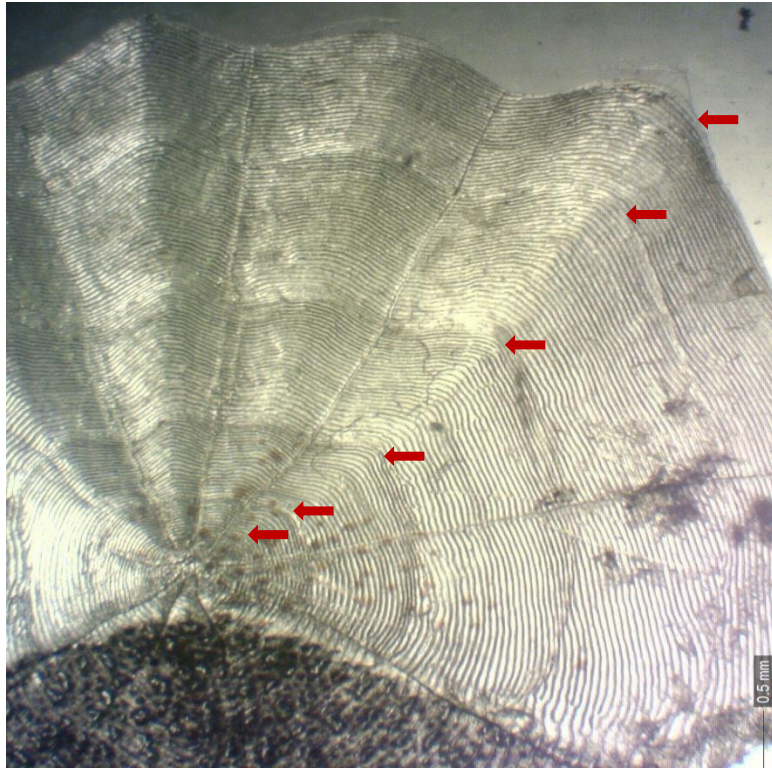




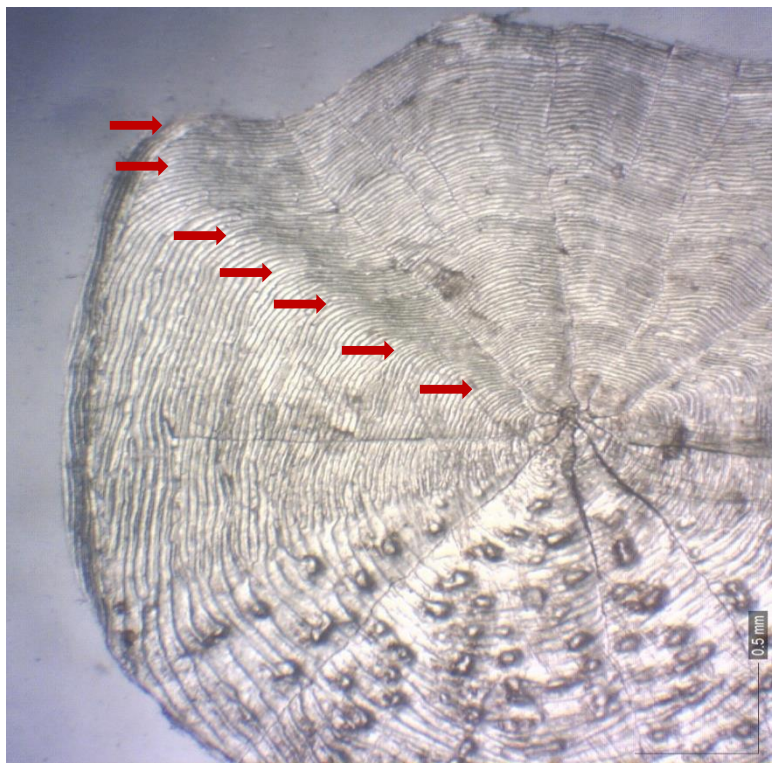
شکل ۲-۱۵: ماهی کاراس ۴ ساله



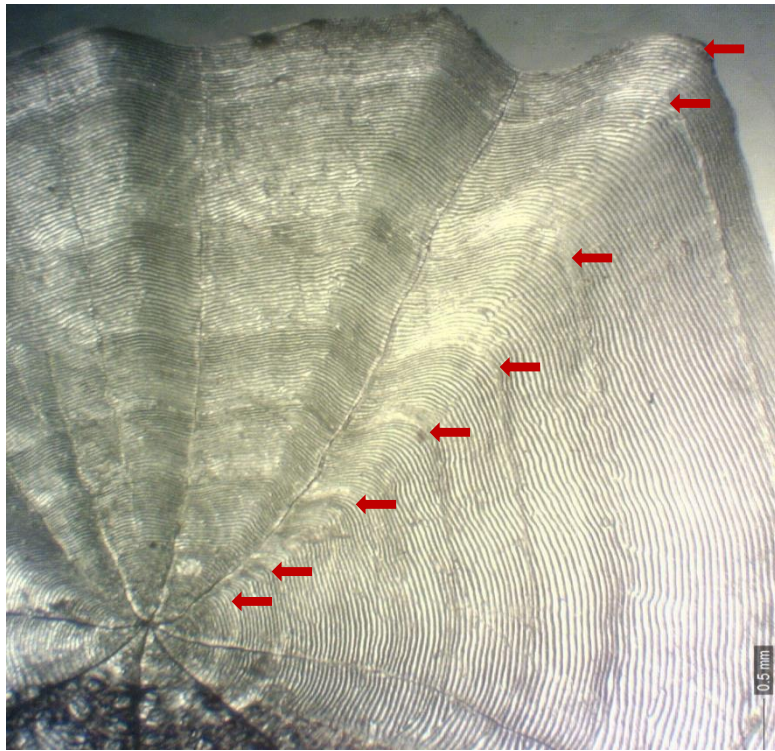
شکل ۲-۱۶: ماهی کاراس ۵ ساله



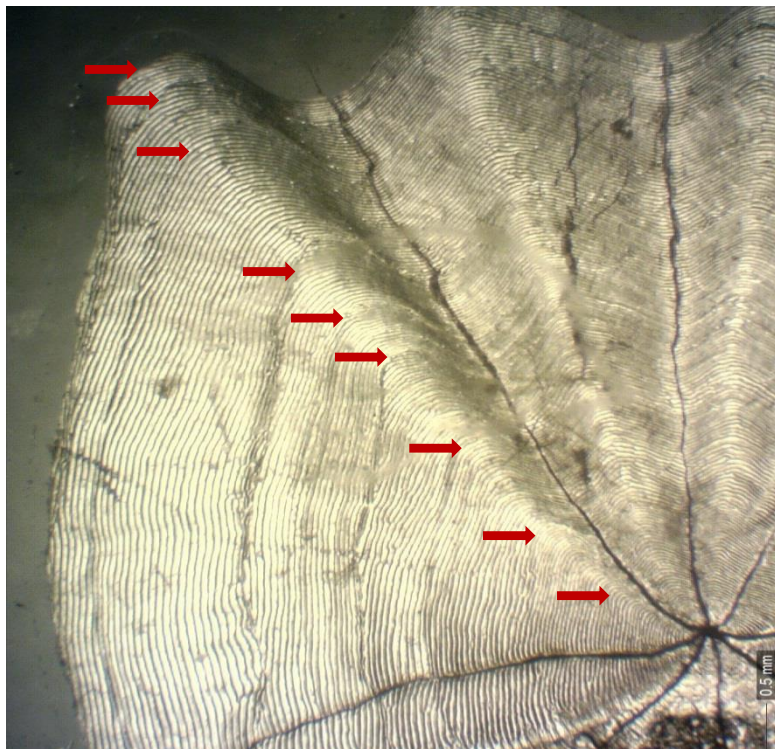
شکل ۲-۱۷: ماهی کاراس ۶ ساله



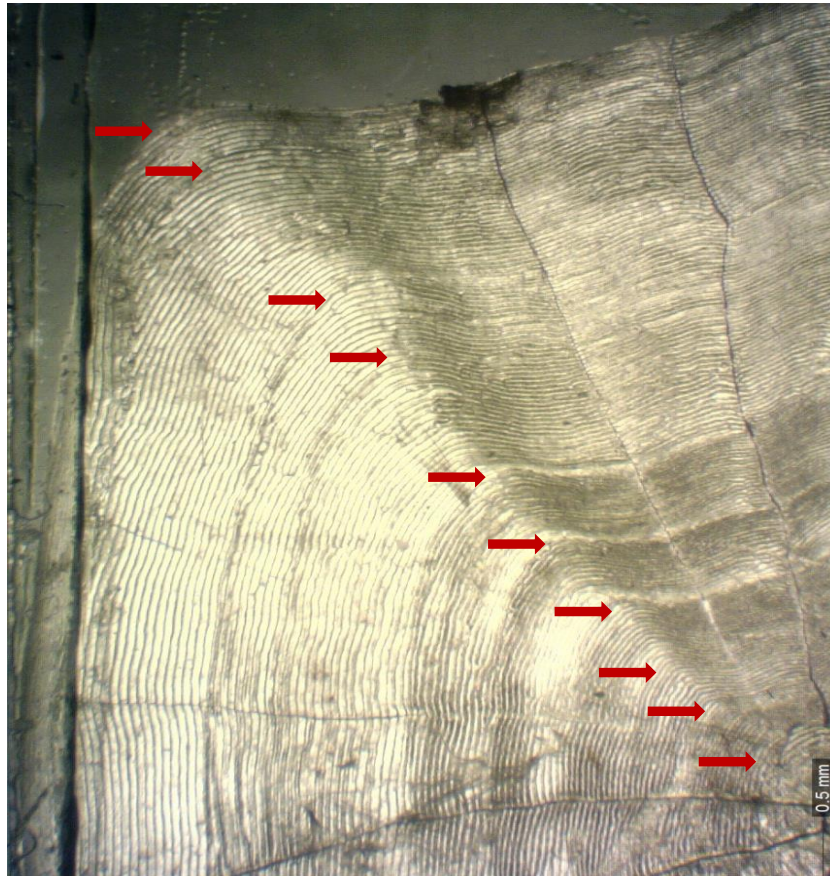
شکل ۲-۱۸: ماهی کاراس ۷ ساله



شکل ۲-۱۹: ماهی کاراس ۸ ساله



شکل ۲-۲۰: ماهی کاراس ۹ ساله



شکل ۲-۲۱: ماهی کاراس ۱۰ ساله

۳-۵-۱۰-۲- پیشینه پردازی و محاسبه طول ماهی کاراس در سنین پایین‌تر

برای اطلاع از طول ماهیان در سنین پایین‌تر از روش پیشینه پردازی متناسب Frazer - lee استفاده شد. روش پیشینه پردازی (back-calculation) اولین بار توسط دال (۱۹۱۰) برای قزل آلاي خال قرمز استفاده شده است. دال بیان می‌کند که رشد فلس متناسب با رشد ماهی است، یعنی شعاع فلس متناسب با رشد طول ماهی در طول زندگی از زمان t تا $t+1$ رشد می‌کند (Lea 1910 ;Dahl 1910 بررسی شده توسط Kipling, 1962)، لی در سال ۱۹۲۰ فرضیه جدیدی را مطرح می‌کند که: افزایش رشد فلس به طور متوسط نسبت ثابتی از افزایش رشد ماهی است و معادله ای ارائه می‌دهد. این معادله به علت اینکه در سال ۱۹۱۶ ابتدا توسط فریزر و بعد در سال ۱۹۲۰ توسط لی مطرح شده است با نام معادله Fraser-Lee شناخته می‌شود (Francis, 1990):

$$L_i = c + (L_c - c) (S_i / S_c)$$

که L_i طول در سن i ام، L_c طول کل، S_i طول شعاع یک حلقه سالیانه فلس در سن i و S_c شعاع کل فلس می‌باشد.

میانگینی از طول های بدست آمده با روش پیشینه پردازی برای تعداد نمونه هایی که قابل تعیین سن بودند به تفکیک نر

و ماده برای سنین مختلف گرفته شده که در جداول ۸-۲ و ۹-۲ ارائه می گردد:

جدول ۸-۲: میانگین طول جنس ماده ماهیان کاراس در سنین مختلف

ماده											
سن	تعداد نمونه	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸	۹	۱۰
۱	۰										
۲	۲	۳۶/۶۸۹	۷۵/۰۱۸								
۳	۲۵	۴۰/۸۴۵	۶۰/۸۷۵	۹۲/۸۹۶							
۴	۴۵	۳۹/۱۱۵	۵۹/۸۸۲	۹۴/۲۲۶	۱۲۱/۱۰۱						
۵	۸	۴۲/۲۱۹	۶۲/۵۳۶	۸۸/۴۲	۱۱۲/۹۴۲	۱۳۵/۳۱۱					
۶	۷	۴۳/۳۰۳	۵۹/۷۹۴	۹۱/۲۷۴	۱۲۹/۲۴۲	۱۶۵/۱۷۹	۱۹۲/۵۳۵				
۷	۱۱	۴۳/۱۱۴	۶۱/۹۹۸	۸۶/۳۰۷	۱۰۹/۲۴۴	۱۴۹/۳۷۸	۱۸۹/۴۱۱	۲۱۵/۸۱۸			
۸	۸	۴۳/۶۵	۶۰/۳۲	۸۶/۰۶۷	۱۰۴/۲۶۴	۱۲۷/۸۲۸	۱۷۶/۷۰۸	۲۱۸/۵۷۴	۲۳۴/۲۲۵		
۹	۹	۴۲/۹۳۳	۶۳/۱۲۷	۹۳/۴۴	۱۱۲/۶۰۱	۱۲۸/۶۵	۱۴۸/۰۴۹	۱۸۴/۰۴۸	۲۱۶/۲۳۲	۲۳۰/۵۵۶	
۱۰	۲	۴۵/۲۲۵	۶۱/۰۹۸	۸۷/۵۵۵	۱۰۵/۸۱۴	۱۲۸/۱۶۲	۱۴۶/۵۵۵	۱۷۳/۰۶۲	۱۹۳/۷۲۲	۲۳۱/۷۹۱	۲۴۸/۵
	میانگین	۴۱/۸۹۹	۶۲/۷۳۹	۹۰/۰۲۳	۱۱۳/۶۰۱	۱۳۹/۰۸۵	۱۷۰/۶۵۲	۱۹۷/۸۷۶	۲۱۴/۷۲۶	۲۳۱/۱۷۴	۲۴۸/۵

جدول ۹-۲: میانگین طول جنس نر ماهیان کاراس در سنین مختلف

نر										
سن	تعداد نمونه	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸	۹
۱	۰									
۲	۱	۳۹/۳۰۵	۷۰							
۳	۳	۴۲/۵۹۳	۷۳/۰۴۸	۱۰۸						
۴	۸	۴۰/۸۹۹	۵۹/۶۷۷	۹۷/۷۹۱	۱۳۱/۸۷۵					
۵	۲	۴۱/۲۱۹	۶۲/۰۳۶	۹۶/۲۸۱	۱۲۷/۵۵	۱۶۳				
۷	۱	۵۳/۸۹۴	۶۹/۶۱۶	۹۳/۸۰۹	۱۱۱/۳۴۳	۱۶۵/۸۴۶	۲۱۵/۲۳	۲۳۰		
۸	۲	۴۸/۸۴۶	۶۸/۵۳۹	۸۹/۵۳۲	۱۰۷/۷۲۷	۱۲۰/۳۷۵	۱۵۹/۱۱۴	۲۰۰/۹۷	۲۳۲/۴۱۶	
۹	۱	۴۰/۸۷	۵۰/۸۹۸	۸۹/۱۰۵	۱۰۸/۲۹۹	۱۲۶/۰۹	۱۳۶/۷۲۹	۱۶۴/۸۷۳	۱۹۶/۵۷۴	۲۱۳
	میانگین	۴۳/۹۴۷	۶۴/۸۳۱	۹۵/۷۵۳	۱۱۷/۳۵۹	۱۴۳/۸۲۸	۱۷۰/۳۵۸	۱۹۸/۶۱۴	۲۱۴/۴۹۵	۲۱۳

۴-۵-۱۰-۲- مدل رشد ون برتالانفی و شاخص عملکرد رشد برای ماهی کاراس در دریاچه زریوار

در نهایت طول های حاصل از پیشینه پردازی برای مدل کردن طول به سن و بدست آوردن شاخص عملکرد رشد مورد

استفاده قرار گرفت . طول در سن با استفاده از سه پارامتر کلیدی مدل رشد ون برتالانفی توصیف شده به صورت:

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

مدلسازی شد، که در آن L_{∞} طول بی نهایت، ثابت K نرخ رسیدن منحنی به طول بی نهایت و t_0 زمانی است که اندازه

ماهی صفر بوده است.

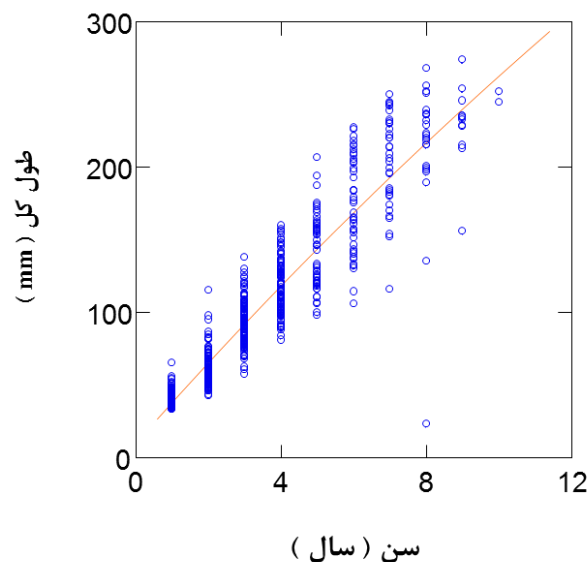
و شاخص عملکرد رشد (ϕ') با پارامترهای حاصل از معادله رشد برتالانفی چنین محاسبه می شود (Arslan , 2007) :

$$\phi' = \log K$$

مدل طول به سن و شاخص رشد محاسبه گردیده و در جدول (۲-۱۰) و نمودار حاصل از مدل در نمودار ۱۰ آمده است :

جدول ۲-۱۰: معادله رشد ون برتالانفی، پارامترهای آن و شاخص عملکرد رشد ماهی کاراس در دریاچه زریوار

نام گونه	L_{∞} (cm)	K	t_0	معادله رشد	ϕ'
<i>Carassius sp.</i>	۱۲۰/۷	۰/۰۲۴	-۰/۳۵۲	$L = 120.7 (1 - e^{-0.024(t+0.352)})$	۴/۵۴



نمودار ۱۰: نمودار حاصل از مدل رشد ون برتالانفی

پارامترهای معادله رشد ون برتالانفی گونه‌های جنس کاراس در مطالعه حاضر با سایر مطالعات مقایسه گردیده و در جدول

۱۱-۲ ارائه شده است:

جدول ۱۱-۲: پارامترهای مدل رشد ون برتالانفی گونه‌های جنس کاراس در سایر مطالعات

محقق	منطقه مطالعاتی	گونه	L _∞ (cm)	K(year ⁻¹)	θ
Balik et al., 2004	Egirdir Lake, Turkey	<i>C. gibelio</i>	ماده: ۳۴/۲ نر: ۲۵/۵	ماده: ۰/۳۱۶ نر: ۰/۴۷	۲/۵۷ ۲/۴۹
Sari et al., 2008	Gediz River basin, Turkey	<i>C. gibelio</i>	۳۱/۶۶	۰/۱۴۶	۲/۱۷
Bulut et al., 2013	Seyitler Reservoir, Turkey	<i>C. gibelio</i>	۴۸/۰۹	۰/۰۹۳	۱/۹۶
Marinovic et al., 2016	Cruza reservoir, Serbia	<i>C. gibelio</i>	۴۳/۱۵	۰/۱۴	۲/۴۲
Marinovic et al., 2016	Meduvrsje reservoir, Serbia	<i>C. gibelio</i>	۲۸/۳۱	۰/۲۷	۲/۳۴
Fazli et al., 2018	Azad Dam Lake, Iran	<i>C. gibelio</i>	۳۳/۷	۰/۲۵۵	۲/۴۷
Morgan & Beatty, 2007	Vasse river, Australia	<i>C. auratus</i>	۳۷/۴۲	۰/۶۵۱	۲/۹۶
Lorenzoni et al., 2007	Lake Trasimeno, Italy	<i>C. auratus</i>	۴۶/۹۶	۰/۱۵۴	۲/۵۳
Lorenzoni et al., 2010	Lake Trasimeno, Italy	<i>C. auratus</i>	۴۳/۰۱۹	۰/۲۷۲	۲/۷۰۲
Patimar, 2009	Almagol wetland, Iran	<i>C. auratus</i>	ماده: ۲۴/۶ نر: ۱۸/۳۳	ماده: ۰/۱۹ نر: ۰/۳۱	۲/۰۷ ۲/۰۲
Patimar, 2009	Alagol wetland, Iran	<i>C. auratus</i>	ماده: ۲۴/۳ نر: ۲۲/۵	ماده: ۰/۲۳ نر: ۰/۲۴	۲/۱۳ ۲/۰۹
Khosravi et al., 2016	Harz Basin – Qarasu, Iran	<i>Carassius sp.</i>	۶۱۷/۶	۰/۰۱۴	۳/۷۳
Khosravi et al., 2016	Karkhe Basin, Iran	<i>Carassius sp.</i>	۲۱/۵۳	۱/۰۰۱	۲/۶۷
Khosravi et al., 2016	Jarrahi & Zohre Rivers, Iran	<i>Carassius sp.</i>	۶۷/۱۱	۰/۱۸۵	۲/۹۲
Khosravi et al., 2016	Karoon river Basin, Iran	<i>Carassius sp.</i>	۲۵/۲۴	۰/۵۴۳	۲/۵۴
Khosravi et al., 2016	Anzali wetland, Iran	<i>Carassius sp.</i>	۳۴/۳۸	۰/۲۷۱	۲/۵۱

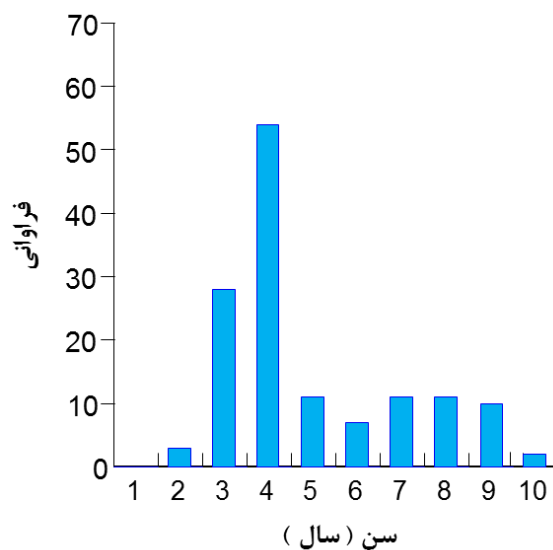
با توجه به مطالعات فوق مشاهده می‌شود که طول بی‌نهایت برای ماهی کاراس در دریاچه زریوار نسبتاً بالا محاسبه گردیده

که احتمالاً بیانگر شرایط مطلوب‌تر محیط برای رشد و نمو این گونه است.

۵-۱۰-۲- آنالیز بقای سالیانه ماهی کاراس در دریاچه زریوار

برای برآورد نرخ بقا لازم است ابتدا فراوانی سنی ماهیان مشخص شود، بنابراین هیستوگرام ساختار سنی برای هر ایستگاه

ترسیم گردید و در نمودار ۱۱ آمده است.



نمودار ۱۱: هیستوگرام ساختار سنی ماهی کاراس در دریاچه زریوار

برای تخمین نرخ بقا می توان از داده های فراوانی سنی به روش های مختلفی استفاده نمود در این مطالعه روش تخمین

بقای چاپمن – رابسون استفاده شد که به صورت زیر می باشد:

$$\hat{S} = \frac{T}{n + T - 1}$$

که $T = \sum (x * N_x)$ ، $\hat{S}$ نرخ بقای سالیانه، n تعداد کل ماهیان از سنین به طور کامل recruited و به جمعیت اضافه شده، x کد سنین است، کد ۰ به سنی با بیشترین پیک که سن recruitment محسوب می شود و بعد از آن نمودار نزولی است، اختصاص می یابد و N_x تعداد افراد در هر سن می باشد. برای گونه کاراس نرخ بقای سالیانه ۵۵٪ محاسبه گردید که بیانگر بقای نسبتاً بالای این گونه در دریاچه زریوار می باشد.

۶-۵-۱۰-۲- فاکتور وضعیت یا ضریب چاقی (Condition Factor) ماهی کاراس

فاکتور وضعیت (CF) (جدول ۲-۱۲) که رابطه بین وزن بدن (برحسب گرم) به طول کل (برحسب میلی متر) است با رابطه زیر محاسبه گردید:

$$(CF = W/L^3 * 10^5)$$

آنالیز واریانس تک متغیره (One – Way ANOVA) اختلاف معنی داری در فاکتور وضعیت بین جنس نر و ماده ماهی

کاراس نشان نداد

جدول ۱۲-۲: فاکتور وضعیت جنس نر و ماده ماهی کاراس به تفکیک سن

ایستگاه	سن	طول کل (mm)	وزن (g)	فاکتور وضعیت (CF)
ماده	۲	۷۹/۰ ± ۱۵/۵۵۶	۹/۸۹۵ ± ۶/۶۱۱	۱/۸۲۹ ± ۰/۲۳۹
	۳	۹۴/۷۳۱ ± ۱۳/۶۲۵	۱۴/۴۹۶ ± ۶/۷۰۴	۱/۶۱۳ ± ۰/۱۵۹
	۴	۱۲۱/۷۸۳ ± ۱۸/۲۹۰	۳۱/۳۱۳ ± ۱۳/۱۹۸	۱/۶۵۲ ± ۰/۲۸۰
	۵	۱۳۶/۰۰ ± ۲۹/۷۹۵	۴۶/۹۲۶ ± ۲۹/۹۷۸	۱/۶۸۳ ± ۰/۱۵۵
	۶	۱۶۳/۰۰ ± ۸/۴۸۵	۱۳۸/۵۸۷ ± ۷۲/۲۱۸	۱/۷۰۳ ± ۰/۱۷۶
	۷	۲۱۲/۴۰ ± ۳۲/۵۷۵	۱۶۵/۹۳۶ ± ۶۸/۸۷۵	۱/۶۱۷ ± ۰/۱۵۰
	۸	۲۳۶/۳۳۳ ± ۱۷/۸۵۴	۲۳۳/۵۶۱ ± ۵۵/۰۹۰	۱/۸۶۱ ± ۰/۸۲۲
	۹	۲۳۰/۵۵۶ ± ۳۲/۶۳۵	۲۱۹/۸۰۲ ± ۶۲/۳۲۳	۱/۸۲۷ ± ۰/۴۹۸
	۱۰	۲۴۸/۵۰ ± ۴/۹۵۰	۲۴۹/۰۰۵ ± ۷/۴۸۸	۱/۶۲۶ ± ۰/۱۴۶
نر	۳	۱۰۸/۰۰ ± ۱۹/۱۵۷	۲۰/۵۰۳ ± ۱۰/۰۲۴	۱/۵۰۹ ± ۰/۰۹۰
	۴	۱۳۱/۸۷۵ ± ۱۷/۳۸۲	۳۹/۹۷۸ ± ۱۶/۲۹۱	۱/۶۷۲ ± ۰/۲۰۷
	۵	۱۶۳/۷۸۳ ± ۸/۴۸۵	۶۸/۷۳۵ ± ۹/۹۶۳	۱/۵۸۲ ± ۰/۰۱۷
	۷	۲۳۰/۰۰	۲۱۴/۱۵۰	۱/۷۶
	۸	۲۳۳/۰۰ ± ۴/۲۴۳	۲۰۴/۹۱۰ ± ۷/۸۹۱	۱/۶۲۰ ± ۰/۰۲۶
	۹	۲۱۳/۰۰	۱۳۳/۷۸۰	۱/۳۸۴

۶-۱۰-۲- گونه تیزه کولی (*Hemiculter leucisculus*)

گونه تیزه کولی با نام انگلیسی sawbelly با حداکثر اندازه (طول استاندارد) ۲۳ سانتی متر، یک گونه کوچک از خانواده کپورماهیان است که پراکنش اصلی آن در رودخانه‌های چین، کره و ویتنام و همچنین حوضه رود آمو بوده و از گونه‌های غالب در بسیاری از زیستگاه‌های آبی این مناطق است. این گونه ظاهراً از طریق کارگاه‌های پرورش ماهی محدود پراکنشش را در سرتاسر آسیا و خاورمیانه گسترش داده و یکی از چند گونه غیربومی معرفی شده به آب‌های داخلی ایران است. با این حال

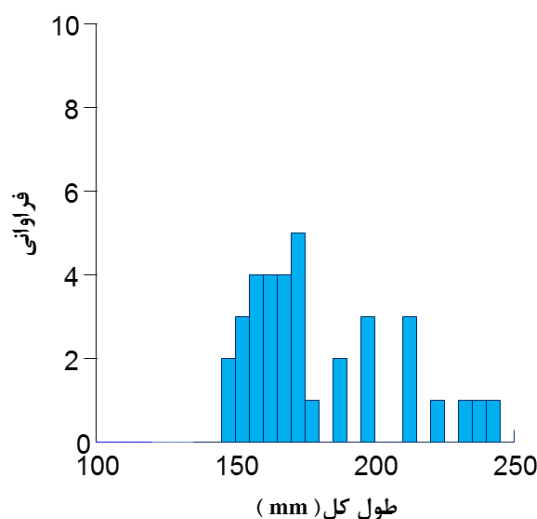
در مورد ویژگی‌های چرخه زندگی آن مانند سن، رشد و بقا که ممکن است توضیح دهنده موفقیتش به عنوان یک گونه مهاجم باشد، مطالعات اندکی صورت گرفته است (Patimar et al., 2008 ; Wang et al., 2013).

۱-۶-۱۰-۲- خصوصیات زیستی و پویایی جمعیت *Hemiculter leuciscus* در دریاچه زریوار

فلس‌ها از ناحیه بین باله پشتی و خط جانبی به طور یکسان در تمام نمونه‌ها برداشته شده و در پاکت کاغذی نگهداری شد. فلس‌ها جهت تعیین سن با استفاده از محلول KOH ۵٪ تمیز و با آب مقطر شسته شده و در نهایت بین دو لام آزمایشگاهی ثابت شدند.

۲-۶-۱۰-۲- فراوانی گروه‌های طولی گونه تیزه کولی در دریاچه زریوار

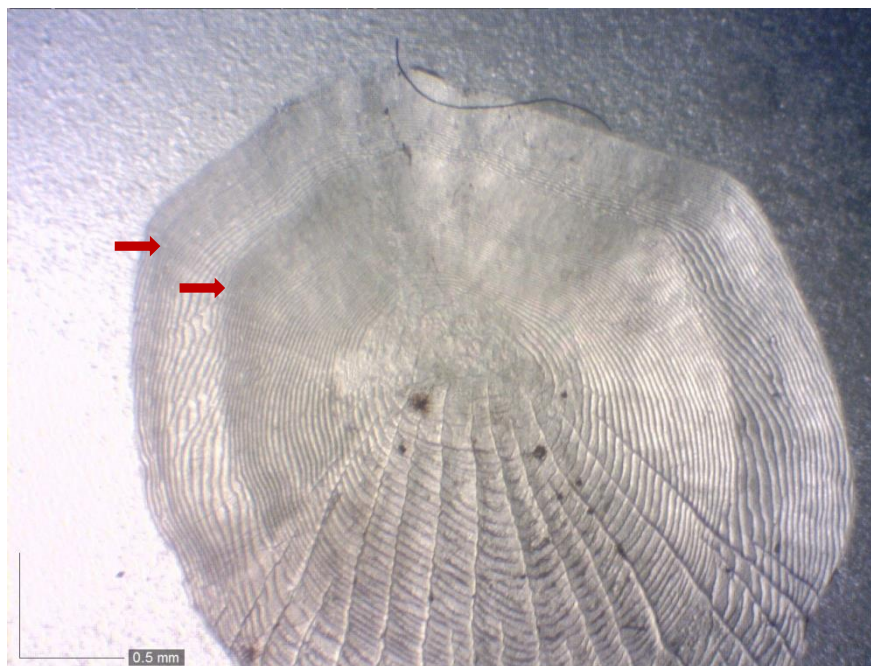
نمودار فراوانی گروه‌های طولی برای نشان دادن فراوان‌ترین گروه طولی در جمعیت ماهی تیزه کولی در دریاچه زریوار ترسیم گردید (نمودار ۱۲). نمودار فراوانی طولی نشان داد که اکثر ماهیان طول کمتر از ۲۰۰ میلی‌متر داشته و غالباً بین دامنه ۱۷۰-۱۵۰ میلی‌متر قرار دارند.



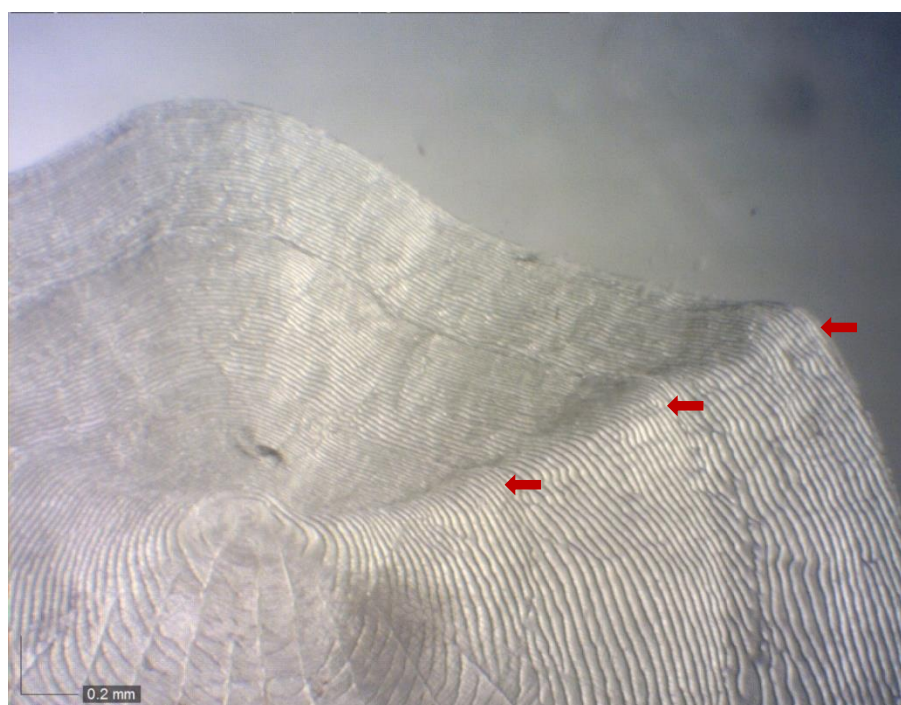
نمودار ۱۲: هیستوگرام فراوانی گروه‌های طولی ماهی تیزه کولی

۳-۶-۱۰-۲- تعیین سن گونه تیزه کولی

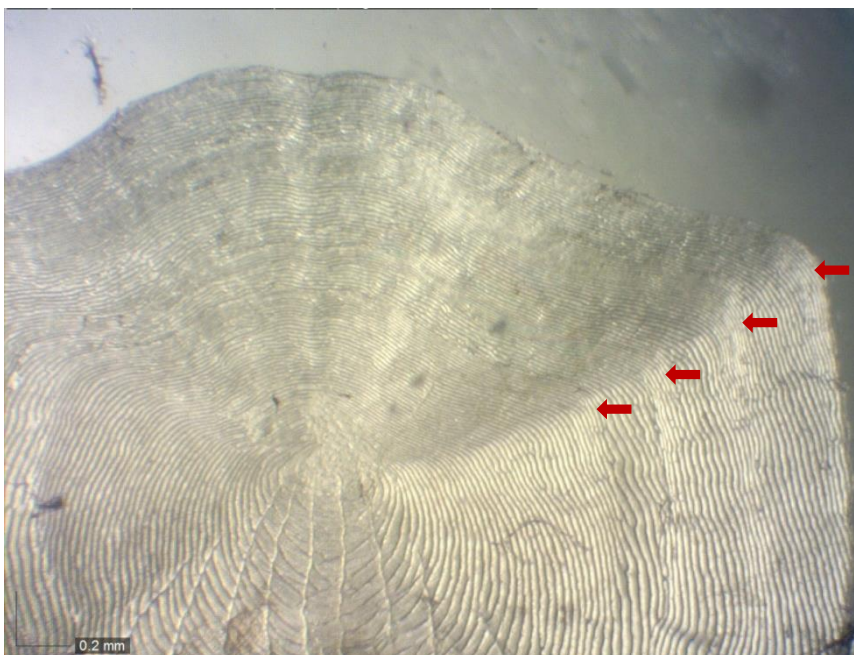
جهت تعیین سن ماهیان از نمونه‌های فلس ثابت شده بین دو لام آزمایشگاهی استفاده شد (اشکال ۲-۲۲۲ الی ۲-۲۸). نتایج حاصل از تعیین سن و بیومتری بدن در مطالعات بعدی جهت برآورد رشد و بقا مورد استفاده قرار گرفت.



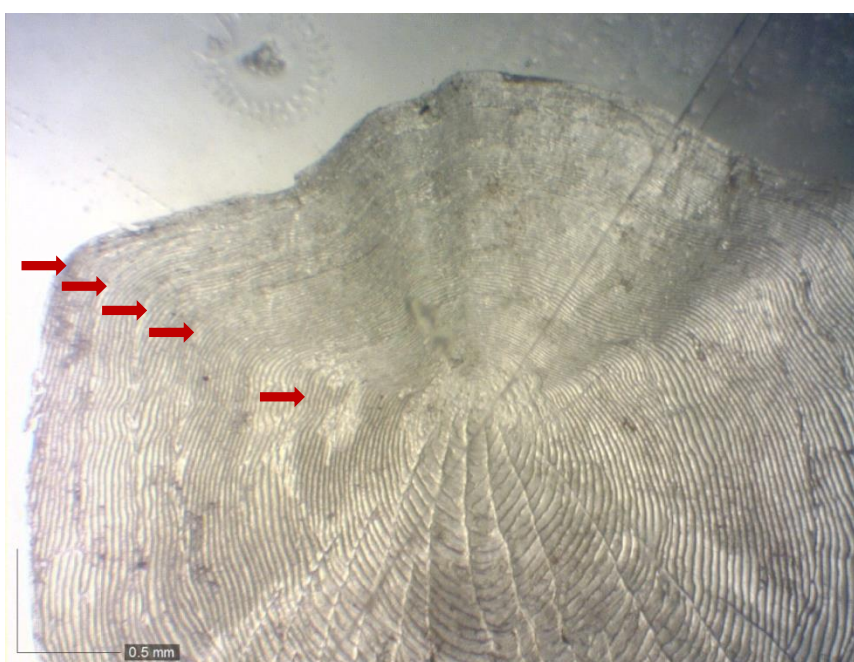
شکل ۲-۲۲: ماهی تیزه کولی ۲+ ساله



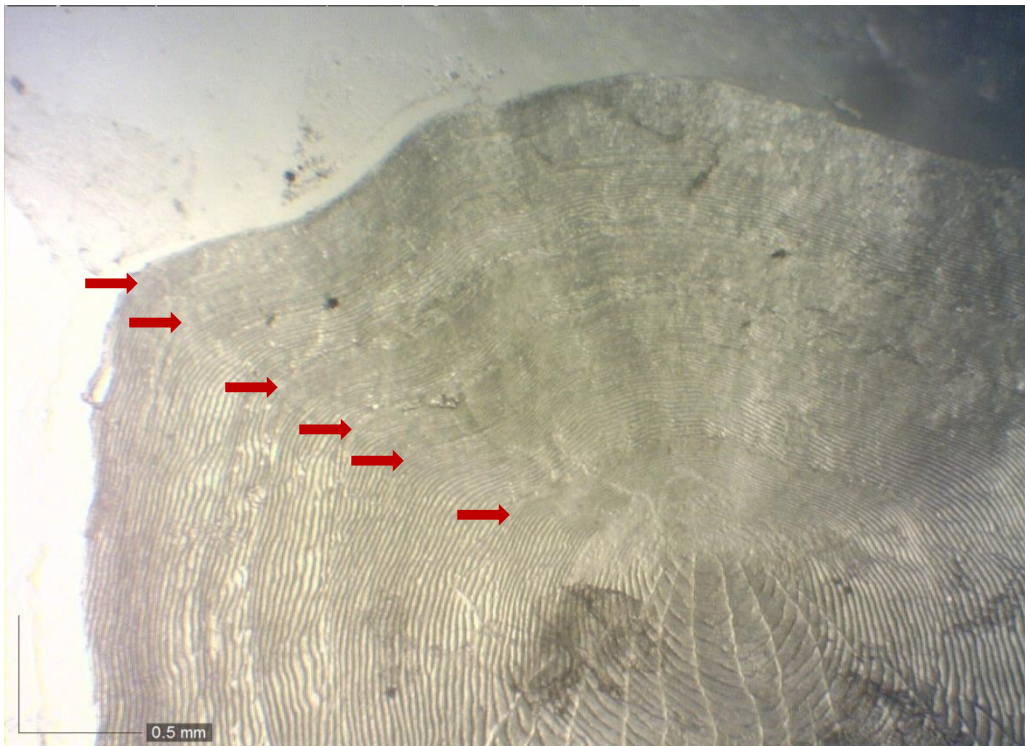
شکل ۲-۲۳: ماهی تیزه کولی ۳ ساله



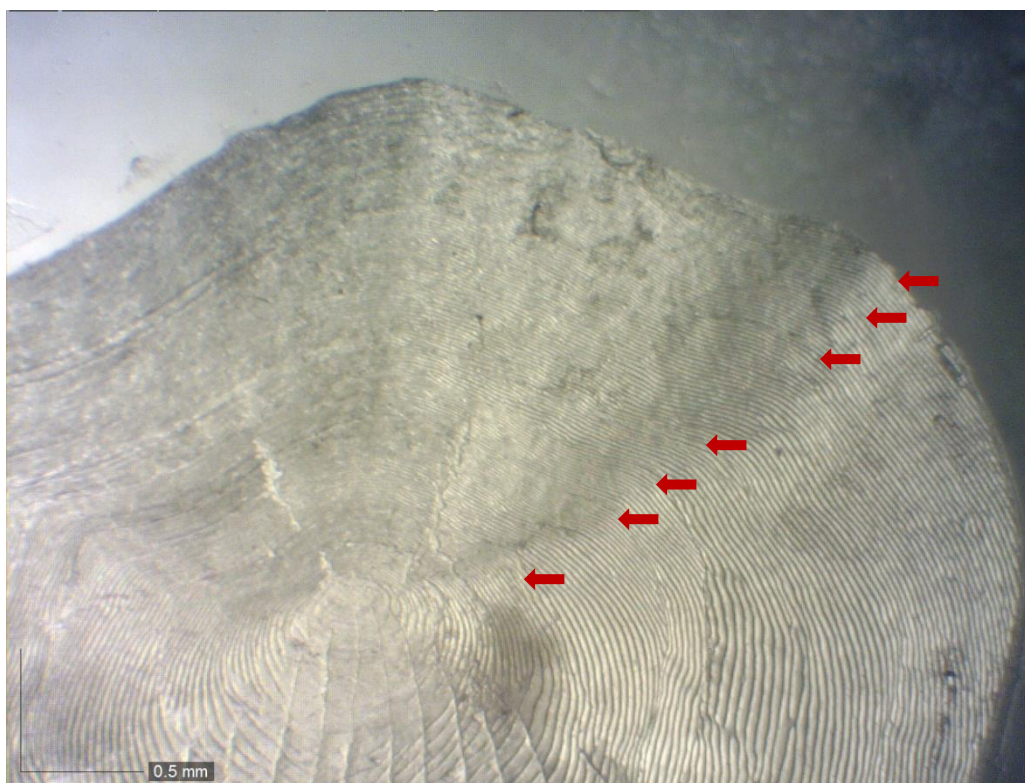
شکل ۲-۲۴: ماهی تیزه کولی ۴+ ساله



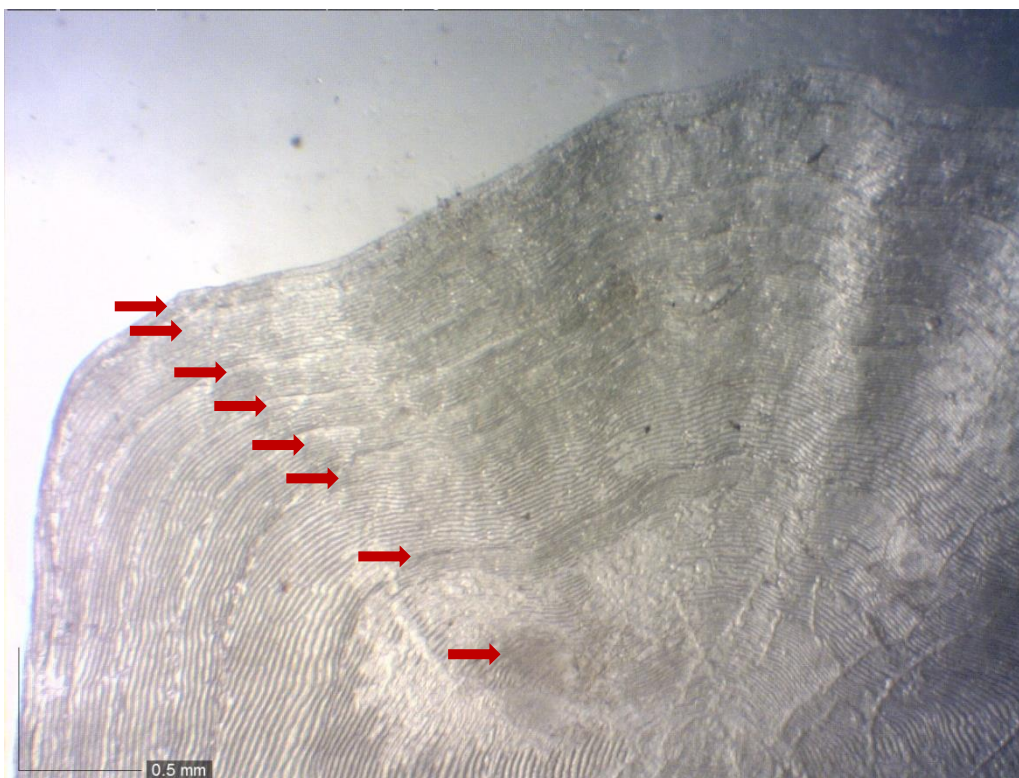
شکل ۲-۲۵: ماهی تیزه کولی ۵ ساله



شکل ۲-۲۶: ماهی تیزه کولی ۶+ ساله



شکل ۲-۲۷: ماهی تیزه کولی ۷ ساله



شکل ۲-۲۸: ماهی تیزه کولی ۸+ ساله

۴-۶-۱۰-۲- پیشینه پردازی و محاسبه طول ماهیان تیزه کولی در سنین پایین تر

برای اطلاع از طول ماهیان در سنین پایین تر از روش پیشینه پردازی متناسب Frazer - lee استفاده شد. میانگینی از طول های بدست آمده با روش پیشینه پردازی برای تعداد نمونه هایی که قابل تعیین سن بودند به تفکیک نر و ماده برای سنین مختلف گرفته شده که در جداول ۲-۱۳ و ۲-۱۴ ارائه می گردد:

جدول ۲-۱۳: میانگین طول جنس ماده ماهی تیزه کولی در سنین مختلف

ماده								
سن	تعداد نمونه	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷

		ماده							
سن	تعداد نمونه	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	
۱	۰								
۲	۰								
۳	۱	۷۱۵/۱۰۶	۴۹۲/۱۳۲	۱۵۶					
۴	۶	۵۹۹/۱۰۶	۰۴۳/۱۲۶	۷۱۸/۱۴۲	۵/۱۶۱				
۵	۶	۱۰۱/۱۰۵	۴۶۲/۱۳۵	۸۹/۱۵۷	۴۲/۱۷۰	۶۶۷/۱۸۹	۳۹۹/۱۰۲		
۶	۵	۴۱۸/۱۰۹	۸۴۹/۱۳۴	۲۰۹/۱۴۹	۵۷۳/۱۶۴	۷۲۲/۱۸۳	۴/۱۹۵		
۷	۲	۶۲۱/۱۱۶	۴۰۳/۱۴۸	۶۲۲/۱۶۶	۶۶۳/۱۸۰	۹۲۱/۱۹۰	۶۵۵/۲۱۳	۵/۲۲۱	
	میانگین	۸۹۱/۱۰۸	۴۵۰/۱۳۵	۴۸۸/۱۵۴	۲۹۰/۱۶۹	۱۰۳/۱۸۸	۴۸۵/۱۷۰	۵/۲۲۱	

جدول ۱۴-۲: میانگین طول جنس نر ماهی تیزه کولی در سنین مختلف

		نر								
سن	تعداد نمونه	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸	
۱	۰									
۲	۲	۵۰۲/۱۱۱	۴۸۹/۱۳۶							
۳	۲	۶۰۳/۱۱۵	۲۱۹/۱۵۹	۴۱۳/۱۷۹						
۵	۳	۳۹۹/۱۰۲	۱۵۹/۱۲۰	۳/۱۳۵	۶۲/۱۴۸	۳۳۳/۱۶۰				
۶	۴	۶۰۲/۱۰۸	۹۶۹/۱۲۴	۰۷۱/۱۳۷	۴۶۷/۱۴۷	۲۲۷/۱۶۷	۱۸۰			
۷	۱	۱۷۳/۹۶	۱۸۴/۱۱۲	۱۶۸/۱۲۰	۶۲۴/۱۲۶	۸۷۸/۱۴۹	۶۳۴/۱۶۷	۱۷۳		
۸	۱	۷۶۱/۱۱۳	۴۴۶/۱۴۹	۲۵۹/۱۸۲	۷۷۵/۱۹۲	۵۳۳/۲۰۵	۱۴۱/۲۱۷	۲۴۲/۲۳۵	۲۴۳	
	میانگین	۲۳۴/۱۰۵	۷۴۴/۱۳۳	۸۴۲/۱۵۰	۸۷۲/۱۵۳	۷۴۳/۱۷۰	۲۶۰/۱۸۸	۱۲۱/۲۰۴	۲۴۳	

۵-۶-۱۰-۲- مدل رشد ون برتالانفی و محاسبه شاخص عملکرد رشد برای ماهی تیزه کولی در دریاچه زریوار

در نهایت طول های حاصل از پیشینه پردازی برای مدل کردن طول به سن و بدست آوردن شاخص عملکرد رشد مورد

استفاده قرار گرفت . طول در سن با استفاده از سه پارامتر کلیدی مدل رشد ون برتالانفی توصیف شده به صورت:

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

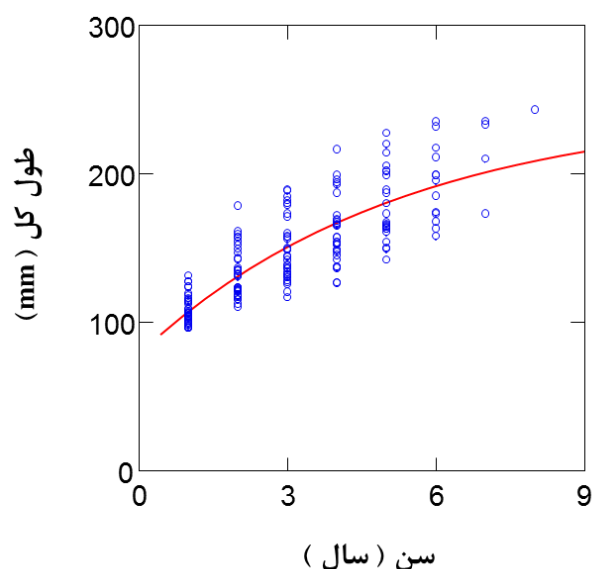
مدلسازی شد، و شاخص عملکرد رشد ($\hat{O}$) با پارامترهای حاصل از معادله رشد برتالانفی چنین محاسبه شد:

$$\phi = \log K$$

مدل طول به سن و شاخص رشد محاسبه گردیده و در جدول ۲-۱۵ و نمودار حاصل از مدل در نمودار ۱۳ آمده است :

جدول ۲-۱۵: معادله رشد ون برتالانفی، پارامترهای آن و عملکرد رشد ماهی تیزه کولی در دریاچه زریوار

نام گونه	L_{∞} (cm)	K	t_0	معادله رشد	ϕ
<i>H. leuciscus</i>	۲۴/۶	۰/۱۹	-۲	$L = 24.6 (1 - e^{-0.19(t+2)})$	۴/۰۵۹



نمودار ۱۳: نمودار مدل رشد ون برتالانفی برای گونه تیزه کولی در دریاچه زریوار

پارامترهای معادله رشد ون برتالانفی گونه تیزه کولی در مطالعه حاضر با سایر مطالعات مقایسه گردیده و در جدول ۲-۱۶

ارائه شده است:

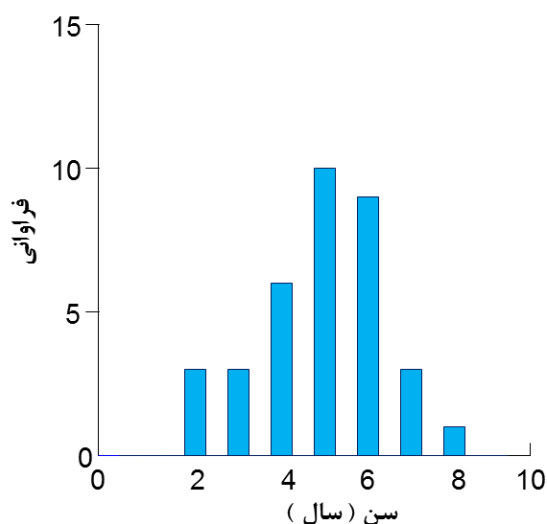
جدول ۲-۱۶: پارامترهای مدل رشد ون برتالانفی گونه تیزه کولی در سایر مطالعات

ϕ	K(year ⁻¹)	L_{∞} (cm)	گونه	منطقه مطالعاتی	محقق
۹/۹۳	ماده : ۰/۲۷	ماده : ۲۷/۵۰	<i>Hemiculter leuciscus</i>	Alma-Gol, Iran	Patimar et al., 2008
۹/۷۰	نر : ۰/۲۹	نر : ۲۳/۸۲			
۹/۹۳	ماده : ۰/۲۳	ماده : ۲۹/۸۰	<i>Hemiculter leuciscus</i>	Adji-Gol, Iran	Patimar et al., 2008
۹/۷۲	نر : ۰/۳۰	نر : ۲۳/۶۰			
۹/۸۸	ماده : ۰/۲۱	ماده : ۳۰/۸۰	<i>Hemiculter leuciscus</i>	Ala-Gol, Iran	Patimar et al., 2008
۹/۷۳	نر : ۰/۲۶	نر : ۲۵/۴۵			
۲/۰۶۳	ماده : ۰/۱۸	ماده : ۲۵/۶	<i>Hemiculter leuciscus</i>	Erhai Lake, China	Wang et al., 2013
۱/۹۸	نر : ۰/۳۵	نر : ۱۶/۴			

با توجه به مطالعات فوق مشاهده می‌شود که طول بی‌نهایت برای گونه تیزه‌کولی در دریاچه زریوار تقریباً مشابه با تالاب-های آلمگل و آجی‌گل محاسبه گردیده که احتمالاً بیانگر مطلوبیت مشابه این مناطق از نظر پارامترهای محیطی و دسترسی به غذا برای این گونه باشد. اما نسبت به تالاب آلاگل از رشد کمتری برخوردار بوده که نشان‌دهنده مطلوبیت کمتر دریاچه زریوار برای تیزه‌کولی نسبت به این تالاب می‌باشد. در مقایسه طول بی‌نهایت و رشد تیزه‌کولی با دریاچه ارهای چین مشاهده می‌شود که رشد این گونه در دریاچه زریوار بیشتر بوده بنابراین احتمال دوام و بقای آن نیز بیشتر خواهد بود.

۶-۱۰-۶-۲- آنالیز بقای سالیانه ماهی تیزه‌کولی در دریاچه زریوار

برای برآورد نرخ بقا لازم است ابتدا فراوانی سنی ماهیان مشخص شود، بنابراین هیستوگرام ساختار سنی برای هر ایستگاه ترسیم گردید و در نمودار ۱۴ آمده است.



نمودار ۱۴: هیستوگرام ساختار سنی ماهی تیزه‌کولی در دریاچه زریوار

برای برآورد نرخ بقا از روش تخمین بقای چاپمن - رابسون استفاده شد. برای گونه تیزه‌کولی در دریاچه زریوار نرخ بقای سالیانه ۳۵٪ محاسبه گردید.

فاکتور وضعیت یا ضریب چاقی (Condition Factor) ماهی تیزه‌کولی در دریاچه زریوار فاکتور وضعیت (CF) (جدول ۱۷-۲) با رابطه زیر محاسبه گردید:

$$CF = W/L^3 * 10^5$$

آنالیز واریانس تک متغیره (One – Way ANOVA) اختلاف معنی داری در فاکتور وضعیت بین جنس نر و ماده ماهی
تیزه کولی نشان نداد.

جدول ۲-۱۷: فاکتور وضعیت جنس نر و ماده ماهی تیزه کولی به تفکیک سن

ایستگاه	سن	طول کل (mm)	وزن (g)	فاکتور وضعیت (CF)
ماده	۳	۱۵۶/۰	۲۶/۵۲	۰/۶۹۹
	۴	۱۶۳/۴۰ ± ۶/۴۲۷	۳۶/۴۹۴ ± ۴/۴۸۷	۰/۸۳۶ ± ۰/۰۷۹
	۵	۱۸۹/۶۶۷ ± ۲۴/۴۹۲	۵۸/۴۸۸ ± ۲۳/۰۴۹	۰/۸۲۴ ± ۰/۰۵۱
	۶	۱۹۵/۴۰ ± ۳۰/۳۳۶	۶۹/۰۹۴ ± ۳۵/۸۱۸	۰/۸۵۳ ± ۰/۰۶۱
	۷	۲۲۱/۵۰ ± ۱۶/۲۶۳	۷۹/۳۷۵ ± ۳۵/۳۴۸	۰/۷۰۶ ± ۰/۱۶۸
نر	۲	۱۴۷/۰۰ ± ۲/۸۲۸	۲۸/۰۸۵ ± ۱/۲۰۹	۰/۸۸۴ ± ۰/۰۱۳
	۳	۱۸۴/۸۷۵ ± ۷/۰۷۱	۴۶/۵۰ ± ۱/۱۷۴	۰/۷۵۱ ± ۰/۱۰۵
	۵	۱۶۰/۳۳۳ ± ۵/۵۰۸	۳۵/۸۴۰ ± ۲/۷۴۳	۰/۸۷۰ ± ۰/۰۶۳
	۶	۱۸۰/۰۰ ± ۱۵/۵۳۵	۵۰/۰۳۵ ± ۱۳/۴۲۹	۰/۸۴۲ ± ۰/۰۲۸
	۷	۱۷۳/۰۰	۴۷/۶۹۰	۰/۹۲۱
	۸	۲۴۳/۰۰	۱۳۱/۷۰۰	۰/۹۱۸

۳- مسائل و مشکلات / چالش ها و پیشنهادات

۳-۱- مطالبات مردمی

به طور کلی مردم بومی و ذی نفعان دریاچه از وضعیت موجود رضایت ندارند و شرایط آن را نامناسب ارزیابی می کنند، به طوری که در گفت و گو با برخی از اعضای تعاونی صیادان، دریاچه را مرده توصیف می کنند و اعتقاد دارند، در صورتی که فکری به حال وضعیت دریاچه نشود، دیگر امکان ماهیگیری درون دریاچه وجود ندارد. بیشتر گلایه ی صیادان تعاونی، وجود صیادان غیر مجاز، فصل نامناسب صید، عدم وجود ماهیان بومی در دریاچه و تلاش شبانه روزی برای به دست آوردن روزی بیشتر است به طوری که همه ی صیادان تعاونی دو روز در زنج و یک روز به استراحت مشغول هستند. در این بین به دلیل وجود تعداد زیاد صیادان غیر مجاز آن ها مجبور اند که شب ها، چندین بار به تور ها سرکشی کنند. صیادان تعاونی خواستار احیای جمعیت ماهیان بومی دریاچه اند، چرا که به اعتقاد آن ها موجب افزایش درآمد آن ها می شود و به بهبود شرایط زندگی آن ها کمک می کند. از دیگر خواسته های تعاونی صیادان برخورد جدی تر با صیادان غیر مجاز است. درگیری های مکرر با صیادان مجاز، موجب برهم زدن تعادل و مناسبات اجتماعی در ساختار بومی جوامع صید و صیادی مریوان شده است، به طوری که هر دو گروه ادعا می کنند که عامل اصلی تخریب دریاچه گروه مخالف آن هاست. همچنین صیادان تعاونی، معتقدند که فصل صید بسیار برای آن ها نامناسب است، چرا که در میان ماهیان غیر بومی که صیدشده، فیتوفاگ و سرگنده از ارزش ریالی کمتری نسبت به أمور و کپور برخوردار هستند. این دو ماهی، در فصل سرد سال به نیزار ها پناه می برند و در نتیجه ی آن عملا صید آنها برای صیادان تعاونی بسیار مشکل است.

صیادان غیر مجاز نیز خواستار بازگشت دریاچه به حالت طبیعی خود و احیای گونه های بومی دریاچه است. یکی از خواسته های اصلی صیادان غیر مجاز، پایان دادن به انحصار تعاونی صیادان است. انتقاد اصلی آن ها به نوع صید ماهیان توسط این تعاونی است. پیشتر اشاره شد که صیادان مجاز ماهیان را توسط تورهای خود محصور می کنند و هرچه که فصل صید به انتهای خود نزدیک می شود، مساحت تورهای خود را کم می کنند، تا در نهایت تمام ماهیان محصور را صید کنند. به اعتقاد صیادان غیر مجاز این شیوه از صید موجب شده است که دیگر ماهی ای برای صید در دیگر نقاط دریاچه وجود نداشته باشد. انحصار طلبی صیادان تعاونی باعث بحرانی تر شدن وضعیت دریاچه شده است. حتی ماهی فروشان شهر مریوان نیز از این اوضاع ناراضی به نظر می رسند. شنیده ها از گران بودن سهام تعاونی دلالت دارد. بخش دیگری از صیادان، صیادان با قلاب می باشند که به صورت تفریحی و در روزهایی که هوا خوب باشند مشغول به کار هستند.

این صیادان بیشتر با قلاب خود ماهی کاراس را صید می کنند. اما طبق گفت و گوهایی که با این صیادان داشته ایم، علاقه ی زیادی به آمور و کپور و در طی دوسال اخیر که اردک ماهی وارد دریاچه شده، دارند و در واقع خواستار افزایش جمعیت آمور و کپور می باشند. این درحالی است که همچنان ماهی مورد علاقه ی آنها برای صید، ماهیان بومی است. اما گویا دیگر جوامع محلی امیدی به بهبود وضعیت دریاچه ندارند. طبق گفته های این دسته از صیادان، موفق به صید ماهی آمور ۲۲ کیلویی شده اند. خواسته ی دیگر این دسته از صیادان، اجازه ی صید در تمام فصول است. چرا که در شرایط حاضر، صید بسیار مشکل است. مشاهدات تیم تحقیق کننده نشان داد که در حال حاضر هیچ نظارتی براین دسته از صیادان وجود ندارد. نه تعداد ماهیان آن ها ثبت می شود و ظاهراً مجوزی هم برای صید ماهی با قلاب نیاز نیست. بیشتر ماهیان صید شده توسط این صیادان، کاراس است.

بخش دیگری از ذی نفعان دریاچه، کارکنان اسکله ی زریوار هستند. عمده ی مشکلات این بخش، وجود اسکله ی غیرمجاز است. این اسکله علاوه بر آسیب به در آمد آنها، با عدم پرداخت عوارض، مشکلات اقتصادی را نیز به مجموعه شهری وارد می کند. ضمن گفت و گو با آن ها، دریافت شده که این دسته از ذی نفعان نیز از انحصار تعاونی صیادان به دریاچه چندان راضی نیستند و به اعتقاد آن ها این انحصار به درآمد جوامع محلی از دریاچه صدمه وارد کرده است. همچنین در بخشی از صحبت ها با این افراد مشخص شد که به طور کلی جوامع محلی خواستار کاهش نیازها هستند. چراکه نیازها طبق گفته ی مردم محلی پیشرفت داشته، اما این پیشرفت به سمت کاسه ی آبی نبوده است، بلکه این افزایش به سمت ساحل بوده است.

تقریباً همه ی این افراد خواستار برداشته شدن بندی هستند که جلوی آب را گرفته است. به طوری که در بارندگی های زمستان ۹۷ این دریاچه سر ریز کرده است! این اتفاق یک بار دیگر در اسفند ۹۴ نیز افتاده است.

در هر حال، شکستن انحصار صیادان تعاونی می تواند فرصت های شغلی بیشتری را ایجاد کند و در عین حال به برنامه های احیای آن نیز کمک کند.

۲-۳- مدیریت دریاچه

زریوار به دلیل عدم مدیریت صحیح با مشکلات بسیاری دست و پنجه نرم می کند. عدم توسعه صحیح و پایدار در عرصه شهری، پیشنهاد های نامناسب برای انواع فعالیت های درآمد زا در منطقه، از جمله در زمینه ی صید و صیادی و دخالت های نادرست در سیکل دریاچه و جانوران آن، باعث شده است که در بسیاری از موارد وضعیت دریاچه چندان مناسب و پایدار نباشد.

معیشت مردم بومی وابستگی بسیاری به سلامت دریاچه دارد. ذی نفعان بسیاری در محدوده ی دریاچه زندگی می کنند. این ذی نفعان به طور کلی در دو دسته ی خدمات اکوسیستمی دریاچه و وضعیت شیلاتی دریاچه قرار میگیرند.

۱-۲-۳- خدمات اکوسیستمی

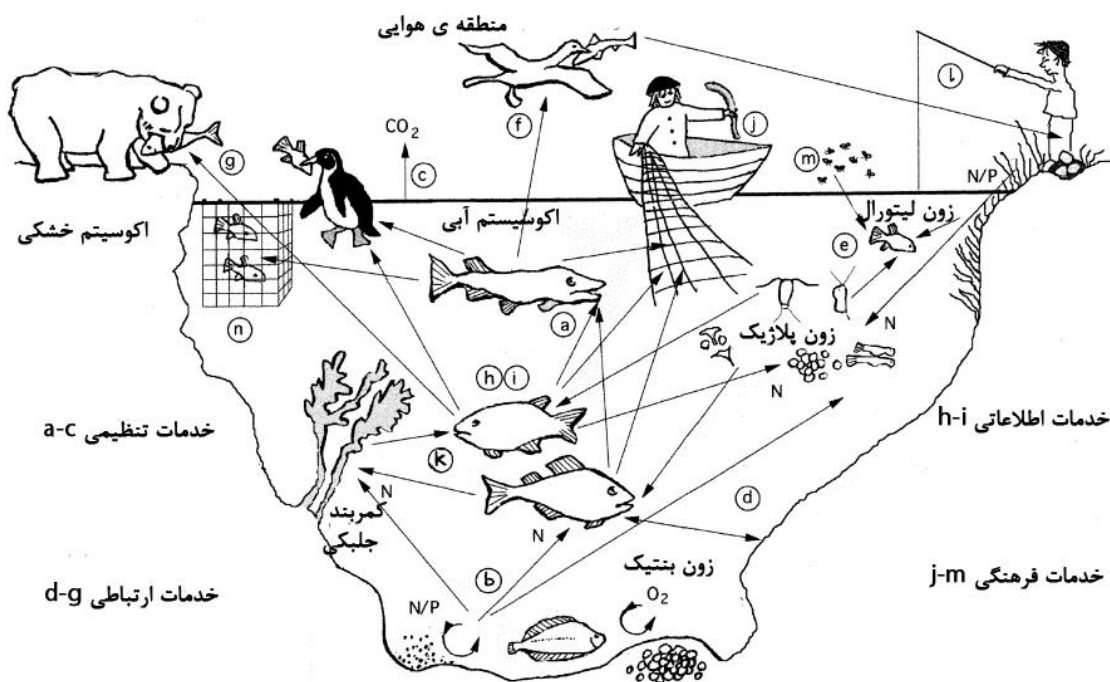
خدمات اکوسیستمی به عنوان «شرایط و فرآیندهایی که در طی آن اکوسیستم طبیعی و گونه هایی که آن را درست میکنند، پایدار هستند و زندگی انسان را فراهم می کنند» تعریف شده اند (Daily, 1997). این خدمات شامل گونه های در فرآیند های مکمل زندگی اکوسیستم ها (Odum, 1989) و ظرفیت موجود برای پرورش و کشاورزی است (Daily, 1997). تاثیرات غیر مستقیم صیادی، اثرگذاری بیشتری بر روی اکوسیستم دارد تا برداشت ماهی از آن (Hammer et al., 1993; Hughes, 1994; Botsford et al., 1997; Estes et al., 1998).

جدول ۱-۳۳: دسته بندی خدمات اکوسیستمی جمعیت ماهیان

خدمات بنیادی		خدمات مبتنی بر تقاضا	
خدمات تنظیمی	خدمات ارتباطی	خدمات فرهنگی	خدمات اطلاعاتی
تنظیم پویایی شبکه ی غذایی	ارتباط درون اکوسیستم آبی	تولید غذا	ارزیابی استرس اکوسیستم
چرخه ی مواد	ارتباط بین آب، خشکی و هوا	پرورش ماهی	ارزیابی تاب آوری اکوسیستم
بهبود ژنتیک وتنوع زیستی	جابه جایی مواد مغذی، کربن و	تولید دارو	مهیا کردن اطلاعات آموزشی و علمی
اکوسیستم	مواد معدنی		
تنظیم مواد بستر	انتقال انرژی	کنترل بیماری های خطرناک	دادن اطلاعات تاریخی
تنظیم ترسیب کربن	حافظه ی اکولوژیک	کنترل جلبک و ماکروفیت ها	آشکار سازی فرآیندهای تکاملی
بهبود فرآیند رسوبات		کاهش آلودگی	
تنظیم تاب آوری اکوسیستم		ارزش های زیبایی شناسی	
		ارزش های تفریحی	

به طور کلی دو دسته از خدمات اکوسیستمی وجود دارد، خدمات بنیادی و خدمات مبتنی بر تقاضا (جدول ۱-۳). منظور از خدمات بنیادی، آن هایی است که برای بقا و تاب آوری اکوسیستم ضروری و مهم است (مثل چرخه ی مواد). این نوع از خدمات اکوسیستمی در نهایت پیش نیازی برای حیات انسان هستند. خدمات اکوسیستمی بنیادی معمولاً به ارزش

اقتصادی در بازارهای مصرفی انسان نخواهند گرفت. خدمات مبتنی بر تقاضا معمولا به خدماتی اطلاق می شود که براساس ارزش های انسانی و تقاضای انسان شکل گرفته است و لزوما بقای انسان به آن وابسته نیست، همانند تفرج. با این وجود تمام خدمات اکوسیستمی مبتنی بر تقاضا به دسته ی خدمات اکوسیستمی بنیادی وابسته اند و انسان نمی تواند به طور مصنوعی آن را ایجاد کند.



شکل ۱-۳۳: تصویر شماتیک خدمات اکوسیستم تولید شده توسط ماهیان

تصویر شماتیک از خدمات اکوسیستم تولید شده توسط ماهیان (a) اثر تنظیمی از بالا به پایین پویایی جمعیت ماهیان (b) فیلتر بیولوژیک در رسوبات (c) ترسیب کربن (d) سطوح سخت و نرم (e) زون لیتورال (f) پرندگان (g) پستانداران (h) سلامت اکوسیستم، تاب آوری و بهبود (i) رکوردهای محیطی (j) کالاها (k) تصفیه ی آب (l) تفریح (m) کنترل بیماری ها (n) آبی پروری

۱-۲-۳- خدمات اکوسیستمی بنیادی که توسط جمعیت ماهیان ایجاد می شود

خدمات تنظیمی

مصرف ارگانسیم های دیگر توسط ماهیان، موجب تنظیم سطوح غذایی و در نتیجه ی آن پایداری، تاب آوری و دینامیک شبکه ی غذایی در اکوسیستم های آبی را به دنبال دارد. حتی این تنظیم در دوره های مختلف چرخه ی زندگی ماهی نیز متفاوت است (Carpenter et al., 1992; Post et al., 1997). لارو ماهی که از زئوپلانکتون ها تغذیه می کند، کاملاً با فرم بالغ خود از لحاظ اکولوژیکی متفاوت رفتار می کند؛ حتی اگر رژیم غذایی آن باز هم پلانکتون باشد. ماهیان گوشتخوار با شکار، ماهیان پلانکتون خوار، میتوانند باعث کنترل جمعیت پلانکتون ها شوند و به صورت آبشاری روی جمعیت های ارگانسیم های دیگر تاثیر بگذارند (شکل ۳-۱). میزان اثر گذاری خدمات تنظیمی روی زنجیره ی غذایی به عوامل بسیاری از جمله شرایط فیزیکی و اقلیمی، جریان ورودی، دما، طوفان ها، تغییرات فصلی و میزان مواد مغذی و عمق آب بستگی دارد (Rudstam et al., 1994; MacKenzie et al., 1996; Deegan et al., 1997; Jeppesen et al., 1998a).

- تنظیم شبکه ی غذایی و بالانش مواد مغذی

از بین بردن ماهی با ویژگی های خاص در اکوسیستم ممکن است باعث از بین رفتن تاب آوری و تعادل اکوسیستم شود (Holling, 1986; Chapin et al., 1997; Grime, 1997; Tilman et al., 1997 1974; Sheffer, 1990; Levin, 1992; Walker, 1993). به عنوان مثال کاهش ماهیان گوشت خوار و گیاه خوار موجب کاهش بیومس ماهیان و تغییر در ترکیب تاکسونی تپه های مرجانی جامائیکا شد (Hughes, 1994). اما با این وجود این اثر تا دهه ها نا پیدا بود. دلیل آن تراکم بالای یک گونه ماهی علف خوار بود که رشد جلبک ها را کنترل می کرد. اما با به وجود آمدن یک پاتوژن که موجب از بین رفتن تک گونه ی کنترل کننده ی جلبک ها تا ۹۹ درصد شد، میزان تپه های مرجانی از ۵۲ درصد به ۳ درصد کاهش یافت (Hughes, 1994). دریاچه ی زیروار نیز با توجه به برهم خورد تعادل در شبکه ی غذایی خود و نبود هیچ مکانیزم کنترل کننده ای، در معرض تهدید بسیاری برای از بین رفتن و یا شکوفایی جلبکی قرار دارد.

در اکوسیستم های آب شیرین، رفتار تغذیه ای ماهیان بالغ و ماهیان جوان اثرات بسیاری بر روی پویای جمعیت در شبکه ی غذایی دارد (Carpenter et al., 1985). الگوی تغذیه ی ماهیان، می تواند به طور موقتی بر روی شکوفایی جلبکی تاثیر بگذارد، چرا که ماهیان موجب معدنی شدن نیترا ت و فسفات و باعث محیا شدن این مواد برای تولید ثانویه برای تولید ثانویه و شکوفایی جلبکی می شوند (Schindler, 1992). در حال حاضر دریاچه ی زیروار را خطر شکوفایی جلبکی تهدید نمی کند، اما با ادامه ی روند ماهی ریزی و از طرف دیگر بالا بردن بار آلی موجود در دریاچه از طریق فاضلاب و روش های نامتداول صید، دور

از انتظار نیست که در آینده ی نزدیک برای دریاچه ی زریوار این اتفاق بیافتد. این امر باتوجه به روند کدر شدن آب دریاچه نیز قابل پیش بینی است.

- تنظیم فرآیندهای رسوبی

مطالعات بسیار اندکی در مورد رابطه ی بین ماهیان، فیلتراسیون زیستی^۸ (دستکاری فیزیکی بستر توسط مصرف کنندگان به منظور فعالیت های زیستی)، و ساختار رسوبات بر روی رودخانه ها و دریاچه ها انجام شده است (Fuller and Cowell, 1997; Gelwick et al., 1997; DeVries, 1997; Flecker, 1992; 1985).

ماهیان سالمونیده، فیلتراسیون زیستی را برای ایجاد و حفظ زیستگاه خود انجام می دهند و سپس ماده ها در این زیستگاه ها تخم ریزی انجام می دهند (Montgomery et al., 1996). این فرآیند موجب از بین رفتن ماکروفیت ها، رسوبات ریز و حتی مواد آلی می شود (Field-Dodgson, 1987)، و ممکن است باعث انتقال ماکروبینتوز ها از بستر به ستون آب شوند و در نتیجه بی مهرگان آب زی در دسترس دیگر ماهیان فرا گیرند (Bilby et al. 1998). انجام این فرآیند در طی سالیان متمادی موجب ایجاد زیستگاه مناسب برای ماهیان جوان و بالا رفتن نرخ بقای جنین های ماهیان آزاد می شود. در عین حال این فرآیند باعث ثبات بستر و در نتیجه کاهش سرعت آب در پناه سنگ ها ی بزرگ و بالارفتن بقای موجودات می شود (Field-Dodgson, 1996; Montgomery et al., 1987). در موارد دیگر، ماهیان کف زی موجب فراهم شدن مواد غذایی برای جوامع جلبکی و در نتیجه ی آن این فرآیند باعث بهبود یافتن شبکه ی غذایی درون دریاچه می شود (Gelwick et al. 1997). در حال حاضر در مورد دریاچه ی مریوان و ماهیان کف زی آن اطلاعاتی در اختیار نیست. همچنین به دلیل برهم خوردن تعادل ماهیان آن، احتمالاً نقش اصلی این گونه ماهیان به طور کلی از بین رفته است.

- تنظیم رژیم کرین

اقیانوس ها و دریاچه ها هم می توانند به عنوان منبع و هم به عنوان سینک کربن عمل کنند (Kling et al., 1992; Cooper et al., 1996). در صورتی که در راس شبکه ی غذایی ماهیان گوشتخوار بزرگ جثه قرار گرفته باشد، دریاچه به عنوان

⁸ bioturbation

منبع کربن عمل خواهد کرد، چرا که جمعیت فیتوپلانکتون های آن افزایش یافته است. اما در صورتی که ماهیان زئوپلانکتون خوار وجود داشته باشند، دریاچه به عنوان سینک کربن عمل خواهد کرد. دلیل آن کاهش جمعیت فیتوپلانکتون ها است (Schindler et al., 1997).

خدمات ارتباطی

ماهیان، خدمات بسیاری را با توجه به نوع حرکت خود، شامل الگوهای مهاجرت روزانه، ماهانه و سالانه در دریاچه ها، رودخانه ها، مصب ها و اقیانوس ها انجام می دهند (Polis et al., 1997). اما متأسفانه به دلیل قطع ارتباط در دریاچه ی زیروار با رودخانه ی پایین دستش، این دریاچه از خدماتی که جمعیت ماهیان می توانند از ارتباطات خود ایجاد کنند، بهره مند نیست.

- ماهی به عنوان ارتباطات فعال بین اکوسیستم ها

بسیاری از گونه های ماهیان سالمونیده از محیط های دریایی به رودخانه های آب شیرین مهاجرت می کنند، تا تولید مثل خود را انجام دهند و سپس می میرند و در نتیجه ی آن مواد مغذی را با خود به اکوسیستم رودخانه ای می آورند (Bilby et al., 1996; Larkin and Slaney, 1997). در مطالعاتی در آمریکا و روسیه نشان داده شده است که چیزی در حدود ۲۰ تا ۴۰ درصد نیتروژن، کربن و فسفر از اجساد ماهیان سالمونید، تخم های رها شده و عمل دفع این ماهیان تامین می شود (Kline et al., 1990; Bilby et al., 1996; Larkin and Slaney, 1997; Krokhin, 1975). زمان بندی این فرآیند بسیار مهم است، چرا که مهاجرت این ماهیان بین پاییز و بهار صورت می گیرد، درست در زمانی که منابع غذایی دیگر از جمله برگ ها، با کمبود مواجه می شود.

یک نمونه ی بسیار مهم دیگر از این رفتار، حرکت روزانه ی موجود از محل استراحت تا محل تغذیه است. این موضوع می تواند باعث چرخش مواد غذایی در سطح دریاچه و در مصب رودخانه ها می شود (Carpenter et al., 1992).

در دریاچه ی زیروار هیچکدام از این اطلاعات وجود ندارد و متأسفانه به دلیل نبود ماهیان بومی در این مطالعه نمی توان قضاوت درست در مورد گونه های بومی انجام داد. بسته شدن خروجی دریاچه، موجب شده است تا مهاجرت های روزانه، فصلی و سالانه ی ماهیان از دریاچه به رودخانه صورت نگیرد.

- ماهیان در نقش حافظه ی اکولوژیک

ماهیان مهاجر به عنوان مخزن مواد مغذی و ذخیره ی ژنی بین سالها و اکوسیستم، مقیاس های زمانی و مکانی اکولوژیکی را به هم دیگر متصل می کنند (Kairesalo and Seppä"la", 1987; Cederholm, 1989). این خصیصه ی حرکتی ماهیان باعث شده است تا آن ها همانند حافظه ای اکولوژیک عمل کنند. به عنوان مثال در هنگام آخرین عصر یخبندان، ماهیان مهاجر ناچار به سکونت و تخم ریزی در محل هایی بودند که برف و یخ حضور نداشت، این مسئله باعث شد که این ماهیان توانایی کنار آمدن با شرایط دشوار و سخت را یاد بگیرند. در نتیجه پس از آن این تجربه ی خود را از طریق ذخایر ژنتیکی به نسل های بعد منتقل کردند. این ماهیان برای باسازی اکوسیستم بسیار حیاتی و کلیدی هستند (Holling and Sandersson, 1996). با از بین رفتن ماهیان بومی یک منطقه این حافظه ی اکولوژیک نیز نابود خواهد شد و در نتیجه ی آن، امکان برهم خوردن تعادل در اکوسیستم برای همیشه خواهد شد. اتفاقی که در دریاچه ی زریوار به احتمال زیاد رخ داده است. و باید از پیش روی آن جلوگیری کرد. به عنوان مثال در گرگانرود استان گلستان، جمعیتی از قزل آلای رنگین کمان پیوند خورده بود که توانست چیزی در حدود ۳۰ سال نیز دوام بیاورد. اما در اواسط دهه ی ۷۰ با وقوع سیلاب این جمعیت به طور کلی نابود گردید. ولی این موضوع برای ماهیان بومی این رودخانه اتفاق نیفتاد، چرا که آن ها از طریق همین حافظه ی اکولوژیک توانایی مقابله با این سیلاب را داشتند. با توجه به شرایط دریاچه ی زریوار، اگر بازسازی و احیای ذخایر بومی آن رخ ندهد، امکان از بین رفتن همیشگی دریاچه وجود دارد. چرا که ماهیان غیربومی دریاچه برای مقابله با شرایط طبیعی آن منطقه سازگاری ندارند و امکان مرگ دریاچه وجود دارد.

- ماهیان به عنوان ارتباطات منفعل در اکوسیستم

هنگامی که دیگر موجودات از ماهیان تغذیه می کنند، ماهیان در نقش رابطی منفعل برای بقیه اکوسیستم های هوایی و خشکی و در زنجیره ی غذایی آن ها شرکت می کنند (Cederholm, 1989). حذف ماهیان از رژیم غذایی پرندگان و پستانداران می تواند موجب تاثیرات اقتصادی- اجتماعی بسیار شود. به عنوان مثال در یکی از دریاچه های ایالت ماساچوست آمریکا نزدیک پارک ملی Glacier، گونه ای از میگو (*Mysis relicta*) در جهت افزایش تولید ماهیان اضافه گردید. این گونه در رقابت غذایی با گونه ای از ماهیان سالمونیده (*O. nerka*)، موجب کاهش جمعیت آن گردید. هر دوی این گونه ها زئوپلانتکون خوار بودند. میزان صید این ماهی سالمونید از ۱۰۰۰۰۰ ماهی به ازای هر فصل در عرض چندسال به صفر رسید. در طول چندین سال عواقب این حذف، نمود خود را در خشکی و هوا نشان داد، جمعیت نوعی عقاب در این منطقه تا ۹۶٪ کاهش یافت. میزان پرند نگران از ۴۶۰۰۰ نفر در سال به ۱۰۰۰ نفر سال کاهش پیدا کرد. کاهش در پستانداران منطقه نیز رخ داد. جمعیت های

کایوت، راسو، سمور، گوزن و خرس در این منطقه به شدت کاهش یافت (Spencer et al., 1991). به همین دلایل جمعیت توریست هایی که به این منطقه سفر می کردند به شدت کاهش یافت، تنها به دلیل از بین رفتن جمعیت یک گونه از ماهیان سالمونید. روند کاهش تنوع زیستی در اکوسیستم دریاچه ی زیروار، با حذف ماهیان بومی آغاز شده است. متأسفانه به دلیل نبود مطالعات، نمی توان اظهار نظر درستی در مورد دیگر بخش های این دریاچه کرد. یکی از جاذبه های دریاچه ی زیروار حضور پرندگان آب زی است. ممکن است با ادامه ی روند فعلی دریاچه، در سالهای آتی، این پرندگان در این دریاچه دیگر مشاهده نشوند و در نتیجه ی آن یکی از جاذبه های توریستی منطقه از بین خواهد رفت. در حال حاضر بهترین راه ایجاد یک برنامه ی مدیریتی جامع برای بازگرداندن این دریاچه به شرایط طبیعی خود می باشد.

۲-۱-۲- خدمات اکوسیستمی مبتنی بر تقاضا که توسط جمعیت ماهیان ایجاد می شود

خدمات اطلاعاتی

این ویژگی اطلاعات زیادی در اختیار محققان و مدیران قرار می دهد. به خاطر ماهیت جمعیت ماهیان، نمونه برداری از آن ها کار نسبتاً راحتی است و موضوع جالبی برای مطالعه به حساب می آیند. مطالعه ی ژنتیک آن، استفاده از سنگریزه های شنوایی (اتولیت) باعث می شود تا اطلاعات مناسبی در زمینه ی سن و رشد، مکان های تخم ریزی آن ها، نحوه ی مهاجرت و کلنیزه شدن در کنار تاریخچه ای از محیط بدهد (Campana and Neilson, 1985; Ryman and Utter, 1986). این اطلاعات برای مدیریت و درک تاب آوری اکوسیستم بسیار مهم است و مشخص می کند که پویایی جمعیت ماهیان در کدام بخش از خدمات اکوسیستمی اثر بخشی بیشتری دارند. به علاوه ی اینها مطالعات ژنتیکی به بحث تولید و حفاظت از گونه ها کمک می کند. در حال حاضر این چرخه برای دریاچه ی زیروار بسیار دستخورده است و با وجود فراوانی بسیار گونه های غیربومی نمی توان انتظار چندانی برای به دست آوردن این اطلاعات از دریاچه بود.

- ارزیابی استرس اکوسیستم

ماهیان به بسیاری از عوامل محیطی همچون پارازیت ها، بیماری ها و یا اسیدی شدن، حساس هستند. علاوه بر این به دلیل، رشد سریع، اندازه ی بدن نسبتاً بزرگ، انتخاب زیستگاه و سطح تغذیه ای آن، بسیاری از ماهیان، خواصیت تجمع زیستی مواد سمی را دارا می باشند. همچنین ثابت شده است که پیش از تغییر بزرگ در اکوسیستم، می تواند اثرات استرس محیطی

را روی جمعیت ماهیان مشاهده کرد (Schindler, 1990). به همین دلیل بسیاری از ماهیان می توان به عنوان عوامل هشدار دهنده ناشی از استرس های انسانی استفاده کرد، برعکس این موضوع نیز صادق است، از وجود برخی از ماهیان میتوان برای بررسی بهبود شرایط اکوسیستم استفاده کرد. به طور مثال الگوی پراندگی نوعی از ماهیان (*Chaetodontidae*) در تپه های مرجانی هاوایی و سریلانکا، ثابت شده است که تحت تاثیر آشفته گی های ناشی از فعالیت انسانی، تغییر پیدا می کند (Reese, 1998; Ohman et al., 1995). عدم مشاهده ی ماهیان بومی در دریاچه ی زیروار، نشان دهنده ی آن است که تحت تاثیر فعالیت های انسانی در این دریاچه، گونه های بومی توان تحمل در برابر این شرایط را نداشتند. با بازگشت گونه های بومی به دریاچه و رصد وضعیت آن می توان پی برد که کدام گونه، به استرس، حساس تر بوده و در نتیجه ی آن تغییرات در جمعیت این گونه، نشانی از استرس به محیط باشد که باید آن را کنترل کرد.

ثبت کننده های بلند مدت در طبیعت

حضور فون ماهیان در یک منطقه، نشان دهنده ی وضعیت اقلیمی آن است. و اطلاعات جامعی را در مورد شرایط گذشته ی منطقه می دهد. به عنوان مثال پراکنش نوعی از ماهی قطبی (*Salvelinus alpinus*) در دریاچه های اسکاندیناوی، نشان دهنده ی پراکنش دمایی تا ۱۶ درجه ی سانتی گراد در ۱۰۰۰۰ سال گذشته است (National Environmental Protection Board, 1989, p. 106).

خدمات فرهنگی

ماهیان در اغلب اوقات به عنوان کالا بر اساس نیاز های انسان به صورت، منبع پروتئین، غذای ماهی، روغن، صید ورزشی و پرورش، ارزش گذاری می شوند. در برخی موارد نیز، از ماهیان در صنعت داروسازی استفاده می شود (Carte', 1996). با توجه به این که ماهیان، قسمتی از اکوسیستم هستند، ماهی به عنوان کالا وابستگی بسیاری به خدمات اکوسیستم دارد. خدمات فرهنگی که جمعیت های ماهیان ارائه می دهند، بر اساس ارجحیت انسان تعریف می شوند و به دانش اکولوژی انسان در زمینه ماهیان برای تولید کالا برای جوامع انسانی از جمله غذا، تفریح و سلامت انسان اطلاق می گردد.

تولید غذا

در سال ۱۹۹۵، ۱۳۹ میلیون تن ماهی از پرورش ماهی و و شیلات برداشت گردید و سرانه ی مصرف آن را به ۱۴ کیلوگرم رساند (FAO, 1997). تولید ماهی در طبیعت در اثر رابطه ی صید و صیادی و تغییرات آن تنظیم می شود. در نتیجه، شکوفایی یک جمعیت از ماهیان می تواند، موجب شکوفایی جمعیت دیگر ماهیان شود، در صورتی که شکوفایی بیش از حد یک جمعیت از ماهیان منجر به کاهش جمعیت دیگر ماهیان خواهد شد. به عنوان مثال می توان به پرورش ماهی در جنگل های مانگرو اشاره کرد. از بین بردن جنگل های مانگرو به منظور ایجاد مکان هایی برای پرورش میگو موجب گردید، که بخشی از زیستگاه های طبیعی برای میگوهای وحشی و برخی ماهیان، از بین برود (Martosubroto and Naamin, 1977; Sasekumar and Chong, 1987). اتفاقی که برای دریاچه ی زریوار نیز افتاده است. اگرچه تنها عامل کم شدن جمعیت ماهیان بومی دریاچه، کاملاً مربوط به حضور گونه های غیربومی نیست، اما ماهی ریزی برای کمک به صید و صیادی و از طرف دیگر ورود ناخواسته ی گونه هایی مثل کاراس و تیزه کولی به دریاچه، باعث گردیده تا عرصه برای گونه های بومی این منطقه کوچک شود و به جایی برسد که به ندرت شاهد حضور این گونه ها در دریاچه بود.

پشتیبانی از ارزش های تفریحی

در طی سالیان بسیار، صید ورزشی از ماهیان وحش، تبدیل به یکی از تفریحات پرطرفدار شده است (FAO, 1996). تعامل با طبیعت در هنگام ماهیگیری، یکی از انگیزه های اصلی این نوع ماهیگیری عنوان شده است (Schramm and Mudrak, 1994). افزایش روند تغذیه ی ماهیگیری ورزشی، و ایجاد های مکان های مناسب برای حضور انسان به طوری کمترین آسیب را به کیفیت آب بزند، میتواند ابزار مدیریتی برای بهبود کیفیت آب و کمک به احیای جمعیت ماهیان در آن منطقه شود (Shapiro and Wright, 1984; Jørgensen and Jørgensen, 1989). با توجه به کمبود جمعیت ماهیان بومی در دریاچه ی زریوار، بهترین راه در حال حاضر ایجاد جذابیت برای مردم بومی برای صید و خارج کردن ماهان غیربومی است. به طور کلی، صید و صیادی اردک ماهی، آمو و کپور برای مردم بومی جذابیت دارد و در برخی از گفت و گوها، اظهار داشتند که خواستار افزایش جمعیت این ماهیان هستند.

پشتیبانی از ارزش های زیبایی شناسی

وجود ماهیان در پهنه های آبی، جذابیت بصری برای بازدید کنندگان ایجاد می کند، چه بصورت آکواریوم های طبیعی و یا مشاهده ی آن ها در تپه های مرجانی. در بیان اقتصادی، این صنعت چیزی در حدود ۷ میلیارد دلار در سال سودآوری دارد (Moyle and Moyle, 1995). به عنوان مثال در استکهلم وجود ماهیان قزل آلا و آزاد در مسیر رودخانه ی شهری باعث جذب گردشگر به آن جا شده است، چرا که این ماهیان تمایل زیادی به شکار بالاتر از سطح آب دارند و صید آن ها را به مراتب راحت تر می کند (Holmlund, 1996). در حال حاضر دریاچه ی زریوار این جذابیت بصری را ایجاد نمی کند و اما به بازگشت ماهیان بومی به دریاچه و ایجاد منطقه ی امن برای دیگر موجودات، می توان انتظار داشت بخش های دیگر اکوسیستم از جمله پستانداران و پرندگان با افزایش جمعیت، ایجاد جذابیت های بصری کنند. واضح است که این امر در کوتاه مدت جواب نمی دهد، اما در دراز مدت و با تکثیر گونه ها به صورت وحشی، بر جذابیت منطقه افزوده خواهد شد.

بهبود سلامت انسان

علاوه بر جنبه های واضح تاثیر ماهیان بر سلامت انسان، به صورت غذا و دارو، ماهیان به کنترل بسیاری از بیماری ها کمک می کنند. به عنوان مثال می توان به کنترل مالاریا اشاره کرد (Marchall and Maes, 1994; Moyle and Moyle, 1995). در مورد دریاچه ی زریوار، مطالعه ای در این مورد صورت نگرفته است. بیان این موضوع در مورد آن نیز بسیار مشکل است، چرا که پیشینه ی تاریخی در موردش وجود ندارد و اطلاعاتی در زمینه ی بیماری هایی که ممکن است فون منطقه به انسان منتقل شود وجود ندارد. اما در بررسی ها مشخص شد که بسیاری از ماهیان تیزه کولی در این منطقه حاوی انگل بودند.

۲-۲-۳- وضعیت شیلاتی

۱-۲-۲-۳- راه های ورود ماهیان غیربومی

به طور کلی راه های ورود ماهیان غیربومی به پهنه ی آبی منطقه در دو دسته ی مجاز^۹ و غیر مجاز^{۱۰} طبقه بندی می شود (جدول ۲-۳). دسته اول توسط ارگان ها یا عموم پس از کسب مجوزهای لازم صورت می گیرد و بیشتر مربوط به مدیریت آبزیان و شیلات می شوند و معمولاً باید برای آن ها ارزیابی های اکولوژیک پیش از معرفی صورت گیرد (Rahel & Smith, ۲۰۰۳).

⁹ authorized

¹⁰ unauthorized

2018). سالانه در آمریکا و کانادا بیش از یک میلیارد بچه ماهی در قالب کمک به صید و صیادی تفریحی و تجاری و کمک به بازیابی گونه ها رها سازی می گردد (Trushenski et al., 2010; Lorenzen, 2014).

دسته ی غیر مجاز شامل موارد، معرفی غیرقانونی^{۱۱} (عمدی)، تصادفی^{۱۲} یا کلنیزه شدن^{۱۳} می شود. این راه های ورود همگی در این نکته مشترک هستند که نمی توان قبل از معرفی برای آن ها ارزیابی اکولوژیکی انجام داد (Rahel & Smith, 2018). معرفی های غیر قانونی شامل معرفی ماهی جهت صید، طعمه و ماهیان به عنوان حیوان خانگی می شوند (Johnson et al., 2009). معرفی تصادفی گونه ها از طریق اشتباه انسانی در هنگام رهاسازی از منبع تکثیر، منبع تکثیر آلوده [همچون اکثر منابع تکثیر و پرورش ماهیان ایران که موجب گسترش ماهیانی همچون تیزه کولی، کاراس و... یا محصول ثانویه فعالیت های انسانی، همچون آورده شدن توسط آب توازن کشتی هاست (Davies et al., 2013; Jacobs & Keller, 2017). در جدول زیر دسته بندی روش های ورود به همراه راه های احتمالی ورود ماهیان دریاچه ی زریوار آورده شده است.

جدول ۲-۳: دسته بندی روش های ورود به همراه راه های احتمالی ورود ماهیان دریاچه ی زریوار		
دسته بندی	توضیحات	دریاچه ی زریوار
مجاز	اثرات اکولوژیک آن قابل بررسی است	
	توسعه شیلات به صورت تجاری	فیتوفاگ، کپور سرگنده، کپور معمولی، کپور علفخوار
غیر مجاز	احیای ماهیان بومی	
	غیرقانونی	
	ماهیگیری تفریحی	احتمالا اردک ماهی
	ماهی به عنوان طعمه	کاراس، تیزه کولی، سیم نما
	ماهیان خانگی	کاراس (ماهی عید)
	تصادفی	
	آلودگی منبع	کاراس، تیزه کولی، سیم نما
	خطا در منبع	
	محصول جانبی	
	کلنیزه شدن	
	منابع مجاز	

¹¹ illegal

¹² inadvertent

¹³ colonization

دسته بندی	توضیحات	دریاچه ی زریوار
منابع غیرمجاز	گونه هایی که مجوز رسمی نداشته اند	

پس از استقرار گونه، می توان مدیریت آن را به ۴ دسته ی کلی تقسیم کرد، حذف، کاهش جمعیت، قرنطینه و یا هیچ مدیریتی. حذف کامل گونه، از نظر اکولوژیکی، مقبولترین روش است، چرا که معضل گونه های غیربومی را برای همیشه حل می کند. این روش می تواند از طریق استفاده از سم های مخصوص که کمترین اثر را بر روی دیگر آبزیان در دراز مدت خواهند داشت، به دست آید (Vinson et al., 2010) و یا کل پهنه ی آبی را خشک کرد. هر دوی این روش ها، تمام ماهیان و آبزیان را از بین خواهند برد. بنابراین اقدامات مدیریتی برای کاهش اثرات منفی آن و حفاظت از گونه های بومی و ارزشمند باید صورت گیرد. تکرار صید در مقاطع مختلف از طریق تور و الکترو شوکر می تواند در دراز مدت ماهی ناخواسته را حذف کند، اما این روش نیازمند تلاش بسیار است و بیشتر برای زیستگاه های کوچک و ایزوله که گونه موجود، توانایی پراکنش مجدد را نداشته باشد، امکان پذیر است (Shepard et al., 2007; Knapp et al., 2002). در بسیاری از مواقع حذف کامل گونه به دلیل بزرگی وسعت پهنه ی آبی، پیچیدگی حوضه ی آبریز منطقه، استقرار مجدد گونه از منابع کوچک اطراف یا مخالفت عموم امکان پذیر نیست.

در این مواقع، بهترین راه بعد از حذف کامل، کاهش جمعیت گونه ی ناخواسته است. این مورد نیز از طریق استفاده از تور، الکتروشوکر و یا ایجاد بندهایی به منظور مدیریت گونه های ناخواسته، به دست می آید. به عنوان مثال در پارک ملی یلواستون برای مدیریت گونه ای از قزل آلا از این بند ها استفاده می کنند (Syslo et al., 2011). برخی از این بندها با طراحی خاص خود اجازه ی عبور ماهیان ناخواسته را نخواهند داد در حالی که برای گونه های بومی محدودیتی ندارند. اگر امکان حذف وجود ندارد، استفاده از الکترو شوکر می تواند به کاهش جمعیت ماهیان غیربومی کمک کند (Peterson et al., 2008). اما همه ی این روش ها باید به صورت دوره و منظم تکرار شوند. در غیر این صورت جمعیت گونه های غیربومی و ناخواسته به سرعت افزایش می یابد. از جمله روش هایی که می توان برای کنترل جمعیت گونه های غیر بومی استفاده کرد می توان به تشویق عموم مردم برای صید بیشتر این گونه ها از طریق پیشنهاد مالی به عنوان جایزه در نظر گرفت (Pasko & Goldberg, 2014; Klein et al., 2016).

نوع دیگری از مدیریت، قرنطینه ی منطقه ی آلوده و اجازه ندادن به گونه برای جلوگیری از گسترش آن به مناطق دیگر است. ایجاد موانعی همچون سد، موانع صدایی و موانع الکتریکی می تواند از گسترش گونه جلوگیری کند (Rahel, 2013). ستون آخر جدول ۳-۳ مربوط به درصد استفاده از هر کدام از روش های مدیریتی در ایالت وایومینگ، آمریکا می باشد.

جدول ۳-۳: انواع روش های مبارزه با ماهیان غیربومی

دسته بندی	توضیح	Rahel & Smith, 2018
حذف کامل	تلاش برای حذف کامل گونه غیربومی و ناخواسته از منطقه	۹٪
سموم	استفاده از مواد شیمیایی کشنده برای ماهی	۸٪
تخلیه ی آب	تخلیه ی کامل آب به منظور کشتن ماهیان و دوباره پر کردن آن	۱٪
کاهش جمعیت	زمانی که حذف کامل امکان پذیر نیست؛ کاهش جمعیت بهترین گزینه است	۱۰٪
حذف فیزیکی	استفاده از تور، الکتروشوکر و بند به منظور کاهش جمعیت	۵٪
برداشت از طریق ماهیگیران	برای گونه ی مورد نظر هیچ محدودیتی نباشد و یا در جا کشته شود.	۷٪
کنترل بیولوژیکی	استفاده از گونه های شکارچی برا گونه ی مورد نظر. باید نازا شوند.	۱٪
قرنطینه	از گسترش پراکنش گونه با موانع فیزیک جلوگیری شود	۳٪
بدون مدیریت	هیچ عملی برا مدیریت این گونه ها صورت نمی گیرد.	۷۹٪

۳-۲-۳- ماهیان بومی

در این مطالعه و پژوهش هیچ گونه ماهی بومی درون دریاچه یافت نشد. لیست گونه های ماهیان بومی آورده شده در این مطالعه، مربوط به اطلاعات گذشته و نمونه برداری هایی است که پیش از این در دریاچه ی زیروار انجام شده است. در حال حاضر اطلاع چندانی از حضور و یا عدم حضور ماهیان بومی در دسترس نمی باشد. بخشی از این موضوع می تواند مربوط به فصل نمونه برداری باشد. با توجه به سرد بودن هوا و آب دریاچه، ممکن است ماهیان بومی در انبوه نی زارها و یا مناطق عمیق تر دریاچه پناه گرفته باشند. بنابراین تا مشخص نشدن وضعیت ماهیان بومی دریاچه نمی توان قضاوت درستی در مورد این موضوع انجام داد. اما با توجه به شرایط فعلی دریاچه می توان راهکارهای زیر را اتخاذ کرد.

۳-۲-۴- ماهیان غیر بومی

با استناد به گزارش های مهساب شرق (۱۳۹۴) و آساراب (۱۳۸۶) میزان بچه ماهیان رها شده در دریاچه ی زیروار در جدول ۳-۴ و میزان صید مجاز تعاونی صیادان در جدول ۳-۵ آمده است.

جدول ۳-۴: میزان رهاسازی ماهیان در دریاچه زریوار براساس آمار شیلات کردستان گزارش آساراب ۱۳۸۶

سال	فیتوفاگ	کپور معمولی	کپور علفخوار	بیگ هد	وزن (گرم)	مجموع (هزار قطعه)
1367	270	150	107	100	5	627
1368	130	70	70	30	5	300
1369	300	180	72	70	5	622
1370	-	-	-	-	-	-
1371	52	200	-	400	5	652
1372	40	45	-	15	5	100
1373	32	40	18	10	10	100
1374	20	35	3	2	10	60
1375	-	-	-	-	-	-
1376	55	45	30	5	10	135
1377	60	42	33	10	10	145
1378	65	30	25	5	10	125
1379	72	24	94	10	10	200
1380	45	15	60	5	10	125
1381	120	90.5	118	36.5	10	365
1382	64	120	160	26	10	370
1383	273	120	203	50	10	646
1384	324	288	72	36	10	720
1385	315	210	105	70	10	700
مجموع	2237	1704.5	1170	880.5		5992

طبق آماری که در این پژوهش از تعاونی صیادان به دست آمده است، میزان صید در سالهای اخیر در جدول ۳-۴ آمده است.

جدول ۳-۵: آمار صید و صیادی دریاچه ی زریوار بر اساس آمار شیلات کردستان گزارش آساراب ۱۳۸۶

سال	فیتوفاگ	کپور معمولی	کپور علفخوار	بیگ هد	بومی	مجموع صید
1367	-	-	-	-	-	25
1368	-	-	-	-	-	40
1369	-	-	-	-	-	50
1370	-	-	-	-	-	96
1371	-	-	-	-	-	95
1372	-	-	-	-	-	90
1373	-	-	-	-	-	110
1374	-	-	-	-	-	90
1375	22	40	8	10	2	82
1376	25	45	8	5	2	85

نکته ی قابل توجه در آمارهای فوق، عدم وجود آمار صید و صیادی از ماهیان بومی است. با توجه به آمار جداول فوق و استناد به نمونه برداری های انجام شده و پرس و جوی محلی، مدت هاست که ماهیان بومی در دریاچه ی زیروار صید نمی شوند. با توجه به جدول ۳-۴ میتوان به طور حدودی تخمین زد که چه مقدار از ماهیان بومی از سال ۶۷ تا ۷۶ صید می شده اند. این آمار در سال های ۷۵ و ۷۶ کاهش چشمگیری داشته است. در این سال ها ۲ تن ماهی بومی صید شده است و این در حالی است که در سال ۶۷، ۲۵ تن از ماهیان بومی صید گردیده است. اگرچه نمی توان با قاطعیت به این آمار استناد نمود، اما آنچه که مسلم است، صید بی رویه از منابع ماهیان بومی و همچنین رهاسازی ماهیان غیر بومی در دریاچه، توسط شیلات، موجب بر هم خوردن تعادل در این دریاچه شده است، به طوری که در نمونه برداری های این طرح، از دریاچه ی مریوان حتی یک عدد ماهی بومی نیز صید نگردید و یک گونه ی غیر بومی که پیش از این در دریاچه حضور نداشت، ثبت گردید. در مطالعات گذشته از دریاچه (آساراب ۱۳۸۶ و مهساب شرق ۱۳۹۴)، هیچ کدام اشاره ای به حضور گونه های *Belika* و *bojorna* نداشتند. حضور اردک ماهی در دریاچه مربوط به دوسال اخیر است و طبق اظهارات محلیان احتمال دارد که از دو راه به دریاچه معرفی گردیده باشد. برخی از محلیان اعتقاد دارند که این گونه توسط ماهی فروشان به دریاچه معرفی گردیده تا تنوع ماهیان برای فروش بالا برود. اما در مشاهدات میدانی از بازار و مصاحبه با برخی از بومیان منطقه، مردم تمایل چندانی به خرید اردک ماهی نشان نمی دهند. راه دیگر ورود این گونه توسط صیادان تعاونی عنوان می شود و دلیل آن نیز کنترل جمعیت ماهیان کاراس و تیره کولی در دریاچه است. با توجه به نمونه برداری های انجام شده در این طرح مشخص گردید که ماهی کاراس می تواند ماهی غالب دریاچه باشد.

۳-۲-۵- راهکار های مدیریتی برای دریاچه ی زیروار

با توجه به آنچه در زمینه ی پژوهش این پروژه و منابعی که در زمینه ی مدیریت گونه های غیربومی وجود دارد؛ راهکارهایی برای کنترل و مدیریت وضعیت گونه های بومی و غیربومی دریاچه ی زیروار نیز هست. تنها مسئله ای که در این مطالعه مشخص نشده، وضعیت حضور گونه های بومی درون دریاچه است. یکی از راهکارها برای رفع این مشکل، نمونه برداری در فصل گرم سال می باشد.

۳-۲-۵-۱- بستن جریان شمالی به دریاچه به طور کامل و باز نمودن مسیر خروجی دریاچه

با توجه به اظهارات کارشناسان محیط زیست، جریان ورودی به دریاچه دیگر باز نمی شود. اما با توجه به مشاهدات این تیم، در کانالی که به دریاچه راه دارد، آب جاریست و از طرف دیگر در بستر آن به مقدار بسیار زیادی، ماهی کاراس در اندازه های مختلف وجود دارد. همچنین بومیان منطقه نیز در فصل بهار شاهد تجمع بسیار زیاد ماهیان کاراس در مصب این کانال می باشند. بستر خاک نرم و پوشیده از نی می باشد که هم پناه مناسبی برای ماهیان کاراس و هم بستر مناسبی برای تخم ریزی این ماهیان می باشد.

با توجه به جریان داشتن آب در کانال در هنگام باران و فصول سیلابی، بستر خاکی و زمین های کشاورزی اطراف؛ این کانال همانند یک ذهکش عمل کرده و آب و رسوبات را به دریاچه منتقل می کند. علاوه بر این، کانال، پتانسیل انتقال سموم کشاورزی به داخل دریاچه را چند برابر می کند. بنابراین بهترین راه برای مقابله با این کار، پر کردن بخشی از مسیر کانال می باشد.

۲-۵-۳- برداشت از ماهیان غیر بومی و مهاجم به طور مستمر به منظور کم کردن جمعیت آن ها

در بررسی های به عمل آمده در این تحقیق، مشخص گردید بسیاری از بومیان منطقه با قلاب در اسکله مشغول ماهیگیری بودند. در مشاهدات و پرس و جوهای که صورت گرفت؛ بیشتر آن ها ماهی کاراس و تیزه کولی صید می کردند. این نکته خود نشان دهنده میزان غالبیت گونه های غیربومی در این دریاچه است. می توان جهت حذف گونه های غیربومی این دریاچه، اجازه ی برداشت از این ماهیان غیربومی توسط بومیان در تمام طول سال داده شود تا با کم کردن جمعیت این ماهیان عرصه را برای احیای ماهیان بومی دریاچه باز کرد.

به طور کلی و باتوجه به نمونه برداری انجام شده در این طرح باید در نظر داشت که این موضوع می تواند علاوه بر کمک به معیشت مردم در دراز مدت، باعث کنترل جمعیت گونه های غیربومی نیز بشود. لازم به ذکر است که کنترل بدین شکل، نیازمند نظارت نیز می باشد. در صورت بازگشت جمعیت ماهیان بومی، ادامه ی ماهیگیری توسط افراد بومی ممکن است باعث به خطر افتادن جمعیت های بومی بشود. بنابراین نظارت بر صید افراد با قلاب بسیار باید جدی گرفته شود و همواره باید سازمان محیط زیست بر رفتار این نوع صیادان نظارت داشته باشد.

۳-۵-۳- رهاسازی اردک ماهیان عقیم

با توجه به وجود اردک ماهی در دریاچه و مشاهده ی ماده های بالغ در این نمونه برداری می توان از رهاسازی اردک ماهیان عقیم به عنوان شکارچی ماهیان غیربومی استفاده کرد. لازم به ذکر است که این موضوع باید مورد بررسی بیشتر قرار بگیرد. اولین موردی که باید بررسی شود میزان موفقیت تولید مثل اردک ماهی در دریاچه ی زیروار است. چراکه ممکن است. در صورت اینکه این گونه به دریاچه پیوند خورده باشد، کنترل جمعیت این ماهیان نیز در دستور کار قرار بگیرد. اگرچه این ماهیان ممکن است به کنترل جمعیت ماهیان غیربومی کمک کنند، اما در صورت احیای جمعیت ماهیان بومی، این گونه نیز میتواند تهدیدی برای جمعیت این ماهیان باشد. شکارچی بودن این ماهیان، می تواند موجب کاهش برخی از گونه های بومی بشود. بنابراین تعیین پویایی جمعیت اردک ماهی حاضر در دریاچه ی زیروار برای تعیین رهاسازی اردک ماهیان عقیم، میزان رهاسازی و تعداد سالهای رهاسازی آن بسیار مهم است. غایت نهایی این بند، حذف اردک ماهی از دریاچه نیز می باشد. چرا که در صورت احیای دریاچه با گونه های بومی خود، ظرفیت کنترل جمعیت ماهیان غیربومی دیگر به دریاچه باز خواهد گشت و وجود یک ماهی شکارچی دیگر، میتواند این معادلات و تنظیم دریاچه را برهم بزند.

۴-۵-۲-۳- کم کردن ظرفیت رهاسازی بچه ماهی در دریاچه

متأسفانه آمار رهاسازی بچه ماهیان در سازمان شیلات وجود دارد و به جز آماری که از گزارش آساراب ۱۳۸۶ برداشت شده است، آمار دیگری وجود ندارد. در عین حال آمار رسمی از برداشت ماهیان تالاب نیز وجود ندارد. عدم وجود این آمار به خصوص در سالهایی که فراوانی ماهیان غیربومی در دریاچه تا این مقدار غالب نبوده اند، بسیار می توانسته کار آمد باشد. اما آنچه که بسیار واضح است، میزان رهاسازی و برداشت از ماهیان غیربومی و برداشت بسیار پایین از ماهیان بومی که عملاً به صفر رسیده است، وضعیت دریاچه را به حالت بحرانی در آورده است و این روند با توجه به ظرفیت دریاچه و فعالیت های انسانی آن نمی تواند دوام و پایداری داشته باشد. هر اکوسیستم میزان مشخصی تولید دارد. در صورتی که این میزان رهاسازی همچنان ادامه داشته باشد، فرصتی برای احیای گونه های بومی وجود نخواهد داشت. باید از تعداد رهاسازی بچه ماهیان در این دریاچه کاست. در این صورت می توان به بازگشت ماهیان ارزشمند بومی امید داشت.

احیای گونه های بومی

یکی از راه های بسیار موثر برای مدیریت دریاچه و کاهش اثرات سو تخریب های صورت گرفته در دریاچه، احیای گونه های بومی دریاچه ی زریوار است. در قسمت خدمات اکوسیستمی به مزایایی که جمعیت ماهیان بومی می تواند برای اکوسیستم ایجاد کند، اشاره شد. احیای گونه های بومی در منطقه به بالا رفتن تنوع زیستی منطقه، بالارفتن جذابیت صید و صیادی، بهره برداری مردم منطقه از دریاچه به طور مستمر و با درآمد بالاتر، تضمین بقای دریاچه و در نتیجه، رضایت مردم را به همراه خواهد داشت. به همین منظور اولویت اول برای مدیریت دریاچه، بایستی احیای گونه های بومی باشد. این موضوع پایداری اکولوژیکی، اجتماعی و اقتصادی را به همراه دارد. متأسفانه دریاچه ی زریوار در معرض نابودی قرار گرفته است و نابودی بخش مهمی از اکوسیستم آن، فلور ماهیان بومی، می تواند علت مهمی برای این موضوع باشد. گونه های بومی با ایجاد شبکه ی غذایی، تامین کننده ی بسیاری از فرآیندهای اکولوژیک می باشند و در صورت تایید نابودی آن ها در دریاچه، نمی توان انتظار داشت که دریاچه پایداری خود را حفظ کند.

سو مدیریت

ریختن بچه ماهی در تعداد زیاد و از طرف دیگر ریختن کودهای حیوانی و شیمیایی در دریاچه، آسیب های بسیاری به دریاچه وارد کرده است، به طوری که دریاچه از یک دریاچه الیگوتروف در مدت زمان کوتاهی به یک دریاچه ی یوتروف تبدیل شده است. از عواقب یوتروف شدن دریاچه، می توان به کاهش شفافیت آب، کاهش عمق آب، افزایش بار مواد آلی و در نهایت مرگ دریاچه را انتظار داشت، ضمن آنکه ریختن کودهای شیمیایی برای افزایش تولید جلبک ها در دریاچه به منظور تولید ماهی فیتو فاگ، عملاً دریاچه را به یک استخر پرورش ماهی بزرگ تبدیل نموده است و عملاً باعث افزایش مواد مغذی آب و رشد نی ها و از بین رفتن دریاچه در آینده خواهد شد. باید در نظر داشت اکوسیستم دریاچه به لحاظ ساختار و عملکرد با استخر پرورش ماهی تفاوت زیادی دارد. نگاه شیلاتی به دریاچه و بالابردن میزان صید دریاچه باعث شده است تا دریاچه ی زریوار عملاً به یک استخر پرورش ماهی بزرگ تبدیل شود و در صورت ادامه ی این روند، مرگ دریاچه حتمی خواهد بود. چرا که با بالارفتن بار آلی دریاچه در صورت ادامه ی روند کود ریزی و رها سازی بچه ماهیان، در نهایت آب را به حدی آلوده خواهد کرد که دیگر توان خود پالایی و زنده بودن دیگر موجودات از آن گرفته خواهد شد. علاوه بر این ها مشکل ورود فاضلاب شهری و روستایی به دریاچه نیز، موجب تسهیل روند نابودی دریاچه خواهد شد.

در اینجا همه ی مسایل و مشکلات دریاچه و همه ی آنچه که تاکنون برای مدیریت دریاچه انجام شده است، تنها به سوی نابودی دریاچه پیش رفته و برای بهبود شرایط دریاچه، باید در بسیاری از فرآیندهای مدیریتی موجود در دریاچه تجدید نظر شود.

نقشه ی راه برای پروژه ی بعدی

آنچه که مسلم است، در حال حاضر اطلاعات کمی در مورد گونه های بومی دریاچه و شرایط و وضعیت آن ها در اختیار است. در نمونه برداری اخیر نیز گونه ی بومی نیز مشاهده نشد و به جز مطالعات قدیمی که بیشتر آن ها تنها به نام گونه های بومی اشاره داشته اند و مطالعه ای در مورد ساختار سنی و جمعیتی ماهیان بومی دریاچه وجود ندارد، پیشنهاد می شود تا در قدم بعدی، وضعیت ماهیان بومی دریاچه به منظور مطالعه ی پایه ای برای احیای دریاچه ی زریوار، صورت گیرد.

گام اول

نمونه برداری از دریاچه در فصل گرم سال

با توجه به این نکته که نمونه برداری اخیر در اواخر پاییز و اوایل زمستان و در دمای پایین آب صورت گرفته، اطلاعات خوبی از وضعیت ماهیان بومی به دست نیامد. اکثر ماهیان در فصل سرد با توجه به دما، کم تحرک هستند و برای حفظ دمای بدن خود، این فصل از سال را در عمق های زیاد و یا در لابه لای نی ها و درون گل ها سپری می کنند. نمونه برداری های این پروژه نشان از بالا بودن جمعیت ماهیان غیربومی در دریاچه زریوار دارد. به همین منظور برای پی بردن به وضعیت گونه های بومی در دریاچه، نیاز است تا یک بار دیگر نمونه برداری هایی در دریاچه در فصل گرم سال صورت گیرد.

گام دوم

نمونه برداری از رودخانه های حوضه ی آبریز دریاچه و حوضه ی وصل شده به آن

اهداف از اجرای این نمونه برداری، پی بردن به فون ماهیان منطقه و بررسی میزان تهاجم ماهیان در خارج از دریاچه ی زریوار است. در هدف اول این نمونه برداری، علاوه بر مشخص کردن فون، به اطلاعات ارزشمندی همچون، تعداد ماهیان در سطح، در صورت نیاز، نمونه برداری از ماهیان جهت مطالعات پویایی جمعیت، غنای گونه ای و اطلاعاتی از این دست می توان رسید. این اطلاعات می تواند به خوبی به عنوان مطالعات پایه ای برای احیای ماهیان بومی دریاچه، استفاده گردد. چرا که در صورت نابودی گونه هایی بومی در دریاچه، انتقال ماهیان از رودخانه های نزدیک، می تواند به عنوان منبع طبیعی و نزدیک استفاده شود. ذکر این نکته لازم است که برای برداشت از این ماهیان، دانستن پویایی جمعیت آن ها، تخمین جمعیت برای برداشت، به طوری که به جمعیت اصلی آسیب نرسد، بسیار ضروری است.

با بررسی رودخانه های اطراف و حوضه ی دریاچه ی زریوار، میتوان به میزان موفقیت گونه های غیربومی در زمینه ی تهاجم ماهیان پی برد. این موضوع باعث می شود تا در صورت نیاز برای آن ها نیز برنامه های مدیریتی نوشت. این نکته برای حفظ جمعیت های طبیعی درون حوضه ی دریاچه بسیار اهمیت دارد. چرا که در صورت تصمیم به احیای گونه های بومی دریاچه، جمعیت های مولد ماهیان بایستی از این رودها تامین شود.

گام سوم

تجزیه و تحلیل نمونه ها و اطلاعات جمع آوری شده

در قدم نخست از این گام، در صورت جمع آوری نمونه، بایستی مطالعات پویایی جمعیت گونه های جمع آوری شده، به منظور پی بردن به وضعیت جمعیت این گونه ها در منطقه پرداخته شود. این اطلاعات می تواند ما را به برداشت درستی از وضعیت ماهیان منطقه برساند و برای احیای گونه های بومی دریاچه برنامه ای جامع و دقیق تدوین شود. در قدم بعدی، این اطلاعات و اطلاعات جمع آوری شده از نمونه برداری توسط کارشناسان مختلف، تجزیه و تحلیل می گردد. این قسمت، بسیار ضروری و مهم است، چرا که چشم اندازی از سلامت اکوسیستم منطقه و رودخانه های اطراف آن می دهد و نتایج آن به عنوان مطالعات اولیه احیا در نظر گرفته می شود و برای تیم احیا کننده، کمبودهای اطلاعاتی در بخش های دیگر مطالعات احیا را مشخص می کند.

گام چهارم

تدوین برنامه ی مطالعاتی برای احیای گونه های بومی

در این بخش، با توجه به تجزیه و تحلیل ها و اطلاعات به دست آمده، کمبود های اطلاعاتی و اجرایی برای مطالعات احیا آورده می شود. پس از آن برنامه ی گام به گام برای مطالعات احیا و در صورت نیاز برنامه ی مقدماتی برای احیای گونه های بومی نیز ارائه می گردد.

اهداف

- شناسایی گونه های بومی و غیر بومی ماهیان تالاب زریوار و رودخانه های اطراف
- مشخص کردن محدوده ی پراکنش گونه های غیربومی

- مشخص کردن وضعیت گونه های بومی در دریاچه و رودخانه ی اطراف آن
- تعیین برخی از ویژگی های جمعیت ماهیان، از جمله سن و رشد
- تحلیل داده های به دست آمده از فعالیت های میدانی جهت بررسی وضعیت آینده ماهیان در سناریوهای مختلف بهره برداری و احیاء
- ارائه پیشنهادهایی برای مطالعات احیا و احیای ماهیان بومی در دریاچه زریوار و رودخانه های اطراف
- تهیه و ارائه گزارش نهایی و تحلیلی از پروژه

منابع:

جاویدی دلجوان، س. ۱۳۹۰. طرح گردشگری دریاچه زریوار با نگرش توام بهره برداری و حفاظت با رویکرد اکولوژی منظر. پایان نامه برای دریافت درجه کارشناسی ارشد در رشته مهندسی طراحی محیط زیست مهر. دانشگاه تهران دانشکده محیط زیست.

جلالی، ب.، برزگر، م. و سهرابی، ا. ۱۳۸۱. بررسی مقدماتی انگلهای برخی ماهیان دریاچه زریوار. علوم دریایی ایران. شماره دوم. درخشان، س.، محمودی، ب. و دانه کار، ا. ۱۳۹۵. شناسایی و طبقه بندی پوشش گیاهان آبی دریاچه زریوار در شهرستان مریوان. دهمین کنگره پیشگامان پیشرفت.

عبدلی، ا. ۱۳۹۵. راهنمای میدانی ماهیان آبهای داخلی ایران. انتشارات ایران شناسی. ۲۷۲ صفحه.

عبدلی، ا. ۱۳۷۸. ماهیان آبهای داخلی ایران. انتشارات موزه دارآباد. ۳۷۸ صفحه.

کی مرام، ف. و هابنژاد، آ. (۱۳۹۵). پویایی جمعیت آبریان. موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور. صص ۳-۱.

معروفی، ح. و علی اخیایی، ع. ۱۳۸۵. دریاچه زریوار، بزرگترین چشمه آب شیرین ایران. طبیعت ایران. سال ۱. شماره ۱.

مهندسین مشاور آساراب. ۱۳۸۴. مطالعات لیمنولوژیکی و ارزیابی ذخایر دریاچه زریوار.

Allan, J. D., & Castillo, M. M. (2007). Stream ecology: structure and function of running waters. Springer Science & Business Media.

Allendorf, F.W. and Lundquist, L.L. 2003. Introduction: population biology, evolution, and control of invasive species. Conservation Biology, 17(1): 24-30.

Arslan, M., YILDIRIM, A., Bektaş, S., & Atasever, A. (2007). Growth and mortality of the brown trout (*Salmo trutta* L.) population from upper Aksu Stream, Northeastern Anatolia, Turkey. Turkish Journal of Zoology, 31(4), 337-346.

Bagenal, T. 1978. Methods for assessment of fish production in fresh waters.

- Balik, İ., Özkök, R., Çubuk, H. and Uysal, R. 2004. Investigation of some biological characteristics of the silver crucian carp, *Carassius gibelio* (Bloch 1782) population in Lake Eğirdir. *Turkish Journal of Zoology*, 28(1): 19-28.
- BULUT, S., Ramazan, M., ALGAN, B., Musa, Ö., Bülent, Ü. and KONUK, M. 2013. Several growth characteristics of an invasive Cyprinid fish (*Carassius gibelio* Bloch, 1782). *Notulae Scientia Biologicae*, 5(2): 133
- Coad, B.W. 2019. Brian Coad Personal Website: www.briancoad.com.
- Copp, G.H., Garthwaite, R., Gozlan, R., Copp, G., Garthwaite, R. and Gozlan, R. 2005. Risk identification and assessment of non-native freshwater fishes: concepts and perspectives on protocols for the UK: Cefas, Lowestoft(UK).
- Crawley, M., Harvey, P. and Purvis, A. 1996. Comparative ecology of the native and alien floras of the British Isles. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 351(1345): 1251-1259.
- Cucherousset, J. and Olden, J.D. 2011. Ecological impacts of nonnative freshwater fishes. *Fisheries*, 36(5): 215-230
- Davidson, A.M., Jennions, M. and Nicotra, A.B. 2011. Do invasive species show higher phenotypic plasticity than native species and, if so, is it adaptive? A meta-analysis. *Ecology letters*, 14(4): 419-431.
- Esmaili, H.R., Ali Gholamifard, A. and Freyhof, J. 2011. Ichthyofauna of Zarivar Lake (Iran) with the first records of *Hemiculter leucisculus* and *Alburnus hoheneri* in the Tigris drainage 7(1): 1 – 6.
- FAZLI, H., DARYANABARD, G., JANBAZ, A., MIRZAEI, R., HOSSEINPOUR, H., & VAHEDI, N. (2018). Some biological characteristics of *Carassius gibelio* (Bloch,

- 1782)(Teleostei: Cyprinidae) in the Azad dam Lake in Western Iran. *Iranian Journal of Ichthyology*, 5(3), 243-249.
- Ferincz, Á. (2014). *Role of invasive and non-native fish species in the Balaton-cathment Idegenhonos halak helye és szerepe a Balaton-vízgyűjtő ökoszisztémájában* (Doctoral dissertation, Pannon Egyetem).
- Francis, R. I. C. C. (1990). Back-calculation of fish length: a critical review. *Journal of Fish Biology*, 36(6), 883-902.
- Froese, R. and D. Pauly. Editors. 2019. FishBase.
- Gholami, M. and Shapoori, M. 2017. Identification of Species Composition of Fish in the Zarivar Lake (Kurdistan Province of Iran). *Journal of Marine Science*, 2017, 7, 205-210.
- Gozlan, R. E. (2008). Introduction of non-native freshwater fish: is it all bad?. *Fish and Fisheries*, 9(1), 106-115.
- Jalali, B and. Barzegar. M. 2006. Fish Parasites in Zarivar Lake. *J. Agric. Sci. Technol.* Vol. 8: 47-58.
- Kalous, L., Bohlen, J., Rylková, K. and Petrýl, M. 2012. Hidden diversity within the Prussian carp and designation of a neotype for *Carassius gibelio* (Teleostei: Cyprinidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 23(1): 11.
- Kalous, L., Šlechtová, V., Bohlen, J., Petrýl, M. and Švátora, M. 2007. First European record of *Carassius langsdorfii* from the Elbe basin. *Journal of Fish Biology*, 70(sa): 132-138.
- Kipling, C. (1962). The use of the scales of the brown trout (*Salmo trutta* L.) for the back-calculation of growth. *ICES Journal of Marine Science*, 27(3), 304-315.
- Lorenzoni, M., Corboli, M., Ghetti, L., Pedicillo, G. and Carosi, A. 2007. Growth and reproduction of the goldfish *Carassius auratus*: a case study from Italy in Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats. Springer, 259-273.

- Lorenzoni, M., Ghetti, L., Pedicillo, G. and Carosi, A. 2010. Analysis of the biological features of the goldfish *Carassius auratus auratus* in Lake Trasimeno (Umbria, Italy) with a view to drawing up plans for population control. *Folia Zoologica*, 59(2): 142.
- Mack, R.N., Simberloff, D., Mark Lonsdale, W., Evans, H., Clout, M. and Bazzaz, F.A. . 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological applications*, 10(3): 689-710.
- Marinović, Z., Lujčić, J., Bolić-Trivunović, V., & Marković, G. (2016). Comparative study of growth in *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) and *Rutilus rutilus* (L., 1758) from two Serbian reservoirs: Multi-model analysis and inferences. *Fisheries Research*, 173, 11-19.
- Marinović, Z., Lujčić, J., Bolić-Trivunović, V., & Marković, G. (2016). Comparative study of growth in *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) and *Rutilus rutilus* (L., 1758) from two Serbian reservoirs: Multi-model analysis and inferences. *Fisheries Research*, 173, 11-19.
- Morgan, D. and Beatty, S. 2007. Feral Goldfish (*Carassius auratus*) in Western Australia: a case study from the Vasse River. *Journal of the Royal Society of Western Australia*, 90(3): 151-156.
- Olden, J.D., Poff, N.L. and Bestgen, K.R. 2006. Life-history strategies predict fish invasions and extirpations in the Colorado River Basin. *Ecological Monographs*, 76(1): 25-40.
- Patimar, R. 2009. Some biological parameters of silver crucian carp, *Carassius auratus*, in the international wetlands of Alma-Gol and Ala-Gol (Golestan Province, Iran). *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 8(2): 163-174
- Patimar, R., Abdoli, A., & Kiabi, B. H. (2008). Biological characteristics of the introduced sawbelly, *Hemiculter leuciscus* (Basilewski, 1855), in three wetlands of northern Iran: Alma-Gol, Adji-Gol and Ala-Gol. *Journal of Applied Ichthyology*, 24(5), 617-620.

- Reichard, S.H. and Hamilton, C.W. 1997. Predicting invasions of woody plants introduced into North America. *Conservation Biology*, 11(1): 193-203.
- Reyahi-Khoram, M. and Hoshmand, K. 2012. Assessment of biodiversities and spatial structure of Zarivar Wetland in Kurdistan Province, Iran. *BIODIVERSITAS*. Volume 13, Number 3, Pages: 130-134.
- Rylková, K., Kalous, L. and Petrýl, M. 2014. Morphologic traits fail in species determination in genus *Carassius*.
- Rylková, K., Kalous, L., Bohlen, J., Lamatsch, D.K. and Petrýl, M. 2013. Phylogeny and biogeographic history of the cyprinid fish genus *Carassius* (Teleostei: Cyprinidae) with focus on natural and anthropogenic arrivals in Europe. *Aquaculture*, 380: 13-20.
- Sakai, A.K., Allendorf, F.W., Holt, J.S., Lodge, D.M., Molofsky, J., With, K.A., Baughman, S., Cabin, R.J., Cohen, J.E. and Ellstrand, N.C. 2001. The population biology of invasive specie. *Annual review of ecology and systematics*: 305-332.
- Sarı, H. M., Balık, S., Ustaoglu, M. R., & İlhan, A. (2008). Population structure, growth and mortality of *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) in Buldan Dam Lake. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 8(1), 25-29.
- Takada, M., Tachihara, K., Kon, T., Yamamoto, G., Iguchi, K.i., Miya, M. and Nishida, M. 2010. Biogeography and evolution of the *Carassius auratus*-complex in East Asia. *BMC evolutionary biology*, 10(1): 1.
- Vila-Gispert, A., Alcaraz, C. and García-Berthou, E. 2005. Life-history traits of invasive fish in small Mediterranean streams. *Biological Invasions*, 7(1): 107-116.
- Wang, T., Huang, D., Zhao, Y., Wang, H., Hu, S., & Shen, J. (2013). Age, growth and mortality of invasive sharpbelly, *Hemiculter leuciscus* (Basilwsky, 1855) in Erhai Lake, China. *Journal of Applied Ichthyology*, 29(6), 1279-1285.

- Daily, G.C. (Ed.), 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, DC, 392 pp.
- Odum, E.P. (Ed.), 1989. *Ecology and Our Endangered Life-Support Systems*. Sinauer Associates, Massachusetts, 283 pp.
- Hammer, M., Jansson, A.-M., Jansson, B.-O., 1993. Diversity change and sustainability: implications for fisheries. *Ambio* 22, 97–105
- Hughes, T.P., 1994. Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science* 265, 1547–1551
- Estes, J.A., Tinker, M.T., Williams, T.M., Doak, D.F., 1998. Killer whale predation on sea otters linking oceanic and nearshore ecosystems. *Science* 282, 473–476
- Botsford, L.W., Castilla, J.C., Peterson, C.H., 1997. The management of fisheries and marine ecosystems. *Science* 277, 509–515
- Carpenter, S.R., Cottingham, K.L., Shindler, D.E., 1992. Biotic feedbacks in lake phosphorous cycles. *Tree* 7, 332–336
- Post, D.M., Carpenter, S.R., Christensen, D.L., Cottingham, K.L., Kitchell, J.F., Schindler, D.E., Hodgson, J.R., 1997. Seasonal effects of variable recruitment of a dominant piscivore on pelagic food web structure. *Limnol. Oceanogr.* 42, 722–729.
- Jeppesen, E., Lauridsen, T.L., Kairesalo, T., Perrow, M.R., 1998a. Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton interactions in lakes. In: Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, M., Christoffersen, K. (Eds.), *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. Springer, New York, pp. 91–114
- MacKenzie, B., St. John, M., Wieland, K., 1996. Eastern Baltic cod: perspectives from existing data on processes affecting growth and survival of eggs and larvae. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 124, 265–281

- Rudstam, L.G., Aneer, G., Hilde'n, M., 1994. Top-down control in the pelagic Baltic ecosystem. *Dana* 10, 105–129
- Deegan, L.A., Peterson, B.J., Golden, H., McIvor, C.C., Miller, M.C., 1997. Effects of fish density and river fertilization on algal standing stocks, invertebrate communities, and fish production in an Arctic river. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54, 269–283
- Chapin III, F.S., Walker, B.H., Hobbs, R.J., Hooper, D.U., Lawton, J.H., Sala, O.E., Tilman, D., 1997. Biotic control over the functioning of ecosystems. *Science* 277, 500–504
- Grime, J.P., 1997. Biodiversity and ecosystem function: the debate deepens. *Science* 277, 1260–1261
- Holling, C.S., 1986. The resilience of terrestrial ecosystems: local surprise and global change. In: Clark, W.C., Munn, R.E. (Eds.), *Sustainable Development of the Biosphere*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 292–317
- Levin, S., 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73, 1943–1967.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., Siemann, E., 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* 277, 1300–1302
- Sheffer, M., 1990. Multiplicity of stable states in freshwater systems. *Hydrobiologica* 200:201, 475–486
- Walker, B.H., 1993. Rangeland ecology: understanding and managing change. *Ambio* 22, 80–87
- Schindler, D.E., 1992. Nutrient regeneration by Sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) fry and subsequent effects on zooplankton and phytoplankton. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49, 2498–2506
- Fuller, A., Cowell, B.C., 1985. Seasonal variation in benthic invertebrate recolonization of small-scale disturbance in a subtropical Florida lake. *Hydrobiology* 124, 211–221

- Holling, C.S., Sandersson, S., 1996. Dynamics of (dis)harmony in ecological and social systems. In: Hanna, S., Folke, C., Mañler, K.-G. (Eds.), Rights to Nature: Ecological Economic, Cultural and Political Principles of Institutions for the Environment. Island Press, Washington, DC, pp. 57– 85
- Gelwick, F.P., Stock, M.S., Matthews, W.J., 1997. Effects of fish, water depth, and predation risk on patch dynamics in a north-temperate river ecosystem. *Oikos* 80, 382–398
- Flecker, A.S., 1992. Fish trophic guilds and the structure of a tropical stream: weak direct versus strong indirect effects. *Ecology* 73, 927–940
- DeVries, P., 1997. Riverine salmonid egg burial depths: review of published data and implications for scour studies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54, 1685–1698
- Montgomery, D.R., Buffington, J.M., Peterson, N.P., SchuettHames, D., Quinn, T.P., 1996. Stream-bed scour, egg burial depths, and the influence of salmonid spawning on bed surface mobility and embryo survival. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53, 1061–1070
- Field-Dodgson, M.S., 1987. The effect of salmon redd excavation on stream substrate and benthic community of two salmon spawning streams in Canterbury, New Zealand. *Hydrobiology* 154, 3–11
- Bilby, R.E., Fransen, B.R., Bisson, P.A., Walter, J.K., 1998. Response of juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and steelhead (*Oncorhynchus mykiss*) to the addition of salmon carcasses to two streams in southwestern Washington, USA. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55, 1909–1918
- Cooper, D.J., Watson, A.J., Nightingale, P.D., 1996. Large decrease in ocean-surface CO₂ fugacity in response to in situ iron fertilization. *Nature* 383, 511–513
- Kling, G.W., Kipphut, G.W., Miller, M.C., 1992. The flux of CO₂ and CH₄ from lakes and rivers in arctic Alaska. *Hydrobiology* 240, 23–36

- Schindler, D.E., Carpenter, S.R., Cole, J.J., Kitchell, J.F., Pace, M.L., 1997. Influence of food web structure on carbon exchange between lakes and the atmosphere. *Science* 277, 248–251
- Polis, G.A., Anderson, W.B., Holt, R.D., 1997. Toward an integration of landscape and food web ecology: the dynamics of spatially subsidized food webs. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 28, 289–316
- Larkin, G.A., Slaney, P.A., 1997. Implications of trends in marine-derived nutrient influx to south coastal British Columbia salmonid production. *Fisheries* 22, 16–24
- Krokhin, E.M., 1975. Transport of nutrients by salmon migrating from the sea into lakes. In: Hasler, A.D. (Ed.), *Coupling of Land and Water Systems*. Springer, New York, pp. 153–156
- Kairesalo, T., Seppälä, T., 1987. Phosphorus flux through a littoral ecosystem: the importance of cladoceran zooplankton and young fish. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.* 72, 385–403
- Cederholm, C.J., 1989. Fate of coho salmon (*Onchorhynchus kisutch*), carcasses in spawning streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46, 1347–1355
- Spencer, C.N., McClelland, B.R., Stanford, J.A., 1991. Shrimp stocking, salmon collapse, and eagle displacement. *BioScience* 41, 14–21
- Ryman, N., Utter, F. (Eds.), 1986. *Population Genetics and Fishery Management*. University of Washington Press, Seattle, 420 pp
- Campana, S.E., Neilson, J.D., 1985. Microstructure of fish otoliths. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42, 1014–1032
- Ohman, M.C., Rajasuriya, A., Svensson, S. The use of butterflyfishes (*Chaetodontidae*) as bioindicators of habitat structure and human disturbance. *Ambio*

- Reese, E.S., 1995. The use of indicator species to detect change on coral reefs: butterfly fishes of the family Chaetodontidae as indicators for Indo-Pacific coral reefs. A coral reef symposium on practical, reliable, low cost monitoring methods for assessing the biota and habitat conditions of coral reefs. ONLINE. Available: <http://www.epa.gov:owowwtr1:oceans:coral:symposium.html>
- National Environmental Protection Board, 1989. Climate and the natural environment. Monitor 1989. Ingvar Bingman National Environmental Protection Board INFORMS, SMHI106 Helsingborg. (in Swedish)
- Carte', B.K., 1996. Biomedical potential of marine natural products. *BioScience* 46, 271–286
- FAO, 1997. Review of the state of world fishery resources: marine fisheries. FAI Fisheries Circular No. 920 FIRM: C920. FAO, Fisheries Department, Rome. ONLINE. Available: <http://www.fao.org/WAICENT/FAOINFO/FISHERY/publ/circular:>
- Martosubroto, P., Naamin, N., 1977. Relationship between tidal forests (mangroves) and commercial food production in Indonesia. *Mar. Res. Indonesia* 18, 81–86
- Sasekumar, A., Chong, V.C., 1987. Mangroves and prawns: further perspectives. In: Sasekumar, A., Phang, S.M. Chong, E.L. (Eds.), *Towards Conserving Malaysia's Marine Heritage*, pp. 10–15 Proceedings of the 10th Annual Seminar of the Malaysian Society of Marine Sciences
- Shapiro, J., Wright, D.I., 1984. Lake restoration by biomanipulation: Round Lake, Minnesota, the first two years. *Freshw. Biol.* 14, 371–383
- Schramm, H.L.J., Mudrak, V.A., 1994. Use of sport fish restoration funds for put-and-take trout stocking: benefi

- Jørgensen, S.E., Jørgensen, L.A., 1989. Ecotechnological approaches to the restoration of lakes. In: Mitsch, W.J., Jørgensen, S.E. (Eds.), *Ecological Engineering*. Wilson, New York, pp. 357–374
- Moyle, P.B., Moyle, P.R., 1995. Endangered fishes and economics: intergenerational obligations. *Environ. Biol. Fish.* 43, 29–37
- Holmlund, C., 1996. Fish stocking - consistent with sustainable management of the natural resources? Incentives and effects of fish stocking in the County of Stockholm. M.Sc. thesis, Department of Systems Ecology, Stockholm University, Stockholm, 13, 108 pp
- Marchall, B., Maes, M., 1994. Small Water Bodies and their Fisheries in Southern Africa. FAO, Rome CIFA technical paper, no. 29
- Trushenski, J., T. Flagg & C. Kohler, 2010. Use of hatchery fish for conservation, restoration, and enhancement of fisheries. In Hubert, W. A. & M. C. Quist (eds), *Inland Fisheries Management in North America*. American Fisheries Society, Bethesda: 261–293
- Lorenzen, K., 2014. Understanding and managing enhancements: why fisheries scientists should care. *Journal of Fish Biology* 85: 1807–1829
- Johnson, B. M., R. Arlinghaus & P. J. Martinez, 2009. Are we doing all we can to stem the tide of illegal fish stocking? *Fisheries* 34: 389–394
- Jacobs, A. I. & R. P. Keller, 2017. Straddling the divide: invasive aquatic species in Illinois and movement between the Great Lakes and Mississippi basins. *Biological Invasions* 19: 635–646.
- Davies, G. D., R. E. Gozlan & J. R. Britton, 2013. Can accidental introductions of non-native species be prevented by fish stocking audits? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 23: 366–373.

- Vinson, M. R., E. C. Dinger & D. K. Vinson, 2010. Piscicides and invertebrates: after 70 years, does anyone really know? *Fisheries* 35: 61–71
- Shepard, B., R. Spoon & L. Nelson, 2002. A native westslope cutthroat trout population responds positively after brook trout removal and habitat restoration. *Intermountain Journal of Sciences* 8: 191–211
- Knapp, R. A., D. M. Boiano & V. T. Vredenburg, 2007. Removal of nonnative fish results in population expansion of a declining amphibian (mountain yellow-legged frog, *Rana muscosa*). *Biological Conservation* 135: 11–20
- Syslo, J. M., C. S. Guy, P. E. Bigelow, P. D. Doepke, B. D. Ertel & T. M. Koel, 2011. Response of non-native lake trout (*Salvelinus namaycush*) to 15 years of harvest in Yellowstone Lake, Yellowstone National Park. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68: 2132–2145
- Peterson, D. P., K. D. Fausch, J. Watmough & R. A. Cunjak, 2008. When eradication is not an option, modeling strategies for electrofishing suppression of nonnative brook trout to foster persistence of sympatric native cutthroat trout in small streams. *North American Journal of Fisheries Management* 28: 1847–1867
- Pasko, S. & J. Goldberg, 2014. Review of harvest incentives to control invasive species. *Management of Biological Invasions* 5: 263–277
- Klein, Z. B., M. C. Quist, D. T. Rhea & A. C. Senecal, 2016. Population characteristics and the suppression of nonnative burbot. *North American Journal of Fisheries Management* 36: 1006–1017
- Rahel, F. J., 2013. Intentional fragmentation as a management strategy in aquatic systems. *BioScience* 63: 362–372

